

Las instituciones provinciales y el poder de los agentes impulsan la deforestación ilegal en una principal frontera de commodities

Blum, Daniel ¹; Aguiar, Sebastián ^{2,3,11}; Sun, Zhanli ⁴; Müller, Daniel ^{4,5,6}; Alvarez, Ana ⁷; Aguirre, Ines ⁸; Domingo, Sergio ⁹; Mastrangelo, Matías ^{10,11,*}

¹ Universidad de Buenos Aires, Facultad de Agronomía, Departamento de Métodos Cuantitativos y Sistemas de Información, Av. San Martín 4453, C1417DSE, Buenos Aires, Argentina.

² Laboratorio de Análisis Regional y Teledetección, IFEVA, Facultad de Agronomía, CONICET, Av. San Martín 4453, C1417DSE, Buenos Aires, Argentina.

³ Cátedra de Dasonomía, Departamento de Producción Vegetal, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires, Av. San Martín 4453, C1417DSE Buenos Aires, Argentina

⁴ Leibniz Institute of Agricultural Development in Transition Economies (IAMO), Theodor-Lieser-Str. 2, 06120, Halle (Saale), Germany.

⁵ Geography Department, Humboldt-Universität zu Berlin, Unter den Linden 6, 10099, Berlin, Germany

⁶ Integrative Research Institute on Transformations of Human-Environment Systems (IRI THESys), Humboldt-University Berlin, Unter den Linden 6, 10099, Berlin, Germany

⁷ Red Agroforestal Chaco Argentina. San Lorenzo 1235, C3560, Reconquista, Santa Fe, Argentina.

⁸ Alem 535, CP 3503, Barranqueras, Chaco, Argentina.

⁹ Sarmiento 3969, CP 1197, Buenos Aires, Argentina.

¹⁰ Grupo de Estudio de Agroecosistemas y Paisajes Rurales (GEAP), Unidad Integrada Balcarce (INTA – Universidad Nacional de Mar del Plata), Ruta 226 km. 73.5, B7620, Balcarce, Argentina.

¹¹ Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas (CONICET), Argentina

* **Autor de correspondencia:** Mastrangelo, Matías, matimastra@gmail.com, Tel: +54 223 4497349, Ruta 226 km. 73.5, B7620, Balcarce, Argentina

Resumen

La deforestación es una de las principales amenazas para la biosfera debido a su contribución a la pérdida de biodiversidad, las emisiones de carbono y la degradación de los ecosistemas. La mayor parte de la deforestación es ilegal y continúa sin parar, representando alrededor de la mitad de la deforestación total en los trópicos y subtrópicos. Cuantificar la deforestación ilegal es un desafío, y aún más lo es evaluar los procesos sociales e institucionales que determinan su ocurrencia. Para abordar este desafío, cuantificamos la influencia relativa de factores individuales (como el poder de los agentes y el tamaño del establecimiento) y contextuales (como las instituciones provinciales y la capacidad agrícola del establecimiento) sobre el tipo y tamaño de la deforestación ilegal en el Chaco Seco Argentino, una importante frontera agropecuaria y *hotspot* de deforestación global. Construimos una red bayesiana con datos de 244 eventos de deforestación ilegal, obtenidos de artículos periodísticos, literatura gris, entrevistas con informantes clave, y análisis geoespaciales. Los resultados revelan que los agentes más poderosos se asociaron con eventos de deforestación ilegal más grandes. Las simulaciones de políticas sugieren que una mayor concentración de la tierra en manos de agentes poderosos y regulaciones provinciales más flexibles aumentarían la deforestación ilegal. Esto sugiere la necesidad de una combinación inteligente de políticas que integre los sectores económico, agrícola y ambiental para detener la deforestación ilegal en las fronteras agropecuarias. Una reforma de la tenencia de la tierra puede facilitar la protección de los bosques, mientras que los incentivos para la diversificación del uso de la tierra y el castigo penal de la deforestación ilegal son fundamentales para cambiar el comportamiento de los productores hacia formas de producción y conservación más equilibradas.

Palabras clave: gobernabilidad, incumplimiento, aplicación, corrupción, soja.

Esta es una versión traducida del inglés; citar el artículo original: Daniel Blum, Sebastián Aguiar, Zhanli Sun, Daniel Müller, Ana Alvarez, Ines Aguirre, Sergio Domingo, Matías Mastrangelo. Subnational institutions and power of landholders drive illegal deforestation in a major commodity production frontier. *Global Environmental Change*, 74, 102511. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2022.102511>.

1. Introducción

La deforestación es una gran amenaza para la biosfera y continúa sin cesar, a pesar de los fuertes esfuerzos para frenar las altas tasas de deforestación (Curtis et al., 2018). La necesidad de detener la deforestación es urgente por su contribución al cambio climático (Fargione et al., 2008; IPCC, 2014; Rajão et al., 2020), a la pérdida de biodiversidad (Fahrig, 2003; Mastrangelo & Gavin, 2012; Tilman et al., 2017), y a la degradación de los ecosistemas (Haddad et al., 2015). La deforestación también tiene múltiples consecuencias sociales y de salud, como el aumento de la incidencia de enfermedades infecciosas (Burkett-Cadena & Vittor, 2017; Patz et al., 2004; Smith et al., 2014), el éxodo rural, frecuentemente con casos de violencia (Aguar et al., 2016; Aldrich et al., 2012; Cáceres, 2015; London & Kelly, 2007), y la concentración de la propiedad de la tierra (Cotula et al., 2009; Galaz et al., 2018). Las políticas y acciones de gobernanza destinadas a reducir la deforestación sólo han sido parcialmente efectivas, ya que alrededor de la mitad de la deforestación en las fronteras de producción de materias primas del sur global es ilegal (Dummet & Blundell, 2021; Margono et al., 2014; Rajão et al., 2020).

Estudios anteriores se han centrado principalmente en explicar la magnitud, la ubicación y el momento de la deforestación (es decir, las preguntas "cuánto", "dónde" y "cuándo"), mientras que las descripciones de los agentes y los procesos sociales e institucionales que permiten la deforestación ilegal (es decir, el "quién" y "cómo") han recibido menor atención. Existe una vasta literatura sobre los determinantes espaciales que asocian la ubicación de la deforestación con las características biofísicas y la accesibilidad vial (Gasparri et al., 2015; Müller et al., 2012; Volante et al., 2016). Además, cada vez se comprende mejor el impacto del cambio demográfico y las políticas de uso de la tierra en la variabilidad espacial y temporal de la deforestación (Carr et al., 2009; Schlesinger et al., 2017; Tesfaw et al., 2018). Estos estudios se basan en series temporales de deforestación detectada a través de sensores remotos que se combinan con variables explicativas exógenas, como datos económicos y de población, para identificar patrones amplios de asociación. Como tal, estos estudios asumen implícitamente que los agentes de la deforestación (p. ej., productores agropecuarios) responden pasivamente a los factores contextuales que dan forma a sus objetivos de maximización de ganancias (p. ej., rendimientos agrícolas, rendimientos de la producción). Si bien este modelo conceptual tiene un poder explicativo considerable en algunos contextos, es necesario comprender mejor la influencia de la agencia humana y la acción estratégica de los agentes en la ocurrencia de la deforestación (Berbés-Blázquez et al., 2016; Verburg et al., 2019). Las trayectorias que conectan los factores individuales y contextuales subyacentes a los eventos de deforestación rara vez se han contrastado con pruebas de hipótesis cuantitativas. Esto es particularmente necesario a nivel de los establecimientos agropecuarios en las fronteras de producción de materias primas altamente dinámicas, donde la relación entre los agentes, las instituciones, y la deforestación está más impulsada por la gobernanza *de facto* (es decir, lo que sucede sobre el terreno) que por la gobernanza *de jure* (es decir, lo que se establece en el marco legal) (Nansikombi et al., 2020).

Cuantificar la proporción de deforestación ilegal en la deforestación total es un desafío, y más aún es evaluar los procesos sociales e institucionales que subyacen a su ocurrencia (Gore et al., 2019; Tellman et al., 2020). Las estimaciones de deforestación ilegal en las principales fronteras agropecuarias sugieren que entre el 40% (Lawson, 2014) y el 69% (Dummet & Blundell, 2021) de la deforestación está vinculada a actividades ilícitas. En Indonesia, el 40% de la deforestación entre 2000 y 2012 fue ilegal (Margono et al., 2014). En África Central, la deforestación ilegal representó casi el 90% de la deforestación total (Lawson, 2014; Siebert & Elwert, 2004). Casi la mitad de las propiedades en la Amazonía y el Cerrado de Brasil no cumplen con el Código Forestal y, por lo tanto, se consideran ilegales (Rajão et al., 2020), mientras que otros estiman que la ilegalidad alcanza del 60 al 80% en la Amazonía (Boekhout van Solinge, 2014). En el Chaco Seco Argentino, las estimaciones de la proporción de deforestación ilegal oscilan entre 28% (Vallejos et al., 2021) y 44% (estimaciones propias basadas en UMSEF-MAyDS, 2019), dependiendo del período considerado.

Durante las últimas cuatro décadas, el Chaco Seco Argentino ha presentado una dinámica que es ilustrativa de otras regiones sudamericanas que están orientadas a la exportación de commodities, como el Cerrado brasileño, la Chiquitania boliviana y el Chaco paraguayo (Baumann et al., 2016; Hansen et al., 2013; Nolte et al., 2017a). En las últimas dos décadas, una combinación de cambios macroeconómicos, tecnológicos y climáticos estimuló la llegada de productores de soja, ganaderos, e inversionistas de regiones vecinas más ricas, especialmente de la Pampa húmeda (Gasparri et al., 2013; Paolasso et al., 2012). Como resultado, el Chaco Seco Argentino se convirtió en un *hotspot* de deforestación a nivel mundial, con tasas de deforestación anuales provinciales superiores al 3% hasta 2008 (Camba Sans et al., 2018), 15 veces más altas que los promedios mundiales (0,2%).

En respuesta a las altas tasas de deforestación, el Congreso argentino aprobó en 2007 la Ley de Bosques (Ley 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos) que dicta presupuestos mínimos de protección del bosque nativo y delega a las provincias el diseño y cumplimiento de los planes de Ordenamiento Territorial de Bosque Nativo (OTBN) de sus jurisdicciones. Entre 2008 y 2011 entraron en vigor los OTBN en las provincias del Chaco Seco Argentino que destinan el 21% de las tierras con bosque nativo a conservación (zona roja), el 57% a aprovechamiento sustentable (zona amarilla) y el 22% restante a expansión agropecuaria (zona verde) (MAyDS, 2017). A pesar de los presupuestos mínimos dictados por la Ley nacional, el *lobby* exitoso del sector agropecuario dio como resultado que los diseños y la aplicación de los OTBN en todas las provincias sean heterogéneos (García Collazo et al., 2013; Milmanda & Garay, 2019). La efectividad de la gobernanza forestal descentralizada en el Chaco Seco Argentino es objeto de un intenso debate (Camba Sans et al., 2018; Nolte et al., 2017b; Volante & Seghezzo, 2018). La evidencia existente sugiere que los gobiernos subnacionales juegan un papel fundamental en la configuración de la deforestación; sin embargo, la forma en que estos contextos provinciales influyen en la ocurrencia de deforestación ilegal a nivel de establecimiento agropecuario sigue siendo una pregunta abierta.

