



CIES
consorcio de investigación
económica y social

Construyendo conocimiento para mejores políticas



¿Son las transferencias directas condicionadas efectivas para detener la deforestación en la Amazonía?

VERSION PUBLICABLE
(PI IND/A1 -PB06)

Carlos Pérez Caveró
(PUCP)

21 de Julio de 2023

Auspicio:



CIES
consorcio de investigación
económica y social

Construyendo conocimiento para mejores políticas

FUNDACIÓN
M. J. Bustamante De la Fuente



SUPPORTING FREEDOM AROUND THE WORLD

a. Introducción

“Perú, país de bosques” es el slogan del Programa Nacional de Conservación de Bosques para la Mitigación del Cambio Climático. País de bosques porque más del 60% de la superficie está cubierta de bosques. Sin embargo, la deforestación es un fenómeno que afecta la Amazonía y debilita cualquier estrategia de mitigación para el cambio climático. Según información del MINAM, del 2001 al 2019 la pérdida de bosque ha sido de casi 2.5 millones de hectáreas (equivalente a la superficie total de La Libertad), que en promedio implica 128,069 hectáreas por año equivalente a un estadio de fútbol cada 4 minutos. Ante esta situación, existen diversas políticas destinadas a la conservación de la diversidad y evasión de la deforestación en la Amazonía. Una de ellas es el mecanismo de *Transferencias Directas Condicionadas (TDC)*, iniciadas en 2011, y que hasta fines del año 2022 ha involucrado la participación de más de 22 mil familias pertenecientes a 282 comunidades nativas, y una extensión de bosque de más de 3 millones de hectáreas, que en total implicaron cerca de 84 millones de soles destinados solo a las transferencias. El número de familias beneficiarias no es menor considerando que en 2017, 475 mil personas de la Amazonía eran parte de una comunidad originaria¹ (OXFAM 2021). El programa entrega un incentivo monetario (10 soles por hectárea) a las comunidades condicional a la preservación del bosque dentro de sus límites legales y al cumplimiento de un plan de gestión del incentivo monetario, mediante un contrato por cinco años. A pesar de la importancia de este programa, solo existe una evaluación de la efectividad del programa, centrado en el piloto de este (Giudice et al 2019).

El objetivo principal de esta investigación es evaluar la efectividad de las TDC sobre la deforestación (2011-2019)². Para este objetivo, (A) se combinan datos satelitales sobre pérdida de bosque, información geográfica, información socioeconómica, y datos administrativos sobre TDC; y (B) se utilizan diversas técnicas quasi-experimentales para aproximarnos al efecto causal de las TDC. De manera adicional y exploratoria, se analiza (i) los efectos de largo plazo de las TDC (¿qué pasa cuando se termina el contrato?), (ii) la efectividad del programa cuando el costo de oportunidad de las comunidades incrementa (entendido como el incremento de precios de cultivos y *commodities* alternativos), y (iii) de manera superficial, por limitación de datos y por estar fuera del objetivo principal de la investigación, el rol de los roles de género en la efectividad y manejo de las TDC.

Tras el uso de diferentes estrategias de evaluación, el estudio concluye que el Mecanismo de TDC ha tenido un efecto limitado o nulo en reducir la deforestación en la Amazonía. Si algo, el programa redujo la probabilidad de episodios de deforestación durante el convenio (margen extensivo), pero este no se tradujo en hectáreas evitadas en deforestación respecto a un grupo control (margen intensivo). Incluso, se encuentra evidencia sugerente sobre incrementos de presiones de deforestación tras finalizar el programa a niveles incluso superiores a períodos pre-contrato, lo cual podría responder a un desplazamiento de motivaciones intrínsecas de protección ambiental ante la presencia de incentivos económicos. Esta falta de *adicionalidad* en conservación es común en este tipo de políticas

¹ Si bien las definiciones de “comunidad nativa” y “comunidad originaria” no son las mismas, están relacionadas y sirven como referente para algunas estadísticas rápidas.

² Inicialmente se planteó la evaluación del período 2001-2021, pero solo se cuenta con información de deforestación para hasta 2020, el cual fue un año en el que el mecanismo TDC tuvo dificultades para su implementación y monitoreo debido a la pandemia, por esto se decidió realizar el estudio hasta el año 2019.

(Pagos por Servicios Ambientales), y responden a una selección adversa en las comunidades que participan del programa: participan aquellas que hubiesen conservado el bosque de la misma manera independientemente de ser parte del programa. El programa no presenta efectos de largo plazo, y exploratoriamente no se encuentra evidencia correlacional sobre el rol de cambios en el costo de oportunidad en el éxito del programa, más si sobre el rol de una mayor presencia de mujeres en la comunidad.

Esta investigación contribuye y dialoga con la aún incipiente literatura cuantitativa sobre las causas de la deforestación en el Perú y las políticas que buscan reducirla. Los trabajos de Miranda et al (2016), Orihuela y Pérez (2019) y Guerrero et al (2019) evalúan la efectividad de las Áreas Naturales Protegidas peruanas, Blackman et al (2017) la importancia de los derechos de propiedad comunal en la Amazonía, mientras que Giudice et al (2019) evalúa la efectividad del piloto de las TDC. De manera global, esta investigación conversa con la extensa literatura económica sobre Pagos por Servicios Ambientales (PES, por las siglas en inglés) en diversos contextos, resaltando los diversos trabajos de Jennifer Alix-García, Seema Jayachandran y Kelsey Jack, así como recientes revisiones teóricas y empíricas (Jayachandran 2022, Wunder et al 2020, Alix-García y Wolff 2015).

Existe relevancia académica y de políticas públicas en esta investigación. En primer lugar, si bien la literatura sobre PES es creciente, Perú ofrece un caso interesante por la magnitud de beneficiarios respecto a la población amazónica, y por centrarse en comunidades y no individuos, como la mayoría de los estudios previos. Este trabajo es uno de los primeros en evaluar cuantitativamente una política expandida de PES a nivel comunidad³. En segundo lugar, Perú es un país vulnerable al cambio climático (USAID 2012), y reducir la deforestación es una política de fortalecer las estrategias de mitigación de los efectos del cambio climático, sobre todo tomando en cuenta la deforestación es responsable del 51% de las emisiones de gases de efecto invernadero en Perú. Esta investigación se alinea con la agenda de investigación del CIES (3.3 Gestión Ambiental de recursos naturales y acción climática), y con el accionar del *Programa Bosques* (MINAM) cuyo presupuesto fue extendido por diez años más el 2020 (DS 003-2020 MINAM), teniendo un objetivo de incorporar a 1,000 comunidades al 2030. Por lo tanto, evaluar su efectividad de manera sistemática servirá de insumo para mejoras en la gestión de este.

El documento se organiza de la siguiente manera luego de esta introducción. Las secciones b y c presentan de manera sucinta el estado de la cuestión y el marco teórico sobre el cual se basa esta investigación. La Sección d describe el programa de TDC, mientras que la Sección e presenta los datos y la metodología a utilizarse, cuyos resultados son discutidos en la Sección f. La Sección g presenta una discusión sobre los resultados y concluye. Finalmente, las secciones h e i presentan recomendaciones de políticas y un plan de incidencia.

³ Además del mencionado Giudice et al (2019), se encuentran los estudios sobre PES colectivos en México, resaltando Alix-García et al (2015).

b. Estado de la cuestión

La deforestación es un fenómeno que afecta millones de hectáreas no solo en el Perú, sino también en el mundo. La conservación de los bosques es primordial para cualquier estrategia que mitigue las consecuencias del cambio climático. La deforestación mundial es responsable del 23% de las emisiones de gases de efecto invernadero (Greenpeace 2020), mientras que para el caso peruano es del 51% (MINAM 2023). Dadas las consecuencias negativas de la deforestación, y la importancia de la preservación de bosques, se han desarrollado diversos tipos de políticas de protección ambiental, entre las cuales destacan las Áreas Naturales Protegidas (ANP) y los Pagos por Servicios Ambientales (PES, por las siglas en inglés) (Sims y Alix-García, 2017). Un reciente estudio promovido por el CIES ha evaluado la efectividad de las ANP en el Perú (Orihuela y Pérez 2019), mientras que en esta investigación se propone evaluar el segundo tipo de políticas para el caso peruano, continuando con el trabajo de Giudice et al (2019) el cual evalúa los efectos del piloto del programa, encontrando una reducción moderada de pérdida de bosques en las comunidades que participan del programa de TDC.

