AIP 2026. Vol. 54:1-26
https://doi.org/10.22352/AIP202654010

ARTÍCULO CIENTÍFICO

Desarrollo de un índice de condición del pastizal para evaluar la perturbación asociada a un ducto de hidrocarburos en la estepa magallánica

ERWIN DOMÍNGUEZ
https://orcid.org/0000-0002-1907-8399

OPEN ACCESS

Recibido:
17/04/2026
Revisado:
29/09/2026
Aceptado:
23/10/2026
Publicado en línea:
13/11/2026

Editor General:
Dr Américo Montiel
Instituto de la Patagonia
Universidad de Magallanes
Punta Arenas, Chile

ISSN 0718-686X

RESUMEN

La evaluación de la condición ecológica de los pastizales requiere indicadores que integren atributos florísticos y estructurales sensibles a las perturbaciones antrópicas. El objetivo de este estudio fue desarrollar y evaluar un Índice de Condición del Pastizal (ICP) para caracterizar las diferencias entre un área intervenida por un ducto soterrado de hidrocarburos y un área de referencia adyacente, en un coironal de *Festuca gracillima* de la estepa magallánica. Se establecieron 23 pares de cuadrantes rectangulares de 1 m² (2 × 0,5 m), distribuidos sistemáticamente, donde se registraron siete atributos de composición y cobertura superficial. Las diferencias entre áreas se evaluaron mediante la prueba de Wilcoxon para muestras pareadas. El área intervenida presentó menor cobertura vegetal (47,0 frente a 65,5 %), riqueza florística (6 frente a 8 especies por cuadrante) y mantillo (10,0 frente a 16,0 %), junto con mayor proporción de suelo desnudo (27,5 frente a 10,0 %). El ICP presentó valores significativamente inferiores en el área intervenida (medianas de 0,5588 y 0,6998, respectivamente; $p < 0,001$), con diferencias consistentes en los 23 pares evaluados. Estos resultados demuestran la capacidad del índice para sintetizar diferencias estructurales locales asociadas a condiciones contrastantes de perturbación. El ICP constituye una herramienta potencial para el monitoreo ecológico y la evaluación de la recuperación de pastizales intervenidos, cuya aplicación a otros sitios requiere validación independiente.

Palabras clave: Condición ecológica, *Festuca gracillima*, monitoreo ambiental; perturbación antrópica, restauración ecológica.

Development of a grassland condition index for assessing hydrocarbon pipeline disturbance in the magellanic steppe

Contribución de los autores
E.D: realizó redacción general del manuscrito, análisis de la información, confección de figuras, análisis de datos, discusión.

Conflicto de Intereses
El autor declara que la investigación se llevó a cabo en ausencia de cualquier relación comercial o financiera que pudiera interpretarse como un posible conflicto de intereses.

Financiamiento
Este trabajo fue realizado con el apoyo del proyecto: Monitoreo de la cubierta vegetal en instalaciones de ENAP Magallanes No 3100108256.

ABSTRACT

Assessing the ecological condition of grasslands requires indicators that integrate floristic and structural attributes sensitive to anthropogenic disturbances. The objective of this study was to develop and evaluate a Grassland Condition Index (GCI) to characterize differences between an area disturbed by a buried hydrocarbon pipeline and an adjacent reference area in a *Festuca gracillima*-dominated grassland of the Magellanic Steppe. Twenty-three pairs of rectangular 1 m² (2 × 0.5 m) quadrats were systematically established, and seven attributes of vegetation composition and ground cover were recorded. Differences between areas were assessed using the Wilcoxon signed-rank test for paired samples. The disturbed area exhibited lower vegetation cover (47.0 vs. 65.5%), species richness (6 vs. 8 species per quadrat), and litter cover (10.0 vs. 16.0%), along with a higher proportion of bare ground (27.5 vs. 10.0%). GCI values were significantly lower in the disturbed area (median values of 0.5588 and 0.6998, respectively; $p < 0.001$), with consistent differences across all 23 pairs. These findings demonstrate the ability of the index to synthesize local structural differences associated with contrasting disturbance conditions. The GCI represents a potentially useful tool for ecological monitoring and assessing the recovery of disturbed grasslands, although its application to other sites requires independent validation.

Keywords: Ecological condition, *Festuca gracillima*, environmental monitoring; anthropogenic disturbance, ecological restoration.

INTRODUCCIÓN

Los pastizales constituyen uno de los biomas más extensos del planeta, cubriendo aproximadamente el 40–50% de la superficie terrestre y desempeñando un rol fundamental en la provisión de servicios ecosistémicos, tales como la regulación del ciclo del carbono, la conservación del suelo, la infiltración de agua y el soporte de la biodiversidad (Sala *et al.*, 2017). En regiones áridas y semiáridas, estos sistemas adquieren especial relevancia debido a su alta sensibilidad frente a perturbaciones antrópicas y naturales, así como a su estrecha dependencia de condiciones climáticas variables.

Desde una perspectiva ecológica, los pastizales de ambientes áridos se organizan en mosaicos espaciales donde coexisten parches con distinta cobertura vegetal, acumulación de materia orgánica superficial, exposición de suelo desnudo y actividad de herbivoría, como resultado de procesos de retroalimentación suelo–vegetación y presión de pastoreo (Zhang *et al.*, 2023; Maestre *et al.*, 2024). Esta heterogeneidad espacial constituye una característica

clave del funcionamiento del ecosistema, ya que pequeñas variaciones en la cobertura vegetal pueden desencadenar cambios significativos en procesos como la erosión, la pérdida de materia orgánica y la productividad primaria.

En el extremo austral de Sudamérica, la Estepa Magallánica representa uno de los sistemas de pastizales más característicos, dominado principalmente por especies del género *Festuca*, particularmente *Festuca gracillima*, que forma extensas comunidades conocidas como coironales (Pisano, 1977; Paruelo *et al*., 2007). Estos sistemas se desarrollan bajo condiciones de baja precipitación, fuertes vientos y suelos someros de origen glaciar, lo que determina una estructura vegetal abierta y una alta variabilidad espacial en la distribución de la vegetación.

En este contexto, los pastizales de la región han sido históricamente sometidos a múltiples presiones antrópicas, destacando el pastoreo extensivo, presente por más de un siglo (Oliva *et al*., 1998; Golluscio *et al*., 2009) y más recientemente, la instalación de infraestructura energética asociada a la explotación de hidrocarburos, la cual implica remoción del suelo, alteración de horizontes edáficos y modificación de la estructura de la vegetación (Domínguez *et al*., 2025). Estas perturbaciones pueden generar cambios en la dinámica del sistema, afectando su resiliencia y trayectoria de recuperación. Esto implica, que la evaluación de la condición del pastizal requiere herramientas capaces de integrar múltiples dimensiones del sistema.

Un estudio pionero para Magallanes fue el desarrollo de indicadores de la condición del pastizal basados en teledetección, como el Índice de Condición del Pastizal propuesto por Opazo *et al*., 2014, el cual integra información derivada de sensores remotos, particularmente el índice de vegetación (NDVI) y la evapotranspiración potencial (ETP), permitiendo el monitoreo dinámico de los pastizales con una alta frecuencia temporal. Este enfoque permite evaluar la condición del sistema en relación con su comportamiento histórico, constituyéndose en una herramienta útil para la gestión productiva y la toma de decisiones a escala predial.

Sin embargo, estos enfoques presentan limitaciones para capturar la complejidad ecológica del sistema, ya que se basan en variables indirectas que no representan explícitamente componentes estructurales clave del pastizal, tales como la diversidad de especies, la cobertura de mantillo o la proporción de suelo desnudo, los cuales son determinantes en el funcionamiento ecosistémico. En este sentido, la evaluación de la condición ecológica del pastizal requiere aproximaciones que integren variables estructurales y funcionales medidas directamente en terreno, permitiendo una interpretación más precisa del estado del sistema.

Uno de los principales desafíos en la ecología de pastizales es el desarrollo de metodologías que permitan capturar esta heterogeneidad de manera eficiente y reproducible. Tradicionalmente, el monitoreo de la vegetación se ha basado en cuadrantes de forma cuadrada (por ejemplo, 1 × 1 m), útiles para estimar cobertura y riqueza de especies. Sin embargo, diversos estudios han demostrado que la forma de la unidad de muestreo puede influir en la estimación de la diversidad y la representatividad de la comunidad vegetal (Kenkel & Podani, 1991; Dengler, 2009).

De manera complementaria, en ecosistemas de pastizales también se han utilizado ampliamente métodos basados en transectos lineales, tales como el point-intercept o linepoint, los cuales registran la presencia de especies y componentes estructurales (por ejemplo, mantillo,

suelo desnudo, muerto en pie o piedra) en puntos discretos a lo largo de una línea de muestreo (Bonham, 2013; Herrick *et al.*, 2017). Estos enfoques permiten estimar la frecuencia de ocurrencia de los distintos componentes del sistema, a partir de la cual se derivan valores porcentuales relativos.

No obstante, estos métodos presentan una limitación conceptual relevante, ya que la unidad de observación corresponde a puntos adimensionales, lo que implica que los porcentajes obtenidos representan una aproximación basada en la frecuencia relativa de ocurrencia y no una medición directa de cobertura sobre una superficie definida. En consecuencia, los resultados no pueden ser fácilmente extrapolados a unidades de área explícitas (por ejemplo, 1 m^2 o 10 m^2), lo que dificulta la interpretación espacial de la estructura del pastizal y la integración de variables en métricas basadas en superficie.

