

## Incidencia de fuegos en la Argentina durante las últimas dos décadas y su asociación con coberturas y usos del suelo en distintos contextos ambientales

LAURA CAVALLERO<sup>1,2,✉</sup>, RAÚL PEINETTI<sup>3</sup> & DARDO R. LÓPEZ<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). CCT Córdoba. <sup>2</sup> Estación Forestal INTA Villa Dolores, EEA Manfredi. Córdoba. <sup>3</sup> Facultad de Agronomía, Universidad Nacional de La Pampa.

**RESUMEN.** El uso del fuego ha impulsado grandes cambios en la cobertura de la tierra. Aunque la ocurrencia de fuegos está modulada por condiciones climáticas y por la disponibilidad de biomasa combustible, el ser humano ha modificado los regímenes históricos de fuego mediante diversos mecanismos. En muchos ambientes, las actividades antrópicas son las moduladoras principales del régimen moderno de fuego. En este estudio analizamos la incidencia de fuego en la Argentina entre 2000 y 2019. En particular, 1) caracterizamos la ocurrencia de fuego a nivel provincial y 2) evaluamos el patrón espacial de la superficie quemada (SQ); en las zonas donde se concentró la SQ, 3) describimos el clima y la vegetación, y 4) evaluamos si distintas coberturas/usos del suelo se asociaron con atributos del régimen moderno de fuego (frecuencia y extensión). Entre 2000 y 2019 se quemaron 47.84 Mha, que se concentraron en el centro-norte de la Argentina. En dicha área se diferenciaron cuatro zonas climáticas (subtropical-húmeda, subtropical, templada y templada-semiárida), seis unidades de vegetación (Chaqueña, Monte, Pampeana, Espinal, Yungas y Paranaense) y siete conglomerados de asociación espacial entre coberturas/usos de suelo y fuego. Los fuegos asociados al uso intensivo del suelo ocurrieron mayormente en las zonas subtropical y templada, con vegetación de las unidades Chaqueña y Espinal. Los relacionados con usos de baja intensidad se registraron sobre todo en las zonas subtropical-húmeda y templada-semiárida, con vegetación de las unidades Monte y Paranaense. En la mayoría de los casos, el fuego se usó para disminuir o eliminar la cobertura de especies nativas, leñosas o herbáceas con el objetivo de promover el crecimiento de especies cultivadas (cereales, oleaginosas) o forrajeras (implantadas o autóctonas), para favorecer la producción agrícola o ganadera. Por lo tanto, los resultados sugieren que la elevada incidencia de fuego en el centro de la Argentina se asocia al sistema productivo actual.

[Palabras clave: deforestación, frontera agropecuaria, k-medias, MapBiomias, quemadas, régimen de fuego, unidades de vegetación, uso agropecuario, uso ganadero, zonas climáticas]

**ABSTRACT.** Fire incidence in Argentina during the past two decades, and their association with land cover and use in different environmental contexts. The use of fire has driven great changes in land cover. Although the occurrence of fires is modulated by climatic conditions and the availability of fuel biomass, human beings have modified historical fire regimes through various mechanisms. Therefore, in many environments, human activities are the main driver of the modern fire regime. In this study, we analyze fire incidence in the Argentine territory for the period 2000-2019. Specifically, we 1) characterize fire occurrence at the provincial level and 2) evaluate the spatial pattern of the burned area (BA); in the areas where BA was concentrated, we 3) describe environmental conditions (climate and vegetation) and 4) evaluate whether different land covers or uses were associated with certain characteristics of the modern fire regime (frequency and extent). Between 2000 and 2019, 47.84 Mha were burned, mainly concentrated in north-central Argentina. Within this area, we differentiated four climatic zones (which were subtropical-humid, subtropical, temperate and temperate-semiarid), six vegetation units (Chaco, Monte, Pampas, Espinal, Yungas, and Paraná), and seven conglomerates of spatial association between land cover/uses and fire incidence. Fires associated with high-intensity land use occurred mostly in the subtropical and temperate zones, with vegetation of Chaco and Espinal units. Those related to low-intensity land uses were registered mainly in subtropical-humid and temperate-semiarid zones, with vegetation of Monte and Paranaense units. In most cases, fire was used to reduce or eliminate the cover of native species, either woody or herbaceous vegetation units, to promote the growth of cultivated (cereals, oilseeds) or forage-species (implanted or native), to foster agricultural and/or livestock production, respectively. Therefore, our results suggest that the high incidence of fires in central Argentina was associated with the current productive system.

[Keywords: burn, deforestation, fire regime, agricultural frontier, k-means, MapBiomias, vegetation units, agricultural use, livestock use, climatic zones]

## INTRODUCCIÓN

El uso del fuego ha impulsado grandes cambios en la cobertura de la tierra. Desde tiempos prehistóricos, el fuego se usó para numerosas actividades domésticas (e.g., cocinar, cazar, calefaccionar) y para modificar ambientes circundantes (Bowman et al. 2009; Whitlock et al. 2010). Sin embargo, a partir de la revolución industrial se produjo una transformación drástica del paisaje mediante el uso del fuego para destinar tierras a la agricultura y la ganadería (Bowman et al. 2011). No obstante, pese a la diversidad y la sofisticación en el uso del fuego, los seres humanos no pueden controlar completamente las quemaduras intencionales ni los incendios de origen natural o accidental (Bowman et al. 2011). Esto se debe a que, si bien se puede decidir cuándo y dónde iniciar un fuego, su propagación depende de factores ambientales que no se pueden controlar.

La propagación del fuego está modulada por el clima y la vegetación, que determinan las condiciones atmosféricas que permiten la combustión y la disponibilidad de biomasa combustible, respectivamente (Whitlock et al. 2010). En este sentido, la mayoría de los eventos de fuego se registran en un rango de condiciones intermedias de déficit hídrico y productividad vegetal. Hacia un extremo del gradiente ambiental, las condiciones climáticas húmedas (i.e., bajo déficit hídrico) restringen la propagación del fuego, a pesar de la elevada disponibilidad de biomasa combustible (i.e., alta productividad de la vegetación). Hacia el otro extremo del gradiente, las condiciones climáticas secas (i.e., alto déficit hídrico) son propicias para la combustión, pero la baja disponibilidad y la gran discontinuidad de la biomasa combustible (i.e., baja productividad de la vegetación) restringen la propagación del fuego (Bond et al. 2005; Whitlock et al. 2010).

La actividad antrópica ha modificado los regímenes históricos de fuego, que dependían principalmente de las condiciones biofísicas del ambiente. Esto ocurrió a través de mecanismos directos, como el inicio de fuegos en todas las estaciones y bajo diversas condiciones climáticas, e indirectos, mediante la modificación de la estructura y la continuidad de la biomasa combustible (Bowman et al. 2011). Este tipo de intervenciones ocasionaron cambios en la fisonomía e inflamabilidad de la vegetación, e, incluso, generaron mecanismos de retroalimentación positiva entre la vegetación y la ocurrencia de fuego,

provocando cambios significativos a escala de paisaje (Paritsis et al. 2015; Tiribelli et al. 2018). De esta manera, la actividad antrópica homogeneizó los regímenes de fuego dentro de un rango amplio de tipos de clima y de vegetación (Archibald 2016). Por lo tanto, en la mayoría de los ambientes, el régimen moderno de fuego guarda poca relación con el histórico. De hecho, se estima los seres humanos causan más del 95% de los eventos de fuego, ya sea deliberada o accidentalmente (FAO 2010; Popescu et al. 2022). En consecuencia, se podría esperar que el régimen moderno de incendios esté modulado a nivel regional por diferentes tipos de uso de la tierra.

En la Argentina existen numerosos estudios sobre fuego a escala de comunidad (e.g., Renison et al. 2002; Torres et al. 2014; Cavallero et al. 2015; Giorgis et al. 2021), de ecosistema (e.g., Paritsis et al. 2015; Kowaljow et al. 2019; Giorgis et al. 2021) o de paisaje (e.g., Kitzberger and Veblen 1999; Argañaraz et al. 2015, 2020); sin embargo, existe poca información sobre la incidencia de fuegos a escala regional. Contar con información a nivel nacional sobre la ocurrencia del fuego es esencial para dimensionar la relevancia espacio-temporal de este factor en modular la cobertura del suelo. En las últimas décadas, los estudios a escala regional y global se vieron favorecidos por la disponibilidad creciente de información proveniente de sensores remotos (Chuvienco and Kasischke 2007). En este trabajo empleamos información derivada de sensores remotos para analizar la ocurrencia de fuego en el territorio continental argentino durante los últimos 20 años (2000-2019). Específicamente, 1) caracterizamos la incidencia de fuego a nivel provincial y 2) evaluamos el patrón espacial de la superficie quemada. Es decir, analizamos si dentro del territorio nacional existen zonas en las cuales la superficie quemada en las dos últimas décadas registró mayor concentración espacial de lo que cabría esperar por azar. En estas zonas 3) describimos las condiciones ambientales (clima y vegetación) y 4) evaluamos si distintas coberturas o usos del suelo se asociaron con determinados atributos del régimen moderno de fuego (frecuencia y extensión). Para ello, realizamos agrupamientos en base a coberturas/ usos del suelo y atributos espacio-temporales de la ocurrencia de fuego, y 5) los interpretamos considerando distintos contextos biofísicos dados por diversas condiciones climáticas y fitogeográficas. Esta zonificación será de utilidad para el desarrollo de estrategias de

manejo del fuego específicas para cada tipo de ambiente, así como también permitirá la planificación de acciones de mitigación del riesgo de incendios en un escenario de cambio climático.

## MATERIALES Y MÉTODOS

La superficie quemada (SQ) en el territorio argentino para el período 2000-2019 se obtuvo del producto MCD64A1 del satélite MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectro Radiometer), con una resolución de 500 m (Giglio et al. 2018). El producto MCD64A1 utiliza un algoritmo híbrido para mapear áreas quemadas que combina índices multitemporales de reflectancia y modelos probabilísticos de focos de calor (Zhu et al. 2017). Se utilizaron imágenes mensuales de SQ en formato vectorial obtenidas del servidor de la Universidad de Maryland. Estos archivos se integraron en mapas anuales de SQ mediante superposición espacial. Luego se eliminaron las SQ <50 ha debido a que la detección de fuegos de pequeñas dimensiones mediante el producto MCD64A1 puede tener cierto grado de incertidumbre (Hantson et al. 2013). No obstante, los fuegos <50 ha representaron <5% de la SQ registrada en el período en estudio.

En este estudio, las SQ incluyen al menos tres tipos de eventos de fuego. Incendios, definidos como fuegos de origen natural o antrópico que se propagan sin control a gran escala (Tedim and Leone 2020). Quemadas para manejo, que incluyen fuegos de origen antrópico con fines de manejo, que se inician bajo condiciones climáticas compatibles con eventos de baja severidad y extensión relativamente controlada (Moscovich et al. 2014). Finalmente, quemadas destinadas al cambio de uso del suelo, que incluyen fuegos de origen antrópico que se realizan con el objetivo de destinar tierras a la agricultura, intensificación ganadera o urbanización, y que implican una alta severidad y extensión variable (De Marzo et al. 2022; Vaz et al. 2020).

### 1) Incidencia de fuego en el territorio argentino

Para esta caracterización se consideraron las siguientes variables: SQ total, SQ acumulada y recurrencia de fuego (Tabla 1). La SQ total (i.e., área afectada por uno o más eventos de fuego entre 2000 y 2019) se estimó mediante la superposición espacial de los mapas vectoriales de SQ anual. La SQ acumulada se

calculó mediante la sumatoria por provincia de la SQ anual. La recurrencia de fuego se estimó mediante el cociente entre la SQ acumulada y la SQ total. La incidencia de fuego se caracterizó a nivel provincial, dado que las provincias constituyen las principales unidades de gestión de políticas de manejo del fuego.

### 2.a) Concentración espacial de la SQ (CESQ)

Para evaluar si la SQ registrada en el período 2000-2019 se encuentra más concentrada de lo que cabría esperar por azar se analizó la autocorrelación espacial de la SQ total. El análisis se realizó tomando como referencia geográfica un grillado del territorio argentino con celdas de 5×5 km (Tabla 1). Este grillado también se usó como marco geográfico para representar las variables del régimen de fuego, climáticas y antrópicas que se describen más abajo. Se calculó la autocorrelación espacial del porcentaje de SQ total de cada celda de 5 km mediante el índice I de Moran local (Moran 1948; Anselin 1995) con el programa GeoDa (Anselin 2005). El I de Moran local mide la similitud del valor de una determinada variable (i.e., % SQ) en una celda focal en relación con sus vecinas. La significancia estadística de cada celda se mide en comparación con una serie obtenida computacionalmente asumiendo una distribución espacial aleatoria (Anselin 1995). Las zonas en las que se concentró la SQ registrada entre 2000 y 2019 se delimitaron considerando agrupamientos de valores altos de SQ (i.e., % SQ mayor al que cabría esperar por azar), que fueron significativos ( $\alpha=0.05$ ).

### 2.b) Caracterización espacio-temporal de la incidencia de fuego en el área de CESQ

Se calcularon dos atributos asociados al régimen moderno de incendios: extensión (SQ total) y frecuencia de fuegos (i.e., número de eventos en 20 años). La frecuencia de fuegos (FF) se calculó como la suma de los mapas de SQ anual en formato ráster binario (1=ocurrencia fuego, 0=ausencia de fuego). El rango de FF fue de 0 a 17 eventos en 20 años. Dentro de dicho rango se diferenciaron tres categorías: FF alta (>3 eventos), FF moderada (1 a 3 eventos) y FF baja (sin registros en el período 2000-2019) (Watson et al. 2009). Las variables SQ total y FF se calcularon con una resolución espacial de 500 m y se representaron en celdas de 5×5 km como porcentaje de superficie de la celda ocupado por cada variable (SQ total, FF alta y FF moderada [Tabla 1]).

Objetivo	Alcance	Información de base	Resolución espacial de la información de base	Resolución espacial del estudio	Variable respuesta	Análisis de datos
1) Caracterizar la incidencia de fuegos por provincias	Territorio continental argentino	SQ anual	500 m	500 m	SQ total SQ acumulada Recurrencia	Intersección espacial
2) Determinar la concentración espacial de la superficie quemada (CESQ)	Territorio continental argentino	SQ total	500 m	5000 m	Porcentaje de SQ	Autocorrelación espacial (I de Moran local)
3) Delimitación de zonas climáticas	Área de CESQ	TMAX TMIN PPMA DHMA	4000 m	5000 m	Promedio de TMAX, TMIN, PPMA y DHMA por celda	Análisis de conglomerados (k-medias)
4) Caracterización de la vegetación	Área de CESQ	Unidades de vegetación	7000 m	7000 m	Domínios fitogeográficos Unidades fitogeográficas	Intersección espacial
5) Delimitación de áreas homogéneas en base a coberturas/ usos del suelo y la incidencia espacio-temporal de fuego	Área de CESQ	PUA AUA USI ANB ANnB SQ total FF alta FF moderada	30 m (MapBiomass) 300 m (ESA) 500 m	5000 m	Porcentaje de cada celda ocupado por PUA, AUA, USI, ANB, ANnB, SQ total, FF moderada, FF alta	Análisis de conglomerados (k-medias)

**Tabla 1.** Sinopsis de las fuentes de información, la resolución espacial y el procesamiento de datos para cada objetivo del estudio.