Los estudios sobre PES utilizan datos desagregados como el píxel (cuadrado de dimensión pequeña como 3 km², 1 km² o 30 m²) y a nivel de comunidad o distrito. Resaltan aquellas investigaciones sobre el caso mexicano (Alix-García et al 2005, Alix García 2007, Alix-García 2008, Alix-García et al 2015), Brasil (Cisneros et al 2022), Costa Rica (Arriagada et al 2012, Robalino et al 2015, Robalino y Pfaff 2013), Uganda (Jayachandran 2013, Jayachandran et al 2017), Ecuador (Hayes et al 2022), Cambodia (Clements et al. 2013), Bolivia (Wiik et al. 2019) e India (Jack et al 2022). Cada programa tiene sus propias especificidades, como la duración de los contratos, monitoreo y cumplimiento del mismo, pero se han encontrado algunos consensos sobre los efectos y limitaciones de los PES. En particular, (i) existe un problema de selección adversa tal que las comunidades que participan en estos programas son comunidades con bajas amenazas de deforestación, lo cual se acentúa con problemas de focalización del programa (Wunder et al 2020, Jack et al 2008, Jayachandran 2022), y (ii) cuando se encuentran efectos, estos son pequeños por la razón anterior (Robalino y Pfaff 2013, Jayachandran 2013), utilizando la terminología de esta literatura, existe poca *adicionalidad*

De manera más amplia, este estudio se relaciona con (i) la literatura sobre las causas de la deforestación a nivel mundial, las cuales van desde razones de economía política (Burgess et al 2019, Burgess et al 2012), acceso a mercados (Pfaff et al 2007, Vilela et al 2020), transferencias monetarias (Alix-García 2013, Ferraro and Simorangkir 2020), entre otras; (ii) la literatura sobre políticas ambientales y deforestación, como las ANP (Robalino y Pfaff 2012, Miranda et al 2016, Orihuela y Pérez 2019, Pfaff 2012); (iii) con la literatura sobre manejo de recursos comunes (Ostrom 1990, Dietz y Ostrom 2010) y (iii) de manera tangencial⁴ con la literatura sobre conservación de bosque y género (Agarwal et al 2006, Agarwal 2009, Vanio y Paloneimi 2013, Asfaw et al 2013).

⁴ Como se mencionó previamente, la limitación de datos no permite una adecuada incorporación de los roles de género en este estudio.

c. Marco Teórico

La pregunta de investigación de este estudio es *¿cómo, si acaso, las transferencias económicas (des)incentivan a las comunidades a deforestar los bosques amazónicos?* De manera *secundaria y exploratoria*, se propone responder las siguientes preguntas: (i) *¿existen efectos de largo plazo al finalizar el contrato?*, (ii) *¿cómo cambia, si acaso, el efecto de las transferencias cuando actividades económicas que vinculan deforestar se vuelven más atractivas?*, y (iii) *¿cumplen los roles de género un papel diferencial en las preguntas previamente planteadas?*

La principal pregunta de investigación conversa con la literatura teórica sobre políticas ambientales en general (Hahn y Stavitsky 1992, Hahn 2000, Stavitsky 2007) y sobre el manejo de los comunes (Ostrom 1990, Dietz y Ostrom 2010). En particular con la de pagos por servicios ambientales (PES) (Wunder et al 2022, Alix-García y Wolff 2014, Jayachandran 2022b), cuya parte de su fundamentación se basa sobre las ideas de Ostrom acerca del manejo de los comunes por parte de aquellos que hacen uso de los servicios ambientales como el uso del bosque. Estos trabajos mencionados, así como los de la sección anterior discuten la importancia de los costos de oportunidad para los incentivos en participar en este tipo de programas y la mejor focalización que permita un programa más efectivo y eficiente. Por ejemplo, Alix-García et al (2019) sugiere que para el caso mexicano se podrían encontrar los mismos efectos con un presupuesto más reducido si se considera la heterogeneidad (debido a los costos de oportunidad) en disposición a aceptar las transferencias y el riesgo de deforestación (relacionado a focalización).

Asimismo, relacionado con las preguntas secundarias. Primero, se conversa con la literatura sobre los efectos de largo plazo de transferencias condicionadas, que han sido recientemente estudiados para otros contextos (Balboni et al 2022, Banerjee et al 2021, Parker y Vogl 2018), y también para el caso de deforestación en Uganda (Jayachandran et al 2017). Segundo, se conversa con la literatura sobre cómo los cambios en los costos de oportunidad influyen el accionar de los individuos como Dube y Vargas (2013) para el caso de violencia y *commodities* y Sviatschi (2022) para el caso de trabajo infantil. A pesar de la importancia de los cambios en los costos de oportunidad para la efectividad de las intervenciones como las TDC, este tema ha sido abordado únicamente de manera superficial en la literatura (Cisneros et al 2022, Jayachandran 2013, Alix-García et al 2015). Tercero, se conversa superficialmente con la literatura sobre manejo forestal y género (Agarwal et al 2006, Agarwal 2009, Vanio y Paloneimi 2013, Asfaw et al 2013). Finalmente, este estudio conversa con la literatura sobre economía ambiental en países en desarrollo, la cual muestra contextos, sistema de incentivos y restricciones diferentes que en países desarrollados, donde el grueso de la investigación se ha centrado (Jayachandran 2022a, Greenstone y Jack 2015, Jack 2017, Colmer et al 2021, Phaneuf y Requate 2016).

d. El mecanismo de Transferencias Directas Condicionadas

En esta sección se resume el proceso de focalización e implementación del programa. El mecanismo de TDC consiste en un convenio de 5 años entre el PNCB y una comunidad nativa o campesina titulada. Este convenio consiste en una subvención económica de 10 soles por hectárea/año para conservar un área determinada por la comunidad y cumplir con un plan de gestión del incentivo económico. El diseño e implementación de las TDC implica un proceso de selección de provincias priorizadas, selección de comunidades, admisión de comunidades, afiliación de comunidades, y monitoreo de condiciones y depósito de incentivos. La implementación de las TDC fue similar hasta el año 2018, año que se afiliaron cerca de la mitad de las comunidades que han sido parte del programa y cuando se hicieron modificaciones a la implementación, incluyendo una nueva directiva de implementación del mecanismo. Algunas modificaciones fueron: (i) el área de conservación es toda la comunidad, y no un área elegida por la comunidad, y (ii) los pagos anuales en dos desembolsos. Esta investigación no analizará en detalle estos cambios debido a que el convenio es interrumpido durante la pandemia, y porque responde a otra pregunta de investigación.

La descripción del diseño e implementación se basa sobre PNCB (2011). En primer lugar, el PNCB construye un índice de priorización de provincias según la tasa de deforestación, superficie de bosques primarios e índice de pobreza. Se realizan actividades informativas y talleres con organizaciones indígenas y comunidades nativas. En segundo lugar, el proceso de selección de comunidades considera factores de bosques primarios y deforestación, así como cercanía a vías de acceso. En tercer lugar, la admisión de las comunidades participantes se realiza por medio de las Unidades Zonales Desconcentradas del PNCB, las cuales se encargan de informar y difundir el mecanismo de TDC. Las CCNN deben decidir mediante una asamblea comunal su interés de participar, lo cual debe quedar registrado en actas. En cuarto lugar, una vez mostrado el interés, la afiliación de las comunidades al mecanismo TDC implica una zonificación para demarcar las áreas dentro de la comunidad que estarán sujetas a la conservación de bosques, así como la elaboración de un Plan de Inversiones del incentivo monetario (con asistencia técnica de la Unidad de Promoción de Sistemas Productivos). En un proceso comunitario, se formará un comité encargado de la versión final del plan de inversiones. Finalmente, en quinto lugar, se realizará un monitoreo del cumplimiento del plan de inversiones y conservación de bosques, si cumplidos se realiza la transferencia a una cuenta bancaria (o cheque) a nombre de la comunidad. La Junta directiva es responsable del plan de inversiones.

