

¿Quién Conserva el Bosque? Una Comparación del Uso del Suelo entre Diferentes Actores en el Chaco Salteño

Who Conserves the Forest? Land use Comparison among Different Stakeholders in the Salta Chaco Region

Cristian D. Venencia 

Instituto de Investigaciones en Energía No Convencional (INENCO), Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET) - Iniciativa Land Matrix, Punto Regional América Latina, INENCO-FUNDAPAZ, Universidad Nacional de Salta, Av. Bolivia 5150 (A4408FVL) Salta, República Argentina. cristiandv14@gmail.com

RESUMEN

El avance de la frontera agropecuaria en el Chaco salteño ha generado pérdida de biodiversidad, degradación del suelo, concentración de la tierra y conflictos socioambientales, alterando las relaciones sociales y provocando competencias por el uso y control del territorio. El objetivo de este estudio es comparar el grado de conservación del bosque y los patrones de uso del suelo entre grandes transacciones de tierras (GTT), comunidades indígenas y pequeños productores criollos. Para ello, se desarrolló un Índice de Conservación del Bosque que integra la pérdida de bosque nativo, la cobertura del suelo y la variación del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI), permitiendo evaluar y comparar la conservación entre actores. Los resultados indican que las GTT presentan una mayor deforestación, un NDVI estable y el valor más bajo del índice de conservación; los criollos registran un aumento del NDVI y un mayor valor del índice; y las comunidades indígenas muestran un incremento intermedio del NDVI y también del valor del índice de conservación. El índice propuesto presenta limitaciones, como la falta de diferenciación entre vegetación natural y productiva del NDVI, la ausencia de indicadores socioeconómicos y considera a los grupos de actores de manera homogénea. Estos resultados permiten orientar la planificación territorial, la formulación de políticas diferenciadas según tipo de actor, la visibilización de prácticas de uso del suelo favorables a la conservación y la gestión sostenible del bosque nativo en el Chaco salteño.

Palabras clave: Comunidades indígenas; Grandes transacciones de tierras; Índice de conservación del bosque; Pequeños Productores.

ABSTRACT

The expansion of the agricultural frontier in the Chaco region, in the Province of Salta, has led to biodiversity loss, soil degradation, land concentration, and socio-environmental conflicts. These issues have altered social relations and triggered competition for land use and control. The objective of this study is to compare the degree of forest conservation and land-use patterns among large-scale land acquisitions (LSLAs), indigenous communities, and small creole producers. To this end, a Forest Conservation Index was developed that integrates native forest loss, land cover, and changes in the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI), allowing conservation to be assessed and compared across stakeholders. The results indicate that the LSLAs show greater deforestation, stable NDVI, and the lowest conservation index. Creoles show an increase in NDVI and a higher index value, while indigenous communities show an intermediate increase in NDVI and also in the conservation index value. The index proposed has limitations, such as the lack of differentiation between natural and productive vegetation in the NDVI, the absence of socioeconomic indicators, and the homogeneous consideration of stakeholder groups. These results help guide territorial planning, the formulation of differentiated policies by stakeholder type, and the visibility of land-use practices conducive to conservation and the sustainable management of native forests in the Salta Chaco region.

Keywords: Forest conservation index; Indigenous communities; Large scale land acquisitions; Small Producers.

Venencia C. D. (2025). ¿Quién Conserva el Bosque? Una Comparación del Uso del Suelo entre Diferentes Actores en el Chaco Salteño. *Revista Ciencias Naturales* 3(2), 94-106. <https://id.caicyt.gov.ar/ark:/s29535441/oswkrag8m>

INTRODUCCIÓN

Los bosques secos tropicales y subtropicales del mundo están experimentando una pérdida rápida de cobertura boscosa (Hansen *et al.*, 2013; Semper Pascual *et al.*, 2019). La expansión de la agricultura es una de las principales impulsoras de los procesos de cambio de uso del suelo y de la pérdida de bosques a nivel mundial (Geist & Lambin, 2002; Lambin & Meyfroidt, 2011; Sims *et al.*, 2025). La deforestación vinculada a la frontera agropecuaria ha generado pérdida de biodiversidad, degradación de la tierra, concentración de la propiedad y conflictos socioambientales (Cotula, 2012; Barral *et al.*, 2020).

El Gran Chaco, uno de los principales bosques secos del mundo (Bucher & Huszar, 1999; Semper Pascual *et al.*, 2019), se ha convertido en un foco global de deforestación debido a la acelerada expansión de la ganadería y la agricultura, principalmente para el cultivo de soja (Gasparri & Grau, 2009; Fehlenberg *et al.*, 2017). Los cambios en el uso y cobertura del suelo en la región durante los últimos 30 años responden a la interacción de factores climáticos, socioeconómicos y tecnológicos (Hansen *et al.*, 2013; Vallejos *et al.*, 2015; Piquer-Rodríguez *et al.*, 2018; Baumann *et al.*, 2022). El modelo agroexportador facilitó la llegada de nuevos inversores y la apropiación de grandes extensiones de tierras, principalmente por empresas nacionales y extranjeras (Sili y Soumoulou, 2011; le Polain de Waroux *et al.*, 2017; le Polain de Waroux, 2019). Estas adquisiciones, conocidas como grandes transacciones de tierras (GTT), están asociadas sobre todo a la producción de soja y ganadería para los mercados globales (Gasparri & le Polain de Waroux, 2015; le Polain de Waroux *et al.*, 2016).

Las transformaciones territoriales modificaron fuertemente las relaciones sociales y dieron lugar a competencias por el uso y control de la tierra y los recursos naturales (Slutsky, 2007; Smith *et al.*, 2010; Vallejos *et al.*, 2020a). La tierra se convirtió en un activo estratégico para los inversores, aumentando

el número de actores en competencia (Niewöhner *et al.*, 2016). El Chaco es una región culturalmente diversa, habitada por comunidades indígenas y pequeños productores criollos o familias criollas que dependen de los productos y servicios del bosque, en general bajo condiciones de tenencia de la tierra precaria (Goldfarb & van der Haar, 2016; Seghezzo *et al.*, 2017; Buchadas *et al.*, 2022; Camino *et al.*, 2023). En el Chaco salteño, se estima que al menos 2,9 millones de hectáreas son habitadas, utilizadas o reclamadas por comunidades indígenas y familias criollas (Seghezzo *et al.*, 2017; Salas Barboza *et al.*, 2019). Los criollos practican una ganadería extensiva tradicional (Tschopp *et al.*, 2020; Levers *et al.*, 2021), mientras que las comunidades indígenas combinan agricultura de subsistencia, caza, recolección y ganadería menor (Leake, 2010; Vallejos *et al.*, 2020b). En este escenario, existe una tensión entre los servicios ecosistémicos locales como forraje, leña, caza y recolección, y la producción agropecuaria para el mercado global (Baumann *et al.*, 2016; Gasparri, 2016).