En este contexto, el uso de cuadrantes permite estimar directamente la cobertura en una unidad de área definida, facilitando la integración de múltiples componentes estructurales del sistema en una misma escala espacial, aspecto clave para el desarrollo de indicadores ecológicos integradores. En particular, las unidades de muestreo rectangulares o alargadas presentan ventajas en sistemas heterogéneos, ya que permiten interceptar un mayor número de micrositios dentro de una misma superficie, aumentando la probabilidad de registrar especies poco frecuentes y reduciendo el sesgo asociado a la autocorrelación espacial (Stohlgren *et al.*, 1995; Stohlgren *et al.*, 1997; Campbell *et al.*, 2002). Este enfoque resulta especialmente pertinente en la Estepa Magallánica, donde la variabilidad a escala fina es un rasgo dominante del sistema.

A pesar de estos avances, persiste una brecha metodológica importante en la región: la mayoría de los estudios se han centrado en variables individuales, sin integrar explícitamente componentes estructurales y funcionales como el mantillo, el muerto en pie, el suelo desnudo o la actividad de herbivoría. Esta limitación dificulta la evaluación de la condición ecológica del pastizal, así como el análisis de las relaciones entre variables que determinan su dinámica y respuesta frente a perturbaciones.

En este contexto, el desarrollo de indicadores integradores ha sido propuesto como una estrategia clave para evaluar la salud de los ecosistemas, permitiendo sintetizar múltiples variables en una sola métrica interpretable (Herrick *et al.*, 2017). En pastizales, este enfoque se ha vinculado al marco conceptual de modelos de estados y transiciones (Briske *et al.*, 2005), facilitando la identificación de gradientes ecológicos y cambios en la condición del sistema.

En respuesta a esta necesidad, el presente estudio evalúa el uso de cuadrantes rectangulares de 1 m^2 (2 × 0,5 m) como unidad de muestreo para capturar la heterogeneidad espacial del pastizal y desarrollar un Índice de Condición del Pastizal (ICP) que integre variables estructurales y funcionales. Este enfoque permite caracterizar la variabilidad del sistema a escala fina y analizar las relaciones entre cobertura vegetal, diversidad, mantillo y suelo desnudo, con el fin de construir una herramienta integradora capaz de discriminar gradientes de condición ecológica en pastizales de la Estepa Magallánica intervenidos por la actividad antrópica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El muestreo se realizó el 6 de noviembre de 2021 en un pastizal de *Festuca gracillima* intervenido en 2015 por la instalación de una línea de flujo correspondiente a una cañería soterrada para transporte de hidrocarburos (ducto "El Fierro 3"), asociada a la Resolución de Calificación Ambiental (RCA) N°039/2014, en el sector Bloque Coirón (Estancia María José, Lote 84 V), comuna de San Gregorio, Región de Magallanes, Chile. El sitio corresponde a un ecosistema de estepa fría semiárida, caracterizado por precipitaciones anuales inferiores a 300 mm, temperaturas medias entre 5 y 7 °C y una fuerte influencia de vientos dominantes del oeste, los cuales generan un importante déficit hídrico estival debido a su efecto desecante sobre el suelo y la vegetación.

El sistema presenta dos tipos de perturbación antrópica:

Perturbación puntual e intensa asociada a la instalación del ducto soterrado, que implicó remoción del suelo, alteración del horizonte orgánico y modificación de la estructura vegetal.

Perturbación crónica de baja a moderada intensidad, asociada al pastoreo extensivo continuo, predominante en la región por más de un siglo, que afecta la dinámica del sistema mediante herbivoría, pisoteo y redistribución de nutrientes.

En este contexto, se definieron dos unidades de estudio:

LF (Línea de Flujo): área directamente intervenida por el ducto

R (Referencia): área adyacente no intervenida por el ducto, representativa del sistema bajo uso ganadero extensivo

Diseño de muestreo

Se utilizó un diseño comparativo pareado entre dos unidades contrastantes, la línea de flujo intervenida (LF) y el área de referencia adyacente (R), empleando como unidad de observación un cuadrante rectangular de 1 m² (2 × 0,5 m). Los cuadrantes de LF se distribuyeron sistemáticamente a lo largo de la línea de flujo, con una separación de 25 m entre unidades consecutivas. Para cada cuadrante establecido en LF se ubicó un cuadrante correspondiente en R, siguiendo una disposición perpendicular al eje de la línea de flujo y manteniendo un pareamiento espacial uno a uno (LF_1–R_1, LF_2–R_2, ..., LF_{23}–R_{23}; Fig. 1). 30 m es la distancia entre cada cuadrante LF y su correspondiente R. Este diseño permitió obtener 23 pares de observaciones distribuidos sistemáticamente a lo largo del sitio de estudio.

El área R fue seleccionada de manera adyacente a LF con el propósito de disponer de una referencia sometida, en la medida de lo posible, a condiciones ambientales comparables a escala local. Los criterios efectivamente utilizados fueron la misma comunidad vegetal en este caso coironal de *Festuca gracillima*, suelo de textura franco arenoso, con un manejo ganadero tipo extensivo continuo sin ajuste de carga.

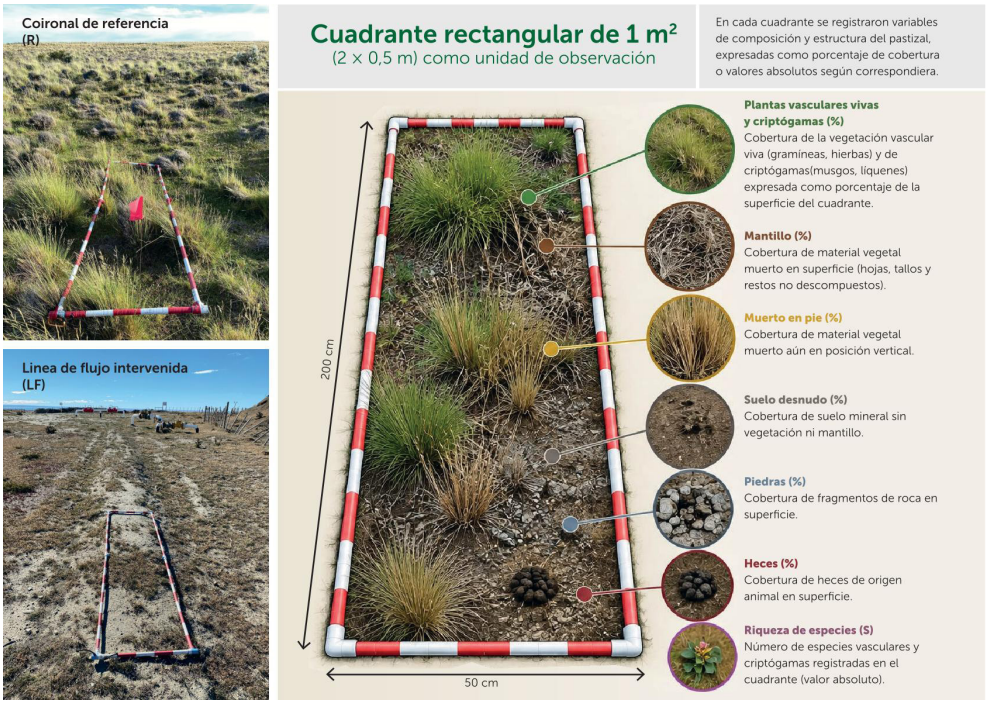


Fig. 1. Representación del cuadrante rectangular de 1 m² (2 × 0,5 m) utilizado como unidad de muestreo en un coironal de *Festuca gracillima* de la estepa magallánica. Se ilustran las áreas de referencia (R) e intervenida por línea de flujo (LF), junto con los atributos evaluados: riqueza de especies vasculares y criptógamas (S), cobertura vegetal viva, mantillo, muerto en pie, suelo desnudo, piedras y heces.

Se emplearon cuadrantes rectangulares de 1 m² (2 × 0,5 m), correspondientes a una relación largo:ancho de 4:1 (Fig. 1). Esta geometría ha sido utilizada en diseños de muestreo de vegetación como el Modified-Whittaker, en el cual subparcelas rectangulares de 0,5 × 2 m fueron propuestas para mejorar la representación de la riqueza vegetal y de la heterogeneidad espacial respecto de unidades más compactas de superficie equivalente (Stohlgren *et al.*, 1995; Stohlgren, 2007; Bacaro *et al.*, 2015).

En sentido geométrico, una unidad rectangular presenta una mayor relación perímetro/área y recorre una mayor distancia espacial que un cuadrante cuadrado de igual superficie, aumentando potencialmente la probabilidad de interceptar distintos micrositios y especies. No obstante, debido a que estudios posteriores han mostrado que el efecto de la forma puede depender de la disposición espacial de las unidades y de las características de la vegetación (Keeley & Fotheringham, 2005), en el presente estudio el formato rectangular se considera un criterio de diseño orientado a representar la heterogeneidad a microescala, y no se asume *a priori* como superior al cuadrante cuadrado.

Los 23 pares de cuadrantes corresponden a submuestras espaciales de una única línea de flujo y una única área de referencia, por lo que no constituyen 23 réplicas independientes de la intervención. En consecuencia, el diseño permite evaluar el contraste espacial LF–R dentro del sitio estudiado, pero no estimar un efecto general de las líneas de flujo sobre los pastizales de la Estepa Magallánica (Fig. 2). Esta restricción constituye una forma de pseudorreplicación espacial a escala de la intervención (Hurlbert, 1984), por lo que cualquier inferencia debe limitarse al sitio evaluado y no interpretarse como demostración de causalidad o de respuesta regional.