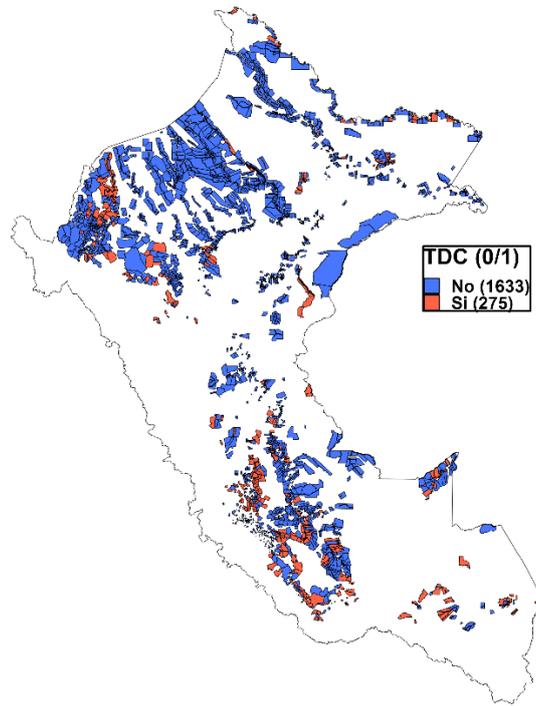
La condición sobre deforestación es monitoreada por el PNCB mediante el uso de imágenes satelitales, mientras que el cumplimiento de los planes de gestión del incentivo mediante reportes semestrales o trimestrales. La Figura 1 muestra un ejemplo de este plan, para la comunidad Boras Brillo Nuevo, afiliada en 2021. Como se puede observar, el plan se concentra en generar ingresos de actividades que no peligren el bosque como actividad ganadera, artesanía y turismo.

Figura 1: Ejemplo de Plan de Gestión de Incentivo

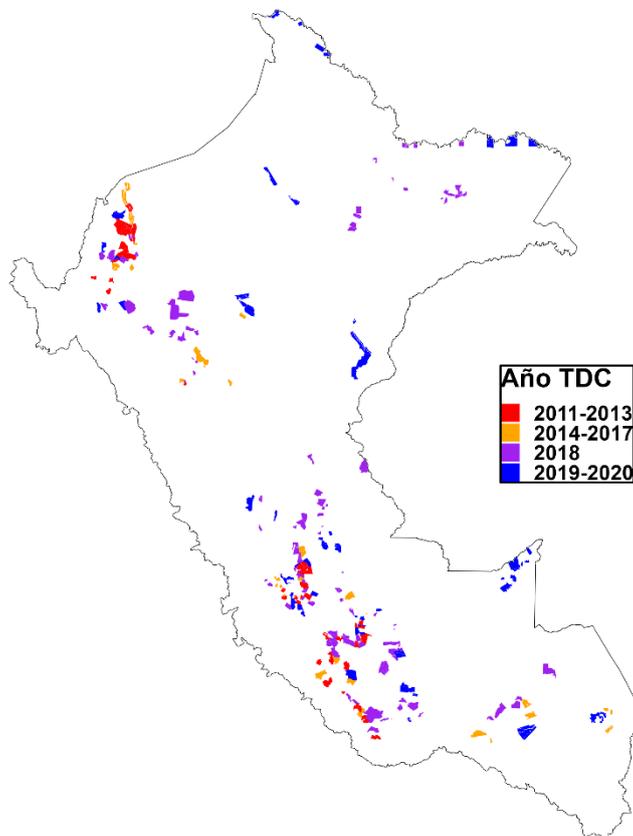
Línea de acción	Indicador de resultado
L.A. 1: Actividades económicas basadas en el bosque y otros espacios:	
Resultado 1: Cadena de valor de la actividad de carne de monte	La meta es producir 27,720 kilogramos de carne de monte en los cinco años de convenio.
	33 familias beneficiadas
Resultado 2: Cadena de valor de la actividad artesanal en base a fibras de palmeras.	La meta es comercializar 35,640 productos terminados de artesanías en los cinco años de convenio.
	38 familias beneficiadas
Resultado 3: Cadena de valor de derivados de la madera bajo plan de manejo forestal.	La meta es comercializar 1,150 docena de tablas en los cinco años de convenio.
	21 familias beneficiadas
Resultado 4: Actividad de sembrío de Palo de Rosa fortalecido.	La meta es comercializar 3,190 kilogramos de hojas y ramas del Palo de Rosa en los cinco años de convenio.
	53 familias beneficiadas
Resultado 5: Actividad turística implementada y fortalecida.	La meta es alcanzar hasta 100 turistas que visitan la comunidad en los cinco años de convenio.
	47 familias beneficiadas
L.A. 2: Uso y control del territorio:	
Resultado 1: Bosques Conservados y con seguridad Territorial	0.00 hectáreas de deforestación acumuladas que no superan los 31.78 hectáreas de margen establecido
L.A. 3: Gestión comunal:	
Resultado 1: Gestión comunal para la conservación de los bosques	La meta es de 20 reportes trimestrales de ejecución del PGI saneados con aprobación de la Asamblea.

El diseño de evaluación del mecanismo TDC de esta investigación debe considerar: (i) la afiliación de las comunidades es voluntaria, (ii) el convenio es de cinco años, (iii) el cumplimiento de los términos del convenio es monitoreado, (iv) las comunidades afiliadas pueden decidir salir del programa o estas pueden ser desafiadas debido a incumplimientos de las condiciones. Estas características son discutidas en la siguiente sección. La Figura 2 muestra el mapa de la distribución de comunidades nativas según condición de participación en el programa de TDC (panel a) y el mapa de comunidades que han participado según año de incorporación (panel b). Se puede notar que existe diversidad geográfica en la ubicación de las comunidades.

Figura 2: Mapa de CCNN según condición TDC
(a)



(b)



e. Metodología

e.1. Fuentes de información

Para responder la pregunta de investigación, se ha combinado un conjunto de datos de diversas fuentes. En primer lugar, se utilizan los datos de deforestación anual para cada 30m² de la Amazonía peruana 2001-2020, teniendo como base el año 2000. Pérdida de bosque es definida cuando un píxel fue bosque en el 2000 y dejó de serlo en algún año posterior. Esta información es proporcionada por el visor GEOBOSQUES del MINAM. En segundo lugar, se usan datos de bordes de comunidades nativas que define el espacio de acción de las TDC, esta información es obtenida del Instituto del Bien Común (IBC). En tercer lugar, se utilizan datos de las TDC a nivel de comunidad-año, lo cual nos permite definir qué comunidades participaron del programa, y durante qué período. Esta información fue obtenida administrativamente, tras una solicitud de acceso de información al PNCB. En cuarto lugar, se utiliza diverso tipo de información geográfica y climática como temperatura, precipitación, calidad de suelo, elevación. Los datos de temperatura y precipitación son obtenidos de WorldClim, el de elevación de SRTM, y de calidad de suelo de GAEZ-FAO. En quinto lugar, se usa información de los censos de población de 2007 y 2017 para tener algunas características sociodemográficas sobre las comunidades nativas.

e.2. Estrategias de identificación

Luego de combinar los datos descritos en la subsección anterior, se armó dos bases de datos según el nivel de observación: comunidad nativa y píxel de 1km². En ambos casos, se tiene la información longitudinal o de tipo panel, que nos permitirá incorporar efectos fijos de comunidad/píxel y período a fin de capturar características no observables comunes a cada comunidad/píxel (por ejemplo, comunidades más pro-conservación o píxeles con una mayor amenaza de deforestación por alguna característica no observable) y de cada período (por ejemplo, período de altos precios de oro). Además, dado que las comunidades formaron parte del mecanismo TDC en diferentes períodos del tiempo, se aprovecha esta implementación *staggered*, que permite comparar a las comunidades tratadas con las no tratadas y con las aún no tratadas⁵. Los errores estándar serán agrupados a nivel de comunidad/píxel, a fin de lidiar con una latente correlación espacial y serial (Hsiang 2016, Abadie et al 2017), y para el caso del análisis a nivel comunidad, las regresiones se realizarán utilizando el área de la comunidad como peso.

Se realiza la siguiente restricción sobre las comunidades y/o períodos a estudiar. Primero, el análisis será hasta el año 2019, a fin de no incluir los períodos de pandemia. Mediante una conversación informal con un funcionario del programa, se señaló que los períodos de pandemia fueron particulares para el mecanismo TDC, pues fue difícil el monitoreo e implementación del plan de gestión. Segundo, no se evaluará el cambio de las condiciones de las TDC introducido en 2018, pues solo hubo un año de implementación previo a la pandemia, y porque escapa a los objetivos de esta investigación. Tercero, se excluyen algunas comunidades en el análisis: 6 comunidades beneficiarias del programa cuya extensión no se encuentra totalmente dentro de la Amazonía (una en Ayacucho y cinco en

⁵ Por ejemplo, el grupo control de la comunidad tratada en 2013 podría ser una comunidad que participó en el programa en 2018.

