

## COMPORTAMIENTO HIDROLÓGICO DE UN PAISAJE CON DIFERENTES ESTADOS DEL PASTIZAL EN EL NOROESTE DE LA PATAGONIA ÁRIDA

Valeria Aramayo <sup>1\*</sup>, María Victoria Cremona <sup>1</sup>, Marcelo D. Nosetto <sup>2,3</sup>

<sup>1</sup> Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) Estación Experimental Agropecuaria Bariloche. Argentina

<sup>2</sup> Grupo de Estudios Ambientales, Instituto de Matemática Aplicada San Luis, Universidad Nacional de San Luis. Argentina

<sup>3</sup> Comisión Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Argentina

### RESUMEN

En Patagonia árida, la forma de uso de la tierra más extendida es el pastoreo por ganado doméstico. Si bien se conoce que el pastoreo puede afectar las características hidrológicas de los suelos, existen muy pocos estudios sobre la generación de los flujos de escorrentía en áreas con este tipo de uso. En el presente estudio evaluamos la relación entre el estado del pastizal y las características de la superficie de una ladera que influyen en la respuesta hidrológica del suelo a las precipitaciones. Comparamos las características del paisaje, índices de funcionalidad y propiedades del suelo de los interparches (descubiertos), en distintas posiciones de la pendiente con dos estados de degradación, y monitoreamos el contenido de humedad en los interparches durante una temporada de lluvias. El estado de degradación más avanzado reunió características en favor de un mayor escurrimiento superficial, sugiriendo la posibilidad del transporte de recursos pendiente abajo. Por ejemplo, la ladera alta del estado más degradado resultó el sitio con menor profundidad del perfil, mayor resistencia a la penetración e infiltración más lenta, y la ladera baja del mismo estado registró el segundo grado de saturación más elevado luego de los eventos de precipitación. Estas diferencias en propiedades hidrológicas habrían dejado también su impronta en el comportamiento de la vegetación, evaluados a través del NDVI. Los resultados apoyan la idea de que la respuesta hidrológica en pendientes de zonas áridas depende de la funcionalidad del suelo de los interparches y de la humedad antecedente.

**Palabras clave:** ladera, escurrimiento, interparque de suelo desnudo, degradación de tierras.

## HYDROLOGICAL BEHAVIOR OF RANGELANDS UNDER DIFFERENT DEGRADATION CONDITIONS IN NORTHWESTERN ARID PATAGONIA

### ABSTRACT

In arid Patagonia grazing by livestock is the most widespread form of land use. Although grazing is known to affect soils hydrological characteristics, few studies have addressed runoff flows generation as influenced by cattle grazing in these areas. In this study, we evaluated the relationship between grassland condition and hillside surface characteristics that influence the response to rainfall. We compared landscape characteristics, landscape function indices and soil properties of bare soil (uncovered) interpatches at different slope positions with two degradation conditions and monitored interpatch moisture content during a rainy season. Severe degradation was associated with greater surface runoff, suggesting downslope resource transport. In the most severely degraded soils the upper slope showed a the lowest profile depth, greatest resistance to penetration and slowest infiltration rate, and the lower slope

\* Autor de contacto:  
aramayo.valeria@inta.gob.ar

Recibido:  
02-08-23

Recibido con revisiones:  
10-10-23

Aceptado:  
10-10-23

registered the second highest degree of saturation after rainfall events. These differences in hydrological properties would have also modified vegetation behavior as indicated by the NDVI. These results support the premise that the hydrologic response on arid zones slopes depends on the functionality of bare soil interpatches and on the previous moisture content.

**Keywords:** hillslope, runoff, bare soil interpatch, land degradation.

## INTRODUCCIÓN

El pastoreo por ganado doméstico en Patagonia ha modificado la estructura de la vegetación y ha afectado el comportamiento hidrológico de los suelos desde hace más de 100 años (Bran et al., 2017; Cibils y Borrelli, 2005; Gaitán et al., 2009; Rostagno, 1989). El control que ejercen los pastizales naturales en la recarga de acuíferos y cursos de agua superficiales es vital para las poblaciones aguas abajo (Wilcox et al., 2017). Existen antecedentes de los impactos negativos de las estrategias tradicionales de pastoreo sobre la estructura y funcionamiento de los pastizales (Aguiar et al., 1996; Funk et al., 2018; Gaitán et al., 2018) que, al modificar las características hidrológicas de un sitio, repercuten a escala de cuencas (Thurow, 2000). El abordaje de esos impactos se puede realizar mediante el análisis de índices de imágenes satelitales, como el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) (Verón y Paruelo, 2010; Gaitán et al. 2018). Como primer elemento en la partición de flujos del ciclo del agua, la cobertura del suelo por plantas y mantillo y la distribución heterogénea de la vegetación condicionan la capacidad de infiltración de los suelos. Cuando la cobertura y heterogeneidad se reducen, la escorrentía superficial y la erosión del suelo aumentan más que proporcionalmente (López et al., 2013). Como resultado, una mayor proporción de recursos son transportados fuera del paisaje, con lo cual disminuye la calidad de los suelos. En el largo plazo, los suelos erosionados son menos productivos, tienen menor capacidad para almacenar agua, la vegetación desaparece y el sistema se vuelve más susceptible a la degradación (Chartier et al., 2011; Gaitán et al., 2009).

En zonas áridas, explicar la generación de escurrimientos y erosión de suelo es especialmente difícil dada la gran variabilidad de las precipitaciones, la intermitencia y discontinuidad de los flujos (Noy Meir, 1973; Ziadat y Taimeh, 2013). La respuesta del suelo a las mismas dependerá de las condiciones meteorológicas previas. Así, existen dos mecanismos que explican la generación de escurrimiento superficial sobre el suelo desnudo: el primero ocurre cuando el ingreso por precipitaciones supera la capacidad de infiltración y el segundo cuando hay un excedente de agua porque el suelo está saturado, siendo este último el dominante en suelos ya húmedos (Dijkema et al., 2018; Morgan, 2005) y congelados (Seyfried y Wilcox, 1995). Aunque el escurrimiento superficial sea una proporción menor en el balance hídrico anual o estacional, puede generar un importante flujo de redistribución del agua sobre el paisaje, condicionado por la estructura del ecosistema y las características de la lluvia (Turnbull et al., 2010). Es relevante entender el balance hídrico en los pastizales, donde la producción ganadera depende de una asignación eficiente de las lluvias a la transpiración por plantas forrajeras y, en algunos casos, captura y almacenamiento de escorrentía para bebida de los animales (Magliano et al., 2015; Magliano et al., 2023).

Para el norte de la Patagonia no existe un entendimiento acabado sobre la generación de flujos de escorrentía y erosión hídrica en ambientes áridos. Por otro lado, sí está extensamente demostrado que la sobreutilización de los pastizales patagónicos ha llevado a la reducción de la cobertura vegetal y por lo tanto a una mayor exposición del suelo a agentes erosivos (Bran et al., 2015; Gaitán et al., 2018). En zonas áridas la retroalimentación positiva entre la pérdida de productividad por sobrepastoreo y la aceleración del proceso erosivo (Chartier et al., 2011) potencian la degradación del paisaje hasta superar umbrales de no retorno (Saco et al., 2020). En este sentido es útil considerar la conectividad, definida como la magnitud de la redistribución que pueden alcanzar los recursos (agua, suelo, energía, organismos) a lo largo del paisaje (Bracken et al., 2013; Okin et al., 2015). Cuando se trata de flujos de agua de escurrimiento en paisajes con pendiente, aunque comienzan en forma local, pueden, en ocasiones, derivar en erosión e incisión del paisaje con un incremento en el transporte de agua y nutrientes entre sitios. El efecto de estos flujos es el aumento de la concentración de recursos, con la consiguiente heterogeneidad de la distribución espacial de humedad y nutrientes a una escala mayor, formando islas de fertilidad en contraste con la aridez de la matriz circundante (Rodríguez-Iturbe, 2000). La longitud de los flujos es una medida que ha sido utilizada como indicador de la conectividad hidrológica del paisaje (Mayor et al., 2008). Si las conexiones son lo suficientemente largas, el transporte de recursos puede alimentar un cauce o sumidero, eliminando agua y materiales del paisaje (Okin et al., 2009). La detección a tiempo de esos signos de degradación en zonas áridas es primordial para prevenir estados degradados difíciles de revertir (Saco et al., 2018).