Los distintos actores y sus usos del suelo influyen en la configuración de los paisajes (Baldi *et al.*, 2015), por lo tanto, resulta importante comprender cómo sus prácticas se relacionan con la conservación de los bosques nativos (Marinero *et al.*, 2017). Las dinámicas de deforestación en la región del Chaco están ampliamente documentadas (Vallejos *et al.*, 2015; Volante *et al.*, 2016; Baumann *et al.*, 2022), al igual que las diferencias en el uso del suelo y en los impactos sobre la conservación del bosque según los actores sociales involucrados (Marinero *et al.*, 2017; Levers *et al.*, 2021; Vallejos *et al.*, 2020b; Camino *et al.*, 2023; Vallejos *et al.*, 2025; Venencia *et al.*, 2025). Sin embargo, los estudios que integran estos aspectos mediante indicadores sintéticos que permitan evaluar de forma comparativa la pérdida de bosque, el cambio de cobertura y la dinámica de la vegetación son todavía escasos. El índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) ha sido una de las herramientas más empleadas para monitorear la vigorosidad de la vegetación y los cambios

de cobertura (Yengoh *et al.*, 2015a). No obstante, presenta limitaciones, ya que valores similares pueden corresponder tanto a bosques densos como a áreas agrícolas, lo que restringe su capacidad para discriminar entre vegetación natural y productiva (Yengoh *et al.*, 2015b; Huang *et al.*, 2019). En consecuencia, es necesario indicadores integrados que combinen diferentes dimensiones del estado y la transformación del bosque, particularmente en regiones de frontera agropecuaria. En este trabajo se propone un Índice de Conservación del Bosque (ICB) que integra la pérdida de bosque nativo, el cambio de cobertura del suelo y la variación del NDVI. Este índice constituye un aporte metodológico novedoso para evaluar de manera comparativa la conservación del bosque entre actores sociales con estrategias de uso del suelo diferentes. El objetivo del estudio es aplicar este índice para analizar y comparar la conservación del bosque entre grandes transacciones de tierras, comunidades indígenas y pequeños productores o criollos en el Chaco salteño.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La región del Chaco salteño, ubicada en el noroeste de Argentina, abarca aproximadamente 7,2 millones de hectáreas. Los patrones de precipitación varían entre 800 mm anuales en el oeste y alrededor de 550 mm en el este, generando un gradiente ambiental que influye directamente en la composición y estructura de los bosques (Píccolo *et al.*, 2008; Morello *et al.*, 2012). Hacia el oeste predominan bosques densos con alta diversidad de especies arbóreas, mientras que al este los bosques presentan menor densidad de árboles, con especies valiosas, y un sotobosque más desarrollado con parches de pastizales (Píccolo *et al.*, 2008; Baumann *et al.*, 2018). Los suelos del Chaco salteño muestran una heterogeneidad edáfica. En el sector occidental se encuentran suelos de textura media a gruesa, como Argiustoles, Haplustalfes, Ustipsamentos y Haplustoles, distribuidos según el relieve y la disponibilidad de humedad, mientras que

los Haplusterres de textura fina se localizan en áreas más bajas y húmedas (Moretti *et al.*, 2012). La presencia de horizontes impermeables y fluctuaciones en las napas freáticas condiciona la disponibilidad de agua para la vegetación, y también pueden afectar tanto a la biodiversidad como a las actividades productivas (Camardelli *et al.*, 2021).

En las últimas décadas, la vegetación natural de la región ha experimentado transformaciones profundas debido a la expansión de la agricultura industrial y la ganadería (Gasparri & Grau, 2009; Volante *et al.*, 2016). Las principales actividades productivas incluyen cultivos de soja, maíz, trigo, sorgo y diversos tipos de porotos, junto con establecimientos ganaderos que operan sobre pasturas naturales o implantadas y sistemas de feedlot (Píccolo *et al.*, 2008; Gasparri *et al.*, 2013; Baumann *et al.*, 2022; Mosciaro *et al.*, 2023). La región también alberga comunidades indígenas y pequeños productores rurales, conocidos como criollos, que practican una economía de subsistencia basada en agricultura a pequeña escala, ganadería extensiva, caza y recolección (Leake, 2010; Levers *et al.*, 2021; Vallejos *et al.*, 2025). La expansión de la frontera agropecuaria y la conversión de bosques y pastizales ha alterado la disponibilidad de recursos naturales, generando conflictos socioambientales entre distintos actores locales. Estos conflictos se derivan de la pérdida de cobertura forestal, la presión sobre los recursos del territorio y la competencia por el uso del suelo (Venencia *et al.*, 2012; Volante *et al.*, 2016; Seghezze *et al.*, 2017; Piquer-Rodríguez *et al.*, 2018; Salas Barboza *et al.*, 2019).

Identificación de las grandes transacciones de tierras

Para identificar las GTT se utilizó la metodología desarrollada por Land Matrix (www.landmatrix.org), una iniciativa global e independiente que tiene como objetivo mejorar la transparencia en torno a la identificación y monitoreo de las transacciones de tierras, a partir de recopilar y proporcionar datos e información desde una red de socios globales y regionales. La iniciativa define a las GTT

como aquellas transacciones que (a) conllevan la transferencia de derechos de uso, control o posesión de la tierra por medio de la venta, arrendamiento o concesión; (b) realizadas a partir del año 2000; (c) con una superficie de 200 hectáreas o más; y (c) que implican la conversión potencial, para uso comercial, de tierras de pequeña producción, de uso comunitario local, o con importante provisión de servicios ecosistémicos (Anseeuw *et al.*, 2012; Nolte *et al.*, 2016). Además, se llevó a cabo un relevamiento integral a escala predial de las GTT en la región utilizando la base de datos de catastros de la provincia de Salta y datos adicionales recopilados de sitios web, periódicos, boletines de las compañías y entrevistas con actores locales (Salas Barboza *et al.*, 2019) (Tabla 1).

Identificación de las comunidades indígenas y familias criollas

La identificación de las comunidades indígenas se realizó a partir de las bases de datos de organizaciones no gubernamentales y organismos estatales nacionales y provinciales. Para delimitar el área de ocupación de cada comunidad, se calculó un buffer de 18 km de radio alrededor de su localización, basado en la máxima distancia recorrida para realizar las actividades de subsistencia (Leake, 2010; Vallejos *et al.*, 2020b; Vallejos *et al.*, 2025) (Tabla 1).

Por otro lado, la identificación de las familias criollas se realizó combinando datos relevados a campo, información proporcionada por organismos estatales de la provincia de Salta y organizaciones no gubernamentales, junto con el análisis de imágenes satelitales siguiendo la metodología propuesta por Grau *et al.* (2008). Las familias criollas fueron localizadas a partir de identificar las características de los núcleos familiares aislados, conocidos como “puestos”. Por lo tanto, las áreas de ocupación de los criollos se estimaron asignando un buffer de 5 km de radio alrededor de cada puesto, considerado como el área máxima utilizada para las actividades productivas y el pastoreo del gana-

do vacuno (Grau *et al.*, 2008; Levers *et al.*, 2021) (Tabla 1).

Índice simplificado de conservación del bosque

Para la elaboración del índice de conservación se utilizó el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI). El NDVI tiene un rol importante en el desarrollo de mapas de cobertura del suelo, y para el monitoreo y la evaluación de la vegetación, con el objetivo de mejorar la comprensión, la predicción y los impactos de diferentes perturbaciones sobre los recursos vegetales (Yengoh *et al.*, 2015a). Sin embargo, el uso del NDVI para detectar áreas degradadas y no degradadas puede ser un desafío, como así también para áreas de cobertura vegetal arbórea y áreas de cultivos, debido a que pueden existir valores similares cercanos entre sí (Yengoh *et al.*, 2015b; Huang *et al.*, 2019). Por lo tanto, se incorporaron otras variables de cobertura y uso del suelo de la región que permiten minimizar algunos sesgos propios del NDVI. Las variables analizadas se obtuvieron de herramientas de sistemas de información geográfica, tales como Google Earth Engine (GEE) y la plataforma MapBiomás Chaco (<https://chaco.mapbiomas.org/>).