Cajamarca) y 131 comunidades no beneficiarias con una extensión menor a 125 hectáreas (tamaño de la comunidad participante más pequeña) o que se encuentren en provincias donde no haya operado el programa.

e.2.1 Estrategia base sin considerar sesgo de selección

Para cualquiera de las dos unidades de observación, y aprovechando que la incorporación de las comunidades en diferentes períodos del tiempo (*staggered*), se utilizará el modelo de diferencias en diferencias generalizado (TWFE). La ecuación a estimar es la siguiente:

$$y_{it} = \alpha_i + \alpha_t + \beta TDC_{it} + X_{it}\theta + \varepsilon_{it} \quad (1)$$

Donde 'y' es la variable de resultado (las hectáreas deforestadas, la tasa de (de)crecimiento de bosque, y una variable dicotómica de algún episodio de deforestación) de la comunidad o pixel 'i' y año 't'; α_i es un efecto fijo de pixel o comunidad; α_t efecto fijo de año; TDC una variable que toma el valor de 1 si el pixel o comunidad 'i' forma parte del programa en el período t; X es un conjunto de variables de control. Las variables de control suelen ser absorbidas por los efectos fijos de período y comunidad/pixel, así que siguiendo a Cisneros et al (2022) se incluye la superficie de bosque en el período 't-1'.

Literatura reciente ha discutido algunos problemas al estimar la ecuación (1): pesos negativos y comparaciones "prohibidas" (Goodman-Bacon 2021 y Borusyak et al 2021). Por ejemplo, tomar como parte del grupo de control de una comunidad intervenida en el año 't' alguna que se encuentra intervenida desde el año 't-1'. Por ese motivo, se sigue a los trabajos de Callaway y Sant'Anna (2021) y Borusyak et al (2021), los cuales proponen estimadores para el caso del modelo TWFE con una adopción tipo *staggered*. Callaway y Sant'Anna (2021) construye un estimador del Average Treatment Effect on the Treated (ATT) para cada grupo-período (cohorte), y luego los agrega con ciertos pesos para tener el estimador final. Se puede utilizar como grupo de control las comunidades (o pixeles) que no han recibido TDC nunca, o las aún no tratadas. Borusyak et al (2021) propone un estimador "imputador", el cual construye el contrafactual de recibir TDC solo en los no tratados (nunca tratados y/o no tratados aún) mediante la inclusión de los efectos fijos y luego agregar y calcular el ATT como un promedio ponderado de ATT individuales. Una propiedad interesante de este estimador "imputador" es que puede extenderse al caso en que el tratamiento se "prende y apaga", por ejemplo, si es que una comunidad decide salirse del programa o si es que es separada del programa. Ver la sección e.3.4 para una discusión sobre la importancia de este caso.

e.2.2 Estrategia para lidiar con el sesgo de selección

La participación de las TDC a nivel comunidad es voluntaria, y es posible que aquellas comunidades participantes sean particularmente diferentes que las no que participan. Por ejemplo, las que participan sean aquellas que no tengan una amenaza de deforestación o es que tengan un comportamiento pro-conservador particular. Si este es el caso, la comparación entre comunidades TDC y no TDC sería inadecuada, pues el coeficiente estimado se compondría del efecto del programa y sesgo de selección. Ante esta situación, se plantean tres alternativas. Una primera opción es aceptar que no es posible lidiar con el problema, y se realizan las estimaciones descritas previamente solo con comunidades tratadas, las aún no tratadas y las que dejaron de ser tratadas. Es decir, en el período 't' se comparan comunidades tratadas con comunidades que serán tratadas en el período 't+j' mediante

alguno de los estimadores mencionados tal que se evitan pesos negativos y comparaciones 'prohibidas'. En este caso se tendrá un estimador sobre la efectividad en un grupo selecto, el cual decide ser parte de las TDC. Por construcción, el diseño de PES implica una participación voluntaria, por lo que conocer el efecto de estas transferencias en el grupo selecto no es totalmente irrelevante.

En segundo lugar, siguiendo estudios previos, se realizará un emparejamiento *-matching-* (Heckman et al 1998, Smith y Todd 2005, Dehejia 2008) a nivel de comunidad según niveles de deforestación antes del inicio del programa 2011⁶, y luego se prosigue con lo propuesto en e.2.1. A sugerencia del jurado, se enfatizará la propuesta de Callaway y Sant'Anna (2021), el cual permite utilizar el estimador doble-robusto de Sant'Anna y Zhao (2020) para un contexto *staggered* tras una primera etapa mediante un emparejamiento.

Una crítica a las estrategias de emparejamiento es que, si la selección se da por características no observables (sobre todo variantes en el tiempo), no se podrá eliminar el sesgo (Angrist y Pichke 2009). Por ello, en tercer lugar, seguimos a Arkhangelsky et al (2021) y Ben-Michael et al (2021) los cuales combinan los métodos de diferencia-en-diferencias con el control sintético: el Diferencias en Diferencias Sintético (SDID). Este método provee un efecto promedio en las unidades tratadas (ATT). A diferencia del *matching* y el control sintético típico (Abadie 2021), se construye un contrafactual que tenga la misma tendencia (no niveles) de deforestación entre comunidades, y después se aplicará el TWFE canónico. El SDID puede entenderse como un proceso en dos etapas. Primero, se estiman pesos para cada unidad y período tal que las tendencias en la variable de resultado previas al programa son paralelas. Segundo, los pesos son usados para hallar el estimador de diferencias en diferencias típico. Siguiendo a Arkhangelsky et al (2021), el proceso se realiza para cada 'cohorte' y luego los ATT por cohorte son agregados. Para este estimador la inferencia es realizada mediante *Bootstrap*.

e.2.3. Efectos de largo plazo, cambios en el costo de oportunidad y género

De manera secundaria, esta investigación plantea estudiar los efectos de largo plazo, cambios en el costo de oportunidad y los efectos por género. El primer caso será realizado mediante un *event-study*: las estimaciones y sus variaciones discutidas mediante un coeficiente diferente por 'l' años antes de pertenecer al programa y 'u' años después de ser parte de este. El segundo caso se realizará explotando los cambios en los precios de coca y del oro dentro de las áreas que son apropiadas para la producción de coca y las de potencial aurífero, respectivamente⁷. El tercer caso será realizado mediante la interacción del coeficiente de TDC con el porcentaje de mujeres en cada comunidad, a fin de explorar alguna heterogeneidad.

⁶ La reciente literatura de diferencias en diferencias sintéticas (Arkhangelsky et al 2021, Ben-Michael et al 2021) sugiere que es más apropiado la construcción de un grupo de control tal que previo a la intervención, sean las tendencias paralelas y no una similitud en niveles niveles , lo cual incluso permitiría el supuesto de tendencias paralelas.

⁷ Esta estrategia (alternativa) ha sido usada previamente para otros contextos, como en Dube y Vargas (2013) y Sviatchi (2022).

e.2.4. Salida de las comunidades.

Como se mencionó previamente, las comunidades pueden decidir dejar de participar del mecanismo TDC o pueden ser separadas debido al incumplimiento de las condiciones del convenio. Existe una variabilidad en el cumplimiento del convenio por el período de cinco años según cada cohorte. En la Tabla 1 se presenta el número de comunidades por cohorte y duración en el programa. Para fines operativos, el año de cohorte es definido según el año del primer desembolso y no de la afiliación al programa según la matriz de seguimiento compartida por el Programa Bosques pues si bien algunas comunidades fueron afiliadas un año, recibieron el desembolso al siguiente año. Por ejemplo, la mencionada matriz de seguimiento considera que 19 comunidades empiezan su participación en el programa en 2014, pero 18 de estas recibieron los desembolsos o transferencias en 2015 (12 en enero, 5 en febrero y 1 en marzo).

Tabla 1: Mecanismo TDC por cohorte

Cohorte	Total	1 año	2 años	3 años	4 años	5 años
2011	9	2	0	0	1	6
2012	23	3	1	1	0	18
2013	17	0	2	1	1	13
2014	2	0	1	0	0	1
2015*	18	3	0	5	10	
2016*	7	1	1	4	1	
2017*	10	1	8	1	0	
2018*	121: 60 activos a 2022, 41 extintos, 20 observados					

La mayoría de las comunidades han formado parte del convenio por los cinco años, o a veces por un año menos. Algunas comunidades han sido parte por más períodos debido a que estuvieron en un proceso de observación, por lo que lo que recibieron la transferencia seis meses tarde, mientras subsanaban las observaciones, o porque el período fue extendido debido a la pandemia (cohortes a partir de 2015). El que existan comunidades que hayan sido parte por solo un año, o no durante los cinco años de convenio podría afectar los resultados, pues el “tratamiento” sería diferente entre grupos. Una opción es interpretar los resultados no como el efecto en los tratados, sino como la intención del tratamiento (ITT), mientras que otra opción es utilizar el estimador propuesto por Borusyak et al (2020) que es extendible al caso en que el tratamiento se prende y/o apaga.

f. Resultados⁸

En esta sección se presentan los resultados del estudio. En primer lugar, se presentan estadísticas descriptivas para contextualizar el nivel de deforestación y las características de las comunidades que participan en el programa. En segundo lugar, se presentan los resultados principales del efecto de las TDC en deforestación. En tercer lugar, se presentan efectos heterógenos de la intervención variantes en el tiempo utilizando gráficos de *event-study*. Finalmente, se presenta el análisis exploratorio sobre la heterogeneidad de resultados según cambios en el costo de oportunidad y género.

f.1. Estadísticas descriptivas.