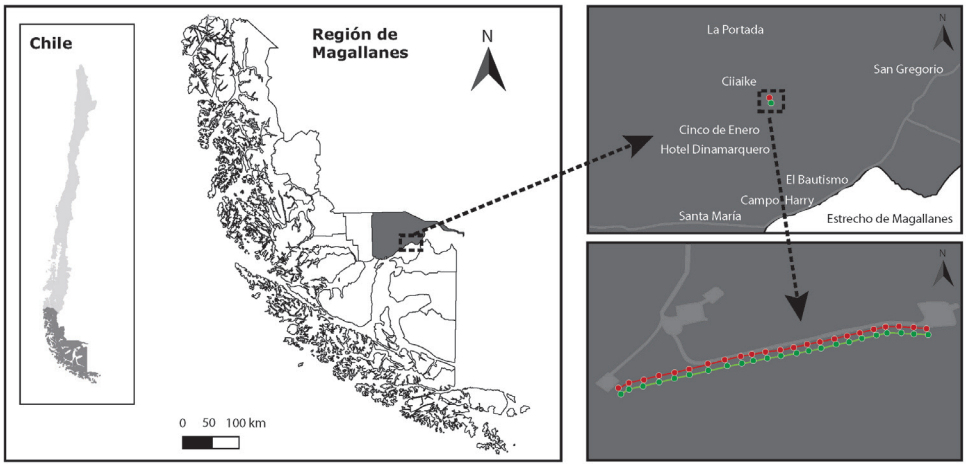


Fig. 2. Las líneas continuas de color rojo (línea de flujo) y verde (línea de referencia) corresponden al área de monitoreo de la cubierta vegetal de la línea de flujo ducto El Fierro 3, ubicado en el Bloque Coirón en el continente.

VARIABLES EVALUADAS

En cada cuadrante se registraron variables de composición y estructura del pastizal, expresadas como porcentaje de cobertura o valores absolutos según correspondiera: riqueza de especies vasculares y criptógamas (S), cobertura de plantas vasculares vivas y criptógamas (%), mantillo (%), muerto en pie (%), suelo desnudo (%), piedra (%) y heces (%).

La selección de estas variables se fundamentó en su utilidad para caracterizar la composición florística, la organización de la cubierta vegetal y las condiciones superficiales del suelo en ecosistemas de pastizal. La riqueza de especies y la cobertura vegetal constituyen atributos ampliamente utilizados para describir la diversidad y estructura de las comunidades vegetales, así como sus respuestas frente a perturbaciones y cambios en el régimen de herbivoría (Stohlgren *et al.*, 1995; Bacaro *et al.*, 2015; Cepeda *et al.*, 2024). Por su parte, el mantillo y el material muerto en pie representan componentes orgánicos de la estructura superficial, cuya acumulación y persistencia pueden variar según las condiciones ambientales y los procesos de descomposición (Cesa & Lemaire, 2017; Herrick *et al.*, 2017). La proporción de suelo desnudo constituye un atributo relevante para caracterizar la exposición superficial y la susceptibilidad potencial a procesos erosivos, considerando las interacciones entre los parches de vegetación, la redistribución de recursos y la conectividad espacial de las superficies descubiertas (Ludwig *et al.*, 2005; Okin *et al.*, 2009). Finalmente, la cobertura de piedras se incorporó como una característica física del sustrato, mientras que la presencia de heces se consideró un indicador indirecto de actividad de herbívoros, cuya interpretación depende de las condiciones ambientales y del contexto de uso del pastizal (Cesa & Lemaire, 2017; Herrick *et al.*, 2017).

En conjunto, estas variables permitieron caracterizar atributos bióticos y abióticos de la superficie del pastizal dentro de una misma unidad de observación. Su integración en el ICP se planteó como una aproximación comparativa a la condición estructural relativa entre la línea de flujo intervenida y el área de referencia.

Índice de Condición del Pastizal (ICP)

Con el objetivo de sintetizar la información ecológica en una métrica integrada, se propone el Índice de Condición del Pastizal (ICP), el cual combina variables estructurales claves del sistema para evaluar su estado funcional.

La fórmula del índice es:

$$ICP = [\ CV + D + M + MP + F + P + (\ 1 - SD\ )\ ]/7$$

Donde:

Componente	Variable	**Interpretación**
CV	Cobertura vegetal	Protección y ocupación vegetal
D	Riqueza relativa	Diversidad florística local
M	Mantillo	Protección superficial y aporte orgánico
MP	Muerto en pie	Persistencia de biomasa y estructura
F	Heces	Indicador indirecto de herbivoría
P	Piedra	Componente físico del sustrato
SD	Suelo desnudo	Exposición del suelo

Esta formulación es un índice aditivo de siete componentes con igual ponderación. Su interpretación exige que cada componente represente una contribución favorable a la condición ecológica. Considerando que las heces y las piedras no son necesariamente indicadores positivos. Tampoco es correcto asumir que mayores cantidades de mantillo o muerto en pie siempre implican mejor condición. Dada esta situación se van a utilizar funciones de transformación ecológica.

NORMALIZACIÓN DE LAS SIETE VARIABLES

Cobertura vegetal (*CV*)

La cobertura de vegetal representa un componente fundamental de la estructura del pastizal.

$$CV = \frac{CV_{\%}}{100}$$

Esta transformación supone una relación positiva y lineal entre cobertura y condición. Es apropiada como hipótesis inicial, aunque debe evaluarse si coberturas muy altas están asociadas con especies invasoras o comunidades degradadas.

Riqueza relativa (*D*)

Para mantener la estructura original del índice, se utilizará la riqueza de especies vasculares.

$$D_i = \frac{S_i}{S_{\text{ref}}}$$

Donde:

- S_i: riqueza observada en el cuadrante $_i$.

- S_{ref}: riqueza de referencia para el tipo de pastizal.
min: función matemática que selecciona el menor de los dos valores indicados.

Para garantizar el intervalo de 0 a 1:

La riqueza relativa se calculó mediante:

$$D_i = \min\left(1, \frac{S_i}{S_{\text{ref}}}\right)$$

Mantillo (*M*)

El mantillo protege el suelo, modifica el microclima superficial y participa en el reciclaje de nutrientes.

Sin embargo, su contribución puede presentar saturación: aumentar de 0 a 20 % podría ser ecológicamente más importante que aumentar de 60 a 80 %.

Por lo anterior, se propone una función exponencial saturante:

$$M = \frac{1 - e^{-m/K_M}}{1 - e^{-100/K_M}}$$

Donde:

m: cobertura de mantillo expresada en porcentaje.

K_M: parámetro que controla la rapidez de saturación. Para mantillo y muerto en pie utilizaremos provisionalmente K= 25.

Los parámetros (K_M =10, 25, 50) son ejemplos matemáticos, no umbrales ecológicos validados. Su calibración definitiva requerirá datos independientes y evaluaciones en un mayor número de sitios. Para este caso se utilizó un K= 25, para mantillo y muerto en pie provisionalmente.

Muerto en pie (*MP*)

Muerto en pie, es el material vegetal muerto que permanece erguido aporta estructura, modifica la velocidad del viento cerca del suelo y puede influir en la retención de nieve y humedad.

Inicialmente se puede utilizar:

$$M = \frac{1 - e^{-m/K_M}}{1 - e^{-100/K_M}}$$

Donde *mp* corresponde al porcentaje de muerto en pie.

No obstante, sería necesario evaluar si una función unimodal representa mejor su relación con la condición del pastizal, especialmente en sitios excluidos del pastoreo con acumulación de biomasa senescente.

Heces (*F*)

La cobertura de heces es un indicador indirecto de actividad reciente de herbívoros. Un aumento en la cobertura de heces puede asociarse con una mayor presencia de animales, aunque su significado depende de la especie herbívora, la época del año y la tasa de descomposición.

$$F = 1 - \frac{f}{100}$$

Esta función supone que cualquier aumento de heces reduce la condición de acuerdo a lo observado en terreno.

Piedra (*P*)

La cobertura de piedras en un área intervenida por la instalación de un ducto evidencia degradación por erosión. Por ejemplo, un coironal desarrollado sobre un sustrato pedregoso puede encontrarse en excelente condición ecológica con respecto a uno intervenido por la minería. Se propone comparar la pedregosidad observada con la correspondiente al sitio de referencia:

$$P = \max\left(0{,}1 - \frac{|p - p_{\text{ref}}|}{100}\right)$$

Donde p_{ref} es la cobertura de piedras característica del sitio de referencia.

Esta función evalúa similitud con la referencia, aunque no demuestra por sí sola que la pedregosidad sea un indicador sensible de degradación.

Suelo desnudo (*SD*)

El suelo desnudo representa una variable relevante para evaluar la exposición superficial y la susceptibilidad potencial a procesos erosivos.

La transformación más sencilla es:

$$SD = \frac{sd}{100}$$

Por consiguiente, su contribución positiva al índice será:

$$1 - SD = 1 - \frac{sd}{100}$$

Es importante reconocer que el suelo desnudo puede formar parte de la estructura natural de los coironales y que su interpretación depende de las condiciones edáficas y climáticas.

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Se realizó inicialmente una caracterización exploratoria de las variables mediante estadísticos descriptivos, incluyendo media, mediana, desviación estándar, rango intercuartílico y valores mínimos y máximos. Los resultados se resumieron separadamente para la línea de flujo (LF) y el área de referencia (R), con el propósito de caracterizar la variabilidad espacial observada dentro del sitio de estudio.

Debido al diseño espacial del muestreo, las observaciones de LF y R no fueron consideradas como dos muestras independientes. Cada cuadrante establecido en LF presentó un cuadrante de referencia espacialmente correspondiente, generándose 23 pares LF–R distribuidos sistemáticamente a lo largo del sitio. En consecuencia, las comparaciones estadísticas se realizaron respetando esta estructura pareada.