La comprensión de la hidrología en paisajes con pendiente es compleja y desafiante dado que intervienen características y procesos de múltiples escalas, dinámicos en el espacio y el tiempo. Entre otros factores, intervienen los diferentes tipos de clima y sus elementos variables en las distintas ubicaciones del paisaje, la geometría de la pendiente en sus tres dimensiones, la posición geográfica y exposición, la distribución del agua por flujos laterales y desde aguas arriba, los patrones y las características de la vegetación, y la heterogeneidad espacial de las propiedades del suelo, entre otros (Ridolfi et al., 2003). El balance hídrico durante cada evento de precipitación en una ladera depende mayormente de las características de los interparques y de la posición en la pendiente (Barbosa-Briones et al., 2019; Mayor y Bautista, 2012; Seyfried y Wilcox, 1995). En el plazo de un evento de precipitación, en la posición más alta de la ladera el balance de agua a los primeros centímetros de suelo está determinado por la precipitación y por los egresos, en forma de escurrimiento y percolación. En la parte más baja de la ladera, en cambio, los ingresos están definidos no sólo por la precipitación sino también por el escurrimiento que proviene de aguas arriba (Cantón et al., 2004; Ludwig et al., 2005). Si la vegetación y las características de la ladera son homogéneas, se puede considerar que la humedad del suelo aumenta monótonicamente pendiente abajo. Así, cuando se genera escurrimiento en cierto punto de la ladera, todos los puntos aguas abajo están saturados y el escurrimiento no puede infiltrarse (Ridolfi et al., 2003).

El objetivo de este trabajo fue avanzar en la comprensión de la relación entre el estado de la vegetación y la dinámica del agua superficial a escala local y de paisaje en pastizales del noroeste de Patagonia. Para indagar sobre este problema, caracterizamos la cobertura de superficie y el suelo de una ladera inicialmente homogénea que ha sostenido un uso ganadero diferencial producto del apotramiento por más de cuarenta años. Esa diferente historia de pastoreo derivó en dos estados del pastizal, con distinto nivel de alteración a un lado y a otro del alambrado que establece un límite en la dirección de la pendiente. En cada uno de los estados y en distintas posiciones de la ladera estudiamos las características del paisaje y del suelo relacionadas al movimiento del agua en los interparques de suelo desnudo, en un abordaje de menor a mayor detalle espacial. También monitoreamos la humedad superficial de suelo durante una temporada de lluvias para entender la respuesta del suelo a las precipitaciones. La hipótesis de este trabajo es que el estado de degradación más avanzado de la vegetación reúne condiciones biofísicas que son más propicias para que ocurra el escurrimiento superficial, acentuando la susceptibilidad a la pérdida de recursos desde la estepa en la ladera alta hacia la ladera baja. De ser así, esperamos que los atributos físicos y biológicos evaluados, como así también los índices construidos a partir de los mismos (i.e. índice de estabilidad y de infiltración/escurrimiento), presenten valores más favorables a la generación de escurrimiento en la ladera más degradada. Asimismo, también esperamos un mayor contenido de agua en el suelo de la ladera baja que en el de la ladera alta del estado más degradado, a diferencia del estado más conservado donde esperamos menos diferencias entre ambas posiciones topográficas. Esas diferencias en el contenido de agua, podrían verse reflejadas en actividad de la vegetación, si hubiera cobertura que la exprese.

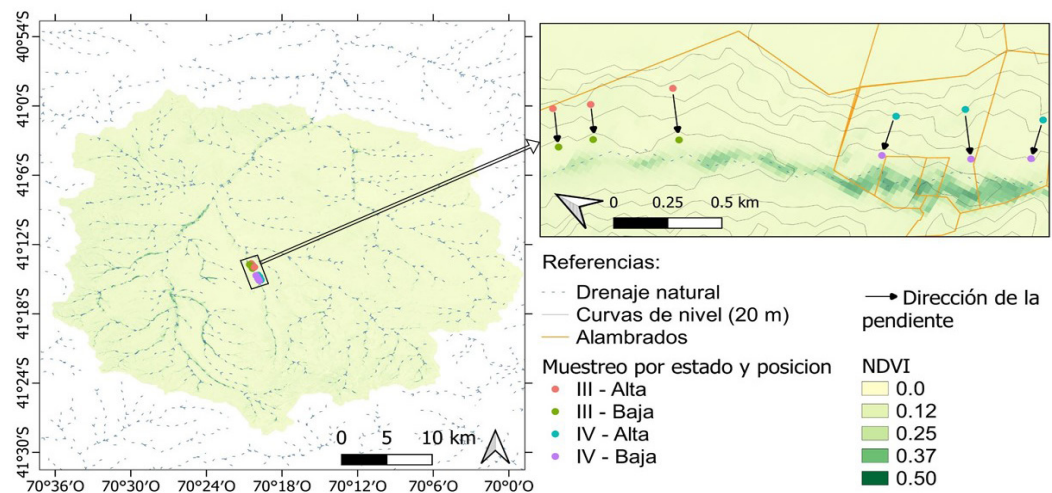
## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

Se seleccionaron sitios de estudio ubicados sobre una misma unidad geomorfológica: ladera de exposición suroeste con material originario homogéneo dentro del establecimiento Cerro Blanco del Comallo (41,25° S; 70,33° O). Esta ladera representa la clase de pendiente del 44% de la superficie de la cuenca alta del arroyo Comallo, Río Negro, Argentina (Aramayo et al. en prensa) y su inclinación promedio, del 21%, se encuentra en el rango descrito para paisajes ondulados o sierras (FAO, 1980). La exposición elegida persiguió llevar al mínimo la posible influencia de la erosión eólica dado que el viento predominante es desde el oeste, por lo tanto, existe cierto reparo de la pendiente enfrentada del valle y es opuesto al flujo de la pendiente. El clima de esta zona corresponde a la categoría BSk de Köppen, de estepa fría, semiárida, con nevadas en los campos altos, lluvias invernales y marcado déficit de humedad en el verano. La precipitación media anual es de 224 mm, las temperaturas medias son de 16,4°C para el mes de enero y de 2,3°C para julio (Gaitán et al., 2004; Massaferró et al., 2012).

De acuerdo a la caracterización de los sitios en la ladera, se reconocieron dos estados de conservación del pastizal y suelo superficial, separados por un alambrado. El suelo presentó una textura areno-franca o areno-franco-arcillosa, con presencia de grava, en muestras tomadas hasta 7,5 cm de profundidad. La profundidad efectiva del suelo (hasta contacto lítico) fue variable, entre 0,2 y más de 1 m, determinada con pala-barreno. La vegetación de la ladera es de estepa con arbustos y gramíneas. Producto del apotramiento

miento, a un lado y otro del alambrado, cada sector fue sometido a diferentes niveles de pastoreo durante los últimos cuarenta años. Hacia el norte del alambrado, donde se encuentra el cuadro con menor nivel de uso, existe mayor diversidad y cobertura, mientras que al sur se encuentran los potreros usados con más frecuencia para actividades de manejo de ganado (Figura 1). Las diferencias en el estado de la vegetación entre los dos sectores fueron descritas de acuerdo al catálogo del modelo de Estados y Transiciones para el área ecológica de sierras y mesetas (Bonvissuto et al., 1993). El porcentaje de cobertura en cada sector se obtuvo de tres líneas de 50 puntos con lecturas cada 20 cm. El primer sector, en Estado III (Tabla 1), es una “estepa subarbuscivo-graminosa de *Senecio* spp., *Mulinum spinosum* y *Pappostipa speciosa* v. *speciosa*” (*sensu* Bonvissuto et al., 1993), que ha tenido al menos un período de pastoreo por año y descansos desde hace 8 años. El segundo sector, en Estado IV, corresponde a un “mosaico de estepa subarbusciva de *Senecio* spp., *Stipa humilis* y erial de subarbuscivos en cojin y *Pappostipa speciosa* v. *speciosa*” (*sensu* Bonvissuto et al. 1993), que ha sido parte de un potrero cercano al casco con sobreuso histórico (Tabla 1, Figura 1 y Figura 2).