En esta sección se muestra la tendencia de deforestación de las comunidades nativas y las características de las comunidades según formen parte del mecanismo TDC, y un análisis correlacional sobre los determinantes de pertenecer al programa.

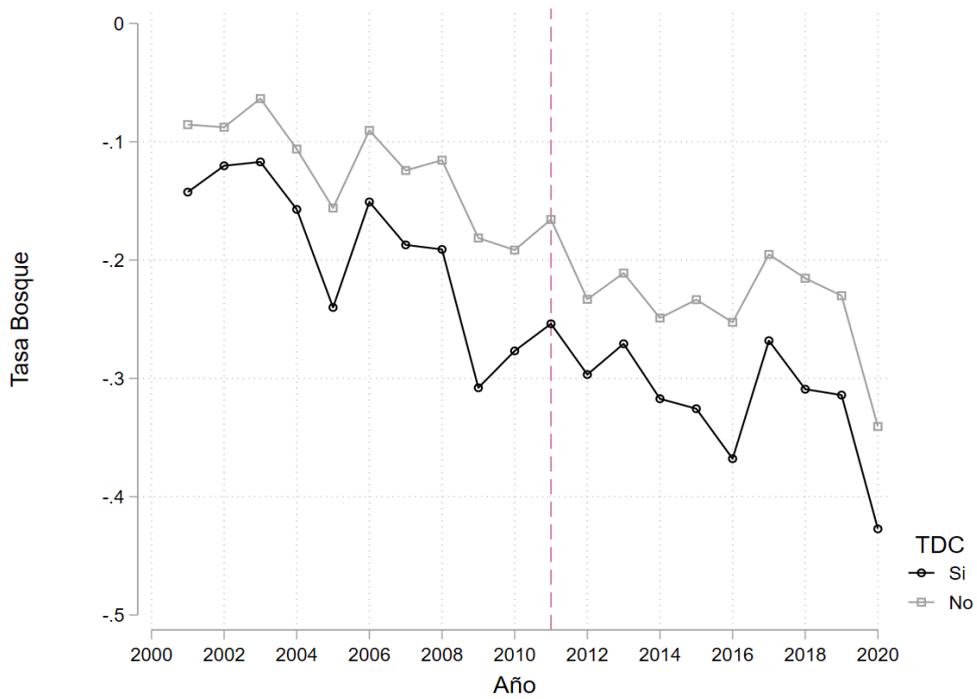
Las Figuras 3 y 4 muestran la evolución histórica según condición TDC del promedio ponderado por área de comunidad de hectáreas deforestadas y tasa de crecimiento de bosque, respectivamente. Las dos figuras muestran dos patrones claros: (i) las comunidades que participan o han participado del mecanismo TDC tienen una mayor pérdida de bosque y una mayor tasa de decrecimiento de bosque, y (ii) si bien estos gráficos no muestran tendencias paralelas en la evolución de las medidas de deforestación, es notorio que hay un patrón temporal o de año común a ambos grupos de comunidades. El primer patrón sugiere que el riesgo de deforestación es mayor en comunidades TDC, lo cual podría reflejar la focalización en esas áreas. El segundo patrón sugiere que existen choques temporales comunes en ambos grupos de comunidades, como podría ser ciclo de precios de *commodities* como el oro o la coca.

⁸ Los códigos y bases de datos para replicar estos resultados se encuentran en la siguiente carpeta virtual: <https://drive.google.com/drive/folders/1PEsya3BcUdIPDbI96XSBjM2-7lyqrd6n?usp=sharing>

Figura 3: Pérdida de bosque (ha) según condición TDC



Figura 4: Tasa de bosque según condición TDC



En la Tabla 2 se hace la descripción de características de las comunidades según condición TDC, y un test de medias. No existe una diferencia notoria entre los patrones de deforestación quinquenales previos al inicio del mecanismo TDC, pero las comunidades que participan en el programa son comunidades que han sido tituladas previamente. Existe una notoria diferencia en características geográficas (comunidades del mecanismo TDC se encuentran en lugares con mayor altitud y pendiente, y menor temperatura y precipitación), de acceso a mercados (más cerca de una carretera de la red vial nacional y de la capital del distrito), y de exposición a *commodities* (más cerca de depósito de oro, tierras más aptas para sembrar coca, algodón y soya, pero menos apta para sembrar palma aceitera y cocoa.)

Tabla 2: Características de comunidades según condición TDC

Variable	(1) No TDC	(2) TDC	(1)-(2) Diferencia	Variable	(1) No TDC	(2) TDC	(1)-(2) Diferencia	Variable	(1) No TDC	(2) TDC	(1)-(2) Diferencia
Características de CCNN			Características geográficas				Distancia a otros commodities				
Defor. 2001-2005 (ha)	70.35 (22.96)	93.26 (11.31)	-22.91	Altitud	321.31 (16.72)	573.05 (53.17)	-251.74***	Distancia depósito de oro	2.32 (0.11)	1.53 (0.13)	0.79***
Defor. 2006-2010 (ha)	87.64 (23.00)	119.35 (17.90)	-31.71	Pendiente	2.88 (0.21)	6.39 (0.51)	-3.50***	Indice coca	2.56 (0.03)	2.90 (0.05)	-0.34***
Defor. 2011-2015 (ha)	159.44 (35.34)	171.10 (21.10)	-11.67	Temperatura	25.59 (0.07)	24.54 (0.22)	1.05***	Indice palma aceitera	3.13 (0.12)	2.11 (0.18)	1.02***
Defor. 2016-2020 (ha)	194.93 (35.95)	195.61 (27.77)	-0.68	Precip (000s)	1393.42 (377.50)	561.08 (75.58)	832.34**	Indice cocoa	1.89 (0.06)	1.58 (0.10)	0.30***
Poblacion	257.58 (47.45)	393.09 (75.24)	-135.51	Distancia río	5.33 (0.27)	7.60 (0.63)	-2.27***	Indice café	3.01 (0.09)	2.83 (0.10)	0.17
Anio inscripcion	1990.04 (0.56)	1988.26 (0.99)	1.77	Distancia RVN	196.45 (8.76)	93.69 (11.53)	102.75***	Indice algodón	0.28 (0.03)	0.44 (0.05)	-0.16***
Anio titulo	1999.90 (0.71)	1991.79 (0.96)	8.12***	Distancia RVD	52.72 (1.89)	49.90 (3.60)	2.82	Indice maiz	1.81 (0.05)	1.72 (0.06)	0.09
				Distancia capital distrito	48.06 (1.78)	30.94 (1.50)	17.12***	Indice soya	0.80 (0.05)	1.06 (0.06)	-0.26***
								Indice azucar	2.66 (0.06)	2.54 (0.10)	0.12
N	1628	275	1903	N	1628	275	1903	N	1628	275	1903

En las figuras y tabla previas se ha discutido la diferencia en características entre las comunidades que participan del mecanismo TDC, por lo que la Tabla 3 explora si es que existe alguna correlación entre estas características y la probabilidad de participar en el programa. Los coeficientes de la columna 4 sugieren que la probabilidad de participar en el mecanismo TDC se correlaciona con una mayor antigüedad de titulación, menor altitud, mayor pendiente, menor temperatura y precipitación, mayor lejanía a ríos, pero mayor cercanía a carreteras y capital distrital, mientras que la calidad de tierra para diversos cultivos no pareciese importar. Tomando como referencia el análisis correlacional de la Tabla 2 y Tabla 3, se puede decir que las comunidades que participan en el programa son diferentes de las que no lo hacen, por lo que cualquier comparación simple entre estos dos grupos capturaría el efecto del programa y el sesgo de selección.