Desde la promulgación de los OTBN, el sector agropecuario presionó a los gobiernos provinciales para violar la Ley de Bosques y encontró diferentes mecanismos para lograr este objetivo (Aguar et al., 2018; Cabrol & Cáceres, 2017; Seghezzo et al., 2011). Por ejemplo, los gobiernos de las provincias de Salta y Chaco permitieron a los productores solicitar la recategorización de sus predios, de zona protegida (roja) o de uso sustentable (amarilla) a zona de deforestación permitida (verde), bajo el argumento de la presencia de tierras de alta aptitud agrícola dentro de sus establecimientos (Nolte et al., 2017b). Además, los gobiernos provinciales permitieron la tala selectiva de árboles y arbustos para establecer sistemas silvopastoriles en terrenos de alta aptitud agrícola, incluso en áreas que habían sido asignadas a la categoría de uso sostenible. El sector agropecuario promovió este sistema de uso de la tierra bajo la etiqueta de “uso silvopastoril sustentable” pero en efecto resultó en pasturas abiertas por la alta mortalidad de los árboles aislados remanentes (Fernández et al., 2020; Nolte et al., 2017b). Nuestra hipótesis es que tanto el contexto institucional subnacional como la capacidad agropecuaria del establecimiento agropecuario son determinantes cruciales del tipo de deforestación ilegal.

Como la mayoría de las legislaciones ambientales del sur global, la Ley de Bosques argentina y los planes de ordenamiento territorial provinciales se implementan en un contexto socioeconómico y cultural altamente heterogéneo. La gran variabilidad en el tamaño de los establecimientos y el ingreso bruto por hectárea caracterizan la región del Chaco Seco (Mastrangelo et al., 2019), lo que indica fuertes asimetrías de poder entre los propietarios (Richards et al., 2003; Sundström, 2016). Los productores con mucho poder pueden tener una gran influencia en los gobiernos provinciales y modificar las normas existentes (p. ej., degradar la categoría de conservación) y/o evitar sanciones por incumplimiento. Por ejemplo, un gran productor de la provincia de Salta deforestó 11.000 hectáreas en la zona de uso sostenible en 2013. Este establecimiento contenía bosques tradicionalmente utilizados por indígenas (situación común en Salta, Vallejos et al., 2020), quienes fueron excluidos de estas tierras después de que fueran convertidas en grandes áreas de cultivo. Los gobiernos de Salta

y de la Nación sancionaron al productor con multas, prisión condicional y la obligación de restaurar las tierras deforestadas, pero esta sanción se ha cumplido solo parcialmente y no ha disuadido de cometer más ilegalidades (Aguiar et al., 2018). Así, el tamaño de la deforestación ilegal podría estar influenciado por el poder del agente de deforestación, en estrecha interacción con las instituciones provinciales.

La pregunta que motiva este estudio es entender cómo los factores individuales (es decir, sociales y económicos) y contextuales (es decir, institucionales y biofísicos) influyen en el tamaño y tipo de eventos de deforestación ilegal en el Chaco Seco Argentino. Para responder a esta pregunta, recopilamos datos de 244 eventos de deforestación ilegal, es decir, que representan cualquier tipo de pérdida de bosque nativo que violó la Ley de Bosques. Todos los eventos están vinculados a establecimientos agropecuarios ubicados en la región chaqueña de las provincias de Chaco, Salta, o Santiago del Estero entre 2008 y 2020. Nos apoyamos en cuatro fuentes de información complementarias: periodismo de investigación y notas prensa, literatura gris, entrevistas a informantes clave, y datos geoespaciales. Usamos redes bayesianas no paramétricas para probar la influencia relativa de nueve factores individuales y contextuales sobre el tamaño de la deforestación y el tipo de ilegalidad como las dos variables objetivo. También evaluamos cómo cambiarían ambos resultados bajo simulaciones de políticas hipotéticas pero plausibles.

2. Métodos

2.1. Área de estudio

El Gran Chaco sudamericano representa la mayor superficie continua de bosques secos neotropicales (Portillo-Quintero & Sánchez-Azofeifa, 2010), la mayoría de los cuales (60%) se encuentra en el norte de Argentina. El Chaco Seco Argentino es una gran planicie sedimentaria cubierta por vegetación xerofítica, originalmente cubierta por bosques, pastizales y matorrales intercalados en los paisajes (Cabido & Zak, 1999). El clima es subtropical con estación seca, las lluvias se concentran en el verano y los meses más secos son julio y agosto (Peel et al., 2007). La precipitación anual varía entre 400-600 mm en el centro de la región y 800-1000 mm hacia los ecotonos con la selva tropical de Yungas en el oeste y el Chaco Húmedo en el este, y las temperaturas medias anuales oscilan entre 19 y 22°C (Murphy, 2008). El Chaco Seco Argentino alberga una alta biodiversidad (Bucher & Huszar, 1999; Giménez et al., 2011), así como grandes reservorios de carbono (Baumann et al., 2016).

En el Chaco Seco Argentino el sector primario representa una alta proporción del Producto Bruto Interno (MEFP, 2012), más del doble del promedio nacional, el triple de Brasil y similar a Bolivia y Paraguay (Nolte et al., 2017a). El Chaco Seco Argentino ha sido tradicionalmente habitado por campesinos criollos e indígenas que realizan agricultura y ganadería a pequeña escala, extracción de madera, producción de carbón, caza y recolección (Aguiar et al., 2016). Los criollos y pueblos originarios suelen tener tenencia insegura de la tierra en forma de títulos precarios (Reboratti, 2008; Slutzky, 2005). La región también presenta los índices de necesidades básicas insatisfechas más altos de Argentina (Bolsi et al., 2009; Torrella & Adámoli, 2005). En las últimas tres décadas, el Chaco Seco Argentino ha sido escenario de una rápida expansión de la frontera agropecuaria (principalmente de soja y ganado vacuno) asociada a la privatización de tierras y la deforestación a gran escala (Faingerch et al., 2021; Gasparri & Grau, 2009). Las tres provincias de estudio del Chaco Seco Argentino (es decir, Chaco, Salta y Santiago del Estero, Fig. 1) contenían casi el 70% de la deforestación de Argentina durante 2016 y 2017 (AGN, 2017; Gómez Lende, 2018; Vallejos et al., 2015).

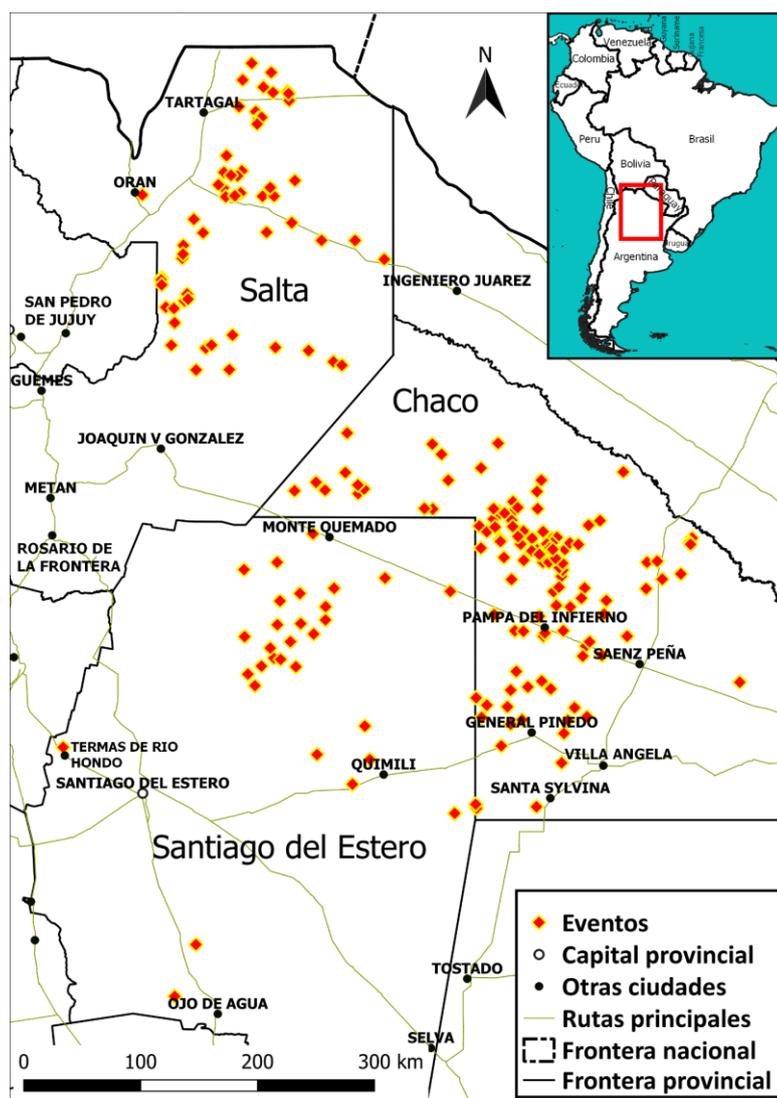


Figura 1. Distribución espacial de los eventos de deforestación ilegal relevados (puntos rojos) en el Chaco Seco Argentino. Recuadro: ubicación del área de estudio en América del Sur.

2.2. Definición de deforestación ilegal

Los eventos de deforestación se consideraron ilegales cuando los desmontes no cumplían con la normativa política de mayor orden, que en este caso es la Ley Nacional de Bosques. Esta clasificación de “ilegalidad” es idéntica a otras evaluaciones destacadas de la deforestación en la región del Chaco argentino (Camba Sans et al., 2018; Ceddia & Zepharovich, 2017; Nolte et al., 2017b; Vallejos et al., 2021; Volante & Seghezze, 2018). Más específicamente, se consideró ilegal un desmonte cuando se produjo en áreas que las autoridades provinciales catalogaron como de medio o alto valor de conservación (las denominadas zona amarilla y roja, respectivamente). En estas zonas protegidas no se permiten los desmontes según la Ley de Bosques. Asimismo, se consideró ilegal un desmonte cuando se realizó en un área de bajo valor

de conservación (zona verde), pero sin permiso de la autoridad legal, o sobre un área mayor a la permitida por la autoridad.

Bajo esta definición, la deforestación en establecimientos agropecuarios para los cuales las autoridades provinciales modificaron su categoría de conservación (de valor de conservación alto o medio a bajo, es decir, de rojo o amarillo a verde) se considera ilegal. Las autoridades de orden superior (es decir, el Ministerio o Secretaría de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible y el Consejo Federal del Medio Ambiente) establecieron mediante la Resolución 236/12 que la recategorización por parte de las autoridades provinciales viola el principio de no regresión y, por lo tanto, los desmontes en tierras que fueron recategorizadas a un estado de conservación inferior no cumplen con la Ley de Bosques (Di Pangracio et al., 2014). De hecho, los decretos de los gobernadores que permitían las recategorizaciones tuvieron que ser revocados en las provincias de Salta y Chaco luego de que las campañas públicas provocasen intervenciones del gobierno nacional (Di Pangracio & Cáceres, 2020). Tanto las regulaciones políticas como sociales sobre la deforestación en áreas recategorizadas eran altas; por lo tanto, los eventos de deforestación que ocurran bajo este mecanismo deben considerarse ilegales (Magliocca et al., 2021; Van Schendel & Abraham, 2005).

Del mismo modo, el desmonte selectivo con rolos en las zonas protegidas (amarilla y roja) es ilegal porque después de esta transformación el bosque pierde progresivamente su carácter, dando lugar a pastizales con

árboles dispersos (conocidos localmente como sistemas silvopastoriles). Como se dijo, la norma política de mayor jerarquía estableció que los bosques no deben perderse en las zonas protegidas, pero en este caso la autoridad provincial permitió el desarrollo de los llamados sistemas silvopastoriles en áreas de mediano valor de conservación (zona amarilla), haciendo uso de su poder político para complementar la Ley de Bosques. Por lo tanto, los gobiernos provinciales toleraron este tipo de deforestación ilegal, lo que desplazó el equilibrio de poder hacia los agentes agropecuarios y los objetivos de producción. Esto ilustra que lo que se considera ilegal es fluido en lugar de fijo (Magliocca et al., 2021; Van Schendel & Abraham, 2005), dependiendo en gran medida de los contextos cambiantes y las relaciones de poder entre las partes interesadas.