El índice de conservación de bosques puede definirse como un índice que combina diferentes variables del estado y transformación del bosque para evaluar y comparar su grado de conservación durante el período de tiempo desde el año 2000 al 2020, teniendo en cuenta los diferentes actores identificados en el área de estudio. La variable pérdida de bosque permite evaluar la degradación ambiental que se asocia a la expansión de la frontera agropecuaria (Hansen *et al.*, 2013; Vallejos *et al.*, 2015), la cobertura del suelo de pasturas y cultivos representa el cambio de uso del suelo vinculado a la deforestación (Grau *et al.*, 2005), mientras que el bosque nativo remanente hace referencia al estado de conservación del bosque (Grau *et al.*, 2005; Vallejos *et al.*, 2015). Se considera que una mayor área de bosque remanente, una menor superficie transformada y una

Actor	Fuente de datos	Unidad de referencia	Método de delimitación del área de ocupación	Área de ocupación establecida
Grandes transacciones de tierras	Base de datos de Land Matrix, Dirección General de Inmuebles de la Provincia de Salta	Localización del polígono de la transacción	Superficie de 200 hectáreas o más (Anseeuw <i>et al.</i> , 2012; Nolte <i>et al.</i> , 2016)	Superficie de la transacción
Comunidades indígenas	Instituto Nacional de Asuntos Indígenas (INAI), Instituto Provincial de Pueblos Indígenas de Salta (IPPIS), Infraestructura de Datos Espaciales de Salta (IDESA), Fundación de Acompañamiento Social de la Iglesia Anglicana del Norte Argentino (ASOCIANA)	Localización de las comunidades indígenas	Buffer de 18 km alrededor de cada comunidad (Leake 2010; Vallejos <i>et al.</i> 2020b; Vallejos <i>et al.</i> , 2025)	Máxima distancia recorrida para actividades de subsistencia
Familias criollas	Relevamiento de campo, Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable, Fundación para el Desarrollo en Justicia y Paz (FUNDAPAZ), métodos de teledetección	Localización del puesto de cada familia criolla	Buffer de 5 km alrededor de cada puesto (Grau <i>et al.</i> , 2008, Levers <i>et al.</i> , 2021)	La máxima área utilizada para actividades productivas y pastoreo del ganado mayor

Tabla 1. Metodología y fuentes de información para la identificación de los diferentes actores

mejora en el NDVI para el periodo de tiempo analizado, son indicativos de un mayor grado de conservación. El ICB toma valores entre 0, bajo valor de conservación y 1, alto valor de conservación relativo en el conjunto de actores analizados. El índice se calcula a partir de la siguiente fórmula:

$$ICB=[(1-PB)+(1-CA)+dNDVI+BN]/4$$

ICB: índice de conservación de bosques.
PB: pérdida de bosque normalizada para cada actor desde el año 2000 al 2020.
CA: porcentaje normalizado de la superficie agropecuaria (cultivos y pasturas) en el año 2020 con relación al total de superficie para el año 2000 para cada actor.
dNDVI: diferencia normalizada del NDVI promedio para el año 2000 y el NDVI promedio para el año 2020 para cada actor. Los valores de este índice pueden variar desde -1 a 1, donde los valores cercanos a 1 se asocian a la vegetación densa y saludable, los valores negativos generalmente indican ausencia de vegetación principalmente cuerpos de agua, y los valores cercanos a 0 están asociados al suelo desnudo o roca.
BN: porcentaje de bosque nativo remanente para el año 2020 normalizado para cada actor.

Las variables PB y CA se restan de 1 para que los valores más altos en el índice reflejen mejor la conservación, la menor pérdida y el menor uso agropecuario. Además, todas las variables fueron normalizadas para mejorar la comparación entre actores.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Las GTT identificadas fueron 120, las cuales abarcan más de 1,6 millones de hectáreas, equivalente al 22% de la región (Fig. 1). La superficie en producción de las GTT (área deforestada) es superior a 600 mil hectáreas, dedicadas principalmente a la ganadería, soja, maíz y poroto. Las GTT tienen una importante presencia de inversores nacionales tanto en el número de acuerdos como así también en superficie, los cuales representan el 93% y el 83%, respectivamente. Por otro lado, se identificaron 620 comunidades indígenas pertenecientes a las diferentes etnias que representan la diversidad étnica y cultural de la región del Chaco (Fig. 1). Estas comunidades practican sus modos de vida tradicionales, como la agricultura de subsistencia, la caza

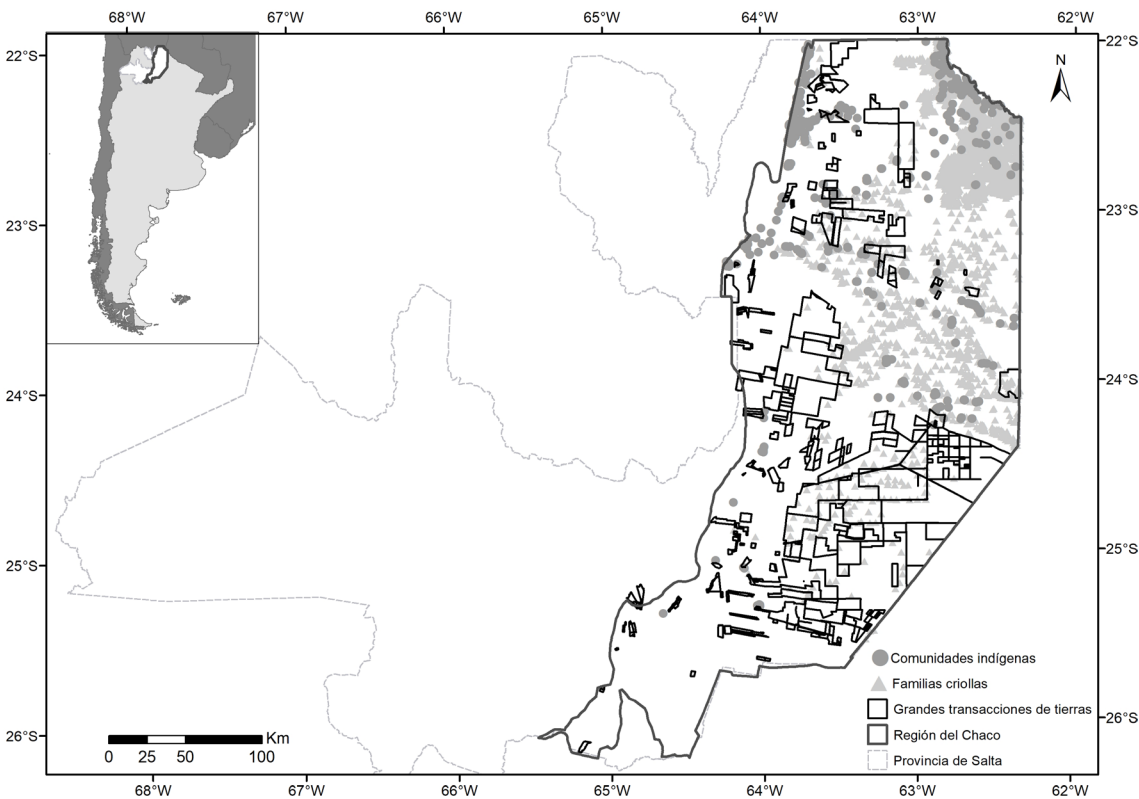


Figura 1. Localización de los diferentes actores en el área de estudio.