Tabla 3: Determinantes de participación en TDC

VARIABLES	(1) TDC	(2) TDC	(3) TDC	(4) TDC
Defor. 2001-2005 (area)	0.994 (1.144)			0.457 (1.240)
Defor. 2006-2010 (area)	0.504 (0.765)			0.642 (0.852)
Defor. 2011-2015 (area)	-1.148 (1.076)			-1.287 (1.104)
Defor. 2016-2020 (area)	0.296 (0.874)			-1.529* (0.878)
Poblacion (000s)	-0.004 (0.056)			0.085 (0.052)
Anio inscripcion	0.003*** (0.001)			0.003** (0.001)
Anio titulo	-0.008*** (0.001)			-0.005*** (0.001)
Altitud (km)		-0.357 (0.232)		-0.547** (0.249)
Pendiente		0.016** (0.008)		0.014* (0.008)
Temperatura		-0.079* (0.045)		-0.133** (0.053)
Precip (000s)		- 0.000*** (0.000)		- -0.000*** (0.000)
Distancia rio (km)		0.010*** (0.003)		0.009*** (0.002)
Distancia RVN (km)		- 0.000*** (0.000)		- -0.001** (0.000)
Distancia RVD (km)		0.000 (0.000)		0.000 (0.000)
Distancia capital distrito (km)		- 0.002*** (0.000)		- -0.001*** (0.000)
Distancia deposito de oro (km)			-0.009 (0.011)	0.012 (0.027)
Indice coca			0.097** (0.039)	0.001 (0.041)
Indice palma aceitera			-0.041** (0.016)	-0.001 (0.016)
Indice cocoa			0.013 (0.031)	0.028 (0.033)
Indice cafe			0.016 (0.031)	0.064* (0.035)

VARIABLES	(1) TDC	(2) TDC	(3) TDC	(4) TDC
Indice algodón			-0.030 (0.039)	-0.026 (0.045)
Indice maíz			0.017 (0.050)	-0.031 (0.056)
Indice soya			0.002 (0.028)	-0.095*** (0.033)
Indice azúcar			0.013 (0.027)	-0.027 (0.030)
N	1,903	1,903	1,903	1,903
R2	0.061	0.139	0.068	0.187

Errores estándar robustos en paréntesis

*** $p < 0.01$, ** $p < 0.05$, * $p < 0.1$

f.2. Resultados principales.

En esta sección se presentan los resultados principales de la investigación, aquellos centrados en evaluar el efecto de las TDC en la pérdida de bosque. Se utilizan tres medidas de deforestación: hectáreas deforestadas, probabilidad de deforestación y tasa de crecimiento de bosque (tasa negativa implica deforestación). Utilizando diferentes especificaciones, se llega a un resultado similar cualitativo: el mecanismo TDC tiene un efecto limitado o nulo en la reducción de deforestación, el cual es explicado por un incremento en las presiones de deforestación tras la finalización del programa.

Estimaciones iniciales (TWFE)

La primera aproximación consiste en estimar la ecuación (1) por MCO para tener estos resultados como referencia, ignorando momentáneamente los inconvenientes discutidos sobre este enfoque en la sección previa. La Tabla 4 presenta los resultados a nivel de comunidad (columnas 1 a 3) y a nivel de pixel (columnas 4 a 6), y dos definiciones de 'tratamiento': cinco años a partir del primer desembolso y la duración del contrato que puede ser menor como se muestra en la Tabla 1. La primera definición puede interpretarse como una intención de tratamiento, asumiendo que luego de decidir participar en el programa, las comunidades tienen un comportamiento diferente, incluso luego que son separadas por incumplimiento de las condiciones. La segunda definición captura solo el período en el cual recibieron el incentivo. Los resultados son similares en magnitud y significancia. Los paneles A y B estiman la ecuación para todas las comunidades, mientras que los paneles C y D para aquellas que fueron emparejadas utilizando las tasas de deforestación previas a la participación en el programa.

Este primer grupo de resultados sugiere una reducción en las hectáreas deforestadas de manera estadísticamente significativa a nivel comunidad en el grupo emparejado, y una débil reducción en la probabilidad de deforestación. Sin embargo, pareciese haber un aumento en deforestación a nivel de pixel. Estos resultados sugieren una nula relación entre el mecanismo TDC y medidas de deforestación. Como se discutió en la sección de metodología, los

resultados de esta tabla deben ser tomados con precaución debido a los problemas en el enfoque de TWFE (Godman-Bacon 2021), por lo que la siguiente subsección se implementan los estimadores de Callaway y Sant'Anna (2021) y Borusyak et al (2021), en adelante estimadores CS y estimador, respectivamente.

Tabla 4: TDC y deforestación utilizando el TWFE

VARIABLES	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
	Perdida (ha)	Perdida (0/100)	Tasa bosque	Perdida (ha)	Perdida (0/100)	Tasa bosque
A. TDC 5 años						
TDC	-7.493 (4.634)	-1.514** (0.737)	0.015 (0.030)	0.013*** (0.004)	0.612*** (0.138)	0.003 (0.008)
R2	0.631	0.453	0.545	0.260	0.548	0.303
B. TDC año inicio - año fin						
TDC	-6.202 (4.215)	-2.588*** (0.704)	0.026 (0.028)	0.016*** (0.005)	1.092*** (0.151)	-0.003 (0.008)
N	33,763	33,763	33,763	4,190,697	4,190,697	4,182,766
R2	0.631	0.453	0.545	0.260	0.548	0.303
Prom. Dependiente	Variable 13.24	89.51	-0.398	0.162	13.82	-0.280
C. TDC 5 años (muestra emparejada)						
TDC	-8.577** (4.146)	-1.183 (1.015)	0.049* (0.026)	-0.006 (0.005)	0.116 (0.157)	0.021** (0.009)
R2	0.516	0.379	0.535	0.261	0.530	0.309
D. TDC año inicio - año fin (muestra emparejada)						
TDC	-6.804 (4.285)	-1.969** (0.919)	0.054** (0.026)	0.001 (0.005)	0.689*** (0.161)	0.013 (0.009)
N	16,568	16,568	16,568	703,893	703,893	701,486
R2	0.515	0.379	0.535	0.261	0.530	0.309
Prom. Dependiente	Variable 14.45	93.66	-0.424	0.215	18.64	-0.377

Estimadores CS e imputador

Dados los potenciales problemas del estimador TWFE, en esta sección se presentan los resultados utilizando el estimador de Callaway Sant'Anna (2021) y el de Borusyak et al (2021), en adelante CS y estimador imputador. Estos resultados son presentados en la Tabla 5 a nivel de comunidad (columnas 1 a 3) y nivel de pixel (columnas 4 a 6) utilizando dos grupos de control alternativos, el grupo aún no tratado (paneles A y C), y el grupo emparejado (paneles B y D). Al igual que el estimador de TWFE, el supuesto de identificación de estos dos estimadores es el de tendencias paralelas, por lo que la tabla incluye para cada estimación el test de tendencias paralelas sugerido por cada autor. Debido a limitaciones computacionales, el estimador de CS a nivel de pixel de 1 km² con el grupo de control emparejado no fue posible de estimar.

A nivel de comunidad (columnas 1 a 3), no se encuentra un patrón 'robusto' de resultados ante los dos estimadores y los grupos de control presentados en el margen intensivo, pero sí en el margen extensivo. Primero, cuando el grupo de control son las comunidades aún no tratadas, los dos estimadores sugieren que las TDC disminuyeron las presiones de deforestación en el margen extensivo, pero no en el margen intensivo (menos hectáreas deforestadas). En el margen extensivo, ambos estimadores sugieren una disminución en la probabilidad de episodios de deforestación que estadísticamente es significativa al 10%. Segundo, cuando el grupo de control son las comunidades emparejadas, los resultados son estadísticamente no significativos, y el signo suele ser diferente. Los tests de tendencias paralelas sugieren la violación de este supuesto, excepto para el margen extensivo (probabilidad de episodios de deforestación). Este grupo de resultados sugiere una disminución en la probabilidad de casos de deforestación, pero que no se traduce en una disminución en las hectáreas deforestadas.

A nivel de píxel (columnas 4 a 6), se encuentra una situación similar. Por un lado, pareciera que el mecanismo TDC se relaciona con un aumento de hectáreas deforestadas, pero con una disminución en la probabilidad de deforestación. La tasa de crecimiento de bosque pareciera incrementarse con el estimador imputador, pero el resultado contrario con el estimador de CS. Esta imprecisión de los resultados, así como la violación del supuesto de tendencias paralelas conminan a tomar estos resultados con cautela y de manera sugerente.