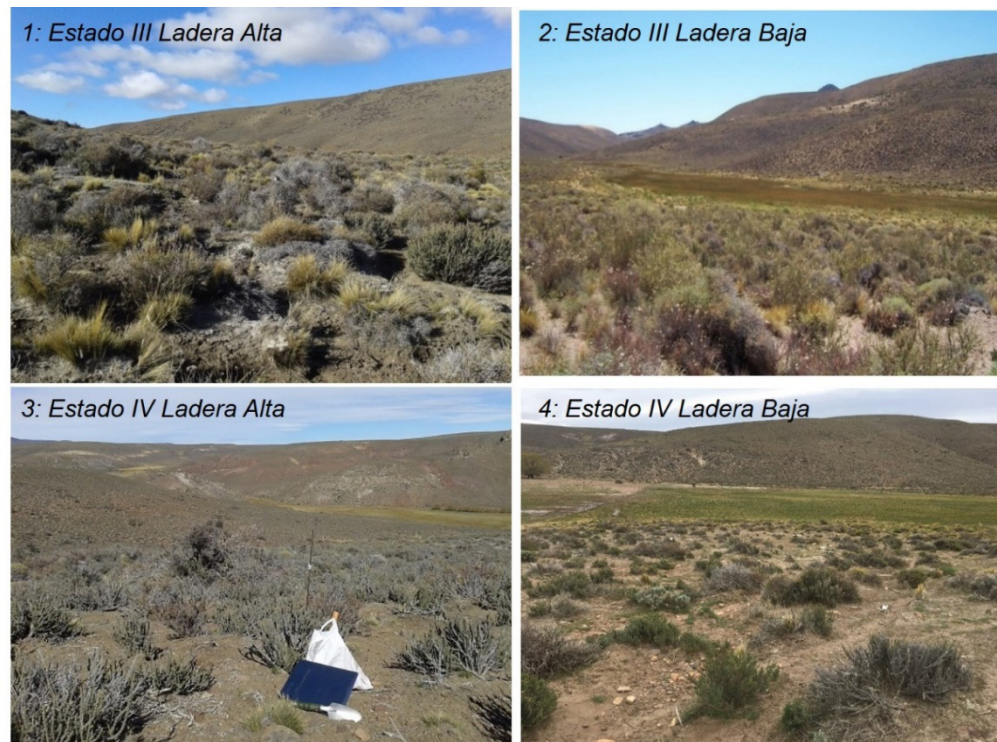
**Figura 1:** Área de estudio dentro de la cuenca alta del arroyo Comallo, mostrando los sitios de muestreo para la combinación de Estado (III o IV) y Posición en la ladera (Alta o Baja). Los valores de NDVI derivan de imágenes Landsat 8 (diciembre 2018).

**Figure 1:** Study area within the Comallo stream upper basin, and sampling sites for the combination of factors Soil degradation condition (III or IV) and Slope position (High or Low). The NDVI values derive from Landsat 8 images (december 2018).

Tabla 1: Características de los sectores muestreados.

Table 1: Characteristics of sampled sites.

Estado	III - "Regular"	IV - "Degradado"
Pendiente (%)	20 ± 7	23 ± 7
Profundidad efectiva (m)	0,8 ± 0,2	0,6 ± 0,4
Textura de suelo	Areno-franco o areno-arcillo-franco	Areno-arcillo-franco o Areno-franco
Grava (%)	21 ± 9	7 ± 7
Coberturas (%)		
Suelo desnudo	18%	24%
Roca	0%	1%
Mantillo/cobertura de anuales	9%	30%
Cobertura vegetal perenne	73%	45%
Pastos	22%	4%
Especies dominantes	<i>Jarava humilis</i> , <i>Poa lanuginosa</i> , <i>Hordeum comosum</i> , <i>Pappostipa speciosa</i> var <i>major</i>	<i>Poa ligularis</i> , <i>Jarava humilis</i> , <i>Pappostipa speciosa</i> var <i>speciosa</i> , <i>Festuca argentina</i>
Arbustos	51%	41%
Especies dominantes	<i>Stillingia patagonica</i> , <i>Nassauvia axillaris</i> , <i>Azorella prolifera</i> , <i>Berberis heterophylla</i>	<i>Nassauvia axillaris</i> , <i>Azorella prolifera</i> , <i>Senecio filaginoides</i> , <i>Junellia ligustrina</i>
Suelo desnudo	15%	21%
Mantillo/cobertura de anuales	9%	39%
Cobertura vegetal perenne	56%	30%
Pastos	41%	10%
Especies dominantes	<i>Poa lanuginosa</i> , <i>Jarava humilis</i> , <i>Hordeum comosum</i> , <i>Bromus setifolius</i>	<i>Jarava humilis</i> , <i>Pappostipa speciosa</i> var <i>major</i> , <i>Festuca argentina</i> , <i>Hordeum comosum</i>
Arbustos	36%	31%
Especies dominantes	<i>Stillingia patagonica</i> , <i>Azorella prolifera</i> , <i>Senecio bracteolatus</i> , <i>Berberis heterophylla</i>	<i>Nassauvia axillaris</i> , <i>Senecio bracteolatus</i> , <i>Azorella prolifera</i> , <i>Stillingia patagonica</i>



*Figura 2:* Fotografías de los sitios de muestreo para la combinación de Estado (III o IV) y Posición en la ladera (Alta o Baja).

*Figure 2:* Photographs of the sampling sites for the combination of factors Soil degradation condition (III or IV) and Slope position (High or Low).

### Diseño del muestreo

En primer lugar, para el factor Estado, con los niveles III y IV, estudiamos las características vinculadas a la funcionalidad del paisaje con tres repeticiones por Estado. Luego, analizamos las diferencias dadas por el Estado y la Posición topográfica en conjunto. La Posición en el paisaje fue establecida como Alta o Baja, según se trate de la posición de mayor altitud, más cercana a la divisoria de aguas (Alta), o bien por estar en el final de la pendiente, aguas abajo de la anterior y por eso denominada Baja. Así, el diseño fue de dos factores con dos niveles: Estado III y IV, y Posición Alta y Baja, con tres repeticiones por combinación de factores. En cada una de estas situaciones se evaluaron las propiedades físicas de los suelos de los interparches y el contenido de humedad del suelo durante los eventos de precipitación. Por otro lado, la actividad de la vegetación, producto de la hipotética transferencia de agua en el paisaje, se evaluó a lo largo de la pendiente, sobre tres transectas que unen las posiciones Alta y Baja en cada Estado las cuales fueron coincidentes con los lugares de evaluación a campo (Figura 1).

### Funcionalidad hidrológica del paisaje

Para la valoración del paisaje en cuanto a sus funciones de estabilidad y partición de flujos en infiltración/ escurrimiento, aplicamos la metodología Landscape Function Analysis, LFA por sus siglas en inglés, (Tongway y Hindley, 2004) adaptada en Argentina para el Monitoreo Ambiental para Regiones Árida y Semiáridas, de acrónimo "MARAS", (Oliva et al., 2011). Los atributos físicos y biológicos considerados, que condicionan la funcionalidad del sistema en cuanto a la capacidad de resistir la acción de fuerzas erosivas y de capturar el agua de las lluvias (Tongway, 1995), fueron los siguientes:

1. cobertura aérea del suelo (%)
2. cobertura de mantillo, origen e incorporación (clase)
3. cobertura de criptógamas (%)
4. tipos de erosión y severidad (clase)
5. materiales depositados (clase)
6. presencia y rotura de costras (clase)
7. resistencia de la superficie (clase)
8. estabilidad de agregados (clase)

9. textura del suelo (clase)
10. microtopografía (clase)
11. cobertura basal de los parches (%)

Éstos se relevaron en seis transectas de 30 m perpendiculares a la pendiente, en cada uno de los dos Estados (III y IV). La descripción completa de la metodología es extensa y se puede encontrar en las publicaciones de Tongway y Hindley (2004) y Oliva et al. (2011), pero para sintetizar: el índice de Estabilidad resulta de la valoración de los atributos 1 a 8, y el índice de Infiltración/Escurrimiento resulta de la valoración de 2 y 7 a 11. Además de estos índices, para cuantificar la incisión del paisaje por erosión, sobre las mismas transectas medimos con cinta métrica el largo de los interparches (m), la diferencia de altura (cm) entre la base de cada parche y el punto más profundo del interparche contiguo, y contamos la cantidad de surcos por interparche.

#### Propiedades físicas del suelo

Las variables usadas para caracterizar las propiedades físicas del suelo fueron: la profundidad efectiva del suelo, la textura, la resistencia a la penetración, la densidad aparente y el índice de infiltración. La profundidad efectiva (cm) hasta contacto lítico se determinó por la profundidad alcanzada con pala-barreno (de hasta 1,1 m). La textura se evaluó sobre muestras superficiales (0-6 cm) que se secaron al aire, se tamizaron por 2 mm y a las que se les determinó la granulometría por el método de la pipeta (Gee y Bauder, 1986), en el Laboratorio de Suelos y Agua del INTA EEA Bariloche. Luego de la determinación de la proporción por tamaño de partículas, tomamos el % de arena para las comparaciones. La resistencia a la penetración ( $\text{kg cm}^{-2}$ ) se muestreó en diez lecturas por sector con penetrómetro manual AMS 59032 (AMS, American Falls ID, EEUU) y la densidad aparente ( $\text{g cm}^{-3}$ ) se determinó con el método del cilindro (Blake, 1965). El índice de infiltración ( $\text{mm min}^{-1}$ ) se midió a campo, en ocho repeticiones por sector, con un infiltrómetro de anillo simple adaptado del prototipo Infiltest (Mongil Manso et al., 2015), registrando el tiempo que demoran en infiltrar 20 mm de lámina agregada artificialmente.