y la pesca, y utilizan de forma integral los recursos que proveen los bosques nativos (Leake, 2010). El área de ocupación y uso de las comunidades indígenas se estimó en más 4,2 millones de hectáreas, lo que representa el 59% de la superficie de la región del Chaco salteño. También, se identificaron 932 puestos que pertenecen a las familias criollas (Fig. 1). La economía doméstica de los criollos depende en gran medida de su habilidad para la cría extensiva de ganado a campo abierto en tierras fiscales o privadas, en condiciones relativamente desfavorables en términos edáficos y climáticos (Tschopp *et al.*, 2020). En cuanto al área de ocupación y uso, se estimó una superficie de más de 1,4 millones de hectáreas, lo que equivale al 20% de la superficie total del área de estudio.

Los datos obtenidos de NDVI para los diferentes actores muestran que las GTT tienen un índice promedio de 0,40 para el año 2000 y 2020. Mientras que las comunidades

indígenas tienen una variación de 0,42 a 0,49 en los años de estudio, y los criollos presentan valores de 0,40 y 0,50 para estos mismos años. Los valores promedios de NDVI muestran un aumento de la vegetación verde para las comunidades indígenas y los criollos, y una estabilidad para las GTT. Estos valores pueden estar matizados por la falta de diferenciación entre la vigorosidad de la cobertura del suelo y la influencia de las precipitaciones (Huang *et al.*, 2021), lo que pone de manifiesto las posibles limitaciones del NDVI como única herramienta para evaluar la conservación del bosque. La Fig. 2 muestra el cambio del NDVI en el período de tiempo estudiado para las áreas de uso y ocupación identificadas en relación con cada uno de los actores. Las áreas con valores cercanos a -0,2 indican una gran pérdida de la vegetación verde, las cuales se encuentran en una mayor proporción dentro de las zonas delimitadas por las GTT. Esto es coincidente con la actividad productiva agropecuaria y el cambio de uso del suelo que

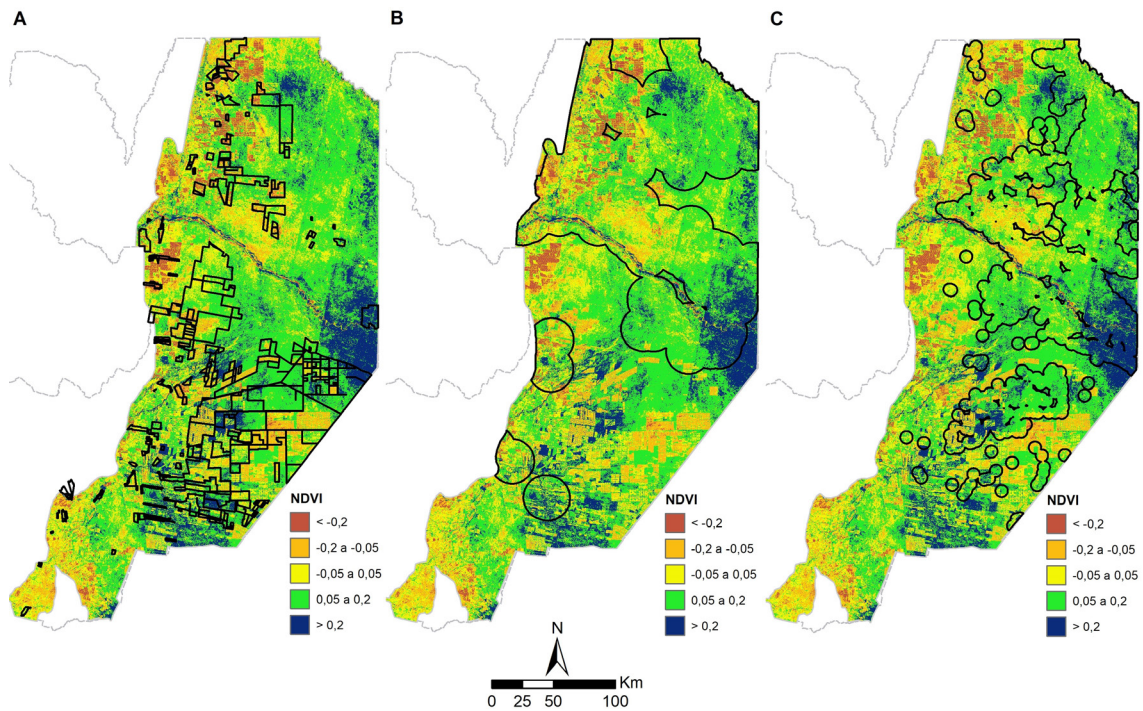


Figura 2. Cambios producidos en el NDVI para el período comprendido entre el año 2000 y 2020 para diferentes actores. A: las GTT, B: comunidades indígenas, C: familias criollas

caracteriza a estas transacciones (Gasparri & le Polain de Waroux, 2015; le Polain de Waroux *et al.*, 2016; Marinaro *et al.*, 2017). Mientras que los valores positivos que tienden hacia 0,2 muestran un aumento de la vegetación, y se encuentran dentro de los límites de las áreas de ocupación de las comunidades indígenas y familias criollas. Estos valores pueden indicar que las prácticas y actividades de subsistencia realizadas por ambos grupos tienden a conservar las áreas boscosas (Leake, 2010; Marinaro *et al.*, 2017; Levers *et al.*, 2021; Camino *et al.*, 2023; Pratzer *et al.*, 2023).

El cambio de cobertura del suelo es un indicador importante para diferenciar el uso que cada uno de los actores realiza en el territorio (Pratzer *et al.*, 2024; 2025). Entre los años 2000 y 2020 la cobertura del suelo muestra patrones diferenciados, debido a la magnitud de la reducción del bosque nativo (Fig. 3). Las GTT registran la mayor pérdida, lo que implica una reducción del 26,7% de la superficie de bosques. Esta disminución corresponde con un marcado aumento de la

superficie destinada a pasturas y cultivos, lo que sugiere un proceso de cambio de uso del suelo asociado a los modelos de producción agroindustrial propios de este tipo de actor con mayor capacidad de capital y tecnología (Gasparri & le Polain de Waroux, 2015; Goldfarb & van der Haar, 2016; le Polain de Waroux *et al.*, 2016). En contraste, los territorios habitados por productores criollos e indígenas mantienen una cobertura forestal más elevada en 2020, a pesar de registrar también una expansión agrícola. En el caso de los criollos, la superficie de cultivos se incrementó en un 3,4% y las pasturas en un 3,1%. Mientras que en las comunidades indígenas los cultivos aumentaron un 5,9% y las pasturas un 2,1%. La mayor cobertura de bosques en las áreas de uso de comunidades y criollos sugiere un modo de uso del suelo más conservacionista, con una mayor dependencia de los bienes y servicios del bosque (Marinaro *et al.*, 2017; Vallejos *et al.*, 2020b; Tschopp *et al.*, 2020).