**Table 1.** Synopsis of the information source, spatial resolution and data processing for each objective of the study.

### 3) Caracterización climática y fitogeográfica en el área de CESQ

Las condiciones climáticas en el área de CESQ durante el período 2000-2019 se caracterizaron sobre la base de las variables precipitación media anual (PPMA), temperatura máxima media de los tres meses más cálidos (TMAX) y mínima media de los tres meses más fríos (TMIN), y déficit hídrico medio anual (DHMA) (lista de abreviaturas en Material Suplementario 1). Los datos de precipitación y temperatura se obtuvieron a partir del modelo WorldClim 2.1 (Harris et al. 2014; Fick and Hijmans 2017), con frecuencia mensual y resolución espacial de ~4 km. El déficit hídrico se obtuvo mediante el método descrito en Abatzoglou et al. (2018) ([climatologylab.org/terraclimate.html](http://climatologylab.org/terraclimate.html)), con una frecuencia mensual y una resolución espacial de 4 km. Las variables climáticas se representaron en el grillado de 5 km como el promedio de los valores registrados en cada celda (Tabla 1). En función de estas variables se delimitaron áreas con condiciones climáticas similares a través del método de conglomerados basado en el algoritmo de k-medias (Hartigan and Wong 1979). Este método maximiza tanto la similitud dentro de cada grupo como las diferencias entre los grupos (Kaufman and Rousseeuw 2005). Dado que las variables climáticas poseen diferentes unidades de medida, los valores de cada celda se re-escalaron mediante estandarización  $z$  ( $\mu=0$ ,  $\sigma=1$ ). El número de conglomerados se definió considerando el cociente entre la suma de cuadrados entre grupos y la suma de cuadrados total, en un rango de 2 a 10 grupos. Este cociente indica la proporción de la variabilidad total explicada por los conglomerados climáticos. Existe una solución de compromiso entre el poder explicativo del agrupamiento y el número de conglomerados, ya que a medida que aumenta el número de conglomerados, los agrupamientos resultantes se vuelven cada vez menos informativos. El análisis de conglomerados se realizó con el programa GeoDa (Anselin 2005), sobre la base de 1000 permutaciones. Con los conglomerados resultantes se elaboró un mapa de zonas climáticas en base a la clasificación propuesta en Cravero et al. (2017) y en el Atlas Nacional Interactivo de Argentina (ANIDA: [anida.ign.gov.ar](http://anida.ign.gov.ar)). Dichas clasificaciones se apoyan en valores medios de temperaturas máximas y mínimas medias (e.g., tropical, subtropical, templado o frío) y en el balance hídrico (e.g., húmedo, semiárido o árido).

Para caracterizar las unidades fitogeográficas del área de CESQ se utilizó el mapa de unidades de vegetación de la Argentina (Oyarzabal et al. 2018). Este mapa es una versión actualizada del elaborado por Cabrera (1976) a partir de relevamientos de vegetación realizados durante las tres últimas décadas a una escala cartográfica aproximada de 1:14.000.000 (Tabla 1), y representa áreas homogéneas en composición y fisonomía de la vegetación.

### 4) Caracterización de las coberturas y los usos del suelo en el área de CESQ

Los usos del suelo en el área de CESQ se caracterizaron considerando la permanencia y los cambios en la cobertura del suelo entre el inicio (2000) y el final (2019) del período de estudio. Las coberturas del suelo se determinaron combinando dos fuentes de información: a) serie histórica anual de mapas del Proyecto de Mapeo Anual de Cobertura y Uso del Suelo para la región chaqueña (Proyecto MapBiomias Chaco, colección 2.0 ([chaco.mapbiomas.org](http://chaco.mapbiomas.org)) y pampeana (Proyecto MapBiomias Pampa, colección 1.0 ([pampa.mapbiomas.org](http://pampa.mapbiomas.org)) con resolución de 30 m, y b) serie histórica anual de mapas de cobertura global (ESA 2017) con resolución de 300 m ([maps.elie.ucl.ac.be/CCI/viewer/index.php](http://maps.elie.ucl.ac.be/CCI/viewer/index.php)). Los mapas de menor resolución se utilizaron para representar las áreas del territorio argentino no incluidas en la serie histórica Mapbiomas. Para integrar ambas fuentes de información, los mapas de menor precisión se ajustaron a una resolución de 30 m y luego se combinaron con los mapas de MapBiomias. A partir de estas dos fuentes de información, se elaboraron mapas con las siguientes clases: 1) cultivos/pasturas, 2) áreas naturales boscosas, y 3) áreas naturales no boscosas. Se generaron mapas binarios (i.e., presencia=1, ausencia=0) utilizando clases análogas entre las distintas fuentes de información (Material Suplementario 2-Tabla S2). La clase cultivos/pasturas incluye áreas ocupadas por cultivos anuales, plurianuales o perennes cuyo destino es la producción de granos o fibras. Incluye las áreas de cultivos extensivos, verdes anuales, horticultura y con período de descanso entre siembras (barbecho), con todas las modalidades o secuencias de cultivos en el tiempo (rotaciones o alternancias) y el espacio (cultivos combinados o intercalados) (Proyecto MapBiomias Chaco 2020; Proyecto MapBiomias Pampa 2020). Las pasturas corresponden a especies forrajeras

cultivadas perennes (e.g., gramíneas y leguminosas exóticas) que requieren de intervención humana para permanecer como tales en el tiempo. Las áreas naturales boscosas (ANB) incluyen vegetación natural dominada por especies leñosas arbóreas o arbustivas (perennes o caducifolias), con una cobertura  $\geq 20\%$ . Incluye bosques esclerófilos abiertos y áreas boscosas de transición entre los sistemas terrestres y acuáticos (áreas encharcadas) (ver descripción de la leyenda de los mapas en [tinyurl.com/2rcjvknf](https://tinyurl.com/2rcjvknf)). Las áreas naturales no boscosas (ANnB) incluyen vegetación herbácea natural o semi natural (i.e., que no necesita de la intervención humana para mantenerse por largos períodos de tiempo). En general, presentan una mezcla de gramíneas, dicotiledóneas herbáceas o subarborescentes. Esta clase admite la presencia de especies leñosas con cobertura  $< 20\%$ . Presenta dominancia de especies nativas sobre exóticas implantadas o naturalizadas. Incluye pastizales que se desarrollan sobre suelos profundos o someros, muy llanos y rocosos (pastizales rocosos), hasta áreas con anegamiento permanente o temporario, planicies y depresiones que permanecen inundadas por largos períodos de tiempo (humedales como bañados, esteros y orillas de lagunas), suelos arenosos y salinos ([tinyurl.com/57rmjk9d](https://tinyurl.com/57rmjk9d)).

Los cambios en la cobertura del suelo (o la ausencia de los mismos) se pueden asociar a diferentes intensidades de uso (i.e., grado de alteración de los ecosistemas naturales). El reemplazo total de la cobertura natural del suelo por cultivos o pasturas (i.e., uso agropecuario) representa una intensidad alta de uso del suelo. La deforestación y su transición a áreas naturales no boscosas (i.e., reemplazo de la cobertura ANB por ANnB) se puede asociar al uso ganadero semi-intensivo (Mónaco et al. 2020) o al aprovechamiento maderero, e indican una intensidad moderada de uso del suelo. Finalmente, la ausencia de cambios en el uso del suelo durante el período de estudio (i.e., permanencia de ANB o ANnB) representa una baja, o incluso nula, intensidad de uso (lista de abreviaturas en el Material Suplementario 1).

El reemplazo de la cobertura natural del suelo asociado al uso de alta intensidad se estimó sobre la base del índice de transiciones al uso agropecuario ( $T_{UA}$ ) como:

$$T_{UA} = (UA_{2019} * 2) - UA_{2000} \text{ Ecuación 1}$$

donde  $UA_{2019}$  y  $UA_{2000}$  corresponden a los píxeles clasificados como uso agropecuario

(cultivos o pasturas) en los años 2019 y 2000, respectivamente. De esta manera,  $T_{UA} = -1$  representa retroceso,  $T_{UA} = 0$  indica ausencia,  $T_{UA} = 1$  señala permanencia y  $T_{UA} = 2$  indica avance del uso agropecuario. En este análisis se consideraron solo los valores  $T_{UA} = 1$ , que señalan permanencia del uso agropecuario (PUA), y  $T_{UA} = 2$ , que representan el avance del uso agropecuario (AUA). Las celdas con valores de  $T_{UA} = -1$  (retroceso del UA) y  $T_{UA} = 0$  (ausencia de UA) fueron excluidas de la categoría uso de alta intensidad porque indican el retroceso (i.e., transición de UA a ANB o ANnB) o la ausencia del uso de alta intensidad (i.e., ANB o ANnB). No obstante, el retroceso del UA representó un porcentaje muy bajo del área total destinada al UA ( $< 7\%$ ).

El reemplazo de áreas naturales boscosas por áreas naturales no boscosas asociado al uso de moderada intensidad se determinó en base al índice de  $T_{USI}$  (transiciones asociadas al uso semi-intensivo):

$$T_{USI} = (ANB_{2000} * 2) - ANnB_{2019} \text{ Ecuación 2}$$

donde  $ANB_{2000}$  representa los píxeles clasificados como áreas naturales boscosas en el año 2000 y  $ANnB_{2019}$ , los píxeles clasificados como áreas naturales no boscosas en el año 2019. De esta manera, los valores de  $T_{USI} = 1$  indican uso semi-intensivo (USI). Por último, la ausencia de cambios en el uso del suelo durante el período de estudio (i.e., áreas que al final del período de estudio permanecían cubiertas por ANB o ANnB) indica usos de baja o nula intensidad, principalmente ganadero, y, en menor medida, forestal (extracción de madera o leña) o de otro tipo (e.g., recolección de productos forestales no madereros, apicultura, etc.) (Peri et al. 2021, 2022b; SENASA 2020, 2021).

#### 4) Asociación espacial entre coberturas/ usos del suelo y regímenes modernos de fuego

Se utilizó un análisis de conglomerados con el algoritmo k-medias para determinar la asociación espacial entre coberturas/ usos del suelo (PUA, AUA, USI, ANB y ANnB; lista de abreviaturas en el Material Suplementario 1) y atributos del régimen moderno de fuegos (SQ total, FF alta y FF moderada). Se calculó el porcentaje de superficie ocupado por cada variable en celdas de  $5 \times 5$  km (Tabla 1). El número de conglomerados se definió por el cociente entre la suma de cuadrados

entre grupos y la suma de cuadrados total, en un rango de 2 a 10 grupos. El análisis de conglomerados se realizó con el programa GeoDa sobre la base de 1000 permutaciones. Los conglomerados resultantes (de aquí en más, conglomerados coberturas/ usos-fuego) se denominaron considerando el uso o la cobertura del suelo predominante como atributo principal y el régimen de fuego como atributo complementario en los casos que la misma cobertura/uso fuera dominante en más de un conglomerado. Para determinar el contexto ambiental de los diferentes conglomerados, se realizó la intersección espacial entre los mapas de conglomerados coberturas/uso-fuego, zonas climáticas y unidades fitogeográficas.

La información geográfica se procesó en formato vectorial o ráster —según el tipo de análisis— con los programas ArcGis 10 (ESRI 2011) y QGIS 3.10.7 (QGIS.org 2022) y en el sistema de coordenadas WGS84. Los cálculos de superficies se realizaron en capas con formato vectorial y proyección UTM 20S.

## RESULTADOS

### 1) Incidencia de fuego en el territorio argentino

La SQ total durante el período 2000-2019 abarcó una extensión de 32.92 Mha, lo que corresponde a un 11.8% del territorio continental argentino (Figura 1a). Las provincias con mayor SQ total (>20% del territorio provincial) fueron La Pampa, San Luis, Formosa, Tucumán, Santiago del Estero, Santa Fe, Chaco y Corrientes (Tabla 2). La SQ acumulada fue un 45% mayor que la SQ total, alcanzando 47.84 Mha. Esto indica una alta recurrencia de fuegos en determinadas zonas. Las provincias con mayor recurrencia de fuegos fueron Santa Fe y Tucumán, donde la SQ acumulada fue más del doble de la SQ total (Tabla 2).

### 2) Patrón espacial de la SQ

La SQ se distribuyó en el territorio de manera agrupada (I de Moran=0.772,  $P<0.05$ ). El área de concentración espacial de la SQ (CESQ)

**Tabla 2.** Superficie quemada total (SQ total) y acumulada (SQ acumulada) por provincia del territorio argentino, en un período de 20 años (2000-2019).

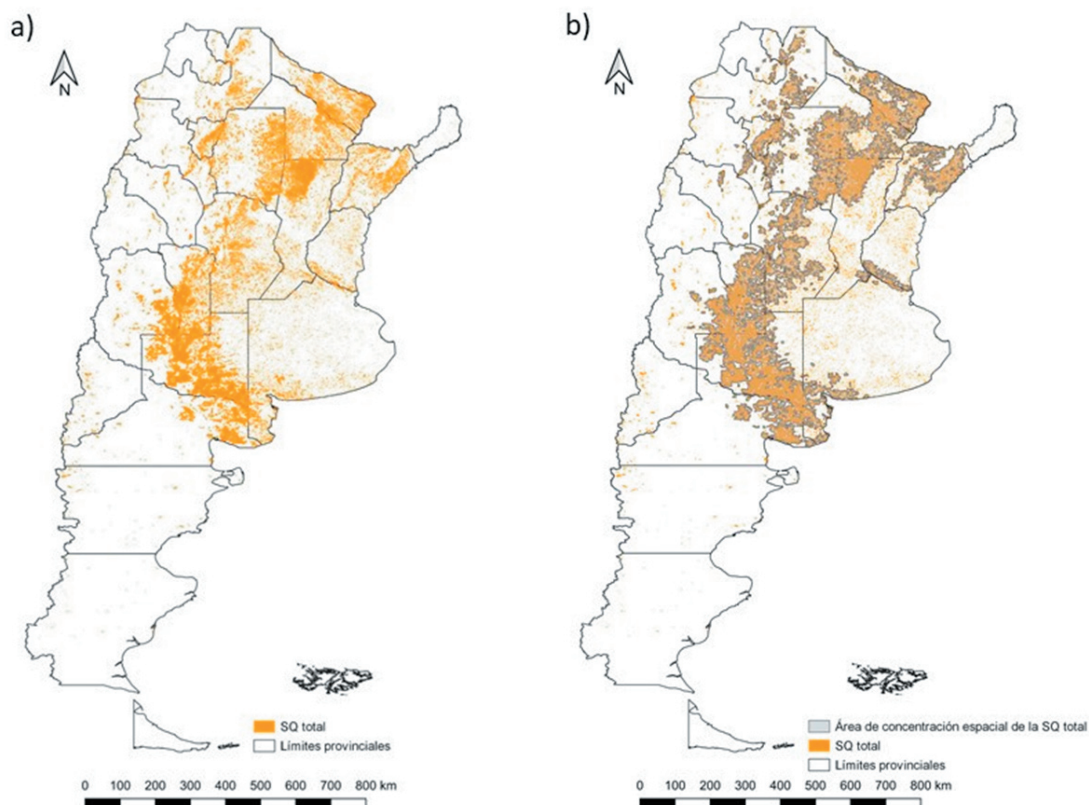
**Table 2.** Total (SQ total) and accumulated (SQ acumulada) burned area by province of the Argentine territory, in a 20-years period (2000-2019).

Provincia	Superficie provincia (Mha)	SQ total (Mha)	Porcentaje (%) <sup>1</sup>	SQ acumulada (Mha)	Porcentaje (%) <sup>2</sup>	Recurrencia <sup>3</sup>
La Pampa	14.3533	5.9203	41.2	7.4943	52.2	1.3
Santiago del Estero	13.6971	3.2213	23.5	6.1442	44.9	1.9
Córdoba	16.4178	3.0060	18.3	3.6525	22.2	1.2
Santa Fe	13.3365	2.8163	21.1	6.4040	48.0	2.3
San Luis	7.5735	2.6790	35.4	3.6835	48.6	1.4
Formosa	7.5601	2.1770	28.8	3.5968	47.6	1.7
Chaco	9.9732	2.0520	20.6	2.7706	27.8	1.4
Río Negro	20.2106	2.0291	10.0	2.0828	10.3	1.0
Buenos Aires	30.5341	1.9095	6.3	2.1036	6.9	1.1
Corrientes	8.8668	1.8215	20.5	2.8395	32.0	1.6
Mendoza	14.8986	1.5794	10.6	1.7474	11.7	1.1
Salta	15.5387	1.2519	8.1	1.8055	11.6	1.4
Entre Ríos	7.8283	0.6256	8.0	0.7286	9.3	1.2
Tucumán	2.2566	0.5539	24.5	1.1895	52.7	2.1
Catamarca	10.1540	0.4894	4.8	0.6568	6.5	1.3
La Rioja	9.1941	0.2363	2.6	0.2402	2.6	1.0
Neuquén	9.4471	0.1699	1.8	0.1755	1.9	1.0
Jujuy	5.3193	0.1448	2.7	0.2677	5.0	1.8
San Juan	8.7980	0.1041	1.2	0.1149	1.3	1.1
Chubut	22.4379	0.1022	0.5	0.1063	0.5	1.0
Santa Cruz	24.4421	0.0197	0.1	0.0200	0.1	1.0
Misiones	2.9921	0.0185	0.6	0.0223	0.7	1.2
Tierra del Fuego	3.2886	0.0000	0.0	0.0000	0.0	0.0
Total nacional	279.1183	32.9225	11.8	47.8436	17.1	1.5

<sup>1</sup> Porcentaje de SQ total en relación con la superficie provincial

<sup>2</sup> Porcentaje de SQ acumulada en relación a la superficie provincial

<sup>3</sup> SQ acumulada / SQ total



**Figura 1.** Superficies quemadas en el territorio argentino en el período 2000-2019. a) Superficie quemada total (polígonos >50 ha). b) Área de concentración espacial de la superficie quemada total (CESQ).