Tabla 5: TDC y deforestación: estimador CS e imputador

VARIABLES	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
	Comunidad Nativa			Píxel 1 km2		
	Perdida (ha)	Perdida (0/100)	Tasa bosque	Perdida (ha)	Perdida (0/100)	Tasa bosque
A. Estimador imputador (Borusyak et al 2021). Grupo control: aún no tratados						
TDC	-0.579 (3.259)	-1.961* (1.063)	-0.019 (0.026)	0.026*** (0.005)	-0.056 (0.196)	-0.037*** (0.009)
N	4,125	4,125	4,125	555,705	555,705	553,754
Pretrend test (p-value)	0.121	0.389	0.122	0.00	0.00	0.00
Prom. Variable Dependiente	21.80	96.87	-0.421	0.236	19.47	-0.421
B. Estimador imputador (Borusyak et al 2021). Grupo control: muestra emparejada						
TDC	-4.994 (3.267)	-0.591 (2.217)	0.005 (0.0307)	0.024*** (0.005)	0.257 (0.166)	-0.049*** (0.009)
N	6,972	6,972	6,972	961,290	961,290	958,556
Pretrend test (p-value)	0.495	0.085	0.206	0.00	0.00	0.00
Prom. Variable Dependiente	20.46	95.78	-0.49	0.228	18.38	-0.402
C. Callaway y Sant'Anna (2021). Grupo control: aún no tratados						
TDC	3.271 (5.265)	-2.406* (1.323)	-0.041 (0.034)	0.036 (0.007)	-0.227 (0.274)	-0.051*** (0.014)
N	3,847	3,847	3,847	557,705	555,705	553,590
Pretrend test (p-value)	0.00	0.92	0.00	0.00	0.000	0.00
Prom. Variable Dependiente	21.93	96.82	-0.422	0.236	19.47	-0.421
D. Callaway y Sant'Anna (2021). Grupo control: muestra emparejada						
TDC	1.539 (5.513)	0.285 (0.811)	-0.046 (0.036)			
N	7,294	7,294	7,294			
Pretrend test (p-value)	0.00	0.23	0.00			
Prom. Variable Dependiente	18.98	95.03	-0.476			

Estos resultados sugieren que el mecanismo TDC tuvo un efecto nulo o limitado en la reducción de la deforestación de las comunidades participantes. Si acaso, se disminuyó el margen extensivo (probabilidad de episodios de deforestación), pero que no se traduce en una disminución en el margen intensivo (hectáreas o tasa de crecimiento).

Estimador de Diferencias en Diferencias Sintético (SDID)

El estimador SDID es el preferido en este estudio debido a que por construcción el grupo control satisface el supuesto de tendencias paralelas, y el emparejar en tendencias en vez de niveles provee un contrafactual más creíble ante la presencia de características no observables variantes en el tiempo. Debido a limitaciones computacionales, el análisis se realiza únicamente a nivel de comunidad. La Tabla 6 muestra el efecto agregado de todas las

cohortes participantes (columna 1), así como el efecto por cohorte (columnas 2 a 9) para los tres indicadores de deforestación, los cuales son presentados en los paneles A, B y C. A diferencia de los estimadores previos, la inferencia para este caso es realizado mediante *bootstrap*.

En el Panel A se muestran los resultados al analizar el margen extensivo. El coeficiente que agrega todas las cohortes participantes es negativo, pero no estadísticamente significativo, lo cual pareciese deberse a un efecto negativo en las primeras cohortes, pero positivo en las últimas. Respecto a sus respectivos grupos de control sintéticos, las cohortes del 2011 al 2014 representan una disminución significativa en la probabilidad de episodios de deforestación, mientras que las posteriores cohortes una relación positiva (excepto 2015), más significativa en algunos casos. Aunque no es posible explicar con certeza este resultado, existen dos posibles razones: los cambios en la implementación desde el año 2018 y la pandemia, cuando el monitoreo no fue realizado y/o vinculante.

En el panel B (tasa de crecimiento de bosque) y panel C (hectáreas deforestadas) se muestran los resultados al analizar el margen intensivo. Se encuentra un coeficiente negativo y significativo de la tasa de crecimiento y un coeficiente positivo mas no significativo en las hectáreas deforestadas. Esto implica alguna sugerencia sobre un aumento de las presiones de deforestación, que si bien parecen contraintuitivas, literatura sobre los PES sugieren este tipo de resultados cuando las transferencias son pequeñas y/o se realizan en contextos con alta motivación intrínseca en no deforestar, tal que los incentivos monetarios hacen un *crowdout* de estas motivaciones (Wunder et al 2020, Gneezy y Rustichini 2000, Kaczan et al 2017, Cardenas et al 2000).

Tabla 6: TDC y deforestación: estimador SDID

VARIABLES	(1) Todos	(2) 2011	(3) 2012	(4) 2013	(5) 2014	(6) 2015	(7) 2016	(8) 2017	(9) 2018
A. Probabilidad de deforestación									
TDC	-0.063 (0.684)	-1.137 (2.333)	-3.122* (1.730)	-1.171** (0.487)	-0.971** (0.415)	1.426** (0.647)	-1.195 (3.710)	3.271*** (0.516)	2.331 (1.494)
B. Tasa de crecimiento de bosque									
TDC	-0.076** (0.037)	0.04 (0.047)	-0.245** (0.117)	0.021 (-0.048)	-0.019 (0.073)	-0.112* (0.061)	0.021 (0.075)	0.006 (0.135)	-0.041 (0.047)
C. Pérdida de bosque (hectáreas)									
TDC	3.063 (1.937)	0.616 (3.366)	10.589** (5.024)	4.836 (3.556)	1.718 (4.675)	4.062 (4.093)	-5.961 (8.343)	-4.489 (2.841)	-1.104 (2.508)
N	24,416	21,672	21,868	21,784	21,574	21,798	21,644	21,686	23,240

f.3. Efectos heterogéneos en el tiempo y de largo plazo

En conjunto, los resultados mostrados en la subsección anterior sugieren que, utilizando diferentes especificaciones, el mecanismo de TDC ha tenido un nulo o limitado rol en reducir pérdida de bosque. Si algo, los resultados pareciesen mostrar una reducción en la probabilidad de episodios de deforestación, más no reducciones en el margen intensivo. Una posible explicación de estos resultados nulos es que los efectos son heterogéneos en el tiempo. Es decir, el programa tiene un efecto durante su duración (5 años) el cual no es sostenible sin el incentivo económico. Para analizar si este es el caso, en esta sección se presentan estudios de evento (*event studies*) tal que se obtiene un coeficiente diferente por cada año anterior y posterior al inicio del programa. Este análisis es realizado cuando la unidad de observación es la comunidad y se limita el número de períodos previos y posteriores al tratamiento en seis, a fin de que el número de observaciones no sean tan disímiles. El texto principal presenta las figuras cuando la variable dependiente es la probabilidad de deforestación y la tasa de crecimiento de bosque del estimador CS y estimador. La figura para la variable hectáreas deforestadas se presenta en el Anexo, así como el evento-study específico por cohorte del estimador SDID.

La Figura 5 muestra el análisis utilizando el estimador CS. El panel superior presenta los resultados del margen extensivo, el panel inferior del margen intensivo, el panel izquierdo cuando el grupo control son las comunidades aún no tratadas, y el panel derecho cuando el grupo control son las comunidades emparejadas. En el margen extensivo, no se encuentra una relación estadísticamente significativa, pero el coeficiente en el periodo después del fin del programa (6) es positivo, sugiriendo un aumento de los episodios al finalizar el contrato. Excepto una reducción en la probabilidad de deforestación tras el programa (año 5) cuando el grupo control son las comunidades aún no tratadas, no pareciese haber un patrón significativo que cambie en el tiempo. De manera similar, se puede observar una disminución no significativa en la tasa de crecimiento de bosque desde los últimos años del programa, La Figura 6 muestra el mismo análisis utilizando el estimador imputador. Cuando el grupo control son las comunidades aún no tratadas, se puede apreciar una reducción estadísticamente significativa de la probabilidad de deforestación durante el programa, y un patrón de disminución de la tasa de crecimiento de bosque desde el tercer año del programa.