2.3. Recolección de los datos

Utilizamos múltiples fuentes de información complementarias para identificar y caracterizar los eventos de deforestación ilegal en el Chaco Seco Argentino en los doce años desde 2008 (es decir, la sanción de la Ley de Bosques) hasta 2020. En primer lugar, recopilamos artículos periodísticos publicados en este período a través de Google Search y Google Alerts utilizando las palabras clave “desmonte” y “deforestación”. Esta búsqueda arrojó más de 2200 noticias, algunas de ellas de periódicos y estaciones de radio locales. Leímos todos estos artículos periodísticos y seleccionamos aquellos que cumplían dos condiciones: (i) describían un evento de deforestación ilegal, y (ii) el evento de deforestación ilegal descrito ocurrió en el Chaco Seco Argentino entre 2008 y 2020. En segundo lugar, revisamos la literatura gris (por ejemplo, documentos oficiales, informes de ONG) para validar y complementar la información de los eventos de deforestación ilegal recopilada en artículos periodísticos. En tercer lugar, realizamos entrevistas semiestructuradas con ocho informantes clave, con el objetivo de (i) completar la información faltante de los eventos de deforestación ilegal, (ii) aumentar la cobertura de los eventos en Santiago del Estero, donde la información estaba menos disponible, y (iii) comprender los procesos que subyacen a la ocurrencia de la deforestación ilegal para seleccionar las variables y relaciones que se incluirán en la red bayesiana. Entrevistamos a dos ex funcionarios del gobierno de Chaco, dos investigadores de ONGs (uno de Salta y otro de Santiago del Estero), dos extensionistas rurales (uno de Chaco y otro de Santiago del Estero), un director de ONG de Chaco y un investigador científico de Santiago del Estero. En Salta, nuestro informante clave maneja una exhaustiva base de datos histórica y georreferenciada, lo que nos permitió reducir el número de entrevistados, mientras que en Santiago del Estero entrevistamos a tres informantes clave para llenar los vacíos de información. Las entrevistas ocurrieron entre febrero y abril de 2019. Finalmente, integramos la información de los artículos periodísticos, la literatura gris, las entrevistas a los informantes clave y el análisis geoespacial, y obtuvimos una muestra de 244 eventos de deforestación ilegal.

2.4. Las redes bayesianas

Las redes bayesianas (RB) son modelos probabilísticos que capturan explícitamente la dependencia condicional entre variables aleatorias con gráficos acíclicos dirigidos (Jensen, 2001). La RB es una herramienta estadística no paramétrica que se puede utilizar para realizar análisis de inferencia y analizar la importancia relativa de un conjunto de variables explicativas en términos de su capacidad para explicar la varianza de una o más variables objetivo. Una RB consta de dos partes. En primer lugar, un gráfico acíclico dirigido (GAD), también conocido como la estructura de una red bayesiana, que describe las posibles relaciones dependientes (que pueden ser causales o de asociación) entre las variables mediante flechas que conectan los nodos (que corresponden a las variables). El segundo componente son las tablas de probabilidad condicional (CPT, por sus siglas en inglés), también conocidas como parámetros de una RB, que definen las distribuciones de probabilidad condicional de los nodos dadas por los valores de sus nodos padres (nodos con flechas directas que los señalan). La CPT de un nodo hijo (donde termina una flecha) contiene la probabilidad condicional de estar en un determinado estado dados los estados de su nodo padre. Los nodos se caracterizan por ser discretos, mutuamente excluyentes y colectivamente exhaustivos, y denotan un atributo o hipótesis sobre un evento con un conjunto de valores de

estado en un contexto de incertidumbre. Las variables continuas deben ser discretizadas en un número similar de categorías en base a la búsqueda de umbrales, la opinión de expertos y métodos estadísticos (Cobb et al., 2007).

La capacidad de la RB para combinar el conocimiento causal de los expertos con datos empíricos basados en observaciones explica su creciente importancia en los estudios ambientales (Pollino et al., 2007; Ticehurst et al., 2011). Las RB tienen varias ventajas (Sun & Müller, 2012; Uusitalo, 2007). En primer lugar, la RB permite atender satisfactoriamente los vacíos de información, frecuentes en las problemáticas socioambientales. En segundo lugar, al tener un componente esquemático, el GAD facilita la comprensión de las ideas por parte del público no especializado y mejora la comunicación de los resultados. En tercer lugar, la RB permite incorporar información cualitativa suministrada por expertos durante la construcción del modelo, así como datos cuantitativos y espacialmente explícitos. Cuarto, basado en el principio bayesiano, la RB puede incorporar fácilmente nueva evidencia para continuar revisando los hallazgos y mejorando el modelo. Potencialmente, esto puede convertir a la red en un modelo en evolución con capacidad para incorporar nuevos eventos en el futuro. Finalmente, la RB permite simular diferentes escenarios modificando intencionalmente una o más variables y manteniendo el resto sin modificar (Mastrangelo et al., 2019).

2.5. Construcción de la Red bayesiana

Para construir el GAD, es decir, para definir las relaciones entre las variables, nos apoyamos en la información y literatura existente, y en el conocimiento propio y de los informantes entrevistados sobre los procesos socio-ecológicos que subyacen a la ocurrencia de la deforestación ilegal en el Chaco Seco Argentino (Darwiche, 2008; Mastrangelo et al., 2019). Pedimos a nuestros entrevistados que propongamos, a través de un esquema de cajas y flechas, qué factores están involucrados en la deforestación ilegal y cómo interactúan. La estructura del modelo contiene los vínculos planteados en las hipótesis, y su parametrización a partir de los datos recogidos permite contrastar dichas hipótesis.

Finalmente, para construir el GAD seguimos el principio de parsimonia, por el cual tendemos a tener un modelo funcional con la menor cantidad posible de entidades (nodos o variables), para simplificar el modelado (Chen & Pollino, 2012; Marcot et al., 2006). Uno de los métodos para evitar demasiados nodos padres directos en la RB es la llamada técnica de divorcio, es decir, crear variables latentes mediante la combinación de nodos padres. Por ejemplo, en nuestra RB la variable *poder de los agentes* es multidimensional y difícil de representar con una sola variable, por lo que se mide a través de la agregación de tres variables, cada una de las cuales captura una dimensión diferente del concepto: *Vínculos con el poder político*, *Capital económico* y *Origen del agente*. Una vez que se definió la estructura, los parámetros del modelo (es decir, las CPT) se calcularon utilizando los datos recopilados. Construimos el modelo con Netica (www.norsys.com), una plataforma de redes bayesianas con una interfaz fácil de usar, visualización intuitiva y funciones potentes.

2.6. Descripción de las variables objetivo

Nos enfocamos en comprender qué factores influyen en el tamaño y el tipo de eventos de deforestación ilegal (Tabla 1, Fig. 2). El tamaño de los eventos se mide con la variable *Área deforestada ilegalmente*, que es una variable continua y representa el número de hectáreas de bosque nativo deforestadas ilegalmente en un establecimiento agropecuario. El *Tipo de ilegalidad* es una variable categórica, y representa el mecanismo utilizado por los agentes para desmontar bosques de manera ilegal, violando la Ley de Bosques. Tiene cuatro categorías definidas según nuestro conocimiento, el de los informantes entrevistados, y Vallejos et al. (2021). El *desmante en zona protegida* ocurre cuando los agentes deforestan en áreas de medio o alto valor de conservación (zonas amarillas o rojas), o en zonas verdes sin permiso de la autoridad provincial. El *desmante en*

zonas recategorizadas ocurre cuando los agentes deforestan en establecimientos cuyo nivel de protección fue recategorizado por la autoridad provincial, violando la Ley de Bosques. La *deforestación encubierta* ocurre cuando los agentes usan permisos provinciales para desarrollar sistemas silvopastoriles sostenibles para implementar desmontes que dejan menos densidad de árboles que la requerida por la Ley, que acaban en desmontes totales después de unos años. El *área excedida* ocurre cuando los agentes deforestan un área de bosque más grande que la permitida por la autoridad provincial.

2.7. Descripción de las variables influyentes

En la RB, el tamaño y tipo de los eventos de deforestación ilegal están influenciados por nueve variables (Tabla 1, Fig. 2). El *contexto institucional* es una variable categórica que captura las instituciones (es decir, las legislaciones y sus órganos de aplicación) a nivel subnacional, y se indica por la provincia donde ocurre el evento de deforestación ilegal. El *poder de los agentes* captura la capacidad de los agentes para implementar desmontes ilegales. Dado el carácter multidimensional del poder, éste es una variable latente compuesta por el *capital económico de los agentes*, el *origen del agente* y sus *vínculos con el poder político*. El *capital económico del agente* describe los bienes materiales que posee y produce el productor que implementa el desmonte ilegal. Las categorías para esta variable fueron 'muy alto', 'alto', 'medio' y 'bajo'. Se investigó si cada agente cumplía con las siguientes condiciones: (i) estar en la categoría de ingresos más altos, según el Sistema Tributario Federal (AFIP), (ii) poseer predios adicionales a aquel donde ocurrió el evento de deforestación ilegal, (iii) tener una posición alta en una empresa mediana o grande, y (iv) tener inversiones en un sector agroindustrial diferente a la producción primaria, como procesamiento o transporte. El *capital económico del agente* se clasificó como muy alto cuando se cumplían tres de estas condiciones, alto cuando se cumplían dos condiciones, medio cuando se cumplía una condición y bajo cuando no se cumplía ninguna de estas condiciones. El *origen del agente* indica el lugar de donde proviene el agente que ejecuta el desmonte ilegal. Los *vínculos del agente con el poder político* describen la fuerza de los lazos entre los productores y los funcionarios públicos y/o las agencias encargadas de implementar las normas de uso o tenencia de la tierra. Las categorías para esta variable fueron vínculos 'fuertes', 'débiles' o 'sin' con el poder político. Los *vínculos del agente con el poder político* se categorizaron como fuertes si el agente tiene o ha tenido cargos gubernamentales de larga duración o vínculos familiares/personales con funcionarios públicos. Así ocurrió cuando, por ejemplo, un artículo periodístico afirmó que “el productor es pariente cercano del Jefe de gobierno municipal”. Esta variable se categorizó como débil si el agente ha tenido una relación puntual o esporádica con organismos gubernamentales. Este fue el caso cuando, por ejemplo, un documento de una ONG informó que “el propietario hizo un contrato de trabajo en la Dirección de Bosques provincial en la administración anterior”. Cuando ninguna de estas condiciones se cumplió, el agente fue catalogado como sin vínculos con el poder político. El *tamaño del establecimiento* es una variable continua indicada por el número de hectáreas de la propiedad donde ocurrió el evento de deforestación ilegal. La *capacidad agrícola* es una variable latente compuesta por la *precipitación anual* y la *calidad del suelo* del predio donde ocurrió el evento de deforestación ilegal. La *precipitación anual* es la precipitación media anual para el período 1970-2000 (Fick & Hijmans, 2017), mientras que la *calidad del suelo* es el valor del índice de calidad del suelo (INTA, 1990) que integra drenaje, textura, contenido de materia orgánica, profundidad, alcalinidad, salinidad y pendiente.