**Figure 1.** Burned areas in the Argentine territory between 2000 and 2019. a) Total burned area (polygons >50 ha). b) Area of spatial concentration of total burned area (CESQ).

abarcó 49.1 Mha e incluyó el 81.4% de la SQ total (Figura 1b). La mayor parte del área de CESQ se localizó en la porción centro-norte del territorio argentino, formando un 'arco de fuego' que se extiende desde Formosa, Corrientes, Chaco y Santa Fe hasta La Pampa y el oeste de Río Negro, pasando por Santiago del Estero, Córdoba y San Luis. Hacia el noroeste se registraron sectores dispersos en forma de cuña, que incluyen parte de las provincias de Jujuy, Salta, Tucumán y Catamarca. Finalmente, hacia el centro-este se registró un sector en la provincia de Entre Ríos que abarca el delta e islas del río Paraná y sectores dispersos al norte de Santa Fe y Corrientes.

### 3) Caracterización climática y fitogeográfica del área de CESQ

Se diferenciaron cuatro zonas climáticas (Figura 2a) que explican el 76% de la variabilidad total.

**Subtropical-húmeda.** Constituye la zona más húmeda. Alcanza valores medios de PPMA

de 1200 mm, con un déficit hídrico medio de 393 mm (Figura 2b). La TMAX fue similar al promedio general del área de CESQ (32.5 °C), mientras que la TMIN duplicó al promedio general (10.8 °C). Esto implica condiciones más cálidas y una menor amplitud térmica estacional que el resto del área de CESQ (Figura 2b).

**Subtropical.** Posee registros climáticos similares al promedio general del área de CESQ (PPMA: 760 mm, DHMA: 763 mm, TMAX: 33.2 °C y TMIN: 8.1 °C) (Figura 2c).

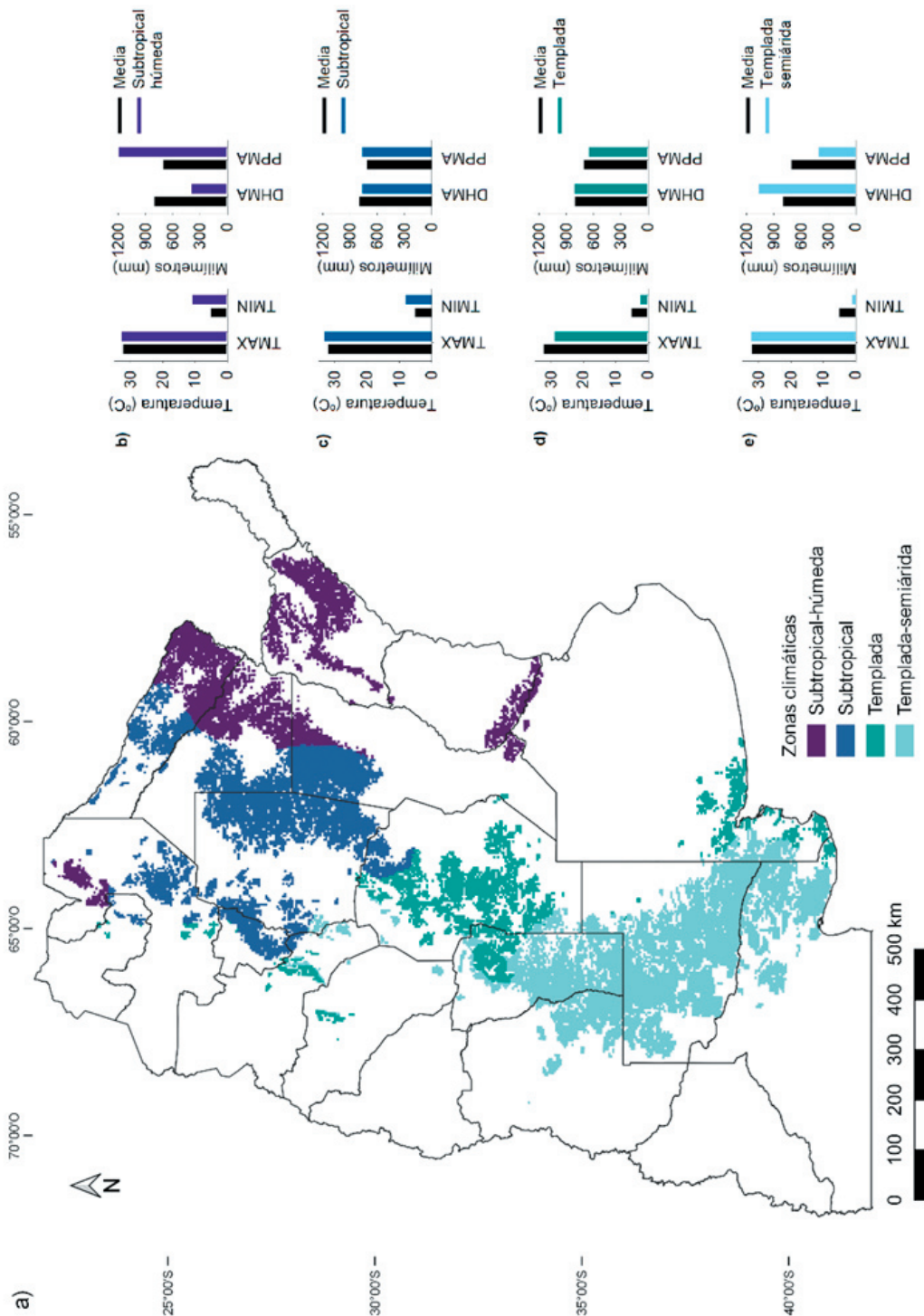
**Templada.** Se caracteriza por condiciones climáticas ligeramente más frías que las condiciones promedio del área de CESQ (Figura 2d), dadas por menores TMAX y TMIN (28.7 °C y 2.3 °C, respectivamente). La PPMA fue 19% inferior al promedio general (648 mm), mientras que el déficit hídrico fue similar al promedio general (806 mm).

**Templada-semiárida.** Representa la zona más seca y con mayor amplitud térmica estacional (Figura 2e). Registra la mitad de



**Figura 2.** a) Zonas climáticas en el área de concentración espacial de la superficie quemada total (CESQ). b-e) Valores promedio de las variables climáticas correspondientes al área de CESQ (barras negras) en comparación con los valores promedio correspondientes a cada zona climática (barras de colores). Referencias: precipitación media anual (PPMA), déficit hídrico medio anual (DHMA), temperatura máxima media de los meses más cálidos (TMAX) y temperatura mínima media de los meses más fríos (TMIN).

**Figure 2.** a) Climatic zones in the area of spatial concentration of total burned area (CESQ). b-e) Average values of climatic variables recorded in the area of CESQ (black bars) and in each climatic zone (color bars). References: mean annual precipitation (PPMA), mean annual water deficit (DHMA), means of maximum temperature of the warmest months (TMAX) and minimum temperature of the coldest months (TMIN).



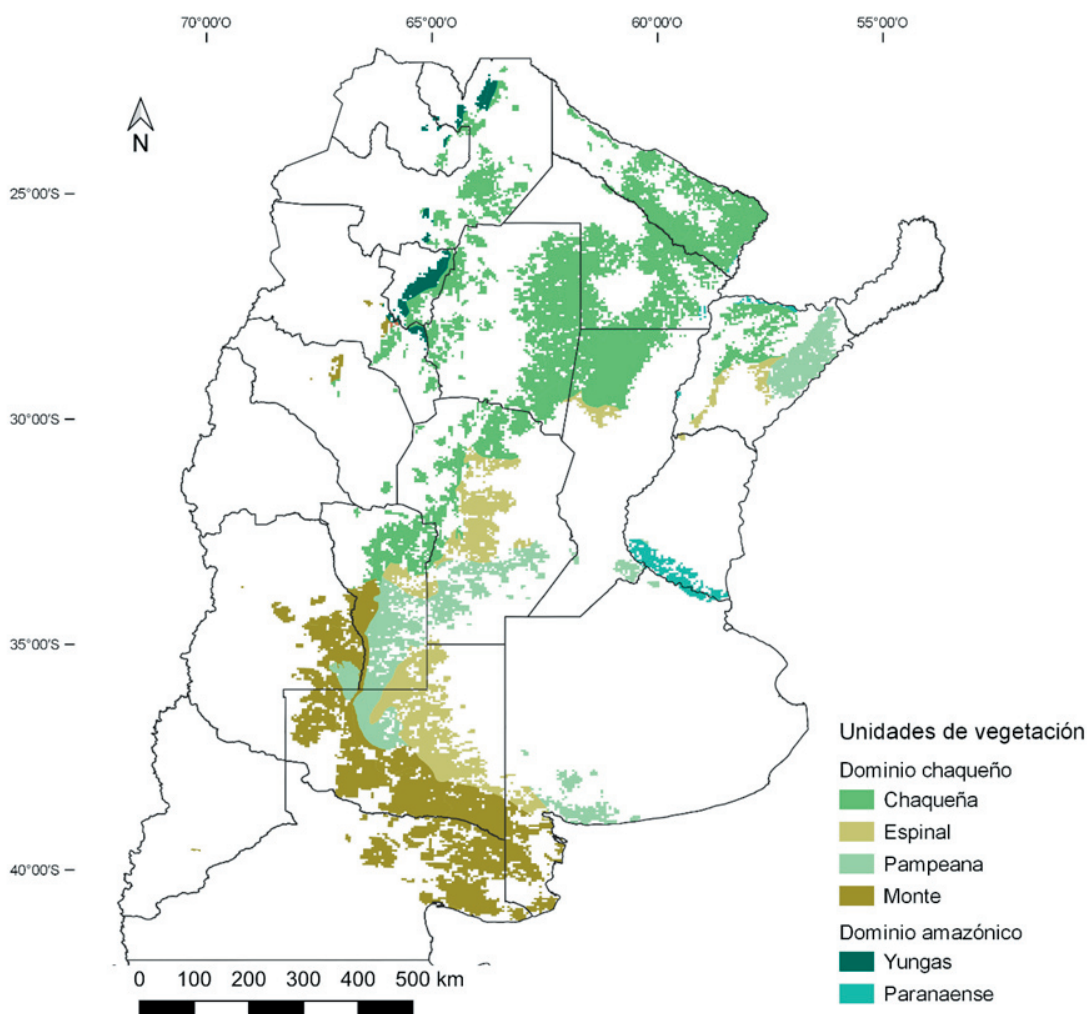
PPMA (406 mm) que el promedio general del área de CESQ y el mayor DHMA (1064 mm). Además, la TMIN fue 79% menor que el promedio general (1 °C).

El 96% (47.3 Mha) del área de CESQ corresponde al dominio fitogeográfico chaqueño, y el 4% restante, al dominio fitogeográfico amazónico (Figura 3). Dentro del dominio chaqueño se registran las unidades de vegetación —o provincias fitogeográficas— Chaqueña (47.6%), Monte (22.5%), Pampeana (13.5%) y Espinal (12.7%). El dominio amazónico incluye las unidades de vegetación de las Yungas (2.2%) y Paranaense (1.8%).

#### 4) Asociación espacial entre coberturas/ usos del suelo y el régimen moderno de fuego

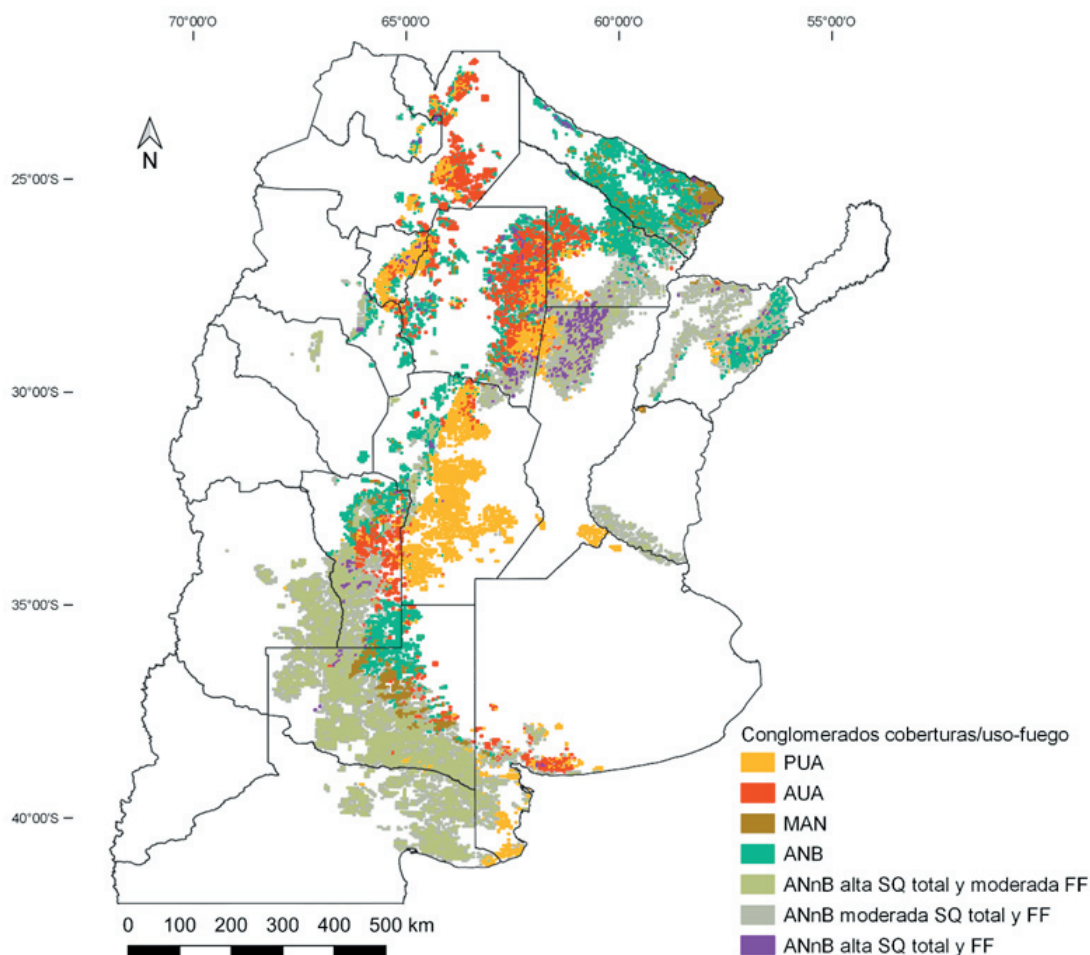
Se diferenciaron 7 conglomerados, que explicaron un 71% de la variabilidad total (Figura 4).

Conglomerado PUA (permanencia del uso agropecuario). Comprende principalmente el centro de Córdoba, Tucumán y Salta, el este de Santiago del Estero y el sur de Chaco, Santa Fe y Buenos Aires. El 80% del conglomerado permaneció bajo uso de alta intensidad (i.e., cultivos/pasturas) desde el año 2000. De los 5.7 Mha bajo uso agropecuario, el 46% registró un promedio de 1.9 eventos de fuego durante el período de estudio (Figuras 5a, 6a).



**Figura 3.** Unidades de vegetación en el área de concentración espacial de la superficie quemada total según el mapa fitogeográfico de la Argentina (Oyarzabal et al. 2018).