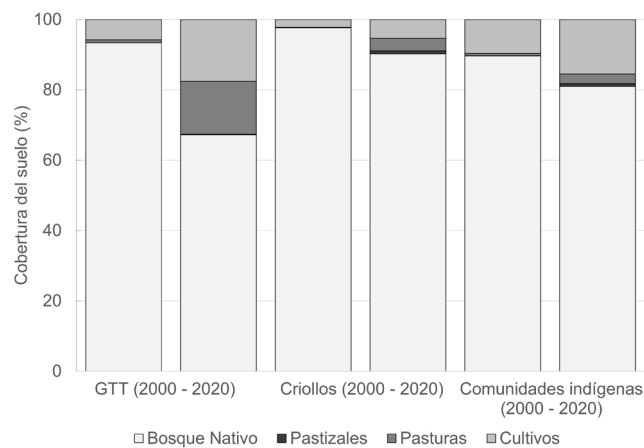


Figura 3. Distribución de las clases de cobertura del suelo para los años 2000 y 2020 en las áreas de uso de los diferentes tipos de actores.

La Tabla 2 muestra los valores de las variables que componen el Índice de Conservación de Bosques (ICB) para cada tipo de actor. El ICB fue elaborado como una medida sintética para evaluar y comparar la conservación del bosque nativo, combinando un grupo de variables que representan el uso del suelo de distintos actores en el Chaco salteño. Los valores del ICB obtenidos fueron el máximo para los criollos (1), intermedio para las comunidades indígenas (0,71) y mínimo para las GTT (0), evidenciando diferencias marcadas en las dinámicas de uso del suelo y conservación del bosque.

El valor del ICB de las GTT está asociado a la mayor pérdida de bosque, la expansión significativa de cultivos y pasturas, y un NDVI que se mantiene igual en el período de estudio. Estos datos muestran que las GTT forman parte del proceso de avance de la frontera agropecuaria, llevando a cabo estrategias productivas orientadas a la producción agropecuaria a gran escala (Gasparri & Grau, 2009; le Polain de Waroux *et al.*, 2017; Marinaro *et al.*, 2017; le Polain de Waroux, 2019). En contraste, los pequeños productores o criollos alcanzan el valor más alto del ICB, conservando más del 90 % del bosque, manteniendo un bajo cambio del uso del suelo a usos agropecuarios, y mostrando un aumento en el NDVI. Los territorios indígenas presentan un valor de ICB intermedio, con

una importante superficie de conservación del bosque (81 %) y un aumento del NDVI. Sin embargo, el área de uso de las comunidades indígenas muestra una expansión relevante de cultivos, que podría reflejar la dinámica del avance de la frontera agropecuaria por parte de grandes productores o empresas agropecuarias sobre sus territorios, debido a la precariedad de la tenencia de la tierra (Vallejos *et al.*, 2020b; Venencia *et al.*, 2024; Vallejos *et al.*, 2025).

El ICB permitió evidenciar que la conservación del bosque depende de las políticas de conservación y de las visiones sociales, culturales y económicas de cada actor. Este enfoque puede ser útil para orientar políticas diferenciadas de conservación y uso sostenible en territorios diversos y conflictivos como el Chaco salteño. El ICB es una herramienta integral y sintética que sirve para evaluar de forma comparativa el comportamiento de distintos actores sociales con respecto a la conservación del bosque nativo en un contexto de avance de la frontera agropecuaria. Este modelo busca incorporar un enfoque que integren variables biofísicas y sociales (actores del territorio) como un primer paso para el análisis de los sistemas socio-ecológicos (Ostrom, 2009; Fischer *et al.*, 2015).

Sin embargo, el modelo del ICB presenta limitaciones, tales como el valor de

Actor	Superficie (ha)	Bosque 2000 (ha)	Bosque 2020 (ha)	Cultivos 2020 (ha)	Pasturas 2020 (ha)	NDVI 2000	NDVI 2020	ICB
GTT	1.585.438	1.480.752	1.065.574	278.471	237.754	0,40	0,40	0
Criollos	2.890.447	2.821.657	2.594.303	153.394	103.230	0,40	0,50	1
Comunidades indígenas	3.397.156	3.046.021	2.736.376	522.335	93.928	0,42	0,49	0,71

Tabla 2. Variables del estado y transformación del bosque, y el Índice de Conservación de Bosques por tipo de actor en el Chaco salteño.

ponderación igual para todas las variables, que podría no reflejar adecuadamente la relevancia de ciertos factores en la dinámica del cambio de uso del suelo y la conservación del bosque. El uso de imágenes satelitales Landsat y del NDVI promedio tampoco ofrece la precisión suficiente para diferenciar entre coberturas como cultivos y bosque denso, lo cual puede llevar a sobreestimaciones de la vegetación en áreas transformadas, en particular en las producciones agrícolas a gran escala (Yengoh *et al.*, 2015b; Huang *et al.*, 2021). Asimismo, el índice no incorpora indicadores sociales y económicos, tales como el régimen de tenencia de la tierra, el acceso a servicios o los métodos de producción, que podrían mejorar su valor explicativo (Leake, 2010; Marinaro *et al.*, 2017; Levers *et al.*, 2021; Camino *et al.*, 2023; Pratzer *et al.*, 2023). Finalmente, la definición del área de ocupación y uso como una sola para cada grupo de actores puede ocultar diferencias internas relevantes, dado que no necesariamente presentan comportamientos homogéneos respecto al uso del suelo (Pratzer *et al.*, 2024; 2025).

Las percepciones sobre los impactos positivos y negativos de los distintos usos del suelo refuerzan la necesidad de interpretar los resultados con moderación. En la población urbana local, las actividades agropecuarias a gran escala son valoradas por beneficios generales como mejoras en la infraestructura vial y, en algunos casos, oportunidades de empleo (Marinaro *et al.*, 2022). Sin embargo, para la población rural, el establecimiento de estas empresas suele representar una restricción adicional sobre los recursos naturales de uso común (Altrichter & Basurto, 2008; Vallejos *et al.*, 2020a; Marinaro *et al.*,

2022). Además, incluyen impactos negativos como la pérdida acelerada de bosque nativo, la degradación de servicios ecosistémicos y la profundización de los conflictos por la tierra (Cotula, 2012; Barral *et al.*, 2020). En contraste, las comunidades indígenas y las familias criollas, aunque de menor escala económica en términos de mercado, cumplen un rol clave en la seguridad alimentaria, la reproducción cultural y la conservación de los bienes comunes del bosque (Leake, 2010; Tschopp *et al.*, 2020; Camino *et al.*, 2023; Pratzer *et al.*, 2023). Estas diferencias también se expresan en las visiones de desarrollo, ya que mientras que los actores vinculados a la producción agropecuaria a gran escala conciben la deforestación y el cambio de uso del suelo como progreso y salida a la pobreza, las comunidades indígenas y los pequeños productores priorizan la preservación del bosque, su cultura y sus formas de vida (Zepharovich *et al.*, 2020).