Tabla 1. Descripción de las variables incluidas en la red bayesiana

Variables y unidades	Descripción	Categorías y distribución o Rango	Mediana
Área deforestada ilegalmente (ha)	Área de bosque deforestada violando la Ley de Bosques en un establecimiento agropecuario	1-11.000	409
Tipo de ilegalidad	Mecanismo utilizado por el agente para deforestar ilegalmente, violando la Ley de Bosques	Desmante en zona protegida=54% Desmante en áreas recategorizadas=35% Deforestación encubierta=8% Área excedida=3%	
Contexto institucional	Provincia donde ocurrió el evento de deforestación ilegal	Chaco=56% Salta=28% Santiago del Estero=16%	
Calidad del suelo (%)	Índice de capacidad productiva del suelo que integra drenaje, textura, contenido de materia orgánica, profundidad, alcalinidad, salinidad y pendiente.	11-95	37
Precipitación anual (mm)	Precipitación media anual entre 1970 y 2000.	609-1.210	821
Tamaño del establecimiento (ha)	Área del establecimiento donde ocurrió el evento de deforestación ilegal.	10-240.000	1.940
Origen del agente	Lugar de donde es originario el agente.	Misma provincia=49% Provincia no vecina=35% Provincia vecina=13% Otro país=3%	
Capital económico del agente	Activos materiales del agente y nivel de ingresos	Muy alto=29% Alto=47% Medio=14% Bajo=10%	
Vínculos del agente con el poder político	Vínculos del agente con funcionarios públicos y organismos a cargo de las regulaciones del uso de la tierra	Fuerte=49% Débil=13% No=38%	

2.8. Validación y verificación de robustez del modelo

La validación de una RB implica validar la estructura del modelo y su poder predictivo. La construcción del gráfico acíclico dirigido (GAD) y la discretización de variables continuas conlleva un grado sustancial de subjetividad. Analizamos diferentes configuraciones del GAD, con diferentes variables, que en algunos casos no lograron explicar de manera robusta la ocurrencia de deforestación ilegal. Realizamos discusiones grupales para comprender mejor las opiniones de los expertos sobre los diversos procesos que subyacen a la deforestación ilegal. El modelo final es parsimonioso y contiene las variables y relaciones clave, dado que nuestro objetivo es identificar los factores más influyentes detrás de los diferentes tipos y tamaños de la deforestación ilegal, y no maximizar la precisión predictiva del modelo.

La RB propuesta contiene como variables objetivo el *área deforestada ilegalmente* y el *tipo de ilegalidad*, las cuales son influenciadas por nueve variables a través de tres caminos principales (Fig. 2). Desde arriba hacia abajo, el *contexto institucional* subnacional (es decir, las provincias) influye en el *tamaño* y el *tipo de deforestación ilegal* a través de su considerable margen para interpretar e implementar la Ley de Bosques, y su capacidad y voluntad para hacer cumplir los OTBN. De abajo hacia arriba, el *poder de los agentes* influye en las variables objetivo tanto directamente (por ejemplo, a través del *lobby*) como indirectamente a través del *tamaño del establecimiento* (es decir, un indicador del volumen de productos agrícolas exportados). El *poder de los agentes* es una variable multidimensional compuesta por el *capital económico de los agentes*, los *vínculos con el poder político* y el *origen*. Finalmente, el *tamaño* y *tipo de deforestación ilegal* también están influenciados por la *capacidad agrícola* del establecimiento, que se compone de variables que describen la *calidad del suelo* y la *precipitación anual*.

Luego realizamos un análisis cuantitativo utilizando el método de "validación cruzada de k veces" para evaluar la precisión del modelo (es decir, cómo se desempeña el modelo en los eventos desconocidos). En concreto, el 80% de los datos se utilizó para calibrar el modelo y el otro 20% se utilizó para la prueba del modelo. Los 244 eventos se dividieron aleatoriamente en cinco grupos, es decir, $k=5$. Se usaron cuatro grupos de datos para calibrar el modelo, es decir, aprender las CPT con los datos de calibración. Luego, el modelo calibrado se utilizó para predecir las variables objetivo (*tipo de ilegalidad* y *área deforestada ilegalmente*). Luego, los valores pronosticados se compararon con los valores de observación con una matriz de confusión (Tablas S1 y S2). El proceso se repitió para garantizar que cada grupo tenga la oportunidad de actuar como datos de prueba. Para garantizar la solidez de la validación, realizamos 5 rondas de validaciones cruzadas con diferentes divisiones aleatorias.

Usamos el modelo calibrado para realizar cuatro simulaciones de políticas, buscando analizar qué sucedería en las variables objetivo en escenarios hipotéticos pero plausibles. Realizamos simulaciones cambiando artificialmente la distribución del valor de las variables influyentes de acuerdo con las trayectorias de las políticas. Luego comparamos los valores originales de las variables objetivo con sus valores simulados. Probamos la respuesta del *área deforestada ilegalmente* a las siguientes simulaciones de políticas: (i) *Grandes recategorizaciones*, en las que todos los eventos de deforestación ilegal ocurrieron a través del desmonte en áreas recategorizadas, (ii) *Cumplimiento bajo*, en los que todos los eventos de deforestación ilegal ocurrieron a través del desmonte en zonas protegidas, (iii) *Concentración de la tierra*, con un cambio en la distribución del tamaño de la propiedad hacia una mayor proporción de establecimientos más grandes (es decir, 10-700ha=10%, 700-5000ha=30%, 5000-240.000ha=60%), y (iv) *Grandes recategorizaciones y concentración de tierras*, con una combinación de escenarios (i) y (iii).

3. Resultados

3.1. Los eventos de deforestación ilegal

Obtuvimos alta cobertura de datos para 244 eventos de deforestación ilegal, que en conjunto involucraron el desmonte de 275.592 hectáreas de bosques chaqueños. Esta muestra cubre aproximadamente el 34% del área deforestada ilegalmente en las provincias y el período de estudio. El *área deforestada ilegalmente* promedio por evento fue de 1.139 hectáreas, con diferencias sustanciales entre provincias, es decir, en Salta (2.197 hectáreas) fue 1,2 veces mayor que en Santiago del Estero (1.853 hectáreas) y 5,5 veces mayor que en Chaco (402 hectáreas). El principal *tipo de deforestación ilegal* en las tres provincias fue el desmonte en zonas protegidas, mientras que más de un tercio de la deforestación ilegal en Salta (36%) y Chaco (37%) se produjo a través del desmonte en áreas recategorizadas.

El *área deforestada ilegalmente* fue, en promedio, 18 veces mayor en establecimientos administrados por agentes de alto y muy alto *capital económico* y fuertes *vínculos con el poder político* (2.516 hectáreas) en comparación con los administrados por agentes con *capital bajo* y *vínculos débiles* (141 hectáreas), equivalentes en promedio al 15% y 1% del *tamaño del establecimiento*, respectivamente. Al mismo tiempo, el *área deforestada ilegalmente* fue 2,5 veces mayor en los establecimientos administrados por agentes extralocales (1.689 hectáreas) en comparación con los administrados por propietarios locales (685 hectáreas). Los eventos de deforestación realizados por agentes poderosos ocurrieron principalmente a través de desmontes en zonas protegidas (50%) y desmontes en áreas recategorizadas (46%). Todos los eventos de deforestación en áreas recategorizadas fueron ejecutados por agentes poderosos.

3.2. La red bayesiana

En cuanto al desempeño del modelo, la tasa de error promedio basada en la matriz de confusión en la validación cruzada fue alrededor del 30% (desvío estándar 13%, 95% IC) para la variable objetivo *tipo de ilegalidad* y del 38% (desvío estándar 11%, 95% IC) para la variable objetivo *área deforestada ilegalmente*. Estas tasas de error son aceptables considerando la parsimonia del modelo, que tiene solo nueve variables influyentes para representar la compleja red de relaciones que subyacen a la ocurrencia de la deforestación ilegal, que es un fenómeno social altamente heterogéneo e incierto. Además, las tasas de error muy bajas no son tan preferibles, ya que pueden indicar un sobreajuste del modelo. Por último, ambas variables objetivo tienen cuatro categorías cada una, y es un desafío predecir con precisión las categorías exactas con nuestra red bayesiana parsimoniosa. En el caso del *área deforestada ilegalmente*, muchas de las áreas predichas incorrectamente fueron asignadas a categorías adyacentes.

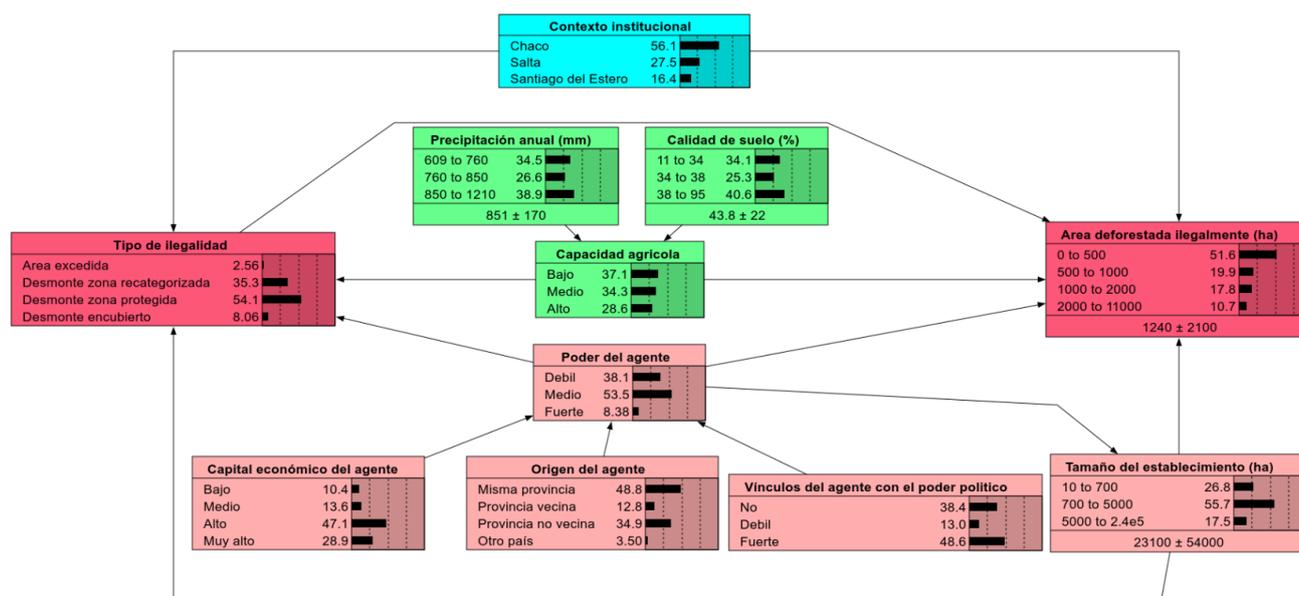


Fig 2. Red bayesiana final con las relaciones hipotéticas entre las variables influyentes, y entre éstas y las variables objetivo *Superficie de tenencia deforestada ilegalmente* y *Tipo de ilegalidad*. Las variables objetivo (recuadros rojos) están influenciadas por variables biofísicas (recuadros verdes), variables de contexto institucional (recuadro cian) y variables de nivel individual (recuadros rosas). Las barras horizontales en cada nodo muestran la distribución de probabilidad inicial de la variable.

3.3. Análisis de sensibilidad

Las variables influyentes analizadas en el modelo explicaron el 46% de la variación en el *tipo de ilegalidad* y el 39% de la variación en el *área deforestada ilegalmente* (Fig. 3). El *tipo de ilegalidad* estuvo influenciado principalmente por el *contexto institucional* subnacional (11%), seguido de la *capacidad agrícola* del predio (10%) en el que ocurrió el evento de deforestación (Fig. 3a). El *área deforestada ilegalmente* también estuvo influenciada principalmente por el *contexto institucional* subnacional (12%), pero las siguientes variables influyentes estuvieron relacionadas con las características individuales del agente, es decir, su *poder* (11%) y el *tamaño del establecimiento* (10%) (Fig. 3b).