**Figure 3.** Vegetation units within the area of spatial concentration of total burned area following the phytogeographic map of Argentina (Oyarzabal et al. 2018).



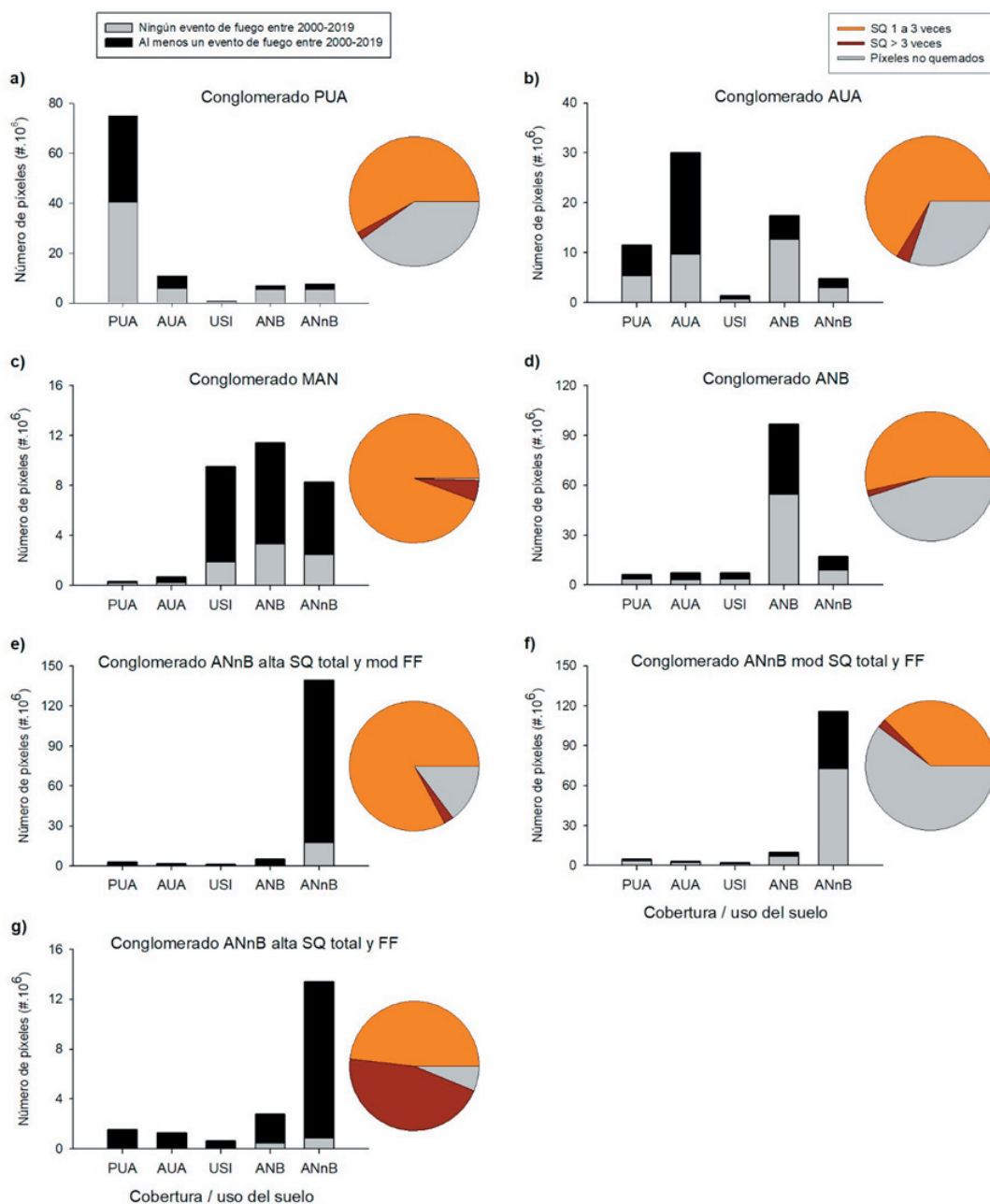
**Figura 4.** Distribución espacial de los conglomerados de asociación entre coberturas/ usos del suelo e incidencia de fuego para el período 2000-2019 (conglomerados coberturas/ usos-fuego) en el área de concentración espacial de la superficie quemada total. Referencias: PUA (persistencia del uso agropecuario), AUA (avance del uso agropecuario), MAN (mixto áreas naturales), ANB (áreas naturales boscosas) y ANnB (áreas naturales no boscosas), SQ total (superficie quemada total), FF (frecuencia de eventos de fuego).

**Figure 4.** Spatial distribution of clusters that represent the spatial association between land cover/use and fire incidence for the period 2000-2019 (Cluster cover/use-fire) within de area of spatial concentration of total burned area. References: PUA (persistence of agricultural use), AUA (advance of agricultural use), MAN (mixed natural areas), ANB (natural forest areas) and ANnB (natural non forest areas), SQ total (total burned area), FF (fire frequency).

Conglomerado AUA (avance del uso agropecuario). Se ubica mayormente en Santiago del Estero, el centro de Chaco, el centro-norte de Salta, el este de San Luis y el sur de Buenos Aires. El 46% del conglomerado registró cambio de uso de suelo (i.e., transición de áreas naturales a cultivos/pasturas) entre 2000 y 2019. De los 2.6 Mha que se incorporaron al uso agropecuario, el 67.6% se quemó, en promedio, 1.8 veces durante los últimos 20 años (Figuras 5b, 6b).

Conglomerado MAN (mixto de áreas naturales). Ocupa principalmente el este de Formosa y el centro de La Pampa. El 96.7% del conglomerado está cubierto por áreas

naturales (37.8% ANB, 31.5% USI y 27.5% ANnB). Asimismo, 94.3% del conglomerado se quemó entre 2000 y 2019, mayormente con una frecuencia moderada (Figura 5c). En este conglomerado, las ANB ocupan 1 Mha, de las cuales el 70.8% se quemó, en promedio, 2 veces durante las últimas dos décadas. Además, entre 2000 y 2019 se desforestaron 0.85 Mha que, en la actualidad, permanecen como áreas naturales no boscosas (USI). De esta superficie, el 80.2% sufrió, en promedio, 2.4 eventos de fuego durante dicho período (Figura 6c). Finalmente, las ANnB ocupan 0.74 Mha, de las cuales el 70.3% fue afectado por fuegos, con un promedio de 2.2 eventos durante el período de estudio.

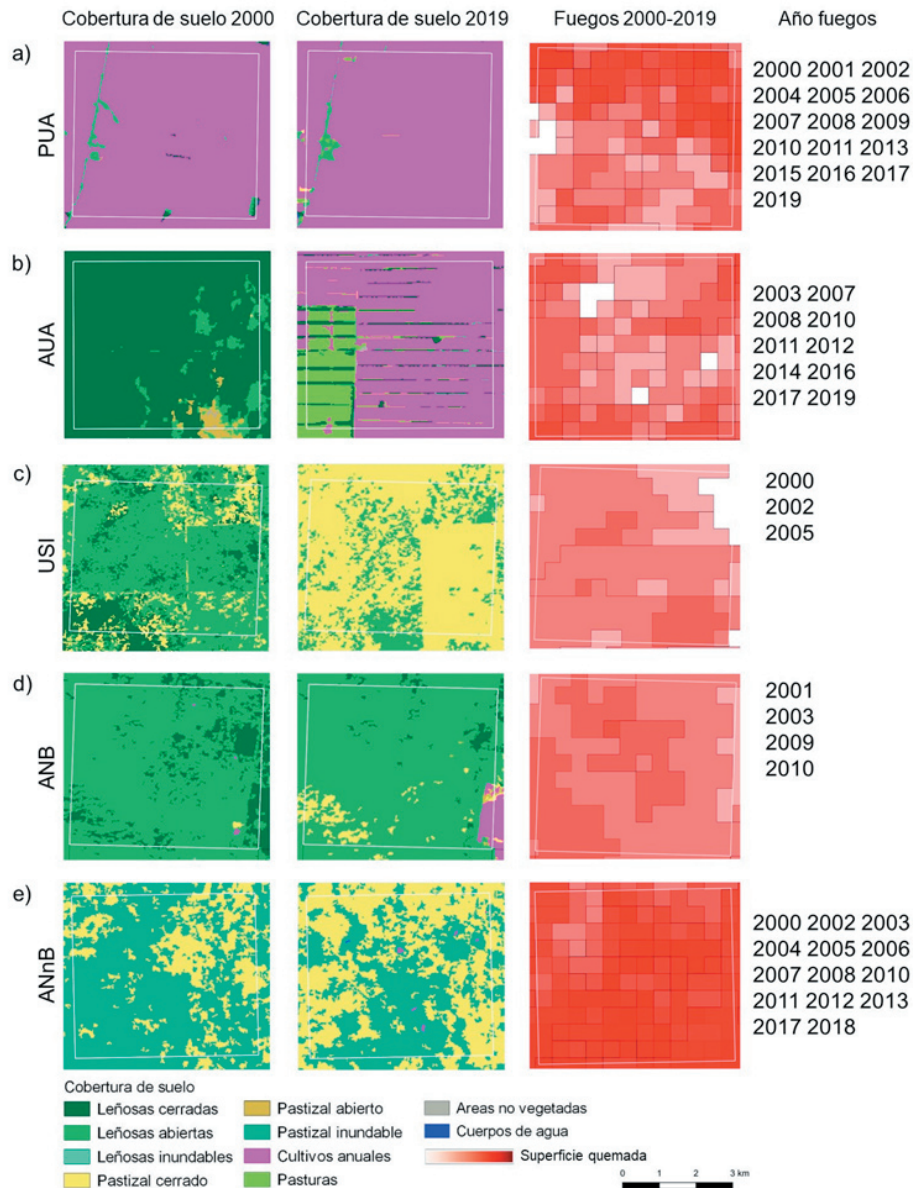


**Figura 5.** Caracterización del régimen de fuego en los conglomerados de asociación entre coberturas/ usos del suelo e incidencia de fuego (conglomerados uso-fuego) en el área de concentración espacial de la superficie quemada total. Los gráficos de barras muestran el número de píxeles (30x30 m) ocupados por cada uso del suelo dentro de cada conglomerado, discriminados por la presencia (negro) o ausencia (gris) de registros de incendios (a-f). Los gráficos de torta muestran la proporción de cada conglomerado afectada por diferente frecuencia de incendios: alta (SQ >3 veces), moderada (SQ 1 a 3 veces entre 2000 y 2019) y baja (sin registros de incendios para el período de estudio).

**Figure 5.** Characterization of the fire regime in the clusters that represent the spatial association between land cover/use and fire incidence (use-fire clusters) in the area of spatial concentration of the total burned area. The bar charts show the number of pixels (30x30 m) occupied by each land use within each cluster, discriminated by the presence (black) or absence (gray) of fire records (a-f). Pie charts show the proportion of each cluster affected by high- (SQ >3 times), moderate- (SQ 1 to 3 times between 2000 and 2019), and low-fire frequency (no fire records for the study period).

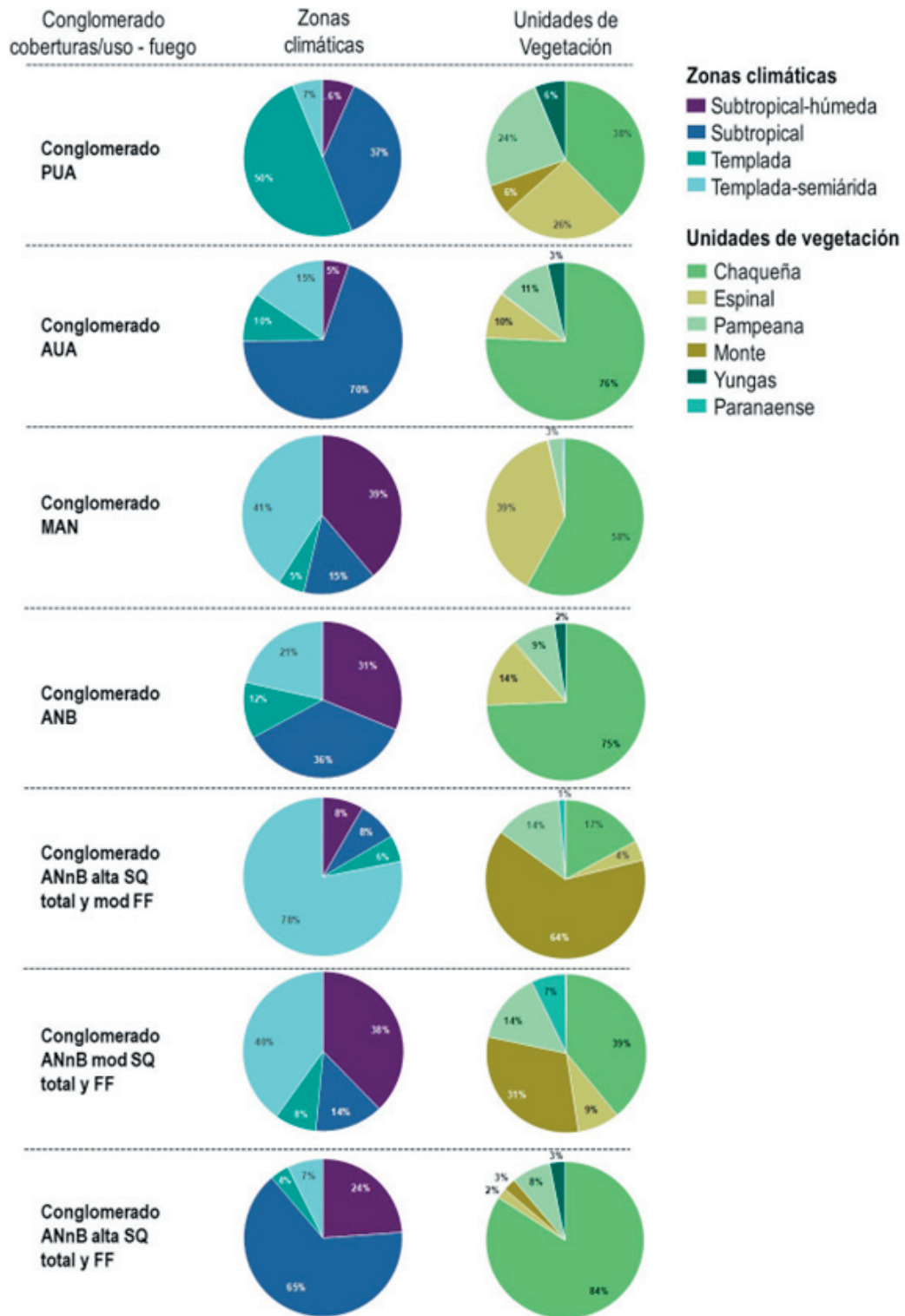
Conglomerado ANB (áreas naturales boscosas). Ocupa gran parte de Formosa, el noreste de Chaco y Corrientes, el noroeste

de Córdoba, el norte y el sur de San Luis y el centro de La Pampa. Además, incluye sectores dispersos en Santiago del Estero, Jujuy, Salta,



**Figura 6.** Ejemplos de asociación espacial entre la cobertura del suelo y la ocurrencia espacio-temporal de eventos de fuego en distintos conglomerados en determinadas celdas de la grilla (recuadro blanco de 25 km<sup>2</sup>). La superficie quemada se representa con diferente intensidad de rojo con una resolución de 500 m, donde una mayor intensidad de color indica una mayor frecuencia de fuego. a) Permanencia del uso agropecuario (PUA) en la provincia de Tucumán, donde la ocurrencia de incendios se asoció al cultivo de caña de azúcar. b) Avance del uso agropecuario (AUA) en la provincia de Santiago del Estero, donde la ocurrencia de incendios se relacionó con cultivos de soja y pasturas. c) Uso semi-intensivo (USI) en la provincia de La Pampa donde los eventos de fuego se vincularon a la pérdida de cobertura arbórea a expensas de áreas naturales no boscosas. d) Uso de baja intensidad en áreas naturales boscosas (ANB), donde la incidencia de fuego puede deberse al uso ganadero en la provincia de San Luis. e) Uso de baja intensidad en áreas naturales no boscosas (ANnB), donde la ocurrencia de fuegos podría estar relacionada con el uso ganadero en la provincia de Santa Fe, en el conglomerado que registró la mayor recurrencia de incendios. Los mapas de cobertura de suelo fueron obtenidos de los proyectos Mapbiomas Chaco y Mapbiomas Pampa.