Para cada variable se calcularon las diferencias intrapareja ($d_i = R_i - LF_i$) y se examinó exploratoriamente su distribución. Considerando la estructura pareada del diseño y con el propósito de evitar la dependencia del supuesto de normalidad de las diferencias, las comparaciones entre LF y R se realizaron mediante la prueba bilateral de rangos con signo de Wilcoxon para muestras pareadas (Wilcoxon, 1945), adoptando un nivel de significancia de $\alpha = 0{,}05$.

El análisis comprendió la comparación integrada del Índice de Condición del Pastizal (ICP) y las comparaciones individuales de sus siete componentes: cobertura vegetal (CV), riqueza relativa de especies (D), mantillo (M), muerto en pie (MP), heces (F), piedras (P) y suelo desnudo (SD). Debido a la realización de múltiples contrastes individuales, los valores de *p* correspondientes a estos siete atributos se ajustaron mediante el procedimiento secuencial de Holm (1979), con el propósito de controlar la tasa de error familiar (*family-wise error rate*, FWER). Para facilitar la interpretación, se informaron tanto los valores de *p* originales como los ajustados. La comparación integrada del ICP se presentó por separado, informándose su valor de *p* sin ajuste de Holm, y se interpretó considerando que el índice se construyó a partir de los mismos siete atributos evaluados individualmente.

La asociación entre cobertura vegetal y suelo desnudo se evaluó mediante el coeficiente de correlación de rangos de Spearman (ρ), debido a que no requiere asumir una relación lineal ni normalidad bivariada.

Los 23 pares representan submuestras espaciales dentro de una única línea de flujo y una única área de referencia, y no réplicas independientes de la intervención. Por tanto, la inferencia estadística se restringe al contraste espacial observado en este sitio y los valores de p no deben interpretarse como evidencia de un efecto causal generalizable de las líneas de flujo sobre los pastizales de la Estepa Magallánica (Hurlbert, 1984).

Con el propósito de evaluar la sensibilidad del Índice de Condición del Pastizal (ICP) frente a modificaciones en la importancia relativa de sus variables, se consideraron los siete componentes que integran su formulación: cobertura vegetal (CV), riqueza relativa de especies (D), mantillo (M), muerto en pie (MP), heces (F), piedras (P) y suelo desnudo (SD).

Como escenario de referencia, se estableció una ponderación igualitaria de los siete componentes, asignando a cada uno un peso de 1/7 (0,142857), de manera que la suma de las ponderaciones fuera igual a la unidad. El índice se expresó mediante la siguiente ecuación:

$$ICP_i = \sum_{j=1}^{7} w_j X_{ij}$$

Donde ICP_i corresponde al valor del índice en el cuadrante i; w_j representa la ponderación asignada al componente j; y X_{ij} corresponde al valor normalizado del componente j en el cuadrante i. La suma de las siete ponderaciones es igual a uno.

Posteriormente, se planteó un análisis de sensibilidad mediante la modificación individual del peso de cada uno de los siete componentes, considerando valores comprendidos entre 0,05 y 0,30. En cada escenario se mantuvieron los siete componentes del ICP. Cuando se modificó el peso de uno de ellos, el peso disponible se redistribuyó de manera igualitaria entre los seis componentes restantes, garantizando que la suma total de las ponderaciones permaneciera igual a uno.

$$w'_j = \frac{1 - w'_k}{6}, \quad j \neq k$$

Donde w_k' corresponde al peso modificado del componente seleccionado y w_j' al peso asignado a cada uno de los otros seis componentes.

El procedimiento se aplicó sucesivamente a cada uno de los siete componentes, manteniendo constante el número de variables incluidas en el índice.

Para cada escenario de ponderación se recalcularon los valores del ICP correspondientes a los 46 cuadrantes evaluados, conservando la estructura pareada de las observaciones entre la línea de flujo (LF) y el área de referencia (R).

La sensibilidad del índice se evaluó mediante tres criterios: (i) la correlación de rangos de Spearman entre los valores obtenidos con ponderación igualitaria y aquellos derivados de las ponderaciones alternativas; (ii) la magnitud y dirección de las diferencias pareadas entre LF y R; y (iii) la estabilidad de los resultados de la prueba bilateral de rangos con signo de Wilcoxon para muestras pareadas.

Este procedimiento permite evaluar la influencia relativa de cada uno de los siete componentes sobre el comportamiento del ICP y determinar si su capacidad para diferenciar las condiciones estructurales de LF y R se mantiene frente a modificaciones de las ponderaciones.

Todos los análisis estadísticos fueron realizados utilizando el software PAST versión 5.3, una herramienta ampliamente utilizada en estudios ecológicos por su versatilidad en análisis univariados y multivariados (Hammer *et al.*, 2001).

RESULTADOS

Variabilidad estructural del pastizal

En los 46 cuadrantes rectangulares de 1 m² evaluados el 6 de noviembre de 2021, la cobertura vegetal vascular osciló entre 26,5 y 83,5 %, la riqueza florística entre 3 y 11 especies por cuadrante, el mantillo entre 0 y 63,5 %, el suelo desnudo entre 0 y 62,0 %, la cobertura de piedras entre 0 y 25,0 %, el muerto en pie entre 0 y 25,0 % y las heces entre 0 y 10,0 %. Las seis variables de cobertura superficial constituyeron categorías mutuamente excluyentes, cuya suma alcanzó el 100 % en todos los cuadrantes (Tabla 1).

Área	Cuadrante	Cob. (%)	S	Mant. (%)	SD (%)	Piedras (%)	Muerto en pie (%)	Heces (%)
R	1	26,5	4	63,5	10	0	0	0
R	2	45	7	30	15	0	0	10
R	3	75	6	14	0	0	10	1
R	4	43,5	11	54,5	0	0	0	2
R	5	60	10	30	10	0	0	0
R	6	83,5	7	16,5	0	0	0	0
R	7	71	9	16	10	0	3	0
R	8	65,5	9	14,5	20	0	0	0
R	9	50,5	8	15	34,5	0	0	0
R	10	61,8	9	13,2	5	0	15	5
R	11	39,5	9	0	35,5	0	25	0
R	12	33	8	57	10	0	0	0
R	13	76	6	23	0	1	0	0
R	14	70,8	7	29,2	0	0	0	0
R	15	75	5	12	3	0	10	0
R	16	76,1	9	8,9	15	0	0	0
R	17	57	5	18	25	0	0	0
R	18	83,3	10	1,7	15	0	0	0

Tabla 1. Estadísticos descriptivos de los atributos de la vegetación y de la cobertura superficial registrados en 46 cuadrantes de 1 m², distribuidos entre una línea de flujo intervenida (LF; n = 23) y un área de referencia adyacente (R; n = 23), en un coironal de *Festuca gracillima* de la estepa magallánica.

R	19	75,5	8	19,5	5	0	0	0
R	20	69,3	6	15,7	15	0	0	0
R	21	77,3	8	1,7	1	0	20	0
R	22	45,5	11	54,5	0	0	0	0
R	23	65	7	0	35	0	0	0
LF	1	66	6	0	14	20	0	0
LF	2	51	9	15	19	15	0	0
LF	3	42	10	5	43	10	0	0
LF	4	46	5	5	44	5	0	0
LF	5	46,5	8	18,5	35	0	0	0
LF	6	71,5	8	13,5	15	0	0	0
LF	7	66,5	4	1	27,5	5	0	0
LF	8	55,5	6	5,5	24	15	0	0
LF	9	63,5	5	15	21,5	0	0	0
LF	10	74	6	8	10	3	0	5
LF	11	37,8	8	27,2	25	10	0	0
LF	12	46	4	10	42	2	0	0
LF	13	40	3	15	30	15	0	0
LF	14	36,5	6	15	45,5	3	0	0
LF	15	48	7	10	42	0	0	0
LF	16	60,8	6	0	14,2	25	0	0
LF	17	55,5	4	0	19,5	25	0	0
LF	18	35	5	25	37	3	0	0
LF	19	31	6	29	25	15	0	0
LF	20	62	5	0	33	5	0	0
LF	21	47	8	43	5	5	0	0
LF	22	45,3	6	1	53,7	0	0	0
LF	23	28	6	0	62	10	0	0

La cobertura de plantas vasculares presentó una mediana de 65,5 ± 5,17 % en R, superior a la registrada en LF (47,0 ± 3,85 %). De manera similar, la riqueza florística mostró una mediana de ocho especies por cuadrante en R, frente a seis especies en LF. Estos resultados indican una menor cobertura vegetal y riqueza de especies en el área intervenida (Tabla 2).

La cobertura de mantillo también presentó diferencias entre ambas áreas, con una mediana de 16,0 ± 2,88 % en R y 10,0 ± 3,60 % en LF. En contraste, el suelo desnudo registró valores superiores en el área intervenida, alcanzando una mediana de 27,5 ± 4,74 %, frente a 10,0 ± 3,48 % en R (Tabla 2). Este patrón evidencia una mayor exposición de la superficie del suelo en LF, acompañada de una menor acumulación de material vegetal muerto en contacto con el sustrato.

La cobertura de piedras presentó una mediana de 5,0 % en LF, mientras que en R fue de 0 % (Tabla 2). Las variables muerto en pie y heces registraron medianas iguales a cero en ambas

áreas, debido a su ausencia en la mayoría de los cuadrantes evaluados. Sin embargo, el material muerto en pie se registró exclusivamente en el área de referencia, donde estuvo presente en seis de los 23 cuadrantes, con coberturas comprendidas entre 3 y 25 %. Por su parte, las heces se registraron en tres cuadrantes del área de referencia, con coberturas entre 1 y 10 %, y en un cuadrante de la línea de flujo, con una cobertura del 5 % (Tabla 1).