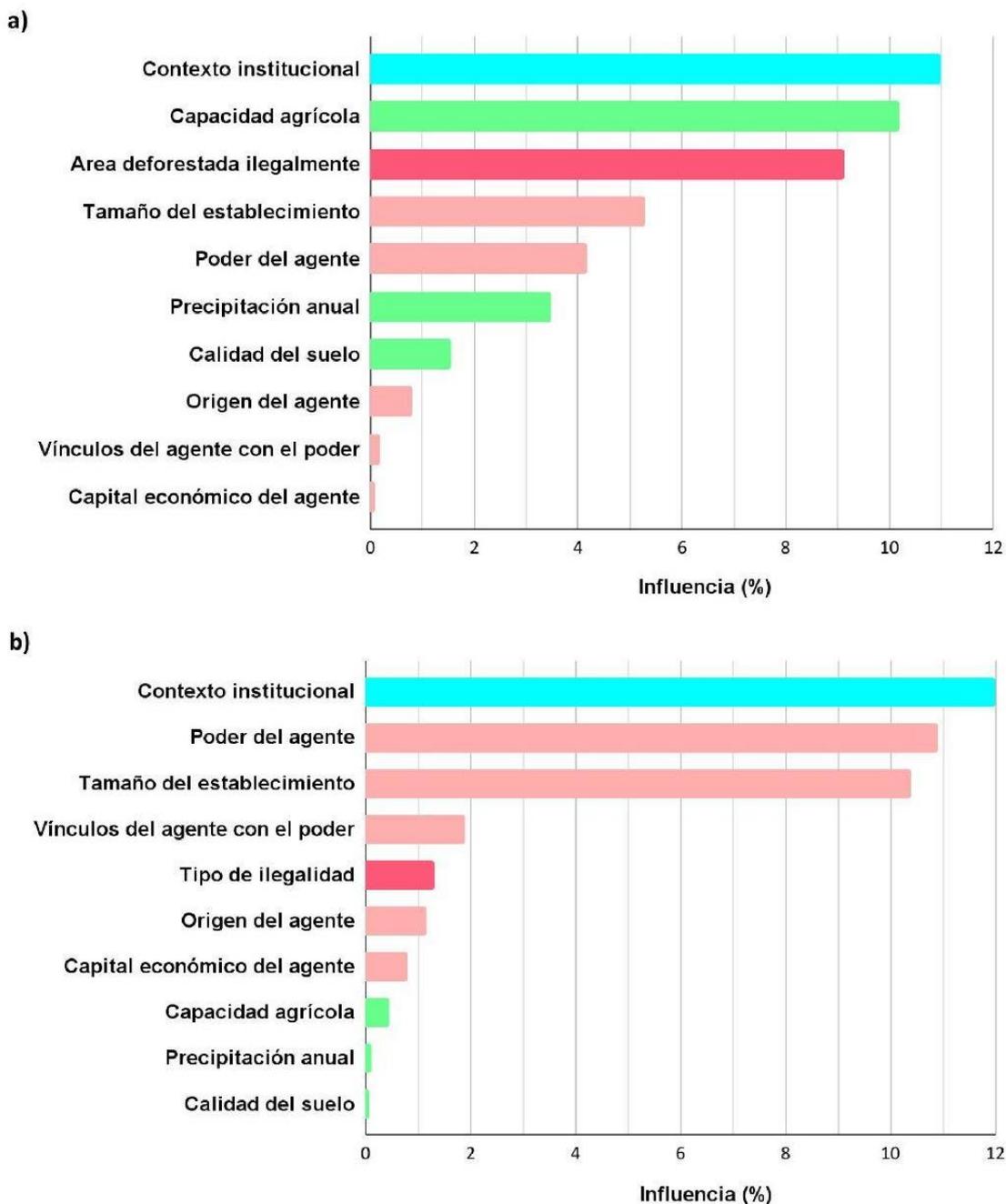


Fig. 3. Variables que influyen en el tipo de ilegalidad (a) y el área deforestada ilegalmente (b). Las barras rojas muestran variables objetivo, las barras verdes muestran variables biofísicas, las barras cian muestran variables de contexto institucional y las barras rosas muestran variables de nivel individual.

3.4. Simulación de políticas

Las simulaciones sugieren que una política que promueva grandes recategorizaciones aumentaría la proporción de eventos de deforestación medianos (500-1000 ha) en un 12% y de eventos de deforestación grandes (1000-2000 ha) en un 6%, mientras que reduciría la proporción de pequeños eventos de deforestación (0-500 ha) en un 17%, en comparación con la situación sin simulación (escenario BAU, Tabla S3). A su vez, debilitar la aplicación de los OTBN (es decir, que los gobiernos subnacionales sean permisivos con los desmontes en las zonas protegidas) aumentaría la proporción de eventos de deforestación pequeños (0-500 hectáreas) en un 11%, mientras que tendría un impacto pequeño (5-6%) en eventos de deforestación medianos a grandes (Tabla S4). Una política de tierras que permita mayores aumentos en el *tamaño del establecimiento* (es decir, la concentración de la tierra en menos manos) tendría un impacto pequeño en el *tipo de deforestación ilegal*, pero un impacto considerable en el *área deforestada*, ya que aumentaría la proporción de grandes eventos de deforestación (1000-2000 ha) en un 7% y de eventos de deforestación muy grandes (2.000-11.000 ha) en un 14% (Tabla S5). Finalmente, una política que combine grandes recategorizaciones y la concentración de la tierra aumentaría la proporción de eventos de deforestación grandes y muy grandes en un 14% y un 18%, respectivamente (Tabla S6).

4. Discusión

La deforestación tropical y subtropical para la expansión de las fronteras de producción de commodities es un importante impulsor de la pérdida de biodiversidad, el cambio climático y la degradación de la tierra (Curtis et al., 2018). Las políticas contra la deforestación han demostrado una eficacia limitada y los desmontes ilegales continúan sin cesar (Börner et al., 2020; Dummet & Blundell, 2021; Rajão et al., 2020). El contexto institucional y las dinámicas de poder que subyacen a la deforestación ilegal han permanecido poco estudiados, a pesar de su papel clave en la configuración de los resultados de las políticas de conservación (Berbés-Blázquez et al., 2016; Milmanda & Garay, 2019). Aquí contribuimos a llenar este vacío de conocimiento mediante la evaluación cuantitativa de la influencia de los factores individuales (poder) y contextuales (institucionales y biofísicas) en el *tipo* y *tamaño* de los eventos de deforestación ilegal en el Chaco Seco Argentino, una importante frontera agropecuaria y *hotspot* de deforestación global (Hansen et al., 2013). Modelamos estas relaciones con una red bayesiana alimentada con datos empíricos de 244 eventos de deforestación ilegal ocurridos durante la implementación de la Ley de Bosques y los planes provinciales de ordenamiento territorial (2008-2020) en tres provincias centrales del Chaco: Chaco, Santiago del Estero, y Salta.

De este análisis surgen cuatro hallazgos clave. Primero, tanto los factores contextuales como los individuales dan forma a la deforestación ilegal y explican casi la mitad de la variación en el *tipo* y *tamaño* de los eventos de deforestación ilegal. En segundo lugar, el *contexto institucional* subnacional (provincial) determina en gran medida la forma en que se producen los eventos de deforestación ilegal y el tamaño de esos eventos. En tercer lugar, las instituciones subnacionales impulsan los eventos de deforestación ilegal de manera diferente, según la *capacidad agrícola* y el *tamaño del establecimiento* como, por ejemplo, los desmontes en áreas recategorizadas en las provincias de Salta y Chaco ocurrieron en establecimientos más grandes con tierras más fértiles. En cuarto lugar, el *poder de los agentes* influye mucho en el *tamaño* de los eventos de deforestación ilegal, ya que los agentes más poderosos deforestan áreas más grandes. Estos hallazgos tienen implicaciones para reformar el diseño, la implementación y el seguimiento de las políticas contra la deforestación en el Chaco argentino, pero también son relevantes para otras fronteras de producción de commodities.

Modelar fenómenos sociales e institucionales complejos, como la deforestación ilegal, requiere cierto nivel de simplificación en el diseño del modelo, lo que tiende a aumentar el error del modelo. En nuestro modelo, optamos por categorizar el *tipo de ilegalidad* siguiendo la Ley Nacional de Bosques, como se ha hecho en otros

estudios (Camba Sans et al., 2018; Ceddia & Zepharovich, 2017; Nolte et al., 2017b; Vallejos et al., 2021; Volante & Seghezzo, 2018). Dado el margen de maniobra de los gobiernos subnacionales para implementar la Ley, es posible que el diseño del modelo no capture algunos matices en la definición provincial de ilegalidad. Así, la atribución de factores influyentes a los diferentes tipos de deforestación ilegal se suma al error del modelo. Se puede obtener más certeza al comparar el impacto de los factores influyentes en la deforestación ilegal versus la legal. Desafortunadamente, los efectos de los factores individuales a nivel de agente sobre la deforestación no han sido examinados en el Chaco argentino antes de este estudio. Sin embargo, se espera que este tipo de factores tengan una influencia más débil en la deforestación total y legal, ya que la emisión de permisos de deforestación legales está sujeta a procesos más responsables y menos arbitrarios, en comparación con la deforestación ilegal.

Nuestro estudio agrega evidencia crítica al debate regional y global sobre la efectividad de las políticas descentralizadas para combatir la deforestación. Si los gobiernos subnacionales están dispuestos y son capaces de reducir la deforestación sigue siendo controvertido pero poco estudiado (Torrella et al., 2018). En el Chaco argentino, Nolte et al. (2017b) evaluaron el impacto de las políticas descentralizadas sobre la deforestación y concluyeron que la delegación del diseño y la aplicación a los gobiernos provinciales ha sido eficaz para proteger los bosques, mientras que Camba Sans et al. (2018) demostraron que esto no sirvió para reducir la deforestación ilegal. Utilizando el mismo conjunto de datos que Nolte et al. (2017b), Volante & Seghezzo (2018) informaron que la deforestación ilegal en las zonas protegidas (amarilla y roja) fue incluso mayor que la deforestación legal en la zona no protegida (verde) durante la implementación temprana de la Ley de Bosques (2008-2014). Centrándonos en las mismas tres provincias chaqueñas evaluadas por Nolte et al. (2017b), mostramos aquí que el *tipo* y el *tamaño* de los eventos de deforestación ilegal entre 2008 y 2020 difieren entre provincias y que dicha variación se explica principalmente por el *contexto institucional* subnacional. Por lo tanto, los dos últimos estudios identifican la baja capacidad de ejecución de los gobiernos subnacionales y los altos niveles de incumplimiento de las políticas de conservación forestal por parte de los productores como causas clave de las altas tasas de deforestación.