#### Monitoreo de humedad superficial en eventos de precipitación

Las variables meteorológicas del período de muestreo (junio a septiembre de 2019) se registraron en una estación automática Davis (Davis instruments, Hayward CA, EEUU) en un cuadro vecino a la ladera muestreada dentro del establecimiento Cerro Blanco. La precipitación se verificó en un pluviómetro de lectura directa. Hubo cuatro eventos de magnitud mayor a 8 mm y un evento de deshielo con intensidad de  $7,6 \text{ mm h}^{-1}$  (Tabla 2).

**Tabla 2:** Características de los mayores eventos de precipitación registrados durante 2019, en la estación automática ubicada en el sitio de estudio.

**Table 2:** Characteristics of the heaviest rainfall events recorded during 2019, at the automatic weather station located at the study site.

Evento	Fecha	Lámina (mm)	Duración (h)	Intensidad máxima ( $\text{mm h}^{-1}$ )
1	7 jun	8,6	4	12
2	22 jun	10,8	12	7,8
3	30 jul	9,4	7	4,2
4	11 ago	2,8	3	7,6*
5	27 ago	19,2	19	7,2

\*derretimiento de nieve.

Cabe destacar que los eventos de 2019 fueron en general de baja magnitud e intensidad en relación con los eventos históricos informados en la zona por lo que la generación de escurrimientos no tuvo magnitudes inusuales. Las máximas intensidades de precipitación reportadas corresponden a registros diarios mayores a  $80$  y a  $100 \text{ mm día}^{-1}$  (Aramayo et al., 2022; Colombani et al., 2017).

Para los eventos de la Tabla 2 monitoreamos la humedad de suelo a 5 cm de profundidad en los interparches de suelo desnudo de la ladera. Se tomaron registros horarios de sensores ECH2O (Decagon, Pullman WA, EEUU) con dataloggers Cavadevices (Cavadevices, Bs. As., Argentina) en seis puntos de cada uno de

los estados de pastizal, III y IV, tres en una posición Alta de la ladera y tres en una posición Baja, aguas abajo de los primeros, a alrededor de 200 m entre sí. El período analizado por evento se inició en el registro anterior a la ocurrencia de la precipitación y finalizó 4 a 6 registros (horas) después de finalizada la precipitación. Dos dataloggers fallaron en ciertos eventos, por lo cual el número de sub-muestras por evento no es constante. A partir de los registros horarios obtuvimos el contenido volumétrico de agua en el suelo de acuerdo a las ecuaciones de calibración provistas por el fabricante y calculamos el grado de saturación del suelo (Hopmans, 2019) en cada punto ( $G_{sat}$ ) de la forma:

$$G_{sat} = \theta_i / \theta_{sat}$$

donde:  $\theta_i$  = Contenido volumétrico actual,  $\theta_{sat}$  = Contenido volumétrico saturado. Así,  $G_{sat}$  representa el grado de saturación, sin unidades, en una escala que varía de 0 a 1.

Los análisis estadísticos para todas las variables anteriores se realizaron en R versión 4.2.3 (R Core Team, 2023). En primer lugar, evaluamos con ANOVA las diferencias dadas por el Estado para las variables de funcionalidad del pastizal. Luego, los efectos sobre las demás variables, que no siguieron una distribución normal, se evaluaron con la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis. De esta manera, la profundidad efectiva, el porcentaje de arena, la resistencia a la penetración, la densidad aparente, el índice de infiltración y grado de saturación, se evaluaron para detectar diferencias entre los niveles de los factores Estado, Posición y la combinación entre Estado y Posición.

#### Variación espacial del NDVI

Por último, a fin de evaluar la potencial respuesta de la vegetación a la redistribución superficial de agua utilizamos el NDVI, índice largamente asociado a la productividad primaria aérea, índice de área foliar y biomasa verde, entre otros (Duncan et al., 1993; Verón y Paruelo, 2010). Por lo que, a mayor redistribución superficial de agua sería esperable un mayor contraste del índice NDVI entre las posiciones topográficas alta y baja. Para evaluar esa heterogeneidad espacial, analizamos los valores de NDVI del satélite Landsat 8, el cual posee una resolución espacial de 30 metros y temporal de 16 días. Las imágenes Landsat 8 fueron descargadas del sitio *earthexplorer.usgs.gov* y el NDVI calculado en QGIS (Qgis.org). En este análisis, obtuvimos el valor promedio de NDVI del mes de diciembre, correspondiente al máximo anual ( $NDVI_{máximo}$ ), para el período de 2015 a 2019, en 7 puntos, cada uno coincidente con un pixel, a lo largo de tres transectas en cada uno de los dos Estados. Los valores de  $NDVI_{máximo}$  de los puntos de cada transecta se ordenaron del 1 al 7 pendiente abajo, siendo 1 el pixel que contiene el punto de la posición alta del monitoreo de humedad mencionado en la sección anterior, y 7 el de la posición más baja, con los años como repeticiones. Para cada transecta evaluamos la significancia de la pendiente de la regresión entre  $NDVI_{máximo}$  y posición en la ladera en el software PRISMA. Los gráficos presentados se realizaron en R.

## RESULTADOS

### Conectividad y funcionalidad hidrológica del paisaje

El estudio de los interparques en la ladera arrojó diferencias en algunas de las variables estudiadas de acuerdo al nivel de detalle considerado. Los índices de Estabilidad y de Infiltración/Escorrimento no fueron diferentes entre Estados ( $p > 0,10$ ). En cambio, el largo medio de los interparques, la diferencia de altura del interparque con el parche y la cantidad de surcos por interparque, fueron más de dos veces superiores en el Estado IV que en el III ( $p < 0,02$ ); además estas variables mostraron mayor dispersión en el Estado IV que en el III (Tabla 3).



**Tabla 3:** Promedios  $\pm$  desvíos estándar de las variables referidas a la funcionalidad del pastizal: índice de estabilidad y de infiltración/escorrimento (por metodología Landscape Function Analysis, Tongway y Hindley, 2004); y largo medio del interparche, diferencia de altura con el parche y número (#) de surcos por interparche (por mediciones directas) en los dos Estados (III y IV), con el valor (p) que indica diferencias significativas (\*) o no significativas.

**Table 3:** Means  $\pm$  standard deviations of the rangeland functionality variables: Stability index and Infiltration/runoff index (following Landscape Function Analysis, Tongway & Hindley, 2004), and bare soil interpatch length, height difference with the patch, and number (#) of gullies per interpatch (by direct measures) under different degradation conditions (III and IV). The p-value (p) indicates significant (\*) or not significant differences.

	Estado		p
	III	IV	
Índice de estabilidad (%)	49 $\pm$ 7	48 $\pm$ 8	0,87
Índice de infiltración/escorrimento (%)	43 $\pm$ 6	43 $\pm$ 6	0,73
Largo medio del interparche (m)	1,3 $\pm$ 0,8	3,6 $\pm$ 4,6	<0,01*
Diferencia de altura con el parche (cm)	7,2 $\pm$ 11	16,5 $\pm$ 17	0,02*
# Surcos por interparche	0,3 $\pm$ 0,4	0,8 $\pm$ 1,1	0,01*