CONCLUSIONES

La identificación de las áreas de uso de los diferentes grupos de actores permite afirmar que los mismos presentan diferencias en su comportamiento con relación al cambio de uso del suelo y la conservación del bosque en el Chaco salteño. El ICB muestra estas diferencias, ya que las GTT obtuvieron el valor mínimo del índice, lo que indica una mayor conversión de bosque a usos agropecuarios, con un NDVI estable a lo largo del período de estudio. Los criollos o pequeños productores alcanzaron el mayor valor de conservación, con bajos niveles de deforestación y aumentos en el NDVI, mientras que las comunidades indígenas se ubicaron en una posición

intermedia, con niveles medios de cambio de uso del suelo debido al avance de la frontera agropecuaria sobre sus territorios. Los criollos y las comunidades indígenas cumplen un rol importante en la conservación del bosque, especialmente bajo un contexto de creciente presión por el avance de la frontera agropecuaria. El ICB se presenta como una herramienta útil para la evaluación comparativa de las diversas estrategias de uso del suelo, que puede contribuir a la planificación territorial participativa, al diseño de políticas diferenciadas por tipo de actor y a la visibilización de prácticas de manejo que favorecen la conservación. Finalmente, resulta necesario reforzar las políticas de ordenamiento territorial y de seguridad en la tenencia de la tierra, con el objetivo de fortalecer la función que desempeñan los actores en la gestión sustentable del bosque nativo.

REFERENCIAS

- Altrichter, M., & Basurto, X. (2008). Effects of Land Privatisation on the Use of Common-pool Resources of Varying Mobility in the Argentine Chaco. *Conservation & Society*, 6(2), 154–165.
- Anseeuw, W., Boche, M., Breu, T., Giger, M., Lay, J., Messerli, P., & Nolte, K. (2012). *Transnational Land Deals for Agriculture in the Global South. Analytical Report based on the Land Matrix Database*. CDE/CIRAD/GIGA, Bern/Montpellier/Hamburg.
- Baldi, G., Houspanossian, J., Murray, F., Rosales, A. A., Rueda, C. V., & Jobbágy, E. G. (2015). Cultivating the dry forests of South America: Diversity of land users and imprints on ecosystem functioning. *Journal of Arid Environments*, 123, 47–59. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2014.05.027>
- Barral, M. P., Villarino, S., Levers, C., Baumann, M., Kuemmerle, T., & Mastrangelo, M. (2020). Widespread and major losses in multiple ecosystem services as a result of agricultural expansion in the Argentine Chaco. *The Journal of Applied Ecology*, 57(12), 2485–2498. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13740>
- Baumann, M., Gasparri, I., Buchadas, A., Oeser, J., Meyfroidt, P., Levers, C., Romero-Muñoz, A., le Polain de Waroux, Y., Müller, D., & Kuemmerle, T. (2022). Frontier metrics for a process-based understanding of deforestation dynamics. *Environmental Research Letters*, 17(9), 095010. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac8b9a>
- Baumann, M., Levers, C., Macchi, L., Bluhm, H., Waske, B., Gasparri, N. I., & Kuemmerle, T. (2018). Mapping continuous fields of tree and shrub cover across the Gran Chaco using Landsat 8 and Sentinel-1 data. *Remote Sensing of Environment*, 216, 201–211. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.06.044>
- Baumann, M., Piquer-Rodríguez, M., Fehlenberg, V., Gavier Pizarro, G., & Kuemmerle, T. (2016). Land-use competition in the south American Chaco. En J. Niewöhner, T. Krueger, J. O. Nielsen, H. Haberl, C. Lauk, J. Lutz, & D. Müller (Eds.). *Land Use Competition Human-Environment Interactions*, pp. 215–229. Springer International Publishing, Switzerland. https://doi.org/10.1007/978-3-319-33628-2_13
- Buchadas, A., Baumann, M., Meyfroidt, P., & Kuemmerle, T. (2022). Uncovering major types of deforestation frontiers across the world's tropical dry woodlands. *Nature Sustainability*, 5(7), 619–627. <https://doi.org/10.1038/s41893-022-00886-9>
- Bucher, E. H., & Huszar, P. C. (1999). Sustainable management of the Gran Chaco of South America: Ecological promise and economic constraints. *Journal of Environmental Management*, 57(2), 99–108. <https://doi.org/10.1006/jema.1999.0290>
- Camardelli, M. C., Miranda, S., & Córdoba, G. S. (2021). Cartografía de Unidades Ambientales Homogéneas (UAH): Un insumo para el ordenamiento del bosque chaqueño en Salta. *Ecología Austral*, 31(3), 420–430. <https://doi.org/10.25260/ea.21.31.3.0.1245>
- Camino, M., Aceves, P. A. V., Alvarez, A., Chianetta, P., de la Cruz, L. M., Alonzo, K., Vallejos, M., Zamora, L., Neme, A., Altrichter, M., & Cortez, S. (2023). Indigenous Lands with secure land-tenure can reduce forest-loss in deforestation hotspots. *Global Environmental Change: Human and Policy Dimensions*, 81(102678), 102678. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2023.102678>
- Cotula, L. (2012). The international political economy of the global land rush: A critical appraisal of trends, scale, geography and drivers. *The Journal of Peasant Studies*, 39(3–4), 649–680. <https://doi.org/10.1080/03066150.2012.674940>
- Fehlenberg, V., Baumann, M., Gasparri, N. I., Piquer-Rodríguez, M., Gavier-Pizarro, G., & Kuemmerle, T. (2017). The role of soybean production as an underlying driver of deforestation in the South American Chaco. *Global Environmental Change: Human and Policy Dimensions*, 45, 24–34. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.05.001>