Índice de Condición del Pastizal (ICP)

La aplicación del Índice de Condición del Pastizal (ICP) evidenció una diferenciación consistente entre el área de referencia (R) y la línea de flujo intervenida (LF). Los valores medianos del índice fueron de 0,6998 y 0,5588, respectivamente, con una mediana de las diferencias pareadas de 0,1185. En los 23 pares de cuadrantes evaluados, el ICP presentó valores superiores en R, aunque la magnitud de las diferencias mostró variabilidad espacial (Tabla 3). El Índice de Condición del Pastizal (ICP) presentó un rango de valores entre 0,4436 y 0,7655, evidenciando variabilidad en los atributos florísticos y estructurales del pastizal. Las mayores diferencias se registraron en los pares 22 (0,2653) y 4 (0,2442), mientras que las menores correspondieron a los pares 9 (0,0018) y 11 (0,0102). La prueba bilateral de rangos con signo de Wilcoxon identificó diferencias estadísticamente significativas entre ambas unidades ($W = 0$; $p = 2{,}38 \times 10^{-7}$).

Estos resultados evidencian la capacidad del ICP para diferenciar cuantitativamente las dos unidades evaluadas, aunque su interpretación en términos de condición ecológica requiere establecer y validar umbrales de clasificación independientes.

En conjunto, los resultados muestran que el área intervenida presenta una estructura superficial caracterizada por menor cobertura vegetal, riqueza florística y mantillo, junto con una mayor proporción de suelo desnudo y elementos pétreos. Estas diferencias se reflejaron en puntuaciones inferiores del ICP en los 23 pares de cuadrantes evaluados, lo que sugiere una menor integridad ecológica relativa del pastizal intervenido respecto de su área de referencia, bajo los criterios definidos para el índice.

Variable	**Mediana R**	**Mediana LF**	**Mediana d_i**	**W**	**p bilateral**	**p Holm**
Cobertura vegetal (%)	65,5	47	10	64	0,0244	0,0976
Riqueza (spp)	8	6	2	48	0,0104	0,052
Mantillo (%)	16	10	9	56	0,0386	0,0976
Suelo desnudo (%)	10	27,5	−18,0	25	0,000584	**0,0035**
Piedras (%)	0	5	−5,0	0	0,000189	**0,00132**
Muerto en pie (%)	0	0	0	0	0,0273	0,0976
Heces (%)	0	0	0	0	0,1088	0,1088
ICP (0–1)	0,6998	0,5588	0,1185	0	$2{,}38 \times 10^{-7}$	—

Tabla 2. Comparación de los atributos florísticos y estructurales del pastizal de *Festuca gracillima* entre el área intervenida por línea de flujo (LF) y el área de referencia (R), mediante la prueba bilateral de rangos con signo de Wilcoxon para 23 pares espaciales.

Par de cuadrantes	ICP (R)	ICP (LF)	Diferencia (R – LF)
1	0,6381	0,5522	0,0859
2	0,6497	0,6354	0,0143
3	0,7226	0,5691	0,1535
4	0,7598	0,5156	0,2442
5	0,7316	0,6250	0,1066
6	0,7091	0,6739	0,0352
7	0,7178	0,5348	0,1830
8	0,6745	0,5588	0,1157
9	0,6210	0,6192	0,0018
10	0,7448	0,6263	0,1185
11	0,6432	0,6330	0,0102
12	0,6960	0,5314	0,1646
13	0,7012	0,5260	0,1751
14	0,7209	0,5550	0,1659
15	0,6998	0,5760	0,1238
16	0,6763	0,5374	0,1390
17	0,6139	0,4962	0,1177
18	0,6656	0,5784	0,0872
19	0,7120	0,5935	0,1185
20	0,6519	0,5278	0,1241
21	0,7312	0,7048	0,0264
22	0,7655	0,5002	0,2653
23	0,5623	0,4436	0,1187
Mediana	0,6998	0,5588	0,1185

Tabla 3. Valores del Índice de Condición del Pastizal (ICP) calculados para 23 pares de cuadrantes de 1 m² establecidos en una línea de flujo intervenida por un ducto soterrado de hidrocarburos (LF) y un área de referencia adyacente (R), en un coironal de *Festuca gracillima* de la Estepa Magallánica.

RELACIONES ENTRE VARIABLES ESTRUCTURALES

La relación entre la cobertura vegetal y el porcentaje de suelo desnudo evidenció un patrón inverso, más pronunciado en el área intervenida por línea de flujo (LF; $R^2 = 0,386$) que en el área de referencia (R; $R^2 = 0,081$). La distribución de los valores del Índice de Condición del Pastizal (ICP) mostró una tendencia hacia puntuaciones menores en cuadrantes con baja cobertura vegetal y elevada proporción de suelo desnudo, particularmente en LF. En contraste, las puntuaciones más elevadas se concentraron principalmente en R, donde predominaron mayores coberturas vegetales y menores proporciones de suelo expuesto. Este patrón es compatible con un gradiente de variación estructural de la cubierta superficial del pastizal de *Festuca gracillima*, asociado con las diferencias entre áreas intervenidas y de referencia (Fig. 3).

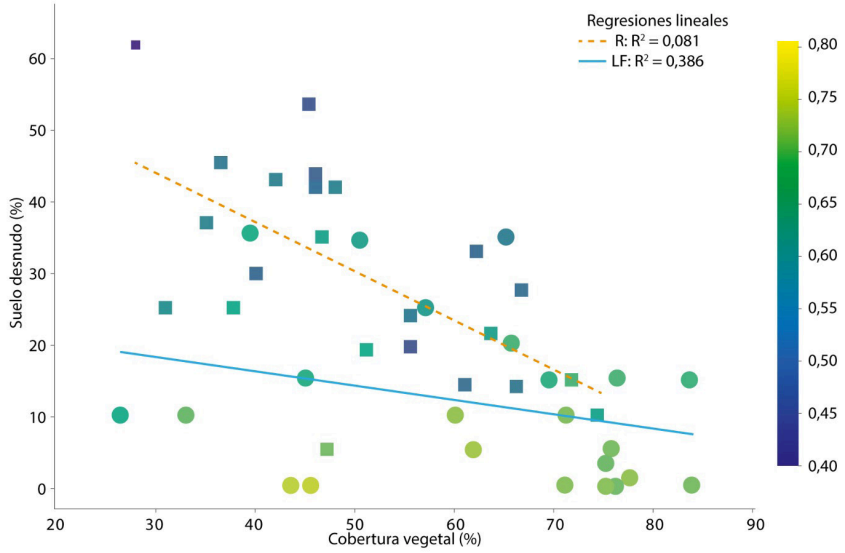


Fig. 3. Relación entre la cobertura vegetal (%) y el suelo desnudo (%) en cuadrantes de 1 m² de pastizales de *Festuca gracillima*, correspondientes al área intervenida por líneas de flujo (LF; n = 23) y el área de referencia (R; n = 23). El tamaño y color de los símbolos representa los valores del ICP. Las líneas representan regresiones lineales ajustadas independientemente para cada área.

Diferencias pareadas del ICP entre LF y R

El análisis de las diferencias pareadas del (ICP) evidenció valores sistemáticamente superiores en el área de referencia (R) respecto de la línea de flujo intervenida (LF) en los 23 pares espaciales evaluados (Fig. 4). Las diferencias intrapareja (R – LF) fueron positivas en todos los casos y oscilaron entre 0,0018 y 0,2653 unidades, con una mediana de 0,1185. Las mayores diferencias se registraron en los pares 22 y 4, mientras que los pares 9 y 11 presentaron las menores magnitudes de diferenciación. La prueba bilateral exacta de rangos con signo de Wilcoxon confirmó diferencias estadísticamente significativas entre ambas áreas ($W = 0$; $p = 2{,}38 \times 10^{-7}$). Estos resultados evidencian una separación consistente de las puntuaciones del ICP entre las unidades intervenidas (LF) y de referencia (R), aunque con variaciones en la magnitud de las diferencias entre pares espaciales.

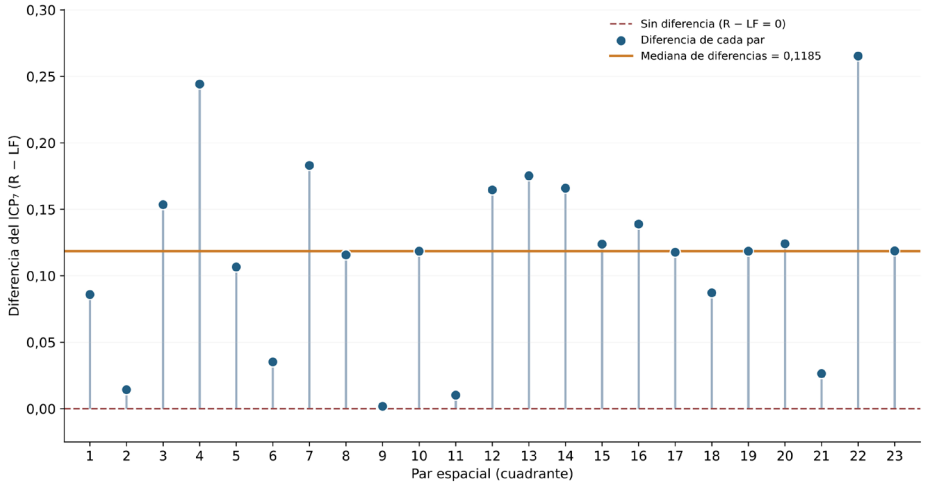


Fig. 4. Diferencias pareadas del Índice de Condición del Pastizal (ICP) entre la línea de flujo intervenida (LF) y el área de referencia adyacente (R), en un coironal de *Festuca gracillima* de la Estepa Magallánica. Cada punto representa la diferencia entre los valores del índice registrados en un par espacial (R – LF; n = 23). Las líneas verticales indican la magnitud de cada diferencia respecto de cero (línea horizontal discontinua), mientras que la línea horizontal continua representa la mediana de las diferencias intrapareja (0,1185).