**Figure 6.** Examples of the spatial association between predominant land cover and fire occurrence for different clusters in certain grid cells (25 km<sup>2</sup>-white square). The burned area is represented with different red intensity with a 500 m resolution, where a higher intensity indicates a greater fire frequency. a) Persistence of agricultural use (PUA) in Tucumán province, where fire occurrence was associated with sugarcane plantations. b) Advance of agricultural use (AUA) in Santiago del Estero province, where fire occurrence was related to soybean crops and pastures. c) Semi-intensive use (USI) in La Pampa province, where fire events were linked to tree cover loss at the expense of non-forested natural areas. d) Low intensity use in natural forest areas (ANB), where fire incidence may be due to livestock use in San Luis province. e) Low intensity use in natural non-forest areas (ANnB), where fire occurrence could be related to livestock use in Santa Fe province, in the cluster with the highest fire recurrence. The land cover maps are from the projects Mapbiomas Chaco and Mapbiomas Pampa.



**Figura 7.** Intersección espacial entre conglomerados de coberturas/usuarios-fuego con zonas climáticas y unidades de vegetación. Porcentaje de superficie que ocupa cada conglomerado de cobertura/uso del suelo-fuego dentro de la zona climática o unidad de vegetación.

**Figure 7.** Spatial intersection between land cover/use-fire clusters with climatic zones or vegetation units. Percentage of area occupied by each land cover/use-fire cluster in each climatic zone or vegetation unit.

Tucumán y Catamarca. El fuego afectó un 55.1% del conglomerado, principalmente con una frecuencia moderada (Figura 5d). En el año 2019 se registraron 7.4 Mha de áreas naturales boscosas, lo que equivale a un 74% del conglomerado. A su vez, el 43.8% de las ANB registró, en promedio, 1.6 eventos de fuego durante los últimos 20 años (Figura 6d).

Conglomerado ANnB (áreas naturales no boscosas) con alta SQ total y moderada FF. Incluye una superficie continua en el centro-sur de San Luis, el este de Mendoza, el centro-oeste de La Pampa, el sur de Buenos Aires y el oeste de Río Negro. El 85.2% del conglomerado se quemó entre 2000 y 2019, principalmente con una frecuencia moderada. En particular, las áreas naturales no boscosas ocupan el 92.9% del conglomerado (10.7 Mha) y más del 87% de las mismas se quemó un promedio de 1.8 veces entre 2000 y 2019 (Figura 5e).

Conglomerado ANnB (áreas naturales no boscosas) con moderada SQ total y FF. Comprende el sur de Entre Ríos (delta e islas del río Paraná), el centro-oeste de Corrientes, el sur de Chaco, el norte de Santa Fe, el sur de Santiago del Estero y el norte de Córdoba (Figura 4). Menos del 40% de este conglomerado se quemó durante el período en estudio, mayormente con una frecuencia moderada (Figura 5f). En el 2019 se registraron 8.5 Mha de áreas naturales no boscosas dentro del conglomerado (ocupando el 97.5% del mismo), de las cuales el 37.3% fue afectado por eventos de fuego durante las últimas dos décadas (número medio de eventos=1.8).

Conglomerado ANnB (áreas naturales no boscosas) con alta SQ total y FF. Se localiza principalmente en el norte de Santa Fe y el sur de Santiago del Estero, e incluye sectores dispersos y de poca superficie en otras provincias como San Luis, Tucumán, Formosa y Corrientes. El 93.7% del conglomerado se quemó durante los últimos 20 años, registrando la mayor superficie con más de tres eventos de fuego (FF alta 45.5%) (Figura 5g). En 2019, las áreas naturales no boscosas ocupaban 1.1 Mha en este conglomerado (69.7%), de las cuales el 93.2% registró un promedio de 4.4 eventos de fuego y un máximo de 17 eventos en 20 años (Figura 6e).

##### 5) Contexto ambiental de los conglomerados coberturas/ usos-fuego

Los fuegos asociados al uso de alta intensidad (PUA y AUA) ocurrieron en las

zonas climáticas más moderadas del gradiente ambiental (subtropical y templada) (Figura 7, Material Suplementario 3-Figura S3). En cambio, los fuegos asociados a áreas naturales (MAN, ANnB) se registraron principalmente en los extremos del gradiente ambiental (zonas subtropical-húmeda y templada-semiárida) y, en menor medida, en las zonas climáticas moderadas (ANB) (Figura 7, Material Suplementario 3-Figura S3). Las unidades de vegetación Chaqueña y Espinal, y, en menor medida, Pampeana, fueron las más afectadas por fuegos asociados al uso alta intensidad. En términos absolutos, la unidad de vegetación Chaqueña registró la mayor incidencia y recurrencia de fuego (CESQ=36%) (Material Suplementario 4-Figura S4b), y fue la más afectada por el cambio de uso del suelo durante los últimos 20 años (i.e., AUA) (Material Suplementario 4-Figura S4b). El Espinal también registró una incidencia de fuegos elevada (CESQ=28%) (Material Suplementario 4-Figura S4b). Esta unidad de vegetación fue la más afectada por el cambio de uso de suelo durante décadas anteriores al 2000 (i.e., PUA) (Material Suplementario 4-Figura S4a). En cambio, en las unidades de vegetación Monte y Paranaense, los fuegos no implicaron el reemplazo de la cobertura natural del suelo (ANnB) (Figura 7). En particular, el Monte registró una alta incidencia de fuego asociada a ANnB (CESQ=23%) (Material Suplementario 4-Figura S4b), mientras que en las unidades de vegetación Pampeana y Yungas, los fuegos se relacionaron con múltiples coberturas/ usos de la tierra (Material Suplementario 4-Figura S4).

## DISCUSIÓN

Las superficies quemadas (SQ) durante los últimos 20 años se concentraron en tres zonas del territorio argentino: el arco centro-norte, la cuña noroeste y el delta e islas del río Paraná (Figura 1b). Este patrón agrupado se relacionaría con la heterogeneidad espacial de los factores que modulan la ocurrencia de eventos de fuego (i.e., clima, vegetación y actividades antrópicas) (Whitlock et al. 2010; Bowman et al. 2011). En el arco centro-norte, la mayor SQ total podría deberse a la combinación de dos factores. Por un lado, las condiciones ambientales durante la estación seca, son propicias para el inicio de fuegos; y por otro lado, existe una elevada disponibilidad de biomasa combustible, que permite su propagación (Kunst 2011). En cambio, la menor SQ total por fuera de este arco

podría deberse a una baja disponibilidad de biomasa combustible provocada por distintos factores. Hacia el este del arco, las actividades antrópicas produjeron el reemplazo de la vegetación natural por cultivos agrícolas y áreas urbanizadas (Manuel-Navarrete et al. 2005), lo cual limita la propagación del fuego (Bowman et al. 2011; Archivald 2016). En cambio, hacia el oeste, las condiciones climáticas áridas limitan la acumulación de biomasa combustible y generan una cobertura vegetal dispersa y discontinua que restringe la propagación del fuego (Whitlock et al. 2010). Por su parte, la elevada SQ total en la cuña noreste correspondería en gran parte a bosques montanos y pedemontanos donde se combinan condiciones climáticas húmedas (que permiten la acumulación de biomasa combustible) con usos de la tierra asociados a fuegos que se inician durante la estación seca, cuando la vegetación es más propensa a quemarse (Lizárraga et al. 2023). Finalmente, la concentración espacial de la SQ en la región del delta e islas del río Paraná podría asociarse con una mayor disponibilidad y continuidad de la biomasa combustible, en comparación con las zonas aleañas, ocupadas mayormente por cultivos y asentamientos urbanos. En estas islas y bañados con anegamientos (y desecamiento) temporarios, los fuegos ocurren en la estación seca (desde el inicio del otoño hasta el final de la primavera) y forman parte de prácticas de manejo ganadero (Salvia et al. 2012; Sica et al. 2016; Preiti 2020). Muchas veces, estas quemadas se descontrolan y ocasionan grandes incendios que afectan la biodiversidad y la capacidad de estos humedales de brindar servicios ecosistémicos, así como también la calidad del aire en localidades y ciudades cercanas (Ipiña et al. 2012; Zamboni et al. 2021).

La relación espacial entre coberturas/ usos del suelo y la incidencia espacio-temporal de fuego presentó un patrón espacial de tipo agrupado. Estos agrupamientos o conglomerados resultan de las limitaciones que el contexto ambiental impone a las actividades productivas. En las zonas climáticas más moderadas (i.e., subtropical y templada), los fuegos se relacionaron con el reemplazo de los ecosistemas naturales por sistemas de uso intensivo (i.e., cultivos o pasturas). En cambio, en los extremos del gradiente ambiental (i.e., subtropical-húmedo y templado-semiárido, respectivamente), los eventos de fuego se asociaron sobre todo a usos de baja o nula intensidad (i.e., coberturas naturales) y, en menor medida, a usos de la

tierra de moderada intensidad (i.e., uso semi-intensivo; Figura 7, Material Suplementario 3-Figura S3).

#### *Determinantes antrópicos de la ocurrencia de fuego*

Si bien la información obtenida a partir del sensor MODIS no permite diferenciar si los eventos de fuego registrados corresponden a quemadas con objetivos de manejo o cambio de uso del suelo, o a incendios descontrolados de origen natural o antrópico (ver más en Materiales y Métodos), los tipos de eventos se pueden diferenciar considerando su asociación espacial con las coberturas/ usos del suelo y el contexto ambiental. Por lo tanto, sobre la base de la asociación espacial entre coberturas/ usos-fuego se pueden realizar algunas inferencias sobre las prácticas de manejo asociadas a la dinámica espacio-temporal de la ocurrencia de fuego.

Los fuegos asociados a la PUA afectaron tierras principalmente ocupadas por cultivos (De Abelleira et al. 2019). En este caso, se puede inferir que la mayoría de los fuegos registrados en este conglomerado corresponden a quemadas con fines de manejo agrícola. Este tipo de asociación espacial se registró en su mayoría en el espinal de Córdoba, y en menor medida en la unidad de vegetación Chaqueña en Santiago del Estero, Chaco y Santa Fe (Figuras 4 y 7), en áreas ocupadas por cultivos que incluyen dos cultivos por año (cultivos de invierno combinados con maíz o soja) o monocultivos de soja o maíz (De Abelleira et al. 2019). En dichas áreas, el fuego se habría usado para quemar barbechos, una práctica que durante los últimos años fue reemplazada paulatinamente por la aplicación de herbicidas promovida por el avance de la agricultura de labranza cero e introducción de cultivos transgénicos resistentes a herbicidas (Fernández Palma 2009; Smith et al. 2007; Trigo et al. 2009). En la Pampa Húmeda, esta transición fue rápida, y para el período 2000-2019, la quema de barbechos se limitó a superficies pequeñas y dispersas no detectadas en el análisis de CESQ (Figura 1a). Por otro lado, en la zona de las Yungas, el conglomerado PUA coincidió principalmente con cultivos de caña de azúcar (De Abelleira et al. 2019). En estas plantaciones, las quemadas se suelen realizar para eliminar residuos vegetales, malezas y plagas antes de la cosecha (Valeiro and Biagi 2019; Piriz-Carrillo et al. 2010). Esto concuerda con la recurrencia



elevada de eventos de fuego registrados en particular en la provincia de Tucumán, donde la SQ acumulada duplicó a la SQ total (Figura 6a, Tabla 2). Finalmente, algunos sectores de este conglomerado se ubican en la región del Monte y podrían estar relacionados con quemas prescritas en zonas de cultivos bajo riego en pequeñas superficies (Figura 7). Este tipo de asociación entre la ocurrencia de fuego y áreas agrícolas también fue registrada en otros países como El Salvador, donde la actividad agrícola explicó 66% de los eventos de fuego (Armenteras et al. 2016).

En el caso del conglomerado AUA, se puede inferir que la mayor parte de la SQ corresponde a quemas realizadas con el objetivo de habilitar o desmontar tierras para la agricultura. Estos fuegos afectaron sobre todo a bosques xerófilos y subhúmedos de la Región Chaqueña (Santiago del Estero y Chaco), a bosques del Espinal (San Luis) y, en menor medida, a bosques tropicales de las Yungas (Salta) (Figuras 4 y 7). Por lo tanto, dentro del conglomerado AUA, las quemas habrían facilitado la deforestación (Paruelo et al. 2004; Baumann et al. 2017; Curtis et al. 2018; Cardil et al. 2019) o bien se habría usado el fuego para eliminar los residuos forestales luego de desmontes realizados con maquinarias (Bruera and González 2021). La proporción alta de AUA registrada en la zona subtropical (Figura 7) concuerda con estudios que documentaron el avance de la frontera agrícola desde zonas templadas hacia zonas subtropicales durante las últimas 2 décadas; siendo ésta una de las principales causas de la deforestación en la Argentina (Barral et al. 2020; Mónaco et al. 2020; Song et al. 2021). El avance de la agricultura se debió principalmente al desarrollo del paquete tecnológico de siembra directa y semillas transgénicas resistentes a herbicidas, que permitió implementar cultivos extensivos en suelos con baja aptitud agrícola (Paruelo et al. 2005, 2006; Gasparri and Grau 2005, 2009; Zak et al. 2008; Hoyos et al. 2013), y al aumento de los precios y de la demanda de granos en el mercado internacional (Manuel-Navarrete et al. 2005). El avance de la frontera agrícola hacia suelos menos aptos desplazó la ganadería hacia zonas más húmedas o áridas (Hoyos et al. 2013; Mosciaro et al. 2023), donde los ecosistemas naturales fueron reemplazados por pasturas implantadas (e.g., *Megathyrus maximus*, *Cenchrus ciliaris* y *Medicago sativa*, entre otras) (Proyecto MapBiomias Chaco 2020). Por lo tanto, el fuego habría mediado,

en mayor medida, la habilitación de tierras para el cultivo de granos, y, en menor medida, el desplazamiento de la ganadería intensiva. Por ejemplo, en la zona norte del conglomerado AUA (que incluye parte de Santiago del Estero, Chaco, Tucumán, Salta y Jujuy), la relación de cobertura entre cultivos-pasturas implantadas en el año 2019 fue 72:28%, respectivamente (Figura 6b) (Proyecto MapBiomias 2020 Chaco). Finalmente, en la zona de las yungas salteñas, el fuego habría mediado el reemplazo de los bosques montanos y pedemontanos, mayormente por cultivos de soja y poroto, y, en menor medida, por cultivos de maíz (De Abelleira et al. 2019). Este proceso fue bien documentado en países tropicales, donde la ocurrencia de fuego se asoció directa o indirectamente con la deforestación y la expansión de la frontera agrícola (Suyanto et al. 2004; Shvidenko et al. 2005; Lima et al. 2012).