#### Propiedades físicas del suelo y humedad superficial

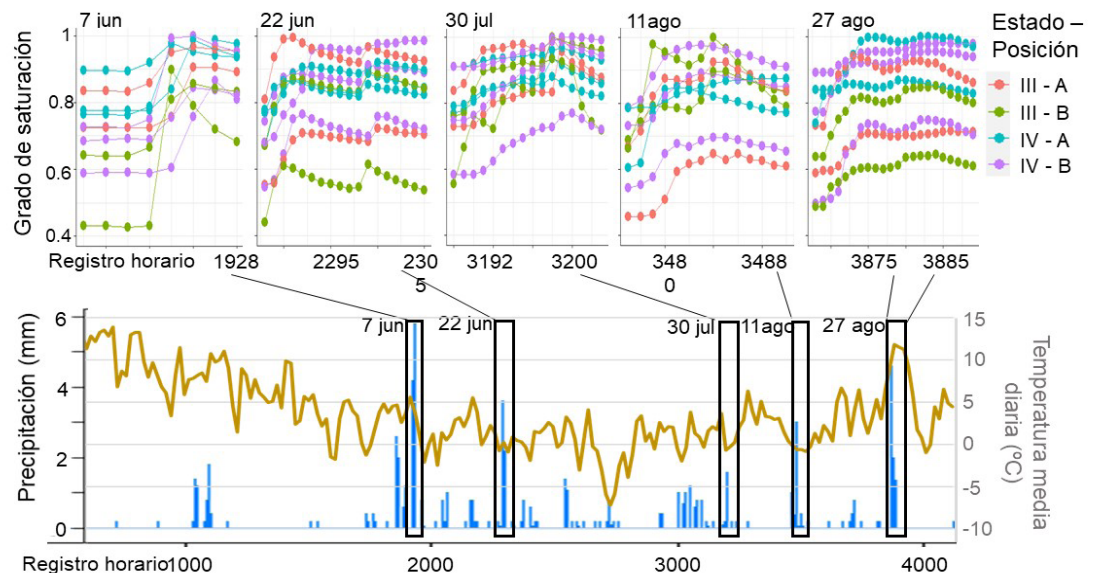
La evaluación de las propiedades físicas del suelo de los interparches mostró diferencias significativas dadas por la interacción entre Estado y Posición para la profundidad efectiva ( $p=0,02$ ), la resistencia a la penetración ( $p=0,003$ ) y el índice de infiltración ( $p=0,0002$ ), y no así para el contenido de arena ni la densidad aparente. La combinación del Estado III y la Posición Baja tuvo la mayor profundidad efectiva, cuyo promedio estuvo limitado por la profundidad alcanzada por la pala-barreno (de 1 m). Además, se distinguió de las otras combinaciones por presentar 1,7 a 2 veces menos resistencia a la penetración con 0,6 kg/cm<sup>2</sup> ( $\pm 0,4$ ). En contraste, el Estado IV en la Posición Alta presentó el menor índice de infiltración con 2,2 mm min<sup>-1</sup> que es el 43% del mismo índice en la Posición Alta del Estado III. Por su parte, hubo ligeras diferencias entre estados para el porcentaje de arena ( $p=0,05$ ), con una composición textural levemente más gruesa en el estado más conservado (68%  $\pm 7$  vs. 59 %  $\pm 7$ ). Las dos posiciones de la ladera fueron apenas diferentes para la densidad aparente ( $p=0,03$ ) con promedios alrededor de 1 g cm<sup>-3</sup> en la posición Alta y 1,2 g cm<sup>-3</sup> en la Baja (Tabla 4).

En cuanto a la evaluación del grado de saturación de humedad de suelo en los eventos de precipitación (Figura 3), la posición Baja del Estado III fue diferente, con 5 a 9 % menos que las demás. En el otro extremo, la posición Alta del Estado IV mostró el mayor grado de saturación promedio seguida por la posición Baja del mismo estado (Tabla 4).

**Tabla 4:** Promedios  $\pm$  desvíos estándar de las propiedades físicas del suelo superficial para los factores Estado (III, IV) y Posición (Alta: A, Baja: B) y su combinación, a saber: profundidad efectiva (cm), contenido de arena (%), resistencia a la penetración ( $\text{kg cm}^{-2}$ ), densidad aparente ( $\text{g cm}^{-3}$ ) e índice de infiltración ( $\text{mm min}^{-1}$ ); y la respuesta del suelo a los eventos como grado de saturación porcentual (%). Se informa el p-valor (p) de la prueba Kruskal-Wallis.

**Table 4:** Means  $\pm$  standard deviations of the soil surface physical properties for the factors Soil degradation condition (III, IV) and Slope position (High: A, Low: B) and their combination, namely: effective depth (cm), sand content (%), penetration resistance ( $\text{kg cm}^{-2}$ ), bulk density ( $\text{g cm}^{-3}$ ), infiltration index ( $\text{mm min}^{-1}$ ); and the response of the soil to the events as percentage saturation degree (%). The p-value (p) of the Kruskal-Wallis test is reported.

		Profundidad efectiva (cm)	Arena (%)	Resistencia ( $\text{kg cm}^{-2}$ )	Densidad aparente ( $\text{g cm}^{-3}$ )	Índice de infiltración ( $\text{mm min}^{-1}$ )	Grado de saturación
Estado	III	80 $\pm$ 23	68 $\pm$ 7,3	0,8 $\pm$ 0,6	1,1 $\pm$ 0,2	4,9 $\pm$ 2,9	0,77 $\pm$ 0,1
	IV	65 $\pm$ 33	59 $\pm$ 6,8	1,1 $\pm$ 0,8	1,1 $\pm$ 0,2	3,2 $\pm$ 4,5	0,84 $\pm$ 0,1
	p	0,04	0,05	0,09	0,9	<0,01	<0,01
Posición	Alta	49 $\pm$ 17	62 $\pm$ 8,7	1,1 $\pm$ 0,8	1 $\pm$ 0,2	3,7 $\pm$ 3,1	0,83 $\pm$ 0,1
	Baja	96 $\pm$ 10	65 $\pm$ 8,3	0,8 $\pm$ 0,6	1,2 $\pm$ 0,2	4,5 $\pm$ 3	0,79 $\pm$ 0,1
	p	<0,01	0,4	0,01	0,03	0,12	<0,01
Estado - Posición	III.A	60 $\pm$ 10	68 $\pm$ 5,7	1 $\pm$ 0,6	1 $\pm$ 0,1	5,1 $\pm$ 3,4	0,80 $\pm$ 0,1
	IV.A	38 $\pm$ 18	55 $\pm$ 5	1,2 $\pm$ 0,9	1,1 $\pm$ 0,2	2,2 $\pm$ 1,9	0,86 $\pm$ 0,1
	III.B	>> 100	68 $\pm$ 10	0,6 $\pm$ 0,4	1,2 $\pm$ 0,2	4,7 $\pm$ 2,4	0,75 $\pm$ 0,2
	IV.B	92 $\pm$ 14	62 $\pm$ 7,1	1 $\pm$ 0,7	1,2 $\pm$ 0,1	4,2 $\pm$ 3,6	0,82 $\pm$ 0,1
	p	0,02	0,15	<0,01	0,18	<0,01	<0,01

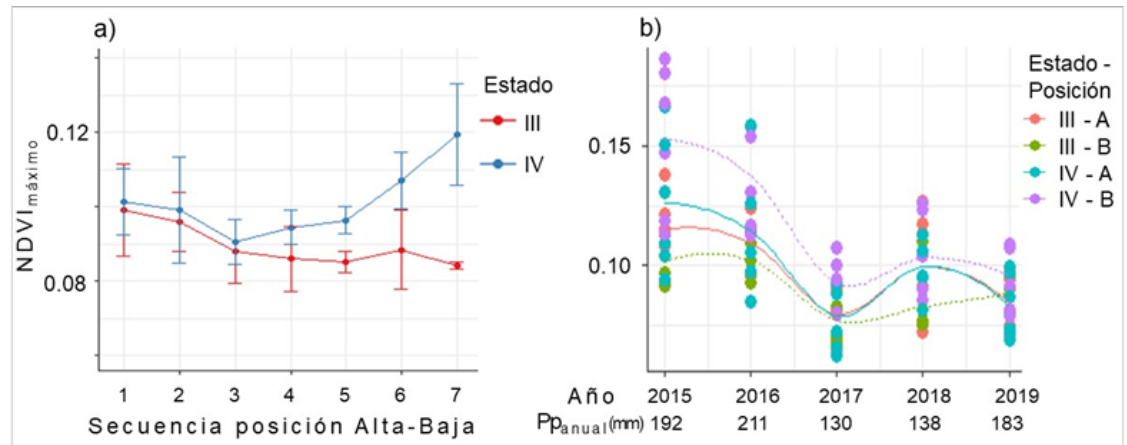


**Figura 3:** Registros del grado de saturación del suelo en el tiempo, de acuerdo al Estado (III, IV) y posición en la ladera (Alta, Baja) en el panel superior, para los eventos de precipitación (barras azules) del 2019 y la temperatura media diaria (línea ocre) en el panel inferior.

**Figure 3:** Records of soil saturation degree over time, as influenced by Soil degradation condition (III, IV) and Slope position (High, Low), and rainfall events (blue bars) and daily mean temperature (ocher line) in 2019, on the upper and lower part of the figure, respectively.

**Variación espacial del NDVI<sub>máximo</sub>**

El NDVI<sub>máximo</sub> fue mayor en la ladera Baja del Estado IV que en las otras combinaciones de estado y posición (Figura 4 a). Las transectas en las que se evaluó el NDVI<sub>máximo</sub> desde la posición más alta de la pendiente a la más baja mostraron tendencias crecientes en el Estado IV y decrecientes en el III, en todos los casos con bajo nivel de ajuste. Sólo resultaron significativamente distintas de cero las pendientes de regresión de una transecta del Estado III ( $p < 0,001$  y  $R^2 = 0,4$ ) y de una transecta del Estado IV ( $p = 0,03$  y  $R^2 = 0,13$ ). La variabilidad entre años fue mayor en la posición más baja del paisaje (Figura 4 b) sin considerar la interacción con el Estado.



**Figura 4:** a) NDVI<sub>máximo</sub> por año (2015-2019) promedio para los puntos a lo largo de transectas en la ladera ordenados del 1 al 7 desde la posición alta a la baja, para el Estado III (rojo) y el Estado IV (azul). b) NDVI<sub>máximo</sub> por año y precipitación anual, en el período 2015-2019 para los puntos según el estado III o IV y en la posición más alta (líneas llenas) o más baja (líneas punteadas) de las transectas.