La falta de interés y/o capacidad de los gobiernos subnacionales para proteger los bosques se ha asociado a varios factores, entre ellos la dependencia económica de los Estados provinciales de los impuestos que recaudan por las exportaciones, lo que confiere un poder considerable a los productores que producen commodities agrícolas para la exportación (Alcañiz & Gutiérrez, 2020; Seghezzo et al., 2011). Milmanda y Garay (2019) argumentan que las decisiones del Poder Ejecutivo provincial para el diseño de los OTBN y su aplicación dependen del poder relativo de los grandes productores y las coaliciones de conservación. Proponen que (i) donde los grupos conservacionistas provinciales son fuertes, los gobernadores diseñan y hacen cumplir regulaciones estrictas (por ejemplo, en la provincia de Chaco), (ii) donde ambos grupos son poderosos, los gobernadores diseñan regulaciones estrictas pero su aplicación es baja para satisfacer las demandas de grandes terratenientes (por ejemplo, en la provincia de Santiago del Estero), y (iii) donde los conservacionistas no están organizados y los terratenientes son influyentes, las regulaciones son permisivas y se aplican débilmente (es decir, en la provincia de Salta). En contraste, encontramos que la aplicación de los OTBN ha sido homogéneamente baja, ya que el desmonte en zonas protegidas (amarillo y rojo) representó más de la mitad del área deforestada ilegalmente en las tres provincias. Además, encontramos que en dos de tres provincias (Chaco y Salta) los gobernadores cambiaron las normas para hacerlas más permisivas. Permitieron el desmonte en áreas recategorizadas en establecimientos medianos y grandes con tierras más aptas para la producción. Por lo tanto, la gobernanza forestal *de facto* se ha movilizado "siguiendo al mercado" (Nansikombi et al., 2020; Nolte et al., 2017a; Seghezzo et al., 2011) y ha amplificado las asimetrías de poder, ya que los gobiernos subnacionales flexibilizaron las regulaciones donde las ganancias esperadas eran mayores y los terratenientes ya eran poderosos.

Las dinámicas de poder se consideran cada vez más como determinantes clave de los resultados de conservación (Berbés-Blázquez et al., 2016); sin embargo, la evidencia empírica y cuantitativa de tal influencia es escasa. Aquí mostramos que las características individuales de los agentes (es decir, su *poder* y el *tamaño de su establecimiento*), en combinación con el *contexto institucional* subnacional, explican un tercio de la variación en el *tamaño* de los eventos de deforestación ilegal. Los mecanismos de incumplimiento de los agentes poderosos están relacionados con su *capital económico* y *vínculos con el poder político*. Las sanciones económicas existentes por infracciones a la Ley de Bosques son insuficientes para evitar los desmontes ilegales, siendo que son incorporadas como un costo adicional de producción por parte de productores con alto capital económico (Di Pangracio & Cáceres, 2020). Paralelamente, el *lobby* y el financiamiento de campañas políticas por parte de grupos de terratenientes, así como los lazos políticos y familiares entre productores y funcionarios gubernamentales fomentan la corrupción, lo que resulta en desmontes ilegales a cambio de apoyo político (Milmanda & Garay, 2019; Smith et al., 2012). Las estrechas interacciones y alianzas entre agentes poderosos y gobiernos subnacionales también se han asociado con la baja aplicación de las normas de uso de la tierra y la deforestación en áreas protegidas en África (Albertazzi et al., 2018; Samndong et al., 2018; Sulaiman et al., 2017), en las fronteras agropecuarias del sudeste asiático (Bettinger, 2015; Currey et al., 2001), y en la Amazonía brasileña (Boekhout van Solinge, 2014; Lawson, 2010; London & Kelly, 2007).

Los resultados de nuestro modelo respaldan un ciclo de retroalimentación positiva entre el *poder del agente* y el *área deforestada ilegalmente*, mediado por el *tamaño del establecimiento* y el *tipo de ilegalidad*. En este bucle, los agentes ya poderosos (generalmente agentes extralocales de otras regiones que invierten capital excedente) expanden sus tierras despojando y desplazando a los pequeños propietarios (Cáceres, 2015; Goldfarb & van der Haar, 2015; Román et al., 2007; Schoneveld et al., 2011). Las grandes propiedades se asocian con un mayor poder económico a través de las altas ganancias y tienen una mayor influencia en los gobiernos provinciales a través de los impuestos sobre las exportaciones (Seghezzo et al., 2011). Los grandes productores pueden simultáneamente privatizar y concentrar la tenencia de la tierra (Faingerch et al., 2021) y presionar al gobierno para que relaje las regulaciones de uso de la tierra en sus establecimientos (Seghezzo et al., 2011). Dos hallazgos adicionales proporcionan evidencia sobre este ciclo de retroalimentación. En primer lugar, el *área deforestada ilegalmente* fue 18 veces mayor en las propiedades administradas por agentes poderosos, quienes fueron los únicos que desmontaron en áreas recategorizadas. En segundo lugar, la simulación de políticas que combinó la concentración de tierras y grandes recategorizaciones se asoció con aumentos en el *tamaño* de los eventos de deforestación ilegal mayores que los causados por cualquiera de las dos políticas por sí solas. Este es un escenario plausible considerando la tendencia creciente en los precios internacionales de las materias primas y las rentas extraordinarias de la producción de materias primas (Alcañiz & Gutierrez, 2020; Godar et al., 2012).

Desarticular las dinámicas institucionales y de poder generalizadas que subyacen a la deforestación ilegal requiere una combinación inteligente de políticas. Dada la fuerte influencia del comercio internacional de productos básicos en el cambio del uso de la tierra, la eficacia de las políticas de conservación forestal depende de la integración de instrumentos en los sectores económico, agropecuario, y ambiental, así como de la alineación de sus objetivos en conflicto (Börner et al., 2020; Gutierrez, 2017; Harahap et al., 2017; Huaranca et al., 2019). Una política clave con el potencial de permitir la conservación de los bosques implica reformar la tenencia de la tierra para evitar una mayor concentración de la tierra y acumulación de poder por parte de grandes terratenientes (Börner et al., 2020), por ejemplo, aumentando la seguridad de la tenencia de la tierra administrada por criollos y pueblos originarios (Faingerch et al., 2021). Esto debería ir acompañado de incentivos políticos para la promoción de sistemas de uso de la tierra que agreguen valor a los bosques a nivel local (p. ej., productos forestales no maderables) y cadenas de suministro que aumenten el costo de oportunidad de la deforestación (Alcañiz & Gutierrez, 2020; Lambin et al., 2018; Nepstad et al., 2014). Los desincentivos para una

mayor deforestación ilegal también serán críticos. Dada la ineficacia de las sanciones económicas, la deforestación ilegal debe tipificarse como delito ambiental penal en la legislación argentina. En resumen, se necesita una combinación inteligente de políticas para interrumpir el círculo vicioso de acumulación de poder de los productores y la debilidad institucional subnacional que subyace a la deforestación ilegal.

5. Conclusiones

Nuestro estudio de caso en el Chaco argentino ilustra cómo las interacciones entre agentes poderosos e instituciones débiles, en un contexto de rentas de la tierra extraordinarias, permiten la deforestación ilegal. Agregamos evidencia cuantitativa crítica e información cualitativa valiosa sobre el papel de las instituciones subnacionales y el poder de los agentes en la configuración de la deforestación ilegal en esta importante frontera agropecuaria, que alberga biodiversidad y reservas de carbono relevantes a nivel mundial. Para ello, utilizamos redes bayesianas, que nos permitieron combinar datos sobre eventos de deforestación ilegal extraídos de noticias e informes con datos cuantitativos y de ubicación, así como información socioeconómica a nivel de agente. Las simulaciones de políticas revelaron el efecto interactivo de las configuraciones de tenencia de la tierra y las regulaciones del uso de la tierra sobre la deforestación ilegal. Comprender la influencia simultánea e interrelacionada de múltiples factores (es decir, sociales, institucionales y biofísicos) corrobora la necesidad de instigar combinaciones de políticas inteligentes para abordar de manera efectiva los problemas de conservación que atraviesan escalas y sectores diversos.

Declaración de crédito de los/as autores

Daniel Blum: Recolección de datos, procesamiento de datos, análisis formal, investigación, metodología, visualización, redacción: revisión y edición. Matías Mastrángelo: Supervisión, Conceptualización, Metodología, Redacción – borrador original. Zhanli Sun: Procesamiento y modelado de datos; Redacción: revisión y edición. Sebastián Aguiar: Conceptualización, Redacción – revisión y edición. Daniel Mueller: Redacción: revisión y edición. Ana Álvarez: Recolección de datos. Sergio Domingo: Recolección de datos. Inés Aguirre: Recolección de datos.

Declaración de intereses en competencia

Los autores declaran que no tienen intereses financieros en competencia ni relaciones personales conocidas que pudieran haber influido en el trabajo informado en este documento.

Agradecimientos

Agradecemos a las personas entrevistadas por su disposición a compartir sus conocimientos. Esta investigación no recibió ninguna subvención específica de agencias de financiación en los sectores público, comercial, o sin fines de lucro.

Material suplementario

El material suplementario puede ser encontrado en la versión online.

Referencias

AGN. (2017). *Implementación de la Ley 26331, 2013–2016. Auditoría General de la Nación.*

Aguiar, S., Mastrangelo, M. E., García Collazo, M. A., Camba Sans, G. H., Mosso, C. E., Ciuffoli, L., Schmidt, M., Vallejos, M., Langbehn, L., Brassiolo, M., Cáceres, D., Merlinsky, G., Paruelo, J. M., Seghezzo, L., Staiano, L., Texeira, M., Volante, J. N., & Verón, S. R. (2018). ¿Cuál es la situación de la Ley de Bosques en la Región Chaqueña a diez años de su sanción? Revisar su pasado para discutir su futuro. *Ecología Austral*, 28(2), 400–417.

<https://doi.org/10.25260/ea.18.28.2.0.677>

Aguiar, S., Texeira, M., Paruelo, J. M., & Román, M. E. (2016). Conflictos por la tenencia de la tierra en la provincia de Santiago del Estero. Su relación con los cambios en el uso de la tierra. *Transformaciones Agrarias Argentinas Durante Las Últimas Décadas: Una Visión Desde Santiago Del Estero y Buenos Aires.*, October, 199–225.

Albertazzi, S., Bini, V., Lindon, A., & Trivellini, G. (2018). Relations of power driving tropical deforestation: A case study from the mau forest (Kenya). *Belgeo*, 2, 0–19. <https://doi.org/10.4000/belgeo.24223>

Alcañiz, I., & Gutierrez, R. A. (2020). Between the global commodity boom and subnational state capacities: Payment for environmental services to fight deforestation in Argentina. *Global Environmental Politics*, 20(1), 38–59. https://doi.org/10.1162/glep_a_00535

Aldrich, S., Walker, R., Simmons, C., Caldas, M., & Perz, S. (2012). Contentious Land Change in the Amazon's Arc of Deforestation. *Annals of the Association of American Geographers*, 102(1), 103–128. <https://doi.org/10.1080/00045608.2011.620501>

Baumann, M., Gasparri, I., Piquer-Rodríguez, M., Gavier Pizarro, G., Griffiths, P., Hostert, P., & Kuemmerle, T. (2016). Carbon emissions from agricultural expansion and intensification in the Chaco. *Global Change Biology*, 23(5), 1902–1916. <https://doi.org/10.1111/gcb.13521>

Berbés-Blázquez, M., González, J. A., & Pascual, U. (2016). Towards an ecosystem services approach that addresses social power relations. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 19, 134–143. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.02.003>

Bettinger, K. A. (2015). Political contestation, resource control and conservation in an era of decentralisation at Indonesia's Kerinci Seblat National Park. *Asia Pacific Viewpoint*, 56(2), 252–266. <https://doi.org/10.1111/apv.12069>

Boekhout van Solinge, T. (2014). The Illegal Exploitation of Natural Resources. *Oxford Handbooks Online*, November, 1–21. <https://doi.org/10.1093/oxfordhb/9780199730445.013.024>

Bolsi, A., Longhit, F., & Paolasso, P. (2009). Pobreza y mortalidad infantil en el norte grande Argentino. Un aporte para la formulación de políticas públicas. *Cuadernos Geograficos*, 5462(45), 231–261.