La mayoría de los fuegos que afectaron áreas naturales boscosas probablemente se asocia a un gradiente de intensidad de uso ganadero-forestal basado en ecosistemas naturales, con diferente tipo y magnitud de intervenciones sobre el componente leñoso. Este gradiente incluye desde la eliminación de la cobertura forestal para destinar las tierras a un uso semi-intensivo (USI) hasta un uso ganadero de menor intensidad, compatible con la presencia de la cubierta forestal (ANB). En un extremo de dicho gradiente, los eventos de fuego habrían facilitado la transformación de bosques nativos a sistemas abiertos con baja densidad de especies leñosas (i.e., USI=transición ANB2000-ANnB2019) (Mosciaro et al. 2023). Este tipo de uso se registró principalmente en el conglomerado MAN, ocupando cerca de un tercio del mismo (Figuras 4 y 5c). En este caso, se puede inferir que los eventos de fuego se corresponden con quemas destinadas a convertir bosques en sabanas y parques (cobertura de especies leñosas <20%) mediante una deforestación progresiva que consiste en eliminar el estrato arbustivo para dejar una baja proporción de árboles maduros que proveen sombra para el ganado (e.g., <100 árboles maduros/ha) (Mónaco et al. 2020). En estos sistemas productivos, las quemas forman parte del manejo y se realizan de forma cíclica para eliminar el rebrote de especies leñosas y favorecer el crecimiento del estrato herbáceo al aumentar la disponibilidad de espacio y de radiación (Figura 6c) (Mónaco et al. 2020; Peri et al. 2022). Esto explica la mayor recurrencia media de eventos de fuego asociada al USI

(2.4 eventos en 20 años), en comparación con el menor número medio de eventos registrado en el conglomerado ANB (1.6 eventos en 20 años). Este tipo de manejo también fue registrado en la Amazonía brasileña, donde los bosques son convertidos en pasturas cuya cobertura herbácea se mantiene usando recurrentemente el fuego cada 2-3 años (Kauffman et al. 1998; Lima et al. 2012). En el otro extremo del gradiente de intensidad de uso ganadero-forestal, la incidencia de fuego se asoció a áreas naturales boscosas (ANB). Estos fuegos se registraron en todas las zonas climáticas y afectaron sobre todo a bosques de la Región Chaqueña, tanto del Chaco Semiárido (Santiago del estero, Salta y Tucumán) y Serrano (Córdoba y San Luis) como del Subhúmedo y Húmedo (Chaco y Formosa), y, en menor medida, a bosques de caldén (La Pampa y San Luis) (Figura 7). Es probable que estos fuegos se correspondan con quemas relacionadas al uso ganadero y, en menor medida, a la extracción de leña en áreas boscosas (conglomerados ANB y MAN) (Figura 5c, d) (Peri et al. 2021, 2022b; SENASA 2020, 2021). El manejo ganadero en bosques se basa en la remoción parcial del estrato arbustivo para favorecer el desarrollo de la biomasa forrajera y el movimiento del ganado. La remoción del estrato arbustivo se suele realizar mediante quemas controladas o mediante el rolado y posterior quema de los residuos leñosos (Kunst 2011). Los árboles con DAP > 10-15 cm se dejan en pie en diferentes patrones y densidades (Kunst et al. 2008). Sin embargo, muchas de las especies leñosas rebrotan luego de fuego, aunque con una menor dominancia apical, por lo que los renovales de especies arbóreas adquieren porte arbustivo, originando fisonomías más achaparradas denominadas fachinales o matorrales (Coirini and Karlin 2000; Kunst et al. 2003, 2008; Kunst 2011; Anriquez et al. 2005). Por lo tanto, para evitar la lignificación y asegurar el mantenimiento del estrato herbáceo, las intervenciones o quemas se realizan en intervalos que varían entre 4 y 10 años (Peri et al. 2022). De esta manera, la combinación de las quemas controladas y el rolado promueve el rebrote y la arbustización (fachinal), lo cual, a su vez justifica el reinicio del ciclo de intervención mediante el rolado y la quema (Figura 6d).

La elevada incidencia de fuego registrada en las áreas naturales no boscosas sugiere que las quemas forman parte del manejo ganadero, ya que estas áreas se encuentran

en su mayoría bajo uso ganadero (SENASA 2020, 2010). Las ANnB incluyen pastizales, arbustales naturales y sabanas o bosques muy abiertos (Oyarzabal et al. 2018). En términos generales, estas fisonomías se caracterizan por la acumulación de biomasa vegetal de baja calidad forrajera, lo que causa una baja receptividad ganadera y reduce la capacidad de producción de carne (Jozami et al. 2015). Por lo tanto, se puede inferir que en los conglomerados ANnB, las SQ se corresponden con quemas prescriptas realizadas para promover el rebrote de las matas envejecidas (en el caso de los pastizales y pajonales [Jozami et al. 2015]) o para reducir la cobertura de las especies leñosas y facilitar el desarrollo del estrato herbáceo (en el caso de los arbustales y sabanas). La alta SQ total registrada en dos de los conglomerados ANnB (Figura 5e y g) indica que algunos eventos de fuego también pueden corresponder a incendios ocasionados como consecuencia de quemas prescriptas que se descontrolaron.

En las ANnB se diferenciaron tres regímenes de fuego. El primer régimen se caracterizó por una alta SQ total y una moderada FF (Figuras 4 y 5e), y se registró principalmente en el Monte, en arbustales de Zigofiláceas (*Larrea* spp.), pastizales psamofilos y estepas arbustivas de la región centro-oeste del país (San Luis, Mendoza, La Pampa y Rio Negro). En este caso, las SQ fueron muy altas probablemente porque las condiciones climáticas de la estación seca (i.e., altas temperaturas, muy baja humedad relativa y fuertes vientos) y la continuidad espacial de la biomasa combustible habrían favorecido la propagación del fuego en el paisaje. Estos resultados concuerdan con los altos valores de SQ total registrados en las provincias de La Pampa y San Luis (Tabla 2). El segundo régimen se caracterizó por una moderada SQ total y FF, y se registró en los humedales del delta del Paraná, en pajonales, palmares y pastizales inundables de Corrientes, el centro de Chaco y el norte de Santa Fe (Oyarzabal et al. 2018) (Figura 7). En este caso, la SQ total fue menor, lo que indica la existencia de eventos de fuego más localizados, con una frecuencia promedio moderada (1.8 eventos en 20 años) (Figuras 4 y 5f). En estos ambientes sujetos a anegamientos temporarios, los fuegos se corresponderían con quemas iniciadas durante la estación seca, cuando la vegetación es más propensa a la ignición (Whitlock et al. 2010). Estas quemas forman parte del manejo ganadero tradicional de los ecosistemas del

delta e islas del río Paraná (Millán et al. 2022) y se realizan para inducir el rebrote de la vegetación y aumentar la oferta y la calidad del forraje (Salvia et al. 2012; Sica et al. 2016). En la región del Monte, este conglomerado se ubica sobre los bordes del conglomerado ANnB alta SQ total y moderada FF (Figura 4), por lo que representa una transición entre zonas con alta incidencia de fuego y zonas con baja incidencia de fuego, lo cual se evidencia en la menor SQ total (Figura 5f). Finalmente, en la zona subtropical de los bajos submeridionales del norte de Santa Fe y el sur de Santiago del Estero se registró el tercer régimen de fuego, caracterizado por alta SQ total y FF (Figuras 4, 5g y 6e). En este conglomerado se registró la mayor recurrencia de eventos de fuego, con un promedio de 4.4 eventos y un máximo de 17 eventos en 20 años. Estos resultados concuerdan con el análisis a nivel provincial que informa que la SQ acumulada duplicó a la SQ total en la provincia de Santa Fe, la cual, además, presentó una elevada SQ total (Tabla 2, Figura 6e). En esta zona predominan los espartillares, que son pajonales cuya especie dominante es *Spartina spartinae*, que es acompañada por especies de menor porte (Oyarzabal et al. 2018). *Spartina spartinae* posee una productividad elevada, pero de baja calidad forrajera, por lo que luego del pastoreo queda abundante biomasa seca remanente. En este sistema, el fuego forma parte del manejo ganadero tradicional y, en general, se lo usa muy frecuentemente. Las quemadas inducen el rebrote de las matas de *S. spartinae*, que poseen mayor digestibilidad, y, además, disminuyen de forma transitoria la abundancia y la cobertura de *S. spartinae*, lo que favorece la proliferación de las especies acompañantes. Estos efectos son de corto plazo (2 años), dado que los espartillares se recuperan rápidamente después de los incendios (Feldman and Lewis 2005; Valiente et al. 2021), lo que concuerda con la elevada frecuencia de fuego registrada en este conglomerado. En consecuencia, la alta recurrencia de fuegos en este conglomerado evidencia un uso de mayor intensidad que en los conglomerados ANnB alta SQ total y moderada FF y ANnB moderada SQ y FF.

#### Limitaciones del estudio

Debido a la escala regional de este estudio, los fuegos aislados quedaron excluidos del área de CESQ, independientemente de su extensión. Por ejemplo, el análisis de autocorrelación espacial omitió los incendios extensos o de alta severidad que afectaron a los

bosques andino patagónicos (Kitzberger 2015). Por lo tanto, estos resultados no deberían ser utilizados para explicar situaciones locales que requieren una mayor precisión espacio-temporal.

Las estimaciones de uso ganadero semi-intensivo se deben considerar como preliminares, y el área ocupada por USI podría estar sobreestimada. Esto se debe a que esta categoría podría incluir algunas ANB que sufrieron incendios hacia el final del período de estudio (i.e., experimentaron una reducción de la cobertura de especies leñosas causada por el fuego) y podrían recuperar la cobertura boscosa con el paso del tiempo ya que no se encuentran bajo uso ganadero. En este caso, la transición de ANB a ANnB sería transitoria. Por otra parte, en el conglomerado ANB se pueden haber incluido sitios que sufrieron incendios en los inicios del período de estudio y que recuperaron su cobertura leñosa hacia finales del mismo, sin implicar intervenciones cíclicas sobre el componente leñoso con fines de manejo ganadero. Para estimar estos usos con mayor precisión es necesario estudiar la dinámica temporal de la cobertura forestal, lo que excede a los objetivos y la escala regional de este estudio. Por último, el uso ganadero en ANB puede incluir la degradación progresiva de las áreas forestales sometidas a pastoreo continuo. Esto se debe a que la clase ANB es muy amplia (cobertura leñosa 20-100%) y, por lo tanto, la cobertura forestal (y su complejidad estructural) podría haber disminuido durante el período de estudio, incluso, hasta un 80%, sin implicar su transición a otra clase. Por lo tanto, es necesario continuar profundizando estudios que permitan analizar con un mayor nivel de detalle la relación entre la incidencia de fuego y la dinámica temporal de la cobertura del suelo.

#### Implicancias futuras

Desde un punto de vista prospectivo, cabría esperar una disminución en la incidencia de fuego en los conglomerados asociados al uso de alta intensidad (PUA y AUA). En este sentido, es posible que el paquete tecnológico asociado a las prácticas de labranza cero promoverá el reemplazo de la quema de barbechos por la aplicación de herbicidas post-cosecha (Fernández Palma 2009; Smith et al. 2007; Trigo et al. 2009). Además, es posible que dicho paquete tecnológico continúe impulsando el avance del uso agropecuario sobre áreas naturales o sistemas ganaderos utilizando el

fuego como facilitador del cambio de uso del suelo. Este proceso podría acentuarse con el desarrollo de variedades tolerantes a la sequía o nuevos herbicidas. Aunque el cambio de uso de suelo está regulado desde el 2007 en áreas ocupadas por bosque nativo, el avance de la frontera agropecuaria ha impulsado la deforestación de 2.8 Mha desde la entrada en vigencia de la Ley Nacional 26331 (Mónaco et al. 2020). Por lo tanto, el avance del uso agropecuario a expensas de áreas naturales debería ser regulado de manera más estricta.

Es probable que en los conglomerados asociados a usos de moderada y baja intensidad (i.e., MAN, ANB y ANnB), la incidencia de eventos de fuego se mantenga o aumente. Esto se debe a que las quemaduras frecuentes y el pastoreo alteran la arquitectura de las plantas (i.e., pérdida de dominancia apical, mayor densidad de ramificación), y aumentan la conectividad vertical y la horizontal de la biomasa combustible, y, por ende, la inflamabilidad a nivel de comunidad (Blackhall et al. 2015, 2017). Por lo tanto, la producción ganadera dependiente del uso del fuego genera sistemas más propensos a quemarse, mediante un mecanismo de retroalimentación positiva entre el uso ganadero, el fuego y la respuesta de la vegetación a estos factores (Kitzberger et al. 2012; Tiribelli et al. 2018; Kowaljow et al. 2019; Giorgis et al. 2021). Por otra parte, es posible que el avance del uso de alta intensidad produzca el desplazamiento de la producción ganadera hacia zonas marginales, lo que traerá como consecuencia el desplazamiento de los conglomerados asociados a usos de moderada y baja intensidad a expensas de otras áreas naturales (i.e., expansión o desplazamiento del área de CESQ).

En un contexto de cambio climático, el uso del fuego como parte del manejo agropecuario debería ser regulado de forma estricta. Esto se debe a que las quemaduras intencionales constituyen una práctica imprecisa e ineficiente en términos energéticos. En primer lugar, tanto la extensión como la intensidad de los eventos de fuego son difíciles de controlar porque no solo dependen de variables meteorológicas —que pueden variar al momento de ocurrencia del fuego—, sino también de factores biofísicos que el ser humano no puede modificar (e.g., la topografía). Por lo tanto, cuando se realizan quemaduras, es probable que el fuego se des controle y se propague a través del paisaje, ocasionando extensos incendios. En segundo lugar, la combustión

libera el carbono almacenado durante años en el suelo y en la biomasa vegetal, lo que acentúa el cambio climático (Pellegrini et al. 2018). A nivel global, la ocurrencia de incendios libera a la atmósfera ~1.8 Gt de C/año (Zheng et al. 2021), además de otros gases de efecto invernadero (CH<sub>4</sub> y NO<sub>x</sub>) (Habert et al. 2007). A su vez, las quemaduras recurrentes promueven la erosión del suelo y generan cambios en la composición, la estructura y el funcionamiento de las comunidades vegetales (Collins 2000; Archibald et al. 2005; Murphy and Bowman 2007; McGranahan and Wonkka 2020), lo cual provoca la degradación de los ecosistemas (Menghi and Herrera 1998), causando una disminución progresiva de su capacidad productiva (Rusch et al. 2017; Valiente et al. 2021) y de proveer servicios ecosistémicos de soporte y regulación (e.g., secuestro de carbono, emisión de oxígeno, ciclo de nutrientes, regulación eco-hidrológica, micro- y meso-climática) (Nasi et al. 2002; Pellegrini et al. 2018). Considerando que el ser humano es el principal ingeniero ecosistémico del planeta, es necesario diseñar, evaluar e implementar tecnologías de manejo agropecuario más innovadoras que el fuego, lo que, a su vez, permitirá enfrentar los desafíos impuestos por el cambio global (IPCC 2022) y responder a los Objetivos de Desarrollo Sustentable acordados a nivel nacional e internacional (Assembly 2015).

La alta incidencia de fuego en el territorio argentino registrada durante las últimas dos décadas evidencia la necesidad de implementar acciones de mitigación y adaptación al cambio climático, contextualizadas en base a las particularidades de cada conglomerado. En los conglomerados asociados al uso de alta intensidad (i.e., PUA y AUA), los ecosistemas naturales ya fueron reemplazados por cultivos y pasturas. Por lo tanto, en este tipo de sistemas productivos sería fundamental promover la diversificación agroecológica rotando cultivos con pasturas perennes e incorporando especies arbóreas a los sistemas agrícolas actuales (FAO 2018). La producción basada en sistemas agroforestales es una estrategia de mitigación del cambio climático ya que aumenta la capacidad de secuestro de carbono y mejora la provisión de servicios ecosistémicos (Mónaco et al. 2020; Peri et al. 2017, 2022). Además, diversificar los sistemas productivos genera más puestos de trabajo y mejora las economías locales (Garibaldi et al. 2019). Este tipo de medidas contribuirá a cumplir con los Objetivos de Desarrollo

Sustentable (ODS) acordados a nivel internacional (Assembly 2015), asociados al ambiente, el empleo y la erradicación de la pobreza y del hambre.

En los conglomerados asociados al uso ganadero (i.e., MAN, ANB y ANnB) es necesario promover prácticas destinadas a reducir la carga y la conectividad (vertical y horizontal) de la biomasa combustible. Por ejemplo, regular la carga ganadera en función de la receptividad forrajera en alternancia con períodos de descanso del pastoreo permite reducir la carga de combustible en potreros donde existe una alta acumulación de biomasa, sin implicar la degradación del ecosistema (Machado 2012; Briske 2017). Otra alternativa es promover la extracción mecánica de la biomasa acumulada en los pastizales y su uso posterior como biocombustible de segunda generación (Jozami et al. 2013; Robertson et al. 2017; Castagnani et al. 2018). De manera análoga, se debería considerar el uso como biocombustible de la biomasa leñosa removida en fachinales o en bosques cerrados. Estas alternativas podrían reemplazar a las quemadas tradicionales, aumentando la precisión y eficiencia del manejo de los ecosistemas naturales y evitando los impactos ambientales negativos de los eventos de fuego. Por otra parte, es necesario reconsiderar el diseño de cortafuegos para mejorar su efectividad. En este sentido, los organismos provinciales de gestión y lucha contra el fuego recomiendan implementar cortafuegos perimetrales a escala predial. Sin embargo, esta estrategia no ha sido efectiva para evitar la propagación de incendios a través del paisaje. Por lo tanto, se debería considerar como alternativa el

diseño de cortafuegos a escala de paisaje, considerando atributos biofísicos clave como la topografía, el riesgo de erosión, los relictos de bosque en buen estado de conservación, etc.