- Fischer, J., Gardner, T. A., Bennett, E. M., Balvanera, P., Biggs, R., Carpenter, S., Daw, T., Folke, C., Hill, R., Hughes, T. P., Luthe, T., Maass, M., Meacham, M., Norström, A. V., Peterson, G., Queiroz, C., Seppelt, R., Spierenburg, M., & Tenhunen, J. (2015). Advancing sustainability through mainstreaming a social-ecological systems perspective. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 144–149. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.06.002>
- Gasparri, N. I., Grau, H. R., & Gutiérrez Angonese, J. (2013). Linkages between soybean and neotropical deforestation: Coupling and transient decoupling dynamics in a multi-decadal analysis. *Global Environmental Change: Human and Policy Dimensions*, 23(6), 1605–1614. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.09.007>
- Gasparri, N. I., & Grau, H. R. (2009). Deforestation and fragmentation of Chaco dry forest in NW Argentina (1972–2007). *Forest Ecology and Management*, 258(6), 913–921. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.02.024>
- Gasparri, N. I. (2016). The transformation of land-use competition in the Argentinean dry Chaco between 1975 and 2015. En J. Niewöhner, T. Krueger, J. O. Nielsen, H. Haberl, C. Lauk, J. Lutz, & D. Müller (Eds.). *Land Use Competition Human-Environment Interactions*, pp. 59–73. Springer International Publishing, Switzerland.
- Gasparri, N. I., & le Polain de Waroux, Y. (2015). The Coupling of South American Soybean and Cattle Production Frontiers: New Challenges for Conservation Policy and Land Change Science: The coupling of soy and cattle frontiers. *Conservation Letters*, 8(4), 290–298. <https://doi.org/10.1111/conl.12121>
- Geist, H. J., & Lambin, E. F. (2002). Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *Bioscience*, 52(2), 143. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0143:pcaudf\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0143:pcaudf]2.0.co;2)
- Goldfarb, L., & van der Haar, G. (2016). The moving frontiers of genetically modified soy production: shifts in land control in the Argentinian Chaco. *The Journal of Peasant Studies*, 43(2), 562–582. <https://doi.org/10.1080/03066150.2015.1041107>
- Grau, H. R., Gasparri, N. I., & Aide, T. M. (2005). Agriculture expansion and deforestation in seasonally dry forests of north-west Argentina. *Environmental Conservation*, 32(2), 140–148. <https://doi.org/10.1017/s0376892905002092>
- Grau, H. R., Gasparri, N. I., & Aide, T. M. (2008). Balancing food production and nature conservation in the Neotropical dry forests of northern Argentina: Food Production and Neotropical Dry Forests. *Global Change Biology*, 14(5), 985–997. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2008.01554.x>
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S. V., Goetz, S. J., Loveland, T. R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C. O., & Townshend, J. R. G. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342(6160), 850–853. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>
- Huang, L., Xiang, W., Wu, J., Traxler, C., & Huang, J. (2019). Integrating GeoDesign with landscape sustainability science. *Sustainability*, 11(3), 833. <https://doi.org/10.3390/su11030833>
- Lambin, E. F., & Meyfroidt, P. (2011). Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108(9), 3465–3472. <https://doi.org/10.1073/pnas.1100480108>
- le Polain de Waroux, Y. (2019). Capital has no homeland: The formation of transnational producer cohorts in South America's commodity frontiers. *Geoforum; Journal of Physical, Human, and Regional Geosciences*, 105, 131–144. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2019.05.016>
- le Polain de Waroux, Y., Baumann, M., Gasparri, N. I., Gavier-Pizarro, G., Godar, J., Kuemmerle, T., Müller, R., Vázquez, F., Volante, J. N., & Meyfroidt, P. (2017). Rents, actors, and the expansion of commodity frontiers in the gran Chaco. *Annals of the American Association of Geographers*, 108(1), 204–225. <https://doi.org/10.1080/24694452.2017.1360761>
- le Polain de Waroux, Y., Garrett, R. D., Heilmayr, R., & Lambin, E. F. (2016). Land-use policies and corporate investments in agriculture in the Gran Chaco and Chiquitano. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113(15), 4021–4026. <https://doi.org/10.1073/pnas.1602646113>
- Leake, A. (2010). *Los pueblos indígenas cazadores y recolectores del Chaco Salteño: Población, economía y tierras*. Fundación Asociana, Instituto Nacional de Asuntos Indígenas, Universidad Nacional de Salta, Editorial MILOR, Salta, Argentina.
- Levers, C., Romero-Muñoz, A., Baumann, M., De Marzo, T., Fernández, P. D., Gasparri, N. I., Gavier-Pizarro, G. I., Waroux, Y. le P. de, Piquer-Rodríguez, M., Semper-Pascual, A., & Kuemmerle, T. (2021). Agricultural expansion and the ecological marginalization of forest-dependent people. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 118(44), e2100436118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2100436118>
- Marinaro, S., Sacchi, L., & Gasparri, N. I. (2022). From whom and for what? Deforestation in

- Dry Chaco from local-urban inhabitants' perception. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 20(2), 141–150.
<https://doi.org/10.1016/j.pecon.2021.12.003>
- Marinaro, S. Grau, H. R., Gasparri, N. I., Kuemmerle, T., & Baumann, M. (2017). Differences in production, carbon stocks and biodiversity outcomes of land tenure regimes in the Argentine Dry Chaco. *Environmental Research Letters*, 12(4), 045003.
<https://doi.org/10.1088/1748-9326/aa625c>
- Morello, J., Matteucci, S. D., Rodríguez, A. F., Silva, M. E., & de Haro, J. C. (2012). *Ecorregiones y complejos ecosistémicos argentinos*. Orientación Gráfica Editora, Buenos Aires, Argentina.
- Moretti, L. M., Rodríguez, D. M., Angelini, M. E., & Morrás, H. J. M. (2012). Génesis de suelos en un sector del piedemonte aluvial del Chaco salteño. *Ciencia Del Suelo*, 30(2), 161–172.
- Mosciaro, M. J., Seghezzo, L., Texeira, M., Paruelo, J., & Volante, J. (2023). Where did the forest go? Post-deforestation land use dynamics in the Dry Chaco region in Northwestern Argentina. *Land Use Policy*, 129(106650), 106650.
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2023.106650>
- Niewöhner, J., Nielsen, J. Ø., Gasparri, I., Gou, Y., Hauge, M., Joshi, N., Schaffartzik, A., Sejersen, F., Seto, K. C., & Shughrue, C. (2016). Conceptualizing distal drivers in land use competition. En J. Niewöhner, T. Krueger, J. O. Nielsen, H. Haberl, C. Lauk, J. Lutz, & D. Müller (Eds.). *Land Use Competition Human-Environment Interactions*, pp. 21–40. Springer International Publishing, Switzerland.
https://doi.org/10.1007/978-3-319-33628-2_2
- Nolte, K., Chamberlain, W., & Giger, M. (2016). *International land deals for agriculture. Fresh insights from the land matrix: Analytical report II*. University of Bern, Switzerland.
<https://doi.org/10.7892/BORIS.85304>
- Ostrom, E. (2009). A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science*, 325(5939), 419–422.
<https://doi.org/10.1126/science.1172133>
- Piccolo, A., Giorgetti, M., & Chavez, D. (2008). *Zonas AgroEconómicas Homogéneas Salta-Jujuy*. Estudios Económicos y Sociología Rural INTA EEA Salta. Buenos Aires, Argentina.
- Piquer-Rodríguez, M., Butsic, V., Gärtner, P., Macchi, L., Baumann, M., Gavier Pizarro, G., Volante, J. N., Gasparri, I. N., & Kuemmerle, T. (2018). Drivers of agricultural land-use change in the Argentine Pampas and Chaco regions. *Applied Geography* 91, 111–122.
<https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2018.01.004>
- Pratzer, M., Fernández-Llamazares, Á., Meyfroidt, P., Krueger, T., Baumann, M., Garnett, S. T., & Kuemmerle, T. (2023). Agricultural intensification, Indigenous stewardship and land sparing in tropical dry forests. *Nature Sustainability*.
<https://doi.org/10.1038/s41893-023-01073-0>
- Pratzer, M., Maillard, O., Baldi, G., Baumann, M., Burton, J., Fernandez, P., Levers, C., Meyfroidt, P., Tasquer, M., Vallejos, M., & Kuemmerle, T. (2025). Considering land use complexity and overlap is critical for sustainability planning. *One Earth* 8(5), 101247.
<https://doi.org/10.1016/j.oneear.2025.101247>
- Pratzer, M., Meyfroidt, P., Antongiovanni, M., Aragon, R., Baldi, G., Czaplicki Cabezas, S., de la Vega-Leinert, C. A., Dhyani, S., Diepart, J. C., Fernandez, P. D., Garnett, S. T., Gavier Pizarro, G. I., Kalam, T., Koulgi, P., le Polain de Waroux, Y., Marinaro, S., Mastrangelo, M., Mueller, D., Mueller, R., Murali, R., Nanni, S., Nuñez-Regueiro, M., Prieto-Torres D. A., Ratnam, J., Reddy, C. S., Ribeiro, N., Röder, A., Romero-Muñoz, A., Roy, P. S., Rufin, P., Rufino, M., Sankaran, M., Torres, R., Vaidyanathan, S., Vallejos, M., Virah-Sawmy, M., & Kuemmerle, T. (2024). An actor-centered, scalable land system typology for addressing biodiversity loss in the world's tropical dry woodlands. *Global Environmental Change: Human and Policy Dimensions*, 86(102849), 102849.
<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2024.102849>
- Salas Barboza, A. G. J., Cardón Pocoví, J. M., Venencia, C., Huaranca, L. L., Agüero, J. L., Iribarnegaray, M. A., Escosteguy, M., Volante, J. N., & Seghezzo, L. (2019). Ten years of contested enforcement of the Forest Law in Salta, Argentina. The role of land-change science and political ecology. *Journal of Land Use Science*, 15(2–3), 221–234.
<https://doi.org/10.1080/1747423x.2019.1646333>
- Seghezzo, L., Venencia, C., Buliubasich, E. C., Iribarnegaray, M. A., & Volante, J. N. (2017). Participatory, multi-criteria evaluation methods as a means to increase the legitimacy and sustainability of land use planning processes. The case of the Chaco region in Salta, Argentina. *Environmental Management*, 59(2), 307–324.
<https://doi.org/10.1007/s00267-016-0779-y>
- Semper-Pascual, A., Decarre, J., Baumann, M., Busso, J. M., Camino, M., Gómez-Valencia, B., & Kuemmerle, T. (2019). Biodiversity loss in deforestation frontiers: Linking occupancy modelling and physiological stress indicators to understand local extinctions. *Biological Conservation*, 236, 281–288.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.05.050>