Börner, J., Schulz, D., Wunder, S., & Pfaff, A. (2020). The effectiveness of forest conservation policies and programs. *Annual Review of Resource Economics*, 12, 45–64. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-110119-025703>

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>

Burkett-Cadena, N. D., & Vittor, A. Y. (2017). Deforestation and vector-borne disease: Forest conversion favors important mosquito vectors of human pathogens. In *Basic and Applied Ecology* (Vol. 26). Elsevier GmbH. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.09.012>

Cabido, M., & Zak, M. (1999). *Vegetación del Norte de Córdoba*.

Cabrol, D. A., & Cáceres, D. M. (2017). Disputes over common goods and its impact on the appropriation of ecosystem services. The law for protection of native forests, in the province of Córdoba, Argentina. *Ecología Austral*, 27(1-bis), 134–145. <https://doi.org/10.25260/ea.17.27.1.1.273>

Cáceres, D. M. (2015). Accumulation by Dispossession and Socio-Environmental Conflicts Caused by the Expansion of Agribusiness in Argentina. *Journal of Agrarian Change*, 15(1), 116–147. <https://doi.org/10.1111/joac.12057>

Camba Sans, G. H., Aguiar, S., Vallejos, M., & Paruelo, J. M. (2018). Assessing the effectiveness of a land zoning policy in the Dry Chaco. The Case of Santiago del Estero, Argentina. *Land Use Policy*, 70(October 2017), 313–321. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.10.046>

Carr, D. L., Lopez, A. C., & Bilsborrow, R. E. (2009). The population, agriculture, and environment nexus in Latin America: Country-level evidence from the latter half of the twentieth century. *Population and Environment*, 30(6), 222–246. <https://doi.org/10.1007/s11111-009-0090-4>

Ceddia, M. G., & Zepharovich, E. (2017). Jevons paradox and the loss of natural habitat in the Argentinean Chaco: The impact of the indigenous communities' land titling and the Forest Law in the province of Salta. *Land Use Policy*, 69(June), 608–617. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.09.044>

- Chen, S. H., & Pollino, C. A. (2012). Good practice in Bayesian network modelling. *Environmental Modelling and Software*, 37, 134–145. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.03.012>
- Cobb, B. R., Rumí, R., & Salmerón, A. (2007). Bayesian network models with discrete and continuous variables. *Studies in Fuzziness and Soft Computing*, 213(2007), 81–102. https://doi.org/10.1007/978-3-540-68996-6_4
- Cotula, L., Vermeulen, S., Leonard, L., & Keeley, J. (2009). Land grab or development opportunity?: agricultural investment and international land deals in Africa. In *International Institute for Environment and Development, London, UK*.
- Currey, D., Doherty, F., Lawson, S., Newman, L., & Ruwindrijarto, A. (2001). *Timber trafficking. Illegal logging in Indonesia, South East Asia and international consumption of illegally sourced timber. Report. Environmental Investigation Agency (EIA) and Telapak Indonesia, Washington, DC, USA*.
- Curtis, P. G., Slay, C. M., Harris, N. L., Tyukavina, A., & Hansen, M. C. (2018). Classifying drivers of global forest loss. *Science*, 361(6407), 1108–1111. <https://doi.org/10.1126/science.aau3445>
- Darwiche, A. (2008). Chapter 11 Bayesian Networks. *Foundations of Artificial Intelligence*, 3(07), 467–509. [https://doi.org/10.1016/S1574-6526\(07\)03011-8](https://doi.org/10.1016/S1574-6526(07)03011-8)
- Di Pangraccio, A., & Cáceres, N. (2020). *Diagnostico Actualizado del Estado de Implementación Ley N° 26.331. Archivo Digital: descarga y online ISBN 978-950-9427-35-8. FARN. https://farn.org.ar/wp-content/uploads/2020/07/FVSA-FARN_Diagnostico-estado-de-implementacion_compressed.pdf*
- Di Pangraccio, A., Napoli, A., & Sangalli, F. (2014). *Informe Ambiental Anual. 1a ed. Buenos Aires: Fundación Ambiente y Recursos Naturales. ISBN 978-987-29259-1-8 1*.
- Dummet, C., & Blundell, A. (2021). Illicit harvest, complicit goods: the state of illegal deforestation for agriculture. *Forest Trends Report, May*, 1–81. <https://www.forest-trends.org/publications/illicit-harvest-complicit-goods/>
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34, 487–515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- Faingerch, M., Vallejos, M., Texeira, M., & Mastrangelo, M. E. (2021). Land privatization and deforestation in a commodity production frontier. *Conservation Letters, July 2020*, 1–10. <https://doi.org/10.1111/conl.12794>
- Fargione, J., Hill, J., Tillman, D., Polasky, S., & Hawthorne, P. (2008). Land Clearing and the Biofuel Carbon Debt. *Science*, 319(February), 1235–1239. <https://doi.org/10.7551/mitpress/3629.003.0022>
- Fernández, P. D., de Waroux, Y. le P., Jobbágy, E. G., Loto, D. E., & Gasparri, N. I. (2020). A hard-to-keep promise: Vegetation use and aboveground carbon storage in silvopastures of the Dry Chaco. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 303(July), 107117. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107117>
- Fick, S. E., & Hijmans, R. J. (2017). WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 37(12), 4302–4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>
- Galaz, V., Crona, B., Dauriach, A., Jouffray, J. B., Österblom, H., & Fichtner, J. (2018). Tax havens and global environmental degradation. *Nature Ecology and Evolution*, 2(9), 1352–1357. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0497-3>
- García Collazo, M. A. G., Panizza, A., & Paruelo, J. M. (2013). Ordenamiento territorial de bosques nativos: Resultados de la zonificación realizada por provincias del norte Argentino. *Ecología Austral*, 23(2), 97–107. <https://doi.org/10.25260/ea.13.23.2.0.1165>
- 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., 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*, 23(6), 1605–1614. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.09.007>
- Gasparri, N. I., Grau, H. R., & Sacchi, L. V. (2015). Determinants of the spatial distribution of cultivated land in the North Argentine Dry Chaco in a multi-decadal study. *Journal of Arid Environments*, 123, 31–39. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.05.005>

- Giménez, A., Hernández, P., Figueroa, M., & Barrionuevo, I. (2011). Diversidad del estrato arbóreo en los bosques del Chaco Semiárido. *Quebracho (Santiago Del Estero)*, 19(1), 24–37.
- Godar, J., Tizado, E. J., & Pokorny, B. (2012). Who is responsible for deforestation in the Amazon? A spatially explicit analysis along the Transamazon Highway in Brazil. *Forest Ecology and Management*, 267(March), 58–73. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.11.046>
- Goldfarb, L., & van der Haar, G. (2015). The moving frontiers of genetically modified soy production: shifts in land control in the Argentinian Chaco. *Journal of Peasant Studies*, 43(2), 562–582. <https://doi.org/10.1080/03066150.2015.1041107>
- Gómez Lende, S. (2018). Destrucción De Bosques Nativos Y Deforestación Ilegal: El Caso Argentino (1998-2016). *Native Forests' Destruction and Illegal Logging: The Argentinean Case During the 1998-2016 Period.*, 64(64), 154–180. <http://10.0.23.130/geografia/2018/349551%0Ahttp://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=a9h&AN=134707369&lang=es&site=ehost-live>
- Gore, M. L., Braszak, P., Brown, J., Cassey, P., Duffy, R., Fisher, J., Graham, J., Justo-Hanani, R., Kirkwood, A. E., Lunstrum, E., Machalaba, C., Massé, F., Manguiat, M., Omrow, D., Stoett, P., Wyatt, T., & White, R. (2019). Transnational environmental crime threatens sustainable development. *Nature Sustainability*, 2(9), 784–786. <https://doi.org/10.1038/s41893-019-0363-6>
- Gutierrez, R. A. (2017). La confrontación de coaliciones sociedad-Estado: la política de protección de bosques nativos en Argentina (2004-2015). *Revista SAAP*, 11(2), 283–312.
- Haddad, N., Brudvig, L., Clobert, J., Davies, K., Gonzalez, A., Holt, R., Lovejoy, T., Sexton, J., Austin, M., Collins, C., Cook, W., Damschen, E., Ewers, R., Foster, B., Jenkins, C., King, A., Laurance, W., Levey, D., Margules, C., ... Towshend, J. (2015). Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Applied Mechanics and Materials*, 315(March), 108–112. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.315.108>
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S., Tuyukavina, A., Thau, D., Stehman, V., Goetz, S., Loveland, T., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C., & Towshend, J. (2013). High-Resolution Global Maps of. *Science*, 850(November), 850–854. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>
- Harahap, F., Silveira, S., & Khatiwada, D. (2017). Land allocation to meet sectoral goals in Indonesia—An analysis of policy coherence. *Land Use Policy*, 61, 451–465. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2016.11.033>
- Huaranca, L. L., Iribarnegaray, M. A., Albesa, F., Volante, J. N., Brannstrom, C., & Seghezzo, L. (2019). Social Perspectives on Deforestation, Land Use Change, and Economic Development in an Expanding Agricultural Frontier in Northern Argentina. *Ecological Economics*, 165(April), 106424. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106424>
- INTA. (1990). *Suelos de la República Argentina, Versión 1.0. Versión digital corregida y ajustada mediante técnicas actuales de ingeniería SIG en base a la información original vectorizada a partir de los mapas de suelos provinciales que integran el Atlas de Suelos.*
- IPCC. (2014). Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU). In: *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, (Vol. 1, pp. 811–922). <https://doi.org/10.1017/cbo9781107415416.017>
- Jensen, F. (2001). Springer Science & Business Media. In *Bayesian Networks and Decision Graphs* (Vol. 13). https://books.google.ie/books?id=jzbY4NisxckC&printsec=frontcover&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f=false
- Lambin, E. F., Gibbs, H. K., Heilmayr, R., Carlson, K. M., Fleck, L. C., Garrett, R. D., Le Polain De Waroux, Y., McDermott, C. L., McLaughlin, D., Newton, P., Nolte, C., Pacheco, P., Rausch, L. L., Streck, C., Thorlakson, T., & Walker, N. F. (2018). The role of supply-chain initiatives in reducing deforestation. In *Nature Climate Change* (Vol. 8, Issue 2, pp. 109–116). Nature Publishing Group. <https://doi.org/10.1038/s41558-017-0061-1>
- Lawson, S. (2010). Illegal Logging and Related Trade. Indicators of the Global Response. *Review of European Community and International Environmental Law*, 14(July), 1–8.

http://www.chathamhouse.org/sites/files/chathamhouse/public/Research/Energy, Environment and Development/0710bp_illegallogging.pdf

Lawson, S. (2014). Illegal Logging in the Democratic Republic of the Congo. *Chatham House*, 0, 29.

London, M., & Kelly, B. (2007). The Last Forest. The Amazon in the Age of Globalisation. New York. In *Random House*.

Magliocca, N., Torres, A., Margulies, J., McSweeney, K., Arroyo-Quiroz, I., Carter, N., Curtin, K., Easter, T., Gore, M., Hübschle, A., Massé, F., Rege, A., & Tellman, E. (2021). Comparative Analysis of Illicit Supply Network Structure and Operations: Cocaine, Wildlife, and Sand. *Journal of Illicit Economies and Development*, 3(1), 50–73. <https://doi.org/10.31389/jied.76>

Marcot, B. G., Steventon, J. D., Sutherland, G. D., & McCann, R. K. (2006). Guidelines for developing and updating Bayesian belief networks applied to ecological modeling and conservation. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(12), 3063–3074. <https://doi.org/10.1139/X06-135>

Margono, B. A., Potapov, P. V., Turubanova, S., Stolle, F., & Hansen, M. C. (2014). Primary forest cover loss in indonesia over 2000-2012. *Nature Climate Change*, 4(8), 730–735. <https://doi.org/10.1038/nclimate2277>

Mastrangelo, M. E., & Gavin, M. C. (2012). Trade-Offs between Cattle Production and Bird Conservation in an Agricultural Frontier of the Gran Chaco of Argentina. *Conservation Biology*, 26(6), 1040–1051. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2012.01904.x>

Mastrangelo, M., Sun, Z., Seghezzo, L., & Müller, D. (2019). Survey-based modeling of land-use intensity in agricultural frontiers of the Argentine dry Chaco. *Land Use Policy*, 88(February), 104183. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104183>

MAYDS. (2017). Ley N° 26.331 de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos - Informe de estado de implementación 2010-2016. In *MAYDS*. https://www.argentina.gob.ar/sites/default/files/informe_de_implementacion_2010_-_2016.pdf

MEFP. (2012). *Provincia de Salta/Provincia de Santiago del Estero/Provincia del Chaco/Provincia de Formosa (Fichas provinciales)*. Dirección Nacional de Desarrollo Regional, Ministerio de Economía y Finanzas Públicas.