Los resultados de este estudio sugieren que el fuego habría sido utilizado como herramienta de intervención con distintos objetivos de acuerdo al tipo de ambiente. En las zonas bajo uso agropecuario, el fuego habría sido utilizado para reducir la biomasa muerta remanente de los cultivos (conglomerado PUA) o habría mediado el proceso de avance de la frontera agropecuaria (conglomerado AUA). En cambio, en las zonas cubiertas mayormente por vegetación natural, el fuego se habría usado como parte del manejo ganadero con la finalidad de elevar la disponibilidad de forraje (al promover el desarrollo del estrato herbáceo a expensas del estrato leñoso) o la calidad forrajera del estrato herbáceo (al inducir el rebrote tierno de las matas envejecidas) (conglomerados MAN, ANB y ANnB). Por lo tanto, los conglomerados delimitados en este estudio evidencian que los sistemas de producción constituyen los principales determinantes de los fuegos registrados durante las últimas dos décadas.

**AGRADECIMIENTOS** Este trabajo fue financiado parcialmente por la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (PICT 2017-1321) y la Universidad de La Pampa (Proyecto 305/19, Facultad de Agronomía). LC es investigadora de CONICET, RP es docente e investigador de la Universidad Nacional de La Pampa y DRL es investigador de INTA.

## REFERENCIAS

- Abatzoglou, J. T., S. Z. Dobrowski, S. A. Parks, and K. C. Hegewisch. 2018. Terraclimate, a high-resolution global dataset of monthly climate and climatic water balance from 1958-2015. *Scientific Data* 5(1):1-12. <https://doi.org/10.1038/sdata.2017.191>.
- Anriquez, A., A. Albanesi, C. Kunst, R. Ledesma, C. López, A. Rodríguez Torresi, and J. Godoy. 2005. Rolado de fachinales y calidad de suelos en el Chaco occidental, Argentina. *Ciencia del Suelo* 23(2):145-157. URL: [ref.scielo.org/tfbzd5](http://ref.scielo.org/tfbzd5).
- Anselin, L. 1995. Local Indicators of Spatial Association - LISA. *Geographical Analysis* 27:93-115. <https://doi.org/10.1111/j.1538-4632.1995.tb00338.x>.
- Anselin, L. 2005. Exploring spatial data with GeoDa. Urbana-Champaign, IL: Center for Spatially Integrated Social Science, University of Illinois. URL: [geos.ed.ac.uk/~gisteac/fspat/geodaworkbook.pdf](http://geos.ed.ac.uk/~gisteac/fspat/geodaworkbook.pdf).
- Archibald, S., W. J. Bond, W. D. Stock, and D. H. K. Fairbanks. 2005. Shaping the landscape: fire-grazer interactions in an African savanna. *Ecol Appl* 15(1):96-109. <https://doi.org/10.1890/03-5210>.
- Archibald, S. 2016. Managing the human component of fire regimes: Lessons from Africa. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 371. <https://doi.org/10.1098/rstb.2015.0346>.
- Argañaraz, J. P., G. G. Pizarro, M. Zak, M. A. Landi, and L. M. Bellis. 2015. Human and biophysical drivers of fires in Semiarid Chaco mountains of Central Argentina. *Sci Total Environ* 520:1-12. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.02.081>.
- Argañaraz, J. P., A. M. Cingolani, L. M. Bellis, and M. A. Giorgis. 2020. Fire incidence along an elevation gradient in the mountains of central Argentina. *Ecología Austral* 30:268-281. <https://doi.org/10.25260/EA.20.30.2.0.1054>.
- Armenteras, D., C. Gibbes, C. A. Vivacqua, J. S. Espinosa, W. Duleba, F. Goncalves, and C. Castro. 2016. Interactions

- between climate, land use and vegetation fire occurrences in El Salvador. *Atmosphere* 7(2):26. <https://doi.org/10.3390/atmos7020026>.
- Assembly, G. 2015. Sustainable development goals. *SDGs Transform Our World* 2030:6-28.
- Barral, M. P., S. Villarino, C. Levers, M. Baumann, T. Kuemmerle, and M. Mastrangelo. 2020. Widespread and major losses in multiple ecosystem services as a result of agricultural expansion in the Argentine Chaco. *J Appl Ecol* 57: 2485-2498. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13740>.
- Baumann, M., I. Gasparri, M. Piquer-Rodríguez, G. Gavier Pizarro, P. Griffiths, P. Hostert, and T. Kuemmerle. 2017. Carbon emissions from agricultural expansion and intensification in the Chaco. *Global Change Biology* 23:1902-1916. <https://doi.org/10.1111/gcb.13521>.
- Blackhall, M., T. T. Veblen, and E. Raffaele. 2015. Recent fire and cattle herbivory enhance plant-level fuel flammability in shrublands. *J Veg Sci* 26(1):123-133. <https://doi.org/10.1111/jvs.12216>.
- Blackhall, M., E. Raffaele, J. Paritsis, F. Tiribelli, J. M. Morales, T. Kitzberger, et al. 2017. Effects of biological legacies and herbivory on fuels and flammability traits: A long-term experimental study of alternative stable states. *J Ecol* 105(5):1309-1322. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12796>.
- Bond, W. J., F. I. Woodward, and G. F. Midgley. 2005. The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytol* 165:525-537. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01252.x>.
- Bowman, D. M., J. K. Balch, P. Artaxo, W. J. Bond, J. M. Carlson, M. A. Cochrane, et al. 2009. Fire in the Earth system. *Science* 324(5926):481-484. <https://doi.org/10.1126/science.1163886>.
- Bowman, D. M., J. Balch, P. Artaxo, W. J. Bond, M. A. Cochrane, C. M. D'Antonio, et al. 2011. The human dimension of fire regimes on Earth. *J Biogeography* 38(12):2223-2236. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02595.x>.
- Briske, D. D. 2017. *Rangeland systems: processes, management and challenges*. Springer Nature. Pp. 661. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-46709-2>.
- Bruera, B. M., and F. A. I. González. 2021. Deforestación, incendios forestales y expansión de la frontera agrícola en el Norte Grande argentino (2007-2018). *Rev Facultad de Cs Económicas* 26(1):127-144. <https://doi.org/10.30972/rfce.2615038>.
- Cabrera, A. L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas. Pp. 1-85 *en* W. F. Kugler (ed.). *Enciclopedia Argentina de Agricultura y Jardinería*. Tomo 2. 2da edición. Acme, Buenos Aires, Argentina. Fascículo 1.
- Cardil, A., S. De-Miguel, C. A. Silva, P. B. Reich, D. Calkin, P. H. S. Brancalion, A. C. Vibrans, et al. 2019. Recent deforestation drove the spike in Amazonian fires. *Environ Res Lett* 15:121003. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abcac7>.
- Castagnani, L., E. Jozami, J. C. Porstmann, M. Sacido, and S. Feldman. 2018. Bioenergía y ganadería sobre pastizales naturales santafesinos: alternativas complementarias. *Agromensajes* 33-34. URL: [tinyurl.com/bdhwzr3](http://tinyurl.com/bdhwzr3).
- Cavallero, L., D. R. López, E. Raffaele, and M. A. Aizen. 2015. Structural–functional approach to identify post-disturbance recovery indicators in forests from northwestern Patagonia: a tool to prevent state transitions. *Ecol Ind* 52:85-95. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.11.019>.
- Chuvieco, E., and E. S. Kasischke. 2007. Remote sensing information for fire management and fire effects assessment. *J Geophysical Res: Biogeosciences* 112(G1). <https://doi.org/10.1029/2006JG000230>.
- Coirini, R., and U. Karlin. 2000. Potencialidad económica de bosques con algarrobos. I: propuesta de uso múltiple para el Chaco árido. *Multequina* 9(2):133-145.
- Collins, M. 2000. Understanding uncertainties in the response of ENSO to greenhouse warming. *Geophysical Res Lett* 27(21):3509-3512. <https://doi.org/10.1029/2000GL011747>.
- Cravero, S. A. C., C. Bianchi, H. J. Elena, and A. R. Bianchi. 2017. Clima de Argentina: Mapas digitales mensuales de precipitación y precipitación menos evapotranspiración potencial. *Adenda del Atlas climático digital de la República Argentina*.
- Curtis, P. G., C. M. Slay, N. L. Harris, A. Tyukavina, and M. C. Hansen. 2018. Classifying drivers of global forest loss. *Science* 361:1108-1111. <https://doi.org/10.1126/science.aau3445>.
- de Abelleira D., S. Bancho, S. Verón, J. Mosciaro, and J. Volante. 2019. *Mapa Nacional de Cultivos campaña 2018/2019. Colección 1. Versión 1. Informe*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA), Argentina.
- De Marzo, T., N. I. Gasparri, E. F. Lambin, and T. Kuemmerle. 2022. Agents of Forest Disturbance in the Argentine Dry Chaco. *Remote Sensing* 14:1758. <https://doi.org/10.3390/rs14071758>.
- ESA. 2017. *Land Cover CCI Product User Guide Version 2*. Tech Rep.
- ESRI. 2011. *ArcGIS Desktop: Release 10*. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute.
- FAO. 2010. *Evaluación de los recursos forestales mundiales 2010. Informe nacional: Argentina*. URL: [fao.org/3/al445S/al445S.pdf](http://fao.org/3/al445S/al445S.pdf).
- FAO. 2018. *Los 10 Elementos de la Agroecología: Guía para la transición hacia sistemas alimentarios y agrícolas sostenibles*. Editorial FAO. Pp. 15. URL: [fao.org/3/i9037es/i9037es.pdf](http://fao.org/3/i9037es/i9037es.pdf).
- Feldman, S. R., and J. P. Lewis. 2005. Effects of fire on the structure and diversity of a *Spartina argentinensis* tall grassland. *Appl Veg Sci* 8(1):77-84. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2005.tb00631.x>.
- Fernández Palma, G. 2009. *Agricultura certificada: una nueva revolución en el sector agropecuario*. *Rev Bolsa de Comercio de Rosario* 1508:30-36. URL: [bcr.com.ar/sites/default/files/aapresid.pdf](http://bcr.com.ar/sites/default/files/aapresid.pdf).
- Fick, S. E., and R. J. Hijmans. 2017. WorldClim 2: new 1km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *Int*

- J Climatology 37(12):4302-4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>.
- Garibaldi, L. A., and N. Pérez-Méndez. 2019. Positive outcomes between crop diversity and agricultural employment worldwide. *Ecological Economics* 164(C):106358. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106358>.
- Gasparri, N. I., and H. R. Grau. 2005. Patrones regionales de deforestación en el subtrópico argentino y su contexto ecológico y socioeconómico. Pp. 442-446 *en* A. Brown, U. Martínez Ortiz, M. Acerbi and J. Corcuera (eds.). *Situación Ambiental Argentina* 2005. URL: [tinyurl.com/4tvv4z6u](http://tinyurl.com/4tvv4z6u).
- Gasparri, N. I., and H. R. Grau. 2009. Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972-2007). *Forest Ecol Manage* 258(6):913-921. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.02.024>.
- Giglio, L., L. Boschetti, D. P. Roy, A. A. Hoffman, M. Humber, and J. V. Hall. 2018. Collection 6 MODIS Burned Area Product User's Guide. Version 1.2. URL: [tinyurl.com/2anhy9ab](http://tinyurl.com/2anhy9ab).
- Giorgis, M. A., S. R. Zeballos, L. Carbone, H. Zimmermann, H. von Wehrden, R. Aguilar, et al. 2021. A review of fire effects across South American ecosystems: the role of climate and time since fire. *Fire Ecol* 17(1):1-20. <https://doi.org/10.1186/s42408-021-00100-9>.
- Habert, H., K. H. Erb, F. Krausmann, V. Gaube, A. Bondeau, C. Plutzer, S. Gingrich, W. Lucht, and M. Fischer-Kowaski. 2007. Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *PNAS* 104:12942-12947. <https://doi.org/10.1073/pnas.0704243104>.
- Hantson, S., M. Padilla, D. Corti, and E. Chuvieco. 2013. Strengths and weaknesses of MODIS hotspots to characterize global fire occurrence. *Remote Sens Environ* 131:152-159. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2012.12.004>.
- Harris, I., P. D. Jones, T. J. Osborn, and D. H. Lister. 2014. Updated high-resolution grids of monthly climatic observations - the CRU TS3.10 Dataset. *Int J Climatology* 34:623-642. <https://doi.org/10.1002/joc.3711>.
- Hartigan, J. A., and M. A. Wong. 1979. Algorithm AS 136: A k-medias Clustering Algorithm. *J Royal Stat Soc, Series C (Applied Statistics)* 28(1):100-108. <https://doi.org/10.2307/2346830>.
- Hoyos, L. E., A. M. Cingolani, M. R. Zak, M. V. Vaieretti, D. E. Gorla, and M. R. Cabido. 2013. Deforestation and precipitation patterns in the arid Chaco forests of central Argentina. *Appl Veg Sci* 16(2):260-271. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2012.01218.x>.
- IPCC. 2022. *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Pp. 3056 *en* H. O. Pörtner, D. C. Roberts, M. Tignor, E. S. Poloczanska, K. Mintenbeck, A. Alegría, M. Craig, S. Langsdorf, S. Löschke, V. Möller, A. Okem and B. Rama (eds.). Cambridge University Press. Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, NY, USA.
- Ipiña, A., G. M. Salum, E. Crinó, and R. D. Piacentini. 2012. Satellite and ground detection of very dense smoke clouds produced on the islands of the Paraná river delta that affected a large region in Central Argentina. *Advances in Space Research* 49(5):966-977. <https://doi.org/10.1016/j.asr.2011.12.009>.
- Jozami, E., A. Shocron, J. C. Porstmann, and S. Feldman. 2015. Pastizales naturales C4: una propuesta de manejo bioenergético-pastoril. *Agromensajes Especial* 57-60. URL: [fcagr.unr.edu.ar/?p=6282](http://fcagr.unr.edu.ar/?p=6282).
- Jozami, E., L. L. Sosa, and S. R. Feldman. 2013. *Spartina argentinensis* as feedstock for bioethanol and pellets production. *Applied Technologies and Innovations* 9:37-44. <https://doi.org/10.15208/ati.2013.8>.
- Kauffman, J. B., D. L. Cummings, and D. E. Ward. 1998. Fire in the Brazilian Amazon 2. Biomass, nutrient pools and losses in cattle pastures. *Oecologia* 113:415-427. <https://doi.org/10.1007/s004420050394>.
- Kaufman, L., and P. Rousseeuw. 2005. *Finding Groups in Data: An Introduction to Cluster Analysis*. New York, NY: John Wiley.
- Kitzberger, T., and T. T. Veblen. 1999. Fire-induced changes in northern Patagonian landscapes. *Landscape Ecology* 14:1-15. <https://doi.org/10.1023/A:1008069712826>.
- Kitzberger, T., E. Aráoz, J. H. Gowda, M. Mermoz, and J. M. Morales. 2012. Decreases in fire spread probability with forest age promotes alternative community states, reduced resilience to climate variability and large fire regime shifts. *Ecosystems* 15(1):97-112. <https://doi.org/10.1007/s10021-011-9494-y>.
- Kitzberger, T. 2015. Relación entre el clima y los grandes incendios forestales en el noroeste de la Patagonia. *Revista Desde La Patagonia Difundiendo Saberes* 12(19):32-34. URL: [tinyurl.com/ycxakyyx](http://tinyurl.com/ycxakyyx).
- Kowaljow, E., M. S. Morales, J. L. Whitworth-Hulse, S. R. Zeballos, M. A. Giorgis, M. R. Catón, and D. E. Gurvich. 2019. A 55-year-old natural experiment gives evidence of the effects of changes in fire frequency on ecosystem properties in a seasonal subtropical dry forest. *Land Deg Dev* 30(3):266-277. <https://doi.org/10.1002/ldr.3219>.
- Kunst, C. 2011. *Ecología y uso del fuego en la región chaqueña Argentina*. Boletín informativo CIDEU 10:81-105. URL: [tinyurl.com/yc7pxx72](http://tinyurl.com/yc7pxx72).
- Kunst, C., R. Ledesma, M. B. Nickish, G. Angella, D. Prieto, and J. Godoy. 2003. Rolado de "fachinales" e infiltración de agua en suelo en El Chaco Occidental (Argentina). *Revista de Investigaciones Agropecuarias* 32(3):105-126. URL: [redalyc.org/pdf/864/86432306.pdf](http://redalyc.org/pdf/864/86432306.pdf).
- Kunst, C., R. Ledesma, and M. Navall. 2008. *Rolado Selectivo de Baja intensidad*. Ed. INTA EEA Santiago del Estero, Argentina.
- Lima, A., T. S. F. Silva, R. M. de Feitas, M. Adami, A. R. Formaggio, and Y. E. Shimabukuro. 2012. Land use and land cover changes determine the spatial relationship between fire and deforestation in the Brazilian Amazon. *Applied Geography* 34:239-246. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.10.013>.
- Lizárraga, L., L. Rivera, P. Názaro, and N. Politi. 2023. *El Bosque Pedemontano en llamas: situación de incendios forestales en las provincias de Salta y Jujuy entre 2012-2022*. Informe Técnico Administración de Parques Nacionales, Dirección Regional Noroeste. URL: [tinyurl.com/5ajpck3z](http://tinyurl.com/5ajpck3z).