- Sili, M. E., & Soumoulou, L. (2011). *La problemática de la tierra en Argentina: Conflictos y dinámicas de uso, tenencia y concentración*. Fondo Internacional de Desarrollo Agrícola (FIDA), Buenos Aires, Argentina.
- Sims, M. J., Stanimirova, R., Raichuk, A., Neumann, M., Richter, J., Follett, F., McCarthy, J., Lister, K., Randle, C., Sloat, L., Esipova, E., Jupiter, J., Stanton, C., Morris, D., Melhart Slay, C., Purves, D., & Harris, N. (2025). Global drivers of forest loss at 1 km resolution. *Environmental Research Letters*, 20(7), 074027. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/add606>
- Slutzky, D. (2007). *Situaciones problemáticas de tenencia de la tierra en Argentina*. Secretaría Agricultura, Ganadería, Pesca y Alimentos. PROINDER, Proyecto de Desarrollo de Pequeños Productores Agropecuario.
- Smith, P., Gregory, P. J., van Vuuren, D., Obersteiner, M., Havlík, P., Rounsevell, M., Woods, J., Stehfest, E., & Bellarby, J. (2010). Competition for land. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 365(1554), 2941–2957. <https://doi.org/10.1098/rstb.2010.0127>
- Tschopp, M., Ceddia, M. G., Inguaggiato, C., Bardsley, N. O., & Hernández, H. (2020). Understanding the adoption of sustainable silvopastoral practices in Northern Argentina: What is the role of land tenure? *Land Use Policy*, 99(105092), 105092. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.105092>
- Vallejos, M., Álvarez, A., Del Giorgio, O., & Kuemmerle, T. (2025). Impacts of agricultural expansion on the resource availability of forest-dependent Indigenous communities in the Dry Chaco. *Ambio*. <https://doi.org/10.1007/s13280-025-02217-6>
- Vallejos, M., Faingerch, M., Blum, D., & Mastrángelo, M. (2020a). ‘Winners’ and ‘losers’ of the agricultural expansion in the Argentine Dry Chaco. *Landscape Research*, 47(6), 723–734. <https://doi.org/10.1080/01426397.2020.1808965>
- Vallejos, M., Álvarez, A. L., & Paruelo, J. M. (2020b). How are indigenous communities being affected by deforestation and degradation in northern Argentina? In *Preprints*. <https://doi.org/10.20944/preprints202011.0568.v1>
- Vallejos, M., Volante, J. N., Mosciaro, M. J., Vale, L. M., Bustamante, M. L., & Paruelo, J. M. (2015). Transformation dynamics of the natural cover in the Dry Chaco ecoregion: A plot level geo-database from 1976 to 2012. *Journal of Arid Environments*, 123, 3–11. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2014.11.009>
- Venencia, C. D., Correa, J. J., Del Val, V., Buliubasich, C., & Seghezzo, L. (2012). Conflictos de tenencia de la tierra y sustentabilidad del uso del territorio del Chaco salteño. *Energías Renovables y Medio Ambiente*, 30, 29–35.
- Venencia, C. D., Salas Barboza, A. G. J., Agüero, J. L., & Seghezzo, L. (2024). Competencia y potenciales conflictos por el uso del suelo vinculados a las grandes transacciones de tierras en el Chaco salteño. En A. Costantino (Ed.), *Las nuevas dinámicas del acaparamiento de tierras en Argentina: caracterización, alternativas y desafíos* (pp. 14–25). 1ª ed. - Editorial de la Universidad Nacional del Sur – Edius, Buenos Aires, Argentina.
- Venencia, C. D., Agüero, J. L., Salas Barboza, A. G. J., Cardón Pocoví, J. M., Ortega Insaurralde, C., & Seghezzo, L. (2025). Complex relationships between large-scale land acquisitions, deforestation, and land zoning policies in agricultural frontiers. *Land Use Policy*, 157(107690), 107690. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2025.107690>
- Volante, J. N., Mosciaro, M. J., Gavier-Pizarro, G. I., & Paruelo, J. M. (2016). Agricultural expansion in the Semiarid Chaco: Poorly selective contagious advance. *Land Use Policy*, 55, 154–165. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.03.025>
- Yengoh, G. T., Dent, D., Olsson, L., Tengberg, A. E., & Tucker, C. J. (2015a). Applications of NDVI for land degradation assessment. En G. T. Yengoh, L. Olsson, D. Dent, A. E. Tengberg, & C. J. Tucker (Eds.), *Use of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) to Assess Land Degradation at Multiple Scales*, pp. 17–25. Springer International Publishing, Switzerland. https://doi.org/10.1007/978-3-319-24112-8_3
- Yengoh, G. T., Dent, D., Olsson, L., Tengberg, A. E., & Tucker, C. J. (2015b). Limits to the use of NDVI in land degradation assessment. En G. T. Yengoh, L. Olsson, D. Dent, A. E. Tengberg, & C. J. Tucker (Eds.), *Use of the Normalized Difference Vegetation Index (NDVI) to Assess Land Degradation at Multiple Scales*, pp. 27–30. Springer International Publishing, Switzerland. https://doi.org/10.1007/978-3-319-24112-8_4
- Zepharovich, E., Ceddia, M. G., & Rist, S. (2020). Land-use conflict in the gran Chaco: Finding common ground through use of the Q method. *Sustainability*, 12(18), 7788. <https://doi.org/10.3390/su12187788>