**Figure 4:** a) Average of maximum NDVI per year (2015-2019) for the points along transects on the slope ordered from 1 to 7, from high to low position for Soil degradation condition III (red) and IV (blue). b) Maximum NDVI per year and annual rainfall in the 2015-2019 period for each point, as influenced by Soil degradation condition III or IV in the highest (solid lines) or lowest (dotted lines) position of the transects.

**DISCUSIÓN**

El pastizal de estepa en el paisaje de ladera en sus distintos estados mostró diferencias en las características de la superficie de los interparches y las propiedades físicas del suelo relacionadas al funcionamiento hidrológico. Al aumentar el detalle espacial de las características analizadas encontramos más diferencias entre un estado de deterioro de la vegetación y otro más avanzado. Las características de los interparches resumidas en los índices de funcionalidad del paisaje, Estabilidad e Infiltración/Escurrimiento, no difirieron entre estados de la vegetación. Esa incapacidad del índice de Estabilidad para diferenciar estados del pastizal fue detectada en otros sitios de la región (Gaitán et al., 2009) y se puede atribuir a la similitud entre los estados evaluados dada por las características predominantes de textura del suelo, con elevada proporción de arena (Tabla 4), y de estructura mayormente suelta, la ausencia de criptógamas o costras biológicas y la escasa resistencia de la superficie del suelo. Por el lado de las mediciones directas, el estado más conservado mostró menor largo medio de interparches, menor incisión del paisaje y menor cantidad de surcos (Tabla 3). En cuanto a las posiciones en el paisaje como factor aislado, los resultados muestran una mayor capacidad de infiltración en la ladera baja. Sin embargo, encontramos que las características estudiadas dependieron de la forma en que se combinan estados y posiciones (Tabla 4). Así, la posición alta del estado más degradado resultó el sitio con mayor predisposición al escurrimiento superficial por su menor profundidad del perfil, mayor resistencia a la penetración e infiltración más lenta. En concordancia con ello, la ladera baja del estado degradado registró el segundo grado de saturación más elevado hacia el final de la estación húmeda. Este sector fue similar a las posiciones alta y baja del estado menos degradado en las propiedades físicas (Tabla 4).

La existencia de vías de conectividad por sí solas no asegura que vaya a ocurrir un proceso de pérdida de materiales, sino que es necesaria cierta energía para moverlos. De todas maneras, la efectividad del transporte tiene relación con la longitud de la vía de flujo (Okin et al., 2009; Okin et al., 2015). En los sitios evaluados, el largo medio de los interparches, la diferencia de altura con la base de los parches y la cantidad de

surcos fueron superiores en el estado del pastizal con menor cobertura vegetal perenne. Estos resultados refuerzan que el cuidado de la estructura de la vegetación podría reducir las pérdidas de agua y nutrientes (Ludwig et al., 2005; Turnbull et al., 2010). Asimismo, la conectividad ocurre tanto superficialmente como debajo de la superficie del suelo incluyendo el intercambio de carbono, agua y energía a través de la actividad microbiana y de las raíces (Klass, 2012). Las tendencias hacia mayor intensidad de precipitaciones en la zona (Aramayo et al., 2022) imponen condiciones más desafiantes para el manejo de la conectividad en las áreas de pastoreo. Para recrear con mayor precisión el mosaico de conectividad y los procesos que la controlan se podría emplear imágenes de mayor resolución espacial o de sensores radar u otros métodos (Mayor et al., 2008). De esta manera se podría ayudar a orientar esfuerzos de remediación a los lugares que mejor responden a la intervención sobre la pérdida de recursos en las estepas (Saco et al., 2020).

Las propiedades de la superficie del suelo estudiadas en la escala más fina fueron diferentes entre estados. Para el estado más conservado, hubo mayor infiltración y menor resistencia a la penetración (Tabla 4), coincidentes con menor número de surcos y menor diferencia de altura entre parches e interparches en un nivel inferior de detalle. Esta interacción positiva entre mayor cobertura de parches y regulación de los procesos hidrológicos es conocida en otros ambientes de zonas áridas (Chartier et al., 2011; Vásquez-Méndez et al., 2010). Al incrementarse el área descubierta, aumenta la cantidad de vías de flujo conectadas y la superficie propensa a generar escorrentía que a su vez está más sincronizada con los eventos de precipitación (Turnbull et al., 2010). La variabilidad espacial de la capacidad de infiltración del suelo afecta al escurrimiento localmente (Seyfried y Wilcox, 1995) y condiciona la extensión del flujo lateral. Por eso, su medición en los interparches ha demostrado ser un buen predictor del escurrimiento en laderas (Mayor y Bautista, 2012). La aplicación de la hidrología al análisis de la evolución del paisaje y de problemas de manejo de la tierra requiere de conceptos basados en los procesos de escorrentía reales y su variación a diferentes escalas dentro de las cuencas (Dunne, 1983). La tasa natural de transformación de los paisajes puede estar acelerada por procesos de degradación debidos a la forma de uso de la tierra, a menos que se tomen medidas basadas en el entendimiento de esos procesos a los cuales pretendemos aportar con nuestros resultados.

El monitoreo de la humedad del suelo durante los eventos de 2019 solo capturó un evento de intensidad de precipitación superior a  $10 \text{ mm h}^{-1}$  ( $12 \text{ mm h}^{-1}$ ), que ocurrió en otoño, con suelo seco. En Patagonia, sobre condiciones secas, la mayoría de las lluvias de baja intensidad infiltran dando como resultado un aumento de la humedad del suelo sin escurrimiento (Kaless et al., 2021). En estos ambientes caracterizados por precipitaciones de baja intensidad, la humedad antecedente juega un rol más importante en el control del escurrimiento que la magnitud o intensidad de la precipitación (Istok y Boersma, 1986). La baja frecuencia de eventos de intensidad extrema en la zona impidió detectar ingresos repentinos de agua y, tal vez, mayores diferencias en el grado de saturación entre posiciones del paisaje, sumado a que, en las pruebas para el índice de infiltración, la mayoría de los sitios infiltró al menos 20 mm en menos de 60 minutos ( $0,3 \text{ mm min}^{-1}$ ). Si bien el contenido de humedad relativa del suelo fue mayor en promedio para el estado del pastizal más degradado, todos los suelos en sus primeros centímetros respondieron a los eventos de precipitación con incrementos de humedad y ese incremento fue más notable a mitad de la estación de lluvias (Figura 3). Esto podría deberse a que, en invierno, con la vegetación en latencia y bajas temperaturas, el contexto es favorable a la acumulación de humedad en el suelo. Sin embargo, cuando comienza a secarse, al aumentar la temperatura y la demanda de evapotranspiración, el contenido de humedad es mayor en superficies con menor cobertura (Turnbull et al., 2010) tal como registramos en el último evento de este estudio (Figura 3). De todas formas, la dinámica del agua en cada evento de precipitación debería abordarse con mayor detalle temporal y espacial dada la cantidad de controles que interactúan en las diferentes escalas y condiciones de la superficie (Ridolfi et al., 2003) y contar con más representación de eventos para lograr un balance hídrico que permita dimensionar todos los flujos con mayor precisión.

El escurrimiento superficial en laderas ocurre primordialmente en el sentido de la pendiente. Esa transferencia de recursos, entre ellos agua y suelo, podría explicar la mayor cobertura vegetal en las laderas bajas que en las altas (Gaitán, 2002) como se reflejó en el comportamiento del NDVI. En este estudio, el  $\text{NDVI}_{\text{máximo}}$  dependió del estado del pastizal, con mayores valores para la ladera baja del estado IV (Figura 4) que es el sitio de mayor proporción de cobertura de hierbas anuales (ver Tabla 1). En estepas gramíneas más al sur del área de estudio, se ha encontrado que la respuesta marginal de la actividad de la vegetación al incremento de precipitaciones es mayor en estados de degradación intermedios, con menor cobertura de pastos (Verón y Paruelo, 2010). Las diferencias observadas en el  $\text{NDVI}_{\text{máximo}}$  irían en línea con diferencias en el agua disponible por transferencia desde aguas arriba hacia aguas abajo al incrementarse la degradación del pastizal. Así, pendiente abajo la carencia de humedad típica de ambientes áridos se atenúa y se promueven los

procesos ecosistémicos (Noy Meir, 1973). Aunque la actividad de la vegetación no puede explicarse sólo por este motivo, en nuestro estudio las posibilidades de mayor intercepción de flujo, infiltración de agua en el suelo y menor riesgo de erosión mostraron tendencias en favor del paisaje más conservado y en la ladera baja. Incluso, el efecto del escurrimiento sobre la producción de biomasa podría estar enmascarado por la alteración del pastizal a causa del pastoreo, dado que inevitablemente existe una mayor presión de uso en cercanías de las aguadas ubicadas en el fondo del valle.