DISCUSIÓN

Diferenciación estructural del pastizal entre la línea de flujo y el área de referencia

Los resultados evidenciaron diferencias en la estructura superficial del coironal de *Festuca gracillima* entre la línea de flujo intervenida (LF) y el área de referencia adyacente (R). La línea de flujo presentó menores valores medianos de cobertura vegetal (47,0 frente a 65,5 %), riqueza florística (6 frente a 8 especies por cuadrante) y mantillo (10,0 frente a 16,0 %), junto con una mayor proporción de suelo desnudo (27,5 frente a 10,0 %) y piedras. Sin embargo, después de aplicar la corrección secuencial de Holm por comparaciones múltiples, únicamente el suelo desnudo y la cobertura de piedras mantuvieron diferencias estadísticamente significativas (p ajustado = 0,0035 y 0,00132, respectivamente). Estos resultados indican que los contrastes individuales más consistentes entre ambas unidades se concentraron en los atributos relacionados con la exposición y las características físicas de la superficie del suelo.

La mayor proporción de suelo desnudo observada en LF constituye un resultado ecológicamente relevante, debido a que la distribución espacial de la vegetación y de las superficies descubiertas puede influir sobre los procesos de redistribución y retención de recursos en ambientes áridos y semiáridos. Ludwig *et al.*, (2005) demostraron que la interacción entre los parches de vegetación y los procesos de escorrentía y erosión constituye un mecanismo importante de organización ecohidrológica en paisajes semiáridos. En estos sistemas, la vegetación puede actuar como una estructura de retención de agua y sedimentos, mientras que las superficies descubiertas participan en la transferencia de recursos entre distintos sectores del paisaje.

Complementariamente, Okin *et al.*, (2009) propusieron que los cambios en la conectividad espacial de las superficies susceptibles al transporte de recursos pueden contribuir a explicar procesos de desertificación. Desde esta perspectiva, no solo resulta importante la proporción total de suelo desnudo, sino también su distribución y continuidad espacial, debido a que superficies descubiertas conectadas pueden favorecer el transporte de sedimentos por acción del viento o del agua.

Estos antecedentes proporcionan un marco conceptual para interpretar la mayor exposición superficial registrada en LF. En los coironales de la Estepa Magallánica, caracterizados por una cubierta vegetal frecuentemente discontinua y sometidos a condiciones de viento intenso, un incremento del suelo desnudo podría aumentar la susceptibilidad de la superficie a procesos erosivos. Sin embargo, el presente estudio no cuantificó tasas de erosión, escorrentía, transporte de sedimentos ni conectividad espacial de los espacios descubiertos. Por consiguiente, esta interpretación representa una implicancia ecológica potencial, sustentada en antecedentes bibliográficos, y no evidencia directa de erosión o pérdida de funcionalidad del suelo.

La mayor cobertura de piedras registrada en LF también constituye un contraste estructural significativo. Este patrón es compatible con modificaciones superficiales asociadas a la remoción, mezcla y redistribución del sustrato durante la instalación de infraestructura soterrada. No obstante, la pedregosidad no representa necesariamente una condición de degradación, ya que su significado ecológico depende del material parental, las características geomorfológicas y la distribución natural de fragmentos gruesos. En consecuencia, su interpretación debe considerar las condiciones particulares del área de referencia y evitar una asociación automática entre mayor cobertura de piedras y menor condición ecológica.

Por otra parte, las menores medianas de cobertura vegetal, riqueza florística y mantillo observadas en LF muestran una dirección descriptiva concordante con una menor protección superficial y una estructura vegetal menos desarrollada. Sin embargo, estas variables no mantuvieron significancia estadística después de aplicar la corrección de Holm. Esta situación no demuestra equivalencia entre ambas unidades, pero tampoco permite afirmar que sus diferencias individuales sean estadísticamente significativas bajo el criterio adoptado. Por ello, su interpretación requiere considerar conjuntamente la magnitud de los contrastes, la variabilidad espacial y la incertidumbre estadística.

En conjunto, los resultados sugieren una diferenciación de la estructura superficial del pastizal entre LF y R, particularmente asociada con la exposición del suelo. Sin embargo, debido al carácter observacional del estudio y a la ausencia de información anterior a la instalación del ducto, estas diferencias no permiten establecer relaciones causales exclusivas con la intervención ni reconstruir una trayectoria temporal de recuperación.

Importancia ecológica de la cobertura vegetal, el mantillo y los componentes superficiales

La cobertura vegetal, el mantillo y el material muerto en pie constituyen componentes relevantes de la organización superficial de los pastizales. Su distribución y abundancia pueden influir sobre la protección del suelo, la regulación microambiental y la acumulación y redistribución de materia orgánica. En ecosistemas semiáridos, estos atributos adquieren especial importancia debido a que la disponibilidad de agua y nutrientes suele presentar una marcada heterogeneidad espacial.

El marco ecohidrológico desarrollado por Ludwig *et al.*, (2005) permite comprender que la vegetación no solo representa biomasa superficial, sino también una estructura que modifica los flujos de agua y sedimentos. En este contexto, la reducción de cobertura vegetal y mantillo observada descriptivamente en LF podría modificar la capacidad local de retención de recursos. No obstante, estas consecuencias funcionales no fueron evaluadas directamente en el presente estudio.

La interpretación del mantillo y del material muerto en pie también requiere considerar su dinámica de producción y descomposición. Cesa & Lemaire (2017), al estudiar la descomposición de heces ovinas y material muerto en pie de coirones en Patagonia austral, destacaron la influencia de la disponibilidad hídrica sobre la persistencia de estos materiales. Asimismo, Valenta *et al.*, (2020) documentaron respuestas diferenciadas de componentes vegetales y superficiales frente al pastoreo ovino en una estepa patagónica. Estos antecedentes muestran que los distintos atributos de la cubierta pueden responder de manera desigual a factores ambientales y de manejo.

En la formulación del ICP, el mantillo y el material muerto en pie fueron incorporados mediante funciones crecientes y saturantes. Estas transformaciones representan una contribución positiva de la cobertura orgánica superficial, con incrementos progresivamente menores a medida que aumenta su abundancia. Sin embargo, la forma matemática utilizada no identifica un valor óptimo intermedio ni demuestra que coberturas elevadas reduzcan la condición del pastizal. La existencia de umbrales ecológicos u óptimos funcionales deberá evaluarse mediante estudios específicos que relacionen estos componentes con procesos independientes, tales como infiltración, estabilidad superficial o descomposición de materia orgánica.

La cobertura de heces, por su parte, fue considerada un atributo indirectamente relacionado con la actividad de herbívoros. Su presencia puede aportar información sobre la utilización espacial del pastizal, aunque su abundancia depende de la identidad de los consumidores, la frecuencia de deposición, las condiciones climáticas y la persistencia del material en superficie. Estudios experimentales desarrollados en la provincia de Santa Cruz, en la Patagonia austral argentina (Cepeda *et al*., 2024), y en la península Valdés, provincia de Chubut, en el noreste de la Patagonia argentina (Alberti *et al*., 2026), han demostrado que la herbivoría puede modificar la cobertura, la riqueza florística y la estructura de la vegetación, con respuestas que dependen de la composición de los herbívoros y de las condiciones ecológicas locales.

No obstante, en el presente estudio no se identificó el origen específico de las deposiciones ni se cuantificaron la carga animal, la intensidad de pastoreo o las tasas de acumulación. Por tanto, la cobertura de heces no debe interpretarse como una medida directa de presión ganadera. Asimismo, su contribución negativa al ICP deriva de la función de transformación establecida durante la construcción del índice y no de una relación empírica independiente entre deposiciones y condición ecológica. Esta decisión metodológica requiere evaluación adicional, especialmente considerando que la presencia de heces puede responder a distintos procesos ecológicos y de manejo.

Capacidad discriminante y alcance ecológico del Índice de Condición del Pastizal

El ICP permitió sintetizar siete atributos florísticos y estructurales mediante una métrica estandarizada, facilitando la comparación entre la línea de flujo y su referencia adyacente. Los valores medianos del índice fueron inferiores en LF (0,5588) respecto de R (0,6998), y los 23 pares evaluados presentaron diferencias positivas a favor del área de referencia. La prueba de Wilcoxon para muestras pareadas confirmó una diferenciación estadísticamente significativa entre ambas unidades ($p = 2{,}38 \times 10^{-7}$) (Tabla 2).

Este resultado respalda la capacidad del ICP para discriminar diferencias estructurales dentro del sitio estudiado. Una ventaja de su formulación es que permite integrar atributos con diferentes unidades y escalas de medición, proporcionando una representación sintética de la condición relativa del pastizal. Sin embargo, esta capacidad discriminante no debe confundirse con una validación ecológica independiente, debido a que las puntuaciones del índice se obtienen directamente de las variables utilizadas para caracterizar las diferencias entre LF y R.

La construcción de indicadores compuestos requiere adoptar decisiones sobre selección de variables, normalización, dirección de las transformaciones y ponderaciones. Burgass *et al*., (2017) señalaron que estas decisiones pueden introducir incertidumbre y modificar la interpretación de los resultados. De manera complementaria, OECD *et al*., (2008) recomendaron evaluar la sensibilidad de los indicadores compuestos frente a diferentes alternativas de construcción, con el propósito de determinar la estabilidad de sus resultados.