Milmanda, B., & Garay, C. (2019). Subnational variation in forest protection in the Argentine Chaco. *World Development*, 118, 79–90. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2019.02.002>

Müller, R., Müller, D., Schierhorn, F., Gerold, G., & Pacheco, P. (2012). Proximate causes of deforestation in the Bolivian lowlands: An analysis of spatial dynamics. *Regional Environmental Change*, 12(3), 445–459. <https://doi.org/10.1007/s10113-011-0259-0>

Murphy, M. (2008). Atlas agroclimático de la Argentina. In *Atlas agroclimático de la Argentina* (p. 130).

Nansikombi, H., Fischer, R., Ferrer Velasco, R., Lippe, M., Kalaba, F. K., Kabwe, G., & Günter, S. (2020). Can de facto governance influence deforestation drivers in the Zambian Miombo? *Forest Policy and Economics*, 120(September), 102309. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2020.102309>

Nepstad, D., McGrath, D., Stickler, C., Alencar, A., Azevedo, A., Swette, B., Bezerra, T., DiGiano, M., Shimada, J., Da Motta, R. S., Armijo, E., Castello, L., Brando, P., Hansen, M. C., McGrath-Horn, M., Carvalho, O., & Hess, L. (2014). Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science*, 344(6188), 1118–1123. <https://doi.org/10.1126/science.1248525>

Nolte, C., le Polain de Waroux, Y., Munger, J., Reis, T. N. P., & Lambin, E. F. (2017a). Conditions influencing the adoption of effective anti-deforestation policies in South America's commodity frontiers. *Global Environmental Change*, 43, 1–14. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.01.001>

Nolte, C., le Polain de Waroux, Y., Piquer-Rodríguez, M., Butsic, V., Gobbi, B., & Lambin, E. F. (2017b). Decentralized Land Use Zoning Reduces Large-scale Deforestation in a Major Agricultural Frontier. *Ecological Economics*, 136, 30–40. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.02.009>

Paolasso, P., Krapovickas, J., & Gasparri, N. I. (2012). Deforestación, expansión agropecuaria y dinámica demográfica en el Chaco Seco Argentino durante la década de los noventa. *Latin American Studies Association Stable*, 47(1), 35–63.

- Patz, J. A., Daszak, P., Tabor, G. M., Aguirre, A. A., Pearl, M., Epstein, J., Wolfe, N. D., Kilpatrick, A. M., Foutopoulos, J., Molyneux, D., Bradley, D. J., Amerasinghe, F. P., Ashford, R. W., Barthelemy, D., Bos, R., Bradley, D. J., Buck, A., Butler, C., Chivian, E. S., ... Zakarov, V. (2004). Unhealthy landscapes: Policy recommendations on land use change and infectious disease emergence. *Environmental Health Perspectives*, 112(10), 1092–1098. <https://doi.org/10.1289/ehp.6877>
- Peel, M. C., Finlayson, B. L., & McMahon, T. (2007). Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, 11(3), 1633–1644. <https://doi.org/10.1002/hpp.421>
- Pollino, C. A., Woodberry, O., Nicholson, A., Korb, K., & Hart, B. T. (2007). Parameterisation and evaluation of a Bayesian network for use in an ecological risk assessment. *Environmental Modelling and Software*, 22(8), 1140–1152. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2006.03.006>
- Portillo-Quintero, C. A., & Sánchez-Azofeifa, G. A. (2010). Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. *Biological Conservation*, 143(1), 144–155. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.020>
- Rajão, R., Soares-Filho, B., Nunes, F., Börner, J., Machado, L., Assis, D., Oliveira, A., Pinto, L., Ribeiro, V., Rausch, L., Gibbs, H., & Figueira, D. (2020). The rotten apples of Brazil's agribusiness. *Science*, 369(6501), 246–248. <https://doi.org/10.1126/science.aba6646>
- Reboratti, C. (2008). *La expansión de la soja en el norte de la Argentina: Impactos ambientales y sociales* (Vol. 15).
- Richards, M., Wells, A., Del Gatto, F., Contreras Hermosilla, A., & Pommier, D. (2003). Impacts of illegality and barriers to legality: A diagnostic analysis of illegal logging in Honduras and Nicaragua. *International Forestry Review*, 5(3), 282–292. <https://doi.org/10.1505/IFOR.5.3.282.19153>
- Román, M., González, M. C., & Lipshitz, H. (2007). Agriculturización o expansión de la frontera agrícola. Un análisis comparativo entre zonas pampeanas y no pampeanas. *Estudios Agrarios y Agroindustriales*. Buenos Aires, 5.
- Samdong, R. A., Bush, G., Vatn, A., & Chapman, M. (2018). Institutional analysis of causes of deforestation in REDD+ pilot sites in the Equateur province: Implication for REDD+ in the Democratic Republic of Congo. *Land Use Policy*, 76(February), 664–674. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.02.048>
- Schlesinger, P., Muñoz Brenes, C. L., Jones, K. W., & Vierling, L. A. (2017). The Trifinio Region: a case study of transboundary forest change in Central America. *Journal of Land Use Science*, 12(1), 36–54. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2016.1261948>
- Schoneveld, G. C., German, L., & Nutakor, E. (2011). Land-based Investments for Rural Development ? A Grounded Analysis of the Local Impacts of Biofuel Feedstock Plantations in Ghana. *Ecology and Society*, 16(4), 1–16.
- Seghezzo, L., Volante, J. N., Paruelo, J. M., Somma, D. J., Buliubasich, E. C., Rodríguez, H. E., Gagnon, S., & Hufty, M. (2011). Native forests and agriculture in Salta (Argentina): Conflicting visions of development. *Journal of Environment and Development*, 20(3), 251–277. <https://doi.org/10.1177/1070496511416915>
- Siebert, U., & Elwert, G. (2004). Combating corruption and illegal logging in Bénin, West Africa: Recommendations for forest sector reform. *Journal of Sustainable Forestry*, 19(1–3), 239–261. https://doi.org/10.1300/J091v19n01_11
- Slutzky, D. (2005). Los conflictos por la tierra en un área de expansión agropecuaria del NOA . La situación de los pequeños productores y los pueblos originarios. *Revista Interdisciplinaria de Estudios Agrarios*, 23(1), 2–4.
- Smith, J., Obidzinski, K., Subarudi, S., & Suramenggala, I. (2012). Illegal Logging, Collusive Corruption and Fragmented Governments in Kalimantan, Indonesia. In *Illegal Logging* (p. 19).
- Smith, K. F., Goldberg, M., Rosenthal, S., Carlson, L., Chen, J., Chen, C., & Ramachandran, S. (2014). Global rise in human infectious disease outbreaks. *Journal of the Royal Society Interface*, 11(101), 1–7. <https://doi.org/10.1098/rsif.2014.0950>
- Sulaiman, C., Abdul-Rahim, A. S., Mohd-Shahwahid, H. O., & Chin, L. (2017). Wood fuel consumption, institutional quality, and forest degradation in sub-Saharan Africa: Evidence from a dynamic panel framework. *Ecological Indicators*, 74, 414–419. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.11.045>
- Sun, Z., & Müller, D. (2012). A framework for modeling payments for ecosystem services with agent-based models, Bayesian belief networks and opinion dynamics models. *Environmental Modelling and Software*, 45, 15–28. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2012.06.007>

- Sundström, A. (2016). Understanding illegality and corruption in forest governance. *Journal of Environmental Management*, 181, 779–790. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.020>
- Tellman, B., Sesnie, S. E., Magliocca, N. R., Nielsen, E. A., Devine, J. A., McSweeney, K., Jain, M., Wrathall, D. J., Dávila, A., Benessaiah, K., & Aguilar-Gonzalez, B. (2020). Illicit Drivers of Land Use Change: Narcotrafficking and Forest Loss in Central America. *Global Environmental Change*, 63(February), 102092. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2020.102092>
- Tesfaw, A. T., Pfaff, A., Golden Kroner, R. E., Qin, S., Medeiros, R., & Mascia, M. B. (2018). Land-use and land-cover change shape the sustainability and impacts of protected areas. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 115(9), 2084–2089. <https://doi.org/10.1073/pnas.1716462115>
- Ticehurst, J. L., Curtis, A., & Merritt, W. S. (2011). Using Bayesian Networks to complement conventional analyses to explore landholder management of native vegetation. *Environmental Modelling and Software*, 26(1), 52–65. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2010.03.032>
- Tilman, D., Clark, M., Williams, D. R., Kimmel, K., Polasky, S., & Packer, C. (2017). Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. *Nature*, 546(7656), 73–81. <https://doi.org/10.1038/nature22900>
- Torrella, S., & Adámoli, J. (2005). Ecorregión Chaco Seco. In *Situación ambiental argentina 2005*.
- Torrella, S., Piquer-Rodríguez, M., Levers, C., Ginzburg, R., Gavier-Pizarro, G., & Kummerle, T. (2018). Multiscale spatial planning to maintain forest connectivity in the Argentine Chaco in the face of deforestation. *Ecology and Society*, 23(4), 1–19. <https://doi.org/10.5751/ES-10546-230437>
- UMSEF-MAYDS. (2019). *Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal - Monitoreo de la Superficie de Bosque Nativode la República Argentina - MAYDS*. <https://www.argentina.gob.ar/ambiente/bosques/umsef>
- Uusitalo, L. (2007). Advantages and challenges of Bayesian networks in environmental modelling. *Ecological Modelling*, 203(3–4), 312–318. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.11.033>
- Vallejos, M., Camba Sans, G. H., Aguiar, S., Mastrángelo, M. E., & Paruelo, J. M. (2021). The law is spider’s web: An assessment of illegal deforestation in the Argentine Dry Chaco ten years after the enactment of the “Forest Law.” *Environmental Development*, 38(November 2019). <https://doi.org/10.1016/j.envdev.2021.100611>
- 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(1700), 3–11. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2014.11.009>
- Vallejos, María, Álvarez, A. L., & Paruelo, J. M. (2020). *How are indigenous communities being affected by deforestation and degradation in northern Argentina? November*. <https://doi.org/10.20944/preprints202011.0568.v1>
- Van Schendel, W., & Abraham, I. (2005). *Illicit flows and criminal things: States, borders, and the other side of globalization*. Indiana University Press. Indiana University Press.
- Verburg, P. H., Alexander, P., Evans, T., Magliocca, N. R., Malek, Z., Rounsevell, M. DA, & van Vliet, J. (2019). Beyond land cover change: towards a new generation of land use models. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 38(May), 77–85. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2019.05.002>
- 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>
- Volante, J., & Seghezzo, L. (2018). Can’t See the Forest for the Trees: Can Declining Deforestation Trends in the Argentinian Chaco Region be Ascribed to Efficient Law Enforcement? *Ecological Economics*, 146(December), 408–413. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.12.007>