Los cambios introducidos por pastoreo sobre las condiciones para la generación de escurrimiento evaluados en esta estepa a escala de ladera, bajo el régimen natural de precipitación, apoyan la idea de que la respuesta hidrológica en paisajes con pendiente de zonas áridas es diferente de acuerdo al estado del pastizal. La generación de escurrimiento depende de la variación en la funcionalidad del suelo de los interparques (Mayor y Bautista, 2012) y de la humedad antecedente en ellos juega un rol importante (Rostagno, 1989; Ziadat y Taimah, 2013). Dado que, además de las precipitaciones, la temperatura condiciona la humedad del suelo en estepas (Coronato y Bertiller, 1997), la entrega de agua por escurrimientos desde estos ambientes podría ser crítica en escenarios futuros de clima más templado. La capacidad de los pastizales para responder al cambio climático estará asociada al estado de vulnerabilidad del sistema que recibe el impacto de eventos extremos (López et al., 2013; Peters et al., 2006). Por su rol y por la sustancial importancia de los servicios que brindan los pastizales naturales (Tittonell et al., 2021), las decisiones sobre su manejo deben contemplar el mantenimiento o fortalecimiento de estos sistemas con una mirada integral.

### AGRADECIMIENTOS

A Andrea Enriquez, Brenda García Falabella, Daniel Castillo, Esteban Pizzio, por su colaboración en tareas de campo. A Matías Ayalef del establecimiento Cerro Blanco por su apoyo en la logística. Al Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) por el financiamiento a través del programa de Becas Institucionales Res.N°1061/12, DN1006/2015 y del Proyecto "Aportes a la gestión de recursos hídricos en cuencas del Sistema agroalimentario argentino".

### REFERENCIAS

- Aguiar, M. R., Paruelo, J. M., Sala, O. E. y Lauenroth, W. K. (1996). Ecosystem responses to changes in plant functional type composition: an example from the Patagonian steppe. *Journal of vegetation science*, 7(3), 381-390. <https://doi.org/10.2307/3236281>
- Aramayo, V., Cremona, M. V., Fernández, R. J. y Nosetto, M. D. (2022). Características de las precipitaciones en zonas áridas de la Patagonia Norte, Argentina. *Cuadernos del CURIHAM*, (28), 43-58. <https://doi.org/10.35305/curiham.v28i.180>
- Aramayo, V., Cremona, M. V. y Nosetto, M. D. (2023). Análisis de la susceptibilidad a la erosión hídrica en una cuenca de la Patagonia árida bajo distintos escenarios. *Investigaciones geográficas*, en prensa.
- Barbosa-Briones, E., Cardona-Benavides, A., Reyes-Hernández, H. y Muñoz-Robles, C. (2019). Ecohydrological function of vegetation patches in semi-arid shrublands of central Mexico. *Journal of Arid Environments*, 168, 36-45. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.05.005>
- Blake, G. R. (1965). Bulk density. *Methods of soil analysis: Part 1 physical and mineralogical properties, including statistics of measurement and sampling*, 9, 374-390.
- Bonvissuto, G., Siffredi, G., Ayesa, J., Bran, D., Somlo, R. y Becker, G. (1993). Estepa subarbutivo-graminosa de *Mulinum spinosum* y *Poa ligularis*, en el área ecológica de Sierras y Mesetas Occidentales en el noroeste de la Patagonia. En: Paruelo, Bertiller, J.M., Schlichter, M.B., T.M. y Coronato, F.R. (eds.). *Secuencia de deterioro en distintos ambientes patagónicos: Su caracterización mediante el modelo de estados y transiciones. Lucha contra la Desertificación en la Patagonia a través de un sistema de monitoreo ecológico*, pp. 23-30. LUDEPA SME, Bariloche, Argentina.
- Bracken, L. J., Wainwright, J., Ali, G. A., Tetzlaff, D., Smith, M. W., Reaney, S. M., Roy, A. G. (2013). Concepts of hydrological connectivity: Research approaches, pathways and future agendas. *Earth-Science Reviews*, 119, 17-34. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.02.001>
- Bran, D. E., García, C. L. y Corso, M. L. (2017). Proyecto Soporte de Decisiones para la incorporación y ampliación del Manejo Sustentable de Tierras (SD MST): Memoria y Productos de la Comisión Ad hoc para el Mapeo de Sistemas de Uso de Tierras (LUS) y la Degradación de Tierras (DT). EEA Bariloche.
- Bran, D., Lopez, C., Ayesa, J., Gaitán, J., Umaña, F., Quiroga, S. (2015). Provincia de Río Negro. In: Casas R, Albarracín G (eds.). *El deterioro del suelo y del ambiente en Argentina*. Fundación para la Educación, la Ciencia y la Cultura, Buenos Aires, Argentina, pp 213–223.
- Cantón, Y., Solé-Benet, A. y Domingo, F. (2004). Temporal and spatial patterns of soil moisture in semiarid badlands of SE Spain. *Journal of Hydrology*, 285(1-4), 199-214. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2003.08.018>
- Chartier, M. P., Rostagno, C. M., y Pazos, G. E. (2011). Effects of soil degradation on infiltration rates in grazed semiarid rangelands of northeastern Patagonia, Argentina. *Journal of Arid Environments*, 75(7), 656-661. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2011.02.007>

- Cibils, A. y Borrelli, P. (2005). Grasslands of Patagonia. *Grasslands of the world*, Roma, FAO, 121-170.
- Colombani, E., Behr, S. y Brandizi, L. (2017). Estimación de precipitaciones extremas a través de GSMaP y aplicación hidrológica a la crecida del arroyo Telsen, Chubut, Patagonia argentina. *Meteorológica*, 42(1), 53-66.
- Coronato, F. R. y Bertiller, M. B. (1997). Climatic controls of soil moisture dynamics in an arid steppe of northern Patagonia, Argentina. *Arid Land Research and Management*, 11(3), 277-288.
- Decagon devices (2018). EC-10, EC-20, EC-5 Soil moisture sensors. User's manual. Decagon Devices, Inc. Washington, USA.
- Dijkema, J., Koonce, J. E., Shillito, R. M., Ghezzehei, T. A., Berli, M., Van Der Ploeg, M. J. y Van Genuchten, M. T. (2018). Water distribution in an arid zone soil: Numerical analysis of data from a large weighing lysimeter. *Vadose Zone Journal*, 17(1), 1-17. <https://doi.org/10.2136/vzj2017.01.0035>
- Duncan, J., Stow, D., Franklin, J. y Hope, A. 1993. Assessing the relationship between spectral vegetation indices and shrub cover in the Jornada Basin, New Mexico. *International Journal of Remote Sensing*, 14(18), 3395-3416. <https://doi.org/10.1080/01431169308904454>
- Dunne, T. (1983). Relation of field studies and modeling in the prediction of storm runoff. *Journal of Hydrology*, 65(1-3), 25-48.
- Funk, F. A., Peter, G., Leder, C. V., Loydi, A., Kröpl, A. y Distel, R. A. (2018). The impact of livestock grazing on the spatial pattern of vegetation in north-eastern Patagonia, Argentina. *Plant Ecology & Diversity*, 11(2), 219-227. <https://doi.org/10.1080/17550874.2018.1473519>
- Gaitán, J. J. (2002). *Topografía, pastoreo y vegetación como factores de control de la concentración y patrón espacial del carbono edáfico en la estepa patagónica*. Tesis de maestría. Universidad Nacional de Buenos Aires.
- Gaitán, J. J., Bran, D. E., Oliva, G. E., Aguiar, M. R., Buono, G. G., Ferrante, D., Nakamatsu, V., Ciari G., Salomone, J.,... y Maestre, F. T. (2018). Aridity and overgrazing have convergent effects on ecosystem structure and functioning in Patagonian rangelands. *Land Degradation & Development*, 29(2), 210-218. <https://doi.org/10.1002/ldr.2694>
- Gaitán, J. J., López, C., Ayesa, J., Bran, D. y Umaña, F. (2004). Características y distribución espacial de los paisajes y los suelos del área Bariloche-Comallo. Área de Recursos Naturales Relevamiento integrado. INTA EEA Bariloche Comunicación Técnica 98:1-44.
- Gaitán, J. J., López, C. R. y Bran, D. E. (2009). Efectos del pastoreo sobre el suelo y la vegetación en la estepa patagónica. *Ciencia del suelo*, 27(2), 261-270.
- Gee, G. W. y Bauder, J. W. (1986). Particle-size analysis. *Methods of soil analysis: Part 1 Physical and mineralogical methods*, 5, 383-411.
- Hopmans, J. W. (2019). Soil physical properties, processes, and associated root-soil interactions. In *Dryland ecohydrology* (pp. 49-69). Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-030-23269-6\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-030-23269-6_3)
- Istok, J. D. y Boersma, L. (1986). Effect of antecedent rainfall on runoff during low-intensity rainfall. *Journal of Hydrology*, 88(3-4), 329-342.
- Kaloss, G., Malnero, H., Frumeto, O. y Pascual, M. (2021). When it rains in the desert of Patagonia: heavy rains, sediment laden flash floods and hazard management challenges. *Authorea*. October 27, 2021. <https://doi.org/10.22541/au.163534875.55080666/v1>
- Klass, J. R. (2012). *Plant-soil interactions associated with desertification of the Chihuahuan Desert: Examination of changes in the soil biotic community linked to shrub encroachment*. Tesis doctoral. Universidad del Estado de Nuevo México.
- López, D. R., Brizuela, M. A., Willems, P., Aguiar, M. R., Siffredi, G. y Bran, D. (2013). Linking ecosystem resistance, resilience, and stability in steppes of North Patagonia. *Ecological indicators*, 24, 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.05.014>
- Ludwig, J. A., Wilcox, B. P., Breshears, D. D., Tongway, D. J. e 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>
- Magliano, P. N., Breshears, D. D., Fernández, R. J. y Jobbágy, E. G. (2015). Rainfall intensity switches ecohydrological runoff/runon redistribution patterns in dryland vegetation patches. *Ecological applications*, 25(8), 2094-2100. <https://doi.org/10.1890/15-0550.1>
- Magliano, P. N., Breshears, D. D., Murray, F., Niborski, M. J., Nosetto, M. D., Zou, C. B. y Jobbágy, E. G. (2023). South American Dry Chaco rangelands: Positive effects of cattle trampling and transit on ecohydrological functioning. *Ecological Applications*, 33(3), e2800. <https://doi.org/10.1002/eap.2800>
- Massaferro, G. I., Arrigoni, G. I., Boschín, M. T., Fernández, M. M., Crivelli, E. A. y Cordero, J. A. (2012). Indicadores de tecnología y etnodinamia: el análisis de pigmentos en el paraje arqueológico Comallo Arriba, provincia de Río Negro, Argentina. *Boletín del Museo Chileno de Arte Precolombino*, 17(1), 117-127.
- Mayor, A. G., Bautista, S., Small, E. E., Dixon, M. y Bellot, J. (2008). Measurement of the connectivity of runoff source areas as determined by vegetation pattern and topography. A tool for assessing potential water and soil losses in drylands. *Water Resources Research*, 44, W10423. <https://doi.org/10.1029/2007WR006367>
- Mayor, A. G. y Bautista, S. (2012). Multi-scale evaluation of soil functional indicators for the assessment of water and soil retention in Mediterranean semiarid landscapes. *Ecological Indicators*, (20), 332-336. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.003>
- Mongil Manso, J., Navarro Hevia, J., Díaz Gutiérrez, V. y Cruz Alonso, V. (2015). Nuevo infiltrómetro inundador para test de infiltración económico en terrenos agroforestales y espacios verdes. Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales, (41), 281-290. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.003>
- Morgan, R. P. (2005). *Soil erosion and conservation 3<sup>rd</sup> Ed.* Blackwell Publ., Oxford, UK. 304 pp.