En el presente estudio se asignaron ponderaciones iguales a los siete componentes del ICP, como criterio inicial para evitar establecer jerarquías de importancia ecológica sin evidencia suficiente. Sin embargo, esta decisión no implica que todos los atributos tengan idéntica relevancia funcional ni que sus contribuciones sean estadísticamente independientes. En particular, las variables expresadas como porcentajes de cobertura superficial presentan restricciones composicionales, debido a que representan fracciones de una misma unidad de observación. Por consiguiente, parte de las relaciones entre componentes puede derivar de su dependencia matemática y no exclusivamente de interacciones ecológicas.

La variabilidad espacial constituye un aspecto relevante en la interpretación de los resultados del ICP. Aunque las puntuaciones fueron sistemáticamente superiores en el área de referencia (R) respecto de la línea de flujo intervenida (LF), la magnitud de las diferencias intrapareja presentó una considerable heterogeneidad, con valores comprendidos entre 0,0018 y 0,2653 unidades y una mediana de 0,1185 (Tabla 3). Este patrón indica que el grado de diferenciación estructural entre ambas unidades no fue uniforme a lo largo del sitio evaluado, lo que podría reflejar variaciones locales en la composición y cobertura superficial del pastizal. Asimismo, estos resultados destacan la importancia del diseño espacial pareado para identificar diferencias estructurales a escala de cuadrante, evitando que la comparación exclusiva de valores centrales o promedios oculte la variabilidad local.

Desde una perspectiva metodológica, la utilidad del ICP radica en complementar el análisis de variables individuales mediante una puntuación integrada, sin reemplazar la interpretación ecológica de sus componentes. Su aplicación a otros pastizales requerirá evaluar la sensibilidad de los resultados frente a cambios en las ponderaciones, las funciones de transformación y los parámetros de normalización. Asimismo, será necesario contrastar sus puntuaciones con indicadores independientes, tales como estabilidad de agregados, infiltración, productividad vegetal, susceptibilidad a la erosión o composición florística, para determinar su validez ecológica.

Por tanto, el ICP constituye una herramienta cuantitativa de carácter exploratorio y comparativo, orientada a caracterizar diferencias estructurales relativas entre áreas intervenidas por infraestructura asociada a la explotación de hidrocarburos y sus correspondientes áreas de referencia. Su aplicación a otros sitios y condiciones ecológicas requiere estudios adicionales que permitan evaluar su reproducibilidad, sensibilidad y validez ecológica.

Consideraciones metodológicas y representación espacial del pastizal

El uso de cuadrantes rectangulares de 1 m^2 permitió registrar simultáneamente la riqueza florística y los distintos componentes de cobertura superficial dentro de una unidad espacial definida. Esta característica facilitó la integración de los atributos utilizados para construir el ICP y su comparación mediante un diseño estrictamente pareado.

La geometría de las unidades de muestreo puede influir sobre las estimaciones de riqueza y diversidad vegetal. Los estudios de Stohlgren *et al.*, (1995), Keeley & Fotheringham (2005) y Bacaro *et al.*, (2015) proporcionan antecedentes sobre la influencia del diseño y la forma de las parcelas en la caracterización de comunidades vegetales. Sin embargo, dado que el presente estudio no comparó experimentalmente cuadrantes rectangulares y cuadrados de igual superficie, sus resultados no permiten afirmar que la geometría seleccionada sea superior en precisión, eficiencia o representatividad.

Los métodos basados en intercepción por puntos y transectos lineales también constituyen procedimientos válidos para estimar cobertura y caracterizar la vegetación de pastizales (Bonham, 2013; Herrick *et al.*, 2017). En consecuencia, la principal ventaja operativa de los cuadrantes utilizados en este estudio fue permitir el registro conjunto de múltiples atributos dentro de una misma superficie, y no demostrar una superioridad metodológica respecto de otros procedimientos de muestreo.

El diseño pareado permitió comparar unidades próximas y reducir parcialmente la influencia de la heterogeneidad ambiental local. No obstante, los 23 pares de cuadrantes representan observaciones espaciales dentro de una única línea de flujo y su referencia adyacente, y no réplicas independientes de distintas intervenciones. Esta distinción limita la escala de inferencia y debe considerarse para evitar la pseudorreplicación (Hurlbert, 1984).

Complementariedad entre el ICP y los indicadores basados en teledetección

El monitoreo de la condición de los pastizales puede abordarse mediante aproximaciones de terreno y herramientas de teledetección, las cuales proporcionan información a diferentes escalas espaciales y temporales. En la región de Magallanes, Opazo *et al.*, (2014) desarrollaron una plataforma SIG para el monitoreo dinámico de pastizales, incorporando información derivada de sensores remotos para apoyar su seguimiento y gestión.

Los enfoques basados en teledetección permiten analizar variaciones espaciales y temporales de la respuesta espectral de la vegetación, mientras que las mediciones de terreno proporcionan información detallada sobre riqueza florística, mantillo, material muerto en pie y otros componentes de la superficie que no siempre pueden distinguirse directamente mediante índices espectrales.

Desde esta perspectiva, el ICP y los indicadores derivados de sensores remotos pueden considerarse aproximaciones complementarias. La teledetección permite identificar patrones de variación a escalas amplias, mientras que el ICP podría aportar información sobre diferencias estructurales locales y contribuir a la interpretación de las observaciones remotas.

Sin embargo, la integración de ambos enfoques requiere estudios específicos de calibración y validación, destinados a establecer relaciones empíricas entre las variables registradas en terreno y los indicadores espectrales. Por tanto, el presente estudio no permite afirmar que el ICP explique directamente los mecanismos responsables de las variaciones detectadas mediante teledetección.

Implicancias para el monitoreo y la restauración ecológica

Las diferencias estructurales observadas entre LF y R indican que, al momento del muestreo, persistían contrastes en la organización superficial del pastizal. Estos resultados son compatibles con los antecedentes regionales sobre alteraciones asociadas a infraestructura de hidrocarburos en la Estepa Magallánica. Domínguez *et al.*, (2025a) documentaron diferencias en la cobertura vegetal de pastizales intervenidos por un gasoducto subterráneo después de 27 años, mientras que Domínguez *et al.*, (2025b) describieron cambios en la regeneración y estructura de pastizales afectados por oleoductos.

Sin embargo, la comparación transversal realizada en el presente estudio no permite establecer la velocidad de recuperación del pastizal, determinar la existencia de trayectorias sucesionales ni identificar cambios temporales en su condición. Para abordar estas preguntas se requieren evaluaciones repetidas, idealmente acompañadas de información sobre la condición inicial del sitio y las características de la intervención.

Desde una perspectiva aplicada, la mayor proporción de suelo desnudo y piedras registrada en LF destaca la importancia de incorporar atributos superficiales del suelo en los programas de monitoreo ambiental. El marco conceptual desarrollado por Ludwig *et al*., (2005) y Okin *et al*., (2009) sugiere que la exposición y conectividad de superficies descubiertas pueden resultar relevantes para comprender la redistribución de recursos y la susceptibilidad a procesos erosivos. En consecuencia, futuras evaluaciones podrían complementar el ICP mediante mediciones de conectividad espacial, estabilidad superficial, infiltración y erosión, permitiendo contrastar las implicancias funcionales de las diferencias estructurales observadas.

La selección de medidas de restauración pasiva o activa debe sustentarse en una evaluación integral del sitio, considerando las limitaciones al establecimiento de especies nativas, las condiciones del suelo, la disponibilidad de propágulos y la evolución temporal de la vegetación. Suding *et al*., (2015) destacaron la importancia de establecer objetivos ecológicos explícitos y evaluar los resultados de la restauración mediante indicadores adecuados a las características y procesos del ecosistema.

En este contexto, el ICP podría constituir una herramienta complementaria para establecer líneas de base estructurales, comparar áreas intervenidas con referencias locales y evaluar cambios en monitoreos sucesivos. Sin embargo, la definición de umbrales de condición, categorías de degradación o criterios de éxito de restauración requiere validación ecológica independiente.

En síntesis, el principal aporte del presente estudio consiste en demostrar que la integración de siete atributos florísticos y estructurales permite discriminar diferencias locales entre una línea de flujo intervenida y su área de referencia en un coironal de *Festuca gracillima*. La ampliación de esta metodología hacia otros coironales de la Estepa Magallánica deberá considerar múltiples sitios independientes, gradientes conocidos de perturbación, evaluaciones temporales y contrastes con indicadores funcionales externos, con el propósito de determinar su utilidad como herramienta validada de monitoreo ecológico.

CONCLUSIONES

La línea de flujo (LF) presentó diferencias estructurales respecto del área de referencia (R), caracterizadas por una menor cobertura vegetal, riqueza florística y mantillo, junto con una mayor exposición del suelo. Sin embargo, únicamente el suelo desnudo y la cobertura de piedras mantuvieron diferencias estadísticamente significativas después de la corrección de Holm, destacando la importancia de estos atributos para caracterizar las condiciones superficiales del pastizal intervenido.

El Índice de Condición del Pastizal (ICP) permitió integrar siete atributos florísticos y estructurales y diferenciar ambas unidades de estudio. Sus valores medianos fueron inferiores en LF (0,5588) respecto de R (0,6998), con diferencias significativas ($p < 0,001$) y consistentemente favorables al área de referencia en los 23 pares evaluados.

Las diferencias pareadas del ICP evidenciaron heterogeneidad espacial en la condición estructural del pastizal, con magnitudes comprendidas entre 0,0018 y 0,2653. Este resultado destaca la utilidad del diseño pareado para identificar contrastes locales que podrían quedar ocultos mediante comparaciones basadas exclusivamente en valores agregados.