- Machado, R. 2012. Cambios en la estructura, la población y la composición de accesiones de *Panicum maximum* sometidas a pastoreo. *Pastos y Forrajes* 35(2):165-174. URL: <http://scielo.sld.cu/pdf/pyf/v35n2/pyf04212.pdf>.
- Manuel-Navarrete, D., G. C. Gallopín, M. Blanco, M. Díaz-Zorita, D. Ferraro, H. Herzer, et al. 2005. Análisis sistémico de la agriculturización en la pampa húmeda argentina y sus consecuencias en regiones extra pampeanas: sostenibilidad, brechas de conocimiento e integración de políticas. CEPAL.
- Mc Granahan, D. A., and C. L. Wonkka. 2020. *Ecology of Fire-Dependent Ecosystems: Wildland Fire Science, Policy, and Management*. CRC Press. Pp. 266. <https://doi.org/10.2989/10220119.2021.1926324>.
- Menghi, M., and M. Herrera. 1998. Modelo de estados y transiciones para pastizales del valle de inundación del Río Dulce (depresión de Mar Chiquita, Córdoba, Argentina). *Ecotrópicos* 11:131-140. URL: [tinyurl.com/5cfuvxm6](http://tinyurl.com/5cfuvxm6).
- Mónaco, M., P. L. Peri, F. A. Medina, H. Colomb, V. A. Rosales, F. Berón, E. Manghi, et al. 2020. Causas e impactos de la deforestación de los bosques nativos de Argentina y propuestas de desarrollo alternativas. Dirección Nacional de Bosques, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MAyDS): Buenos Aires, Argentina. Pp. 60. URL: [tinyurl.com/3846c54s](http://tinyurl.com/3846c54s).
- Morán, P. A. P. 1948. The Interpretation of Statistical Maps. *Biometrika* 35:255-60. <https://doi.org/10.1111/j.2517-6161.1948.tb00012.x>.
- Murphy, B. P., and D. M. Bowman. 2007. The interdependence of fire, grass, kangaroos and Australian Aborigines: a case study from central Arnhem Land, northern Australia. *J Biogeography* 34(2):237-250. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01591.x>.
- Millán, A., B. Ferrero, and B. A. Bilbao. 2022. Traditional knowledge of fire use by islanders in the Paraná Delta, Argentina. *Tropical Forest Issues* 61:60-65. <https://doi.org/10.55515/AEKO2020>.
- Mosciaro, M. J., L. Seghezzi, M. Teixeira, J. Paruelo, and J. Volante. 2023. Where did the forest go? Post-deforestation land use dynamics in the Dry Chaco region in Northwestern Argentina. *Land Use Policy* 129:106650. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2023.106650>.
- Moscovich, F. A., F. Ivandic, and L. C. Besold. 2014. *Manual de combate de incendios forestales y manejo de fuego. Nivel Inicial*. Ediciones INTA.
- Nasi, R., R. Dennis, E. Meijaard, G. Applegate, and P. Moore. 2002. Los incendios forestales y la diversidad biológica. *Unasylva*. Ediciones FAO. URL: [fao.org/3/y3582s/y3582s08.htm](http://fao.org/3/y3582s/y3582s08.htm).
- Oyarzabal, M., J. Clavijo, L. Oakley, F. Biganzoli, P. Tognetti, I. Barberis, et al. 2018. Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral* 28(1):40-63. <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.0.399>.
- Paritsis, J., T. T. Veblen, and A. Holz. 2015. Positive fire feedbacks contribute to shifts from *Nothofagus pumilio* forests to fire-prone shrublands in Patagonia. *J Veg Sci* 26:89-101. <https://doi.org/10.1111/jvs.12225>.
- Paruelo, J. M., J. P. Guerschman, G. Piñeiro, E. G. Jobbágy, S. R. Verón, G. Baldi, and S. Baeza. 2006. Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay. *Agrociencia Uruguay* 10(2):47-61. URL: <http://hdl.handle.net/10625/47410>.
- Paruelo, J. M., J. P. Guerschman, and S. R. Verón. 2005. Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy* 15:14-23. URL: [tinyurl.com/jrtzchee](http://tinyurl.com/jrtzchee).
- Paruelo, J. M., M. Oesterheld, F. Del Pino, J. P. Guerschmann, G. Piñeiro Guerra, J. Volante, G. Baldi, C. Caride, A. D. M. Vasallo, L. Porfirio, and M. Durante. 2004. Patrones Espaciales y Temporales de la Expansión de Soja en Argentina: Relación con Factores Socio-Económicos y Ambientales. Informe final LART/FAUBA al Banco Mundial. Pp. 87. URL: [tinyurl.com/yakm8wbh](http://tinyurl.com/yakm8wbh).
- Pellegrini, A. F., A. Ahlström, S. E. Hobbie, P. B. Reich, L. P. Nieradzki, A. C. Staver, et al. 2018. Fire frequency drives decadal changes in soil carbon and nitrogen and ecosystem productivity. *Nature* 553(7687):194-198. <https://doi.org/10.1038/nature24668>.
- Peri, P. L., D. R. López, V. Rusch, G. Rusch, Y. M. Rosas, and G. Martínez Pastur. 2017. State and transition model approach in native forests of Southern Patagonia (Argentina): linking ecosystem services, thresholds and resilience. *Int J Biod Sci Ecosystem Services Manag* 13(2):105-118. <https://doi.org/10.1080/21513732.2017.1304995>.
- Peri, P. L., G. J. Martínez Pastur, and T. M. Schlichter. 2021. Uso sostenible del bosque. Aportes desde la Silvicultura Argentina. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de la Nación.
- Peri, P. L., Y. M. Rosas, D. R. López, M. V. Lencinas, L. Cavallero, and G. J. Martínez Pastur. 2022a. Conceptual framework to define management strategies for silvopastoral systems in native forests. *Ecología Austral* 32:749-766. <https://doi.org/10.25260/EA.22.32.2.1.1872>.
- Peri, P. L., M. Mónaco, M. Navall, H. Colomb, G. Gómez Campero, A. Medina, and V. Rosales. 2022b. Manejo de bosques con ganadería integrada (MBGI) en Argentina. *En Oportunidades y desafíos del uso de los bosques nativos integrados a la producción ganadera de Uruguay. Serie Técnica INIA N° 261*. <https://doi.org/10.35676/INIA/ST.261>.
- Piriz-Carrillo, V. R., N. Gasparri, L. Paolini, and R. Grau. 2010. Monitoreo satelital de fuegos en el área cañera de la provincia de Tucumán. *Selper* 2:5-12. URL: [ri.conicet.gov.ar/handle/11336/73581](http://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/73581).
- Preiti, F. J. 2020. Fuego en las islas, humo en los medios: Reflexiones sobre los discursos acerca de las quemadas en las islas del Delta paranaense. *Revista Chilena de Semiótica* 14:133-148.
- Popescu, A., A. Paulson, A. C. Christianson, A. S. Sullivan, A. Tulloch, B. Bilbao, et al. 2022. Spreading like wildfire: The rising threat of extraordinary landscape fires-A rapid response assessment. Editorial PNUMA- GRID Arendal. URL: [wedocs.unep.org/20.500.11822/38372](http://wedocs.unep.org/20.500.11822/38372).
- Proyecto MapBiomias Chaco - Colección 2.0 de la Serie Anual de Mapas de Cobertura y Uso del Suelo del Chaco, adquirido el 29/04/21. URL: [tinyurl.com/2v6j58fe](http://tinyurl.com/2v6j58fe).



- Proyecto MapBiomias Pampa Sudamericano - Colección 1.0 de la Serie Anual de Mapas de Cobertura y Uso del Suelo del Pampa Sudamericano. URL: [tinyurl.com/yt3yputz](http://tinyurl.com/yt3yputz).
- QGIS.org. 2022. QGIS Geographic Information System. QGIS Association. URL: [qgis.org](http://qgis.org).
- Renison, D., A. M. Cingolani, and R. Suárez. 2002. Efectos del fuego sobre un bosquecillo de *Polylepis australis* (Rosaceae) en las montañas de Córdoba, Argentina. *Rev Chil Hist Nat* 75:719-727. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2002000400007>.
- Robertson, G. P., S. K. Hamilton, B. L. Barham, B. E. Dale, R. C. Izaurre, R. D. Jackson, D. A. Landis, S. M. Swinton, K. D. Thelen, and J. M. Tiedje. 2017. Cellulosic biofuel contributions to a sustainable energy future: Choices and outcomes. *Science* 356. <https://doi.org/10.1126/science.aal2324>.
- Rusch, V. E., D. R. López, L. Cavallero, G. Rusch, L. Garibaldi, J. Grosfeld, and P. L. Peri. 2017. Modelo de estados y transiciones de los riantales del NO de la Patagonia como herramienta para el uso silvopastoril sustentable. *Ecología Austral* 27(2):266-278. <https://doi.org/10.25260/EA.17.27.2.0.240>.
- Salvia, M., D. Ceballos, F. Grings, H. Karszenbaum, and P. Kandus. 2012. Post-fire effects in wetland environments: landscape assessment of plant coverage and soil recovery in the Parana River Delta Marshes, Argentina. *Fire Ecology* 8:17-37. <https://doi.org/10.4996/fireecology.0802017>.
- SENASA. 2021. Censo Nacional Agropecuario 2018: Resultados definitivos. Instituto Nacional de Estadística y Censos (INDEC). URL: [tinyurl.com/5dhuep9u](http://tinyurl.com/5dhuep9u).
- SENASA. 2020. Censo Nacional Agropecuario 2018: Ganadería Instituto Nacional de Estadística y Censos (INDEC). URL: [tinyurl.com/35w9586w](http://tinyurl.com/35w9586w).
- Shvidenko, A., C. V. Barber, and R. Persson 2005. Forest and Woodland Systems. Chapter 21. Pp. 585-621 *en* R. Hassan, R. Scholes and N. Ash (eds.). *Ecosystems and human well-being: current state and trends*. FAO, Rome.
- Sica, Y. V., R. D. Quintana, V. C. Radeloff, and G. I. Gavier-Pizarro. 2016. Wetland loss due to land use change in the Lower Paraná River Delta, Argentina. *Science of the Total Environment* 568:967-978. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.04.200>.
- Smith, R. M., Adams, S. Maier, R. Craig, A. Kristina and I. Maling. 2007. Estimating the area of stubble burning from the number of active fires detected by satellite. *Remote Sensing of Environment* 109:95-106. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2006.12.011>.
- Song, X. P., M. Hansen, P. Potapov, B. Adusei, J. Pickering, M. Adami, A. Lima, V. Zalles, S. Stehman, et al. 2021. Massive soybean expansion in South America since 2000 and implications for conservation. *Nature Sustainability* 4(9):784-792. <https://doi.org/10.1038/s41893-021-00729-z>.
- Suyanto, S., G. Applegate, R. P. Permana, N. Khususiyah, and I. Kurniawan. 2004. The role of fire in changing land use and livelihoods in Riau-Sumatra. *Ecology and Society* 9(1):15. <https://doi.org/10.5751/es-00632-090115>.
- Tedim, F., and V. Leone. 2020. The dilemma of wildfire definition: What it reveals and what it implies. *Frontiers in Forests and Global Change* 134. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2020.553116>.
- Tiribelli, F., T. Kitzberger, and J. M. Morales. 2018. Changes in vegetation structure and fuel characteristics along post-fire succession promote alternative stable states and positive fire-vegetation feedbacks. *J Veg Sci* 29(2):147-156. <https://doi.org/10.1111/jvs.12620>.
- Torres, R. C., M. A. Giorgis, C. Trillo, L. Volkmann, P. Demaio, J. Heredia, and D. Renison. 2014. Post-fire recovery occurs overwhelmingly by resprouting in the Chaco Serrano forest of Central Argentina: Post-fire tree regeneration. *Austral Ecol* 39:346-354. <https://doi.org/10.1111/aec.12084>.
- Trigo, E., E. Cap, V. Malach, and F. Villareal. 2009. The Case of Zero-Tillage Technology in Argentina. IFPRI Discussion Paper 915:32.
- Valeiro, A., and C. Biaggi. 2019. Revisión crítica de la evolución tecnológica de la cosecha de la caña de azúcar en la Argentina. *Revista de Investigaciones Agropecuarias* 45:31-43. URL: [tinyurl.com/2p8pn726](http://tinyurl.com/2p8pn726).
- Valiente, S., C. Kunst, and S. R. Feldman. 2021. Efectos de secuencias de disturbios sobre la acumulación de biomasa y su calidad forrajera en un pajonal de *Spartina spartinae* (Trin) Merr Ex Hitchc. *Revista de Investigaciones Agropecuarias* 47(2):170-175. URL: [redalyc.org/journal/864/86469002001/html](http://redalyc.org/journal/864/86469002001/html).
- Vaz, A. 2020. Trinational Report: Fires and deforestation in territories with a documented presence of indigenous peoples in isolation - PIA - Bolivia - Brazil - Paraguay. Brasilia-DF (Brazil): GTI PIACI.
- Watson, P. J., R. A. Bradstock, and E. C. Morris. 2009. Fire frequency influences composition and structure of the shrub layer in an Australian subcoastal temperate grassy woodland. *Austral Ecol* 34(2):218-232. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2008.01924.x>.
- Whitlock, C., P. E. Higuera, D. B. McWethy, and C. E. Briles. 2010. Paleocological Perspectives on Fire Regime Concept. *The Open Ecol J* 3:6-23. <https://doi.org/10.2174/1874213001003020006>.
- Zak, M. R., M. R. Cabido, D. Cáceres, and S. Díaz. 2008. What drives accelerated land cover change in central Argentina? Synergistic consequences of climatic, socioeconomic, and technological factors. *Environ Manag* 42:181-189. <https://doi.org/10.1007/s00267-008-9101-y>.
- Zheng, B., P. Ciaes, F. Chevallier, E. Chuvieco, Y. Chen, and H. Yang. 2021. Increasing forest fire emissions despite the decline in global burned area. *Sci Advances* 7(39):eabh2646. <https://doi.org/10.1126/sciadv.abh2646>.
- Zhu, C., H. Kobayashi, Y. Kanaya, and M. Saito. 2017. Size-dependent validation of MODIS MCD64A1 burned area over six vegetation types in boreal Eurasia: Large underestimation in croplands. *Scientific Reports* 7(1):4181. <https://doi.org/10.1038/s41598-017-03739-0>.