- Noy-Meir, I. (1973). Desert ecosystems: environment and producers. *Annual review of ecology and systematics*, 25-51. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.04.110173.000325>
- Okin, G. S., Parsons A. J., Wainwright, J., Herrick J.E., Bestelmeyer, B. T., Peters, D. C., Fredrickson, L. (2009). Do changes in connectivity explain desertification? *BioScience*, 59(3), 237-244. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.3.8>
- Okin, G. S., Heras, M. M., Saco, P. M., Throop, H. L., Vivoni, E. R., Parsons, A. J., ... y Peters, D. P. (2015). Connectivity in dryland landscapes: shifting concepts of spatial interactions. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(1), 20-27. <https://doi.org/10.1890/140163>
- Oliva G., J. Gaitán, D. Bran, V. Nakamatsu, J. Salomone, G. Buono, J. Escobar, D. Ferrante, G. Humano, G. Ciari, D. Suarez, W. Opazo, E. Adema y D. Celdrán. (2011). *Manual para la instalación y lectura de monitores MARAS*. PNUD, Buenos Aires.
- Peters, D. P., Gosz, J. R., Pockman, W. T., Small, E. E., Parmenter, R. R., Collins, S. L. y Muldavin, E. (2006). Integrating patch and boundary dynamics to understand and predict biotic transitions at multiple scales. *Landscape Ecology*, 21(1), 19-33. <https://doi.org/10.1007/s10980-005-1063-3>
- QGIS.org. QGIS Geographic Information System. QGIS Association. <http://www.qgis.org>
- R Core Team (2023). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- Ridolfi, L., D'Odorico, P., Porporato, A. y Rodríguez-Iturbe, I. (2003). Stochastic soil moisture dynamics along a hillslope. *Journal of Hydrology*, 272(1-4), 264-275. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00270-6](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00270-6)
- Rodríguez-Iturbe, I. (2000). Ecohydrology: A hydrologic perspective of climate-soil-vegetation dynamics. *Water Resources Research*, 36(1), 3-9. <https://doi.org/10.1029/1999WR900210>
- Rostagno, C. M. (1989). Infiltration and sediment production as affected by soil surface conditions in a shrubland of Patagonia, Argentina. *Journal of Range Management*, 42 (1989), pp. 382-385
- Saco, P. M., Moreno-de las Heras, M., Keesstra, S., Baartman, J., Yetemen, O. y Rodríguez, J. F. (2018). Vegetation and soil degradation in drylands: non-linear feedbacks and early warning signals. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, 5, 67-72. <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2018.06.001>
- Saco, P. M., Rodríguez, J. F., Moreno-de las Heras, M., Keesstra, S., Azadi, S., Sandi, S., ... Rossi, M. J. (2020). Using hydrological connectivity to detect transitions and degradation thresholds: Applications to dryland systems. *Catena*, 186, 104354. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104354>
- Seyfried, M. S. y Wilcox, B. P. (1995). Scale and the nature of spatial variability: Field examples having implications for hydrologic modeling. *Water Resources Research*, 31(1), 173-184. <https://doi.org/10.1029/94WR02025>
- Thurow, T. L. (2000). Hydrologic effects on rangeland degradation and restoration processes. In *Rangeland desertification*. (pp. 53-66). Springer, Dordrecht. [https://doi.org/10.1007/978-94-015-9602-2\\_5](https://doi.org/10.1007/978-94-015-9602-2_5)
- Tittonell, P. A., Hara, S. M., Alvarez, V. E., Aramayo, M. V., Bruzzone, O. A., Easdale, M. H., Enriquez, A.S., ... y El Mujtar, V. A. (2021). Ecosystem services and disservices associated with pastoral systems from Patagonia, Argentina—A review. *Cahiers Agricultures*, 30, 43. <https://doi.org/10.1051/cagri/2021029>
- Tongway, D. (1995). Monitoring soil productive potential. *Environ Monit Assess.* 37, 303–318. <https://doi.org/10.1007/BF00546897>
- Tongway, D. y Hindley, N. (2004). Landscape function analysis: a system for monitoring rangeland function. *African journal of range and forage science*, 21(2), 109-113. <https://doi.org/10.2989/10220110409485841>
- Turnbull, L., Wainwright, J. y Brazier, R. E. (2010). Changes in hydrology and erosion over a transition from grassland to shrubland. *Hydrological Processes: An International Journal*, 24(4), 393-414. <https://doi.org/10.1002/hyp.7491>
- Vásquez-Méndez, R., Ventura-Ramos, E., Oleschko, K., Hernández-Sandoval, L., Parrot, J. F. y Nearing, M. A. (2010). Soil erosion and runoff in different vegetation patches from semiarid Central Mexico. *Catena*, 80(3), 162-169. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2009.11.003>
- Veron, S. R. y Paruelo, J. M. (2010). Desertification alters the response of vegetation to changes in precipitation. *Journal of Applied Ecology*, 47(6), 1233-1241. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01883.x>
- Wilcox, B. P., Maitre, D. L., Jobbagy, E., Wang, L. y Breshears, D. D. (2017). Ecohydrology: processes and implications for rangelands. In: Briske, D. (Ed.) *Rangeland systems* (pp. 85-129). Springer, Cham. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-46709-2\\_3](https://doi.org/10.1007/978-3-319-46709-2_3)
- Ziadat, F. M. y Taimeh, A. Y. (2013). Effect of rainfall intensity, slope, land use and antecedent soil moisture on soil erosion in an arid environment. *Land Degradation & Development*, 24(6), 582-590. <https://doi.org/10.1002/ldr.2239>