El ICP constituye una herramienta potencial para el monitoreo de pastizales intervenidos por infraestructura de hidrocarburos. No obstante, su aplicación a otros coironales de la Estepa Magallánica requiere validar sus parámetros y ponderaciones, así como evaluar su comportamiento en diferentes condiciones ecológicas. Dado que el estudio comprende una única intervención y su referencia adyacente, los resultados deben interpretarse a escala local, sin establecer relaciones causales generalizables.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a quienes colaboraron con el trabajo de campo (Ángel Suárez, Sebastián Pérez, Milenka Seguich y Isabel Saldivia).

LITERATURA CITADA

Alberti, J., Bruschetti, M., Cardoni, A., et al. (2026). Combined grazing by guanacos and small herbivores stabilizes vegetation dynamics in a semiarid Patagonian grassland. Frontiers in Ecology and Evolution, 14, 1895198. https://doi.org/10.3389/fevo.2026.1895198.

Bacaro, G., Rocchini, D., Diekmann, M., Gasparini, P., Gioria, M., Maccherini, S., Marcantonio, M., Tordoni, E., Amici, V., Landi, S., Torri, D., Castello, M., Altobelli, A., & Chiarucci, A. (2015). Shape matters in sampling plant diversity: Evidence from the field. Ecological Complexity, 24, 37–45. https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2015.09.003

Bonham, C. D. (2013). *Measurements for terrestrial vegetation* (2nd ed.). Wiley.

Burgass, M. J., Halpern, B. S., Nicholson, E., & Milner-Gulland, E. J. (2017). Navigating uncertainty in environmental composite indicators. Ecological Indicators, 75, 268–278. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.034

Campbell, P., Comiskey, J., Alonso, A., Dallmeier, F., Núñez, P., Beltrán, H., Baldeón, S., Nauray, W., De la Colina, R., Acurio, L., & Udvardy, S. (2002). Modified Whittaker plots as an assessment and monitoring tool for vegetation in a lowland tropical rainforest. *Environmental Monitoring and Assessment, 76*(1), 19–41. https://doi.org/10.1023/A:1015264720284

Cepeda, C., Oliva. G., Ferrante, D. (2024). Experimental Exclusion of Guanaco Grazing Increases Cover, Diversity, Land Function and Plant Recruitment in Patagonia. Phyton-Int J Exp Bot. 93(7):1383–1401. https://doi.org/10.32604/phyton.2024.052534

Cesa, A., & Lemaire, C. R. (2017). Análisis del efecto de la disponibilidad hídrica sobre la descomposición de heces ovinas y material muerto en pie de coirones. Informes Científicos Técnicos – UNPA, 9(1), 87–101. https://doi.org/10.22305/ict-unpa.v9i1.238.

Conover, W. J. (1999). Practical Nonparametric Statistics (3rd ed.). Wiley

Dengler, J. (2009). Which function describes the species–area relationship best? Journal of Biogeography, 36(4), 728–744. https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2008.02038.x

Domínguez, E., Seguich, M., & Pérez, S. (2025a). Recuperación de la cobertura vegetal y evidencia de restauración pasiva en pastizales de la estepa magallánica 27 años después de la instalación del gasoducto subterráneo. *Anales del Instituto de la Patagonia*, 53. https://doi.org/10.22352/AIP202553012

Domínguez, E., Seguich, M., Pérez, S., & Moreno, G. (2025b). Regeneración y dinámica funcional de pastizales nativos perturbados por oleoductos en la estepa de Magallanes. *Anales del Instituto de la Patagonia*, 53, e025. https://doi.org/10.22352/AIP202553013

Fritz, C. O., Morris, P. E., & Richler, J. J. (2012). Effect size estimates: Current use, calculations, and interpretation. Journal of Experimental Psychology: General, 141(1), 2–18. DOI: 10.1037/a0024338

Golluscio, R. A., León, R. J. C., & Perelman, S. (2009). Caracterización fitosociológica de la estepa patagónica. Ecología Austral, 19, 1–15.

Hammer, Ø., Harper, D. A. T., & Ryan, P. D. (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 9.

Herrick, J. E., Van Zee, J. W., McCord, S. E., Courtright, E. M., Karl, J. W., & Burkett, L. M. (2017). Monitoring manual for grassland, shrubland and savanna ecosystems. USDA-ARS Jornada Experimental Range.

Holm, S. (1979). A simple sequentially rejective multiple test procedure. Scandinavian Journal of Statistics, 6(2), 65–70. https://www.jstor.org/stable/4615733

Hurlbert, S. H. (1984). Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. Ecological Monographs, 54(2), 187–211. https://doi.org/10.2307/1942661

Keeley, J. E., & Fotheringham, C. J. (2005). Plot shape effects on plant species diversity measurements. Journal of Vegetation Science, 16(2), 249–256. https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02362.x

Kenkel, N. C., & Podani, J. (1991). Plot size and estimation efficiency in plant community studies. Journal of Vegetation Science, 2(4), 539–544. https://doi.org/10.2307/3236176

Legendre, P., & Legendre, L. (2012). Numerical Ecology (3rd ed.). Elsevier.

Ludwig, J. A., Wilcox, B. P., Breshears, D. D., Tongway, D. J., & Imeson, A. C. (2005). Vegetation patches and runoff–erosion as interacting ecohydrological processes in semiarid landscapes. Ecology, 86(2), 288–297. https://doi.org/10.1890/03-0569

Maestre, F. T., Biancari, L., Chen, N., Corrochano-Monsalve, M., Jenerette, G. D., Nelson, C., Shilula, K. N., & Shpilkina, Y. (2024). Research needs on the biodiversity–ecosystem functioning relationship in drylands. Npj Biodiversity, 3(1). https:// doi.org/10.1038/s44185-024-00046-6

OECD/European Union/European Commission, Joint Research Centre. (2008). Handbook on Constructing Composite Indicators: Methodology and User Guide. OECD Publishing. https://doi.org/10.1787/9789264043466-en

Okin, G. S., Parsons, A. J., Wainwright, J., Herrick, J. E., Bestelmeyer, B. T., Peters, D. C., & Fredrickson, E. L. (2009). Do changes in connectivity explain desertification? BioScience, 59(3), 237–244. https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.3.8

Oliva, G., Cibils, A., Borrelli, P., & Humano, G. (1998). *Stable states in relation to grazing in Patagonia: A 10-year experimental trial*. Journal of Arid Environments, 40(1), 113–131. https://doi.org/10.1006/jare.1998.0425

Opazo, S., Garay, E., Muñoz, R., López-Saldaña, G., Aguilar, R., & Radic, S. (2014). Desarrollo de una plataforma web SIG para el monitoreo dinámico de pastizales en Magallanes. Anales del Instituto de la Patagonia, 42(2), 39–51. https://doi.org/10.4067/S0718-686X2014000200003

Paruelo, J. M., Jobbágy, E. G., & Sala, O. E. (2007). Grasslands and steppes of Patagonia and the Río de la Plata plains. Journal of Arid Environments, 68(4), 498–520. https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2006.07.004

Pisano, E. (1977). Fitogeografía de Fuego-Patagonia chilena. Anales del Instituto de la Patagonia, 8, 121–250.

Sala, O. E., Yahdjian, L., Havstad, K., & Aguiar, M. R. (2017). Rangeland ecosystem services: Nature's supply and humans' demand. Science, 356(6334), 142–146. https://doi.org/10.1126/science.aam9982

Schenkel, C., Oliva, G. E., Paredes, P. N., Humano, G., & Ferrante, D. (2021). Cartografía de un modelo de estados y transiciones de la estepa magallánica seca en la Patagonia Argentina. *Ecología Austral*, 31, 301–315. https://doi.org/10.25260/EA.21.31.2.0

Shapiro, S. S., & Wilk, M. B. (1965). An analysis of variance test for normality (complete samples). Biometrika, 52(3–4), 591–611. https://doi.org/10.2307/2333709

Stohlgren, T. J., Falkner, M. B., & Schell, L. D. (1995). A modified-Whittaker nested vegetation sampling method. Vegetatio, 117(2), 113–121. https://doi.org/10.1007/BF00045503

Stohlgren, T. J., Chong, G. W., Kalkhan, M. A., & Schell, L. D. (1997). Rapid assessment of plant diversity patterns: A methodology for landscapes. Environmental Monitoring and Assessment, 48(1), 25–43. https://doi.org/10.1023/A:1005796618823

Society of Ecological Restoration International Science and Policy Working Group. (2004). The SER International Primer on Ecological Restoration. Society for Ecological Restoration International, Tucson, AZ, USA.

Stohlgren, T. J. (2007). Measuring Plant Diversity: Lessons from the Field. Oxford University Press.

Suding, K. N., Higgs, E., Palmer, M., Callicott, J. B., Anderson, C. B., Baker, M., ... & Schwartz, K. Z. S. (2015). Committing to ecological restoration. Science, 348, 638–640.

Valenta, M. D., Golluscio, R. A., Frey, A. L., Garibaldi, L. A., & Cipriotti, P. A. (2020). Short-term responses to sheep grazing in a Patagonian steppe. The Rangeland Journal, 42(1), 1–8. https://doi.org/10.1071/RJ19012.

Wilcoxon, F. (1945). Individual comparisons by ranking methods. Biometrics Bulletin, 1(6), 80–83. https://doi.org/10.2307/3001968

Zhang, M., Delgado-Baquerizo, M., Li, G. *et al.* (2023). Los impactos experimentales del pastoreo en la biodiversidad y función de los pastizales se explican por la aridez. *Nat Commun* 14, 5040. https://doi.org/10.1038/s41467-023-40809-6

Zar, J.H. (2010). Biostatistical Analysis. 5th Edition, Prentice-Hall/Pearson, Upper Saddle River, xiii, 944 p.

No afiliación	Nombre de la institución y/u organización
1	Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA)

Autor	Afiliación
DOMINGUEZ	1