Figura 5: Event-study utilizando el estimador de Callaway y Sant'Anna (2021)

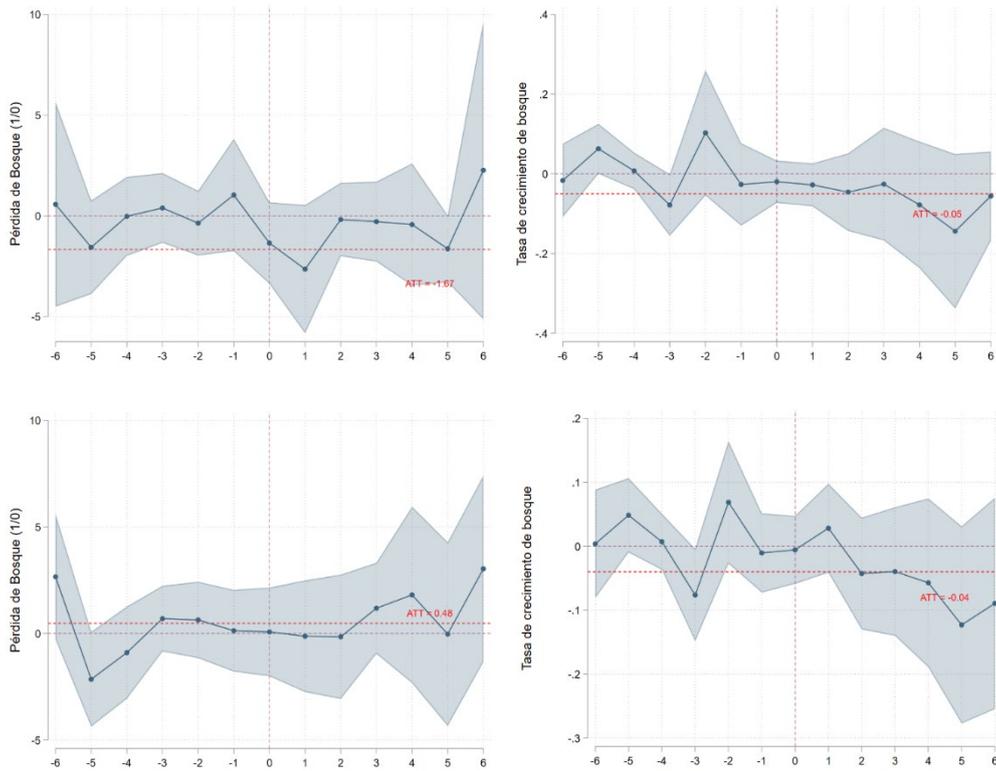
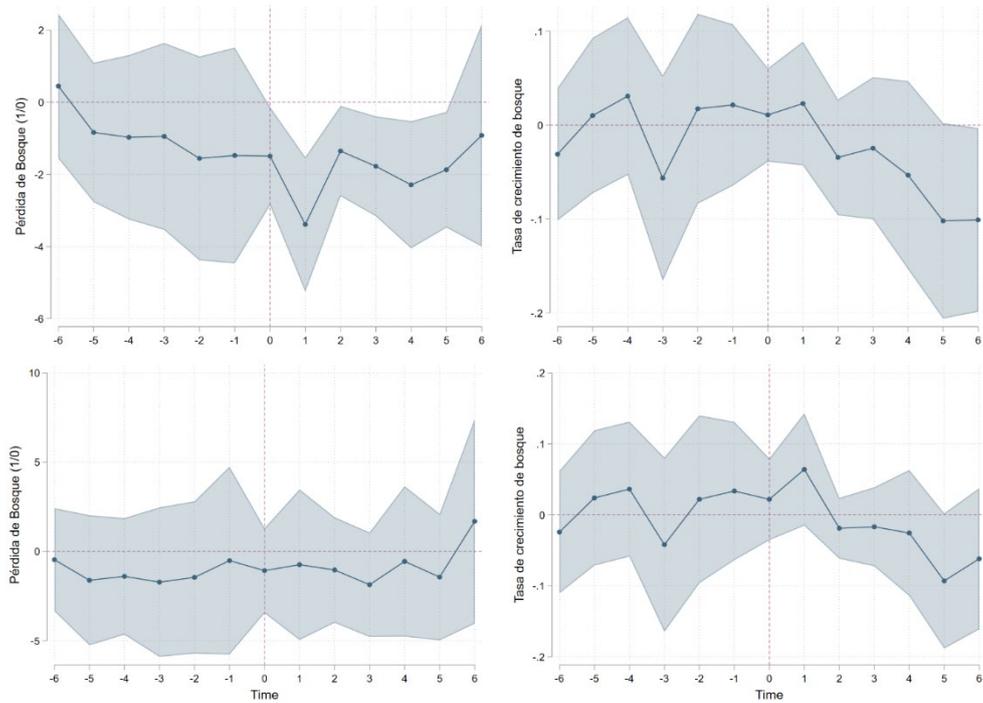


Figura 6: Event-study utilizando el estimador de Borusyak et al (2021)



Finalmente, los Anexos A.1 y A.2 presentan los coeficientes tipo evento-study del estimador SDID por cada cohorte cuando la variable dependiente es la probabilidad de deforestación y la tasa de crecimiento de bosque, respectivamente. Por un lado, al evaluar el margen extensivo, se puede notar el siguiente patrón: (i) los coeficientes previo al inicio del programa son virtualmente cero, lo que hace factible el supuesto de diferencias en diferencias, y salvo la cohorte 2011, no existen indicios de efectos anticipatorios; (ii) las cohortes 2011 al 2013 presentan una disminución en la probabilidad de deforestación durante el programa, pero esta incrementa a niveles incluso superiores previos al inicio de este, (iii) las cohortes 2015 al 2018 muestran un incremento en la probabilidad de deforestación desde el año 2018, lo cual se puede relacionar al cambio en las reglas del mecanismo TDC mencionado previamente. Por otro lado, al evaluar el margen intensivo (tasa de crecimiento de bosque) se encuentran los siguientes patrones: (i) coeficientes no distintos de cero previos al programa, (ii) solo existen indicios de un coeficiente positivo (menos deforestación) en las cohortes 2011, 2013 y 2016 tras empezar el programa; (iii) se sugiere una tasa de crecimiento de bosque negativa en los últimos años y luego de finalizar el programa.

En conjunto, estos resultados heterogéneos en el tiempo nos permiten entender mejor la discusión sobre los efectos nulos o limitados discutidos en la anterior sección. El mecanismo de TDC pareciera disminuir la deforestación en el margen extensivo durante los cinco años del programa, más las presiones de deforestación parecieran incrementarse luego de este. Este resultado es coherente con la literatura de PES y crowdout de motivación intrínseca (Kaczan et al 2017, Narloch et al 2012, Cárdenas et al 2000), sin embargo no se dispone de información suficiente para poder explorar adecuadamente este posible mecanismo. Por otro lado, el análisis por cohorte sugiere que las comunidades escogieron estratégicamente los bosques de conservación previos a 2018, lo cual podría explicar la falta de adicionalidad del programa en reducir deforestación. Es decir, se hubiese logrado el mismo resultado sin la presencia del programa.

f.4. Efectos heterogéneos según cambios en costo de oportunidad y género.

En esta subsección se explorará si la efectividad del programa tiene alguna variación según cambios en el costo de oportunidad de las comunidades (mayores retornos con actividades que impliquen deforestación), ante la mayor presencia femenina o mayor transferencia per cápita. Hasta el conocimiento del autor, los estimadores CS, imputador y SDID no incluyen alternativas que permitan evaluar efectos heterogéneos de una intervención *staggered* según características diversas, como usualmente se puede hacer en diseños convencionales de diferencias en diferencias, con interacciones. Por este motivo, esta sección presentará un análisis exploratorio utilizando TWFE e interactuando la variable dummy de TDC con los choques de precio de oro (distancia a depósito de oro multiplicado por el logaritmo del precio de oro), choques de precio de coca (índice de coca multiplicado por el logaritmo del precio), mayor presencia de mujeres en la comunidad (dummy si la población femenina supera el 50% en la comunidad) y si las transferencias per-cápita son mayores que la mediana de transferencias.

El análisis se realiza para la probabilidad de deforestación y la tasa de crecimiento de bosque, y es presentado en la Tabla 7. No se encuentra algún patrón que sugiera que cambios en el costo de oportunidad, entendidos como shocks de precios de commodities se correlacionan

g. Conclusión y Discusión

Este estudio evalúa la efectividad del Mecanismo de Transferencias Directas Condicionadas, una política de conservación ambiental en comunidades nativas de la Amazonía que proporciona transferencias monetarias a cambio de la conservación de bosque y el uso de un plan de gestión del incentivo monetario. El programa opera desde el año 2011, y hasta fines del año 2022 ha implicado un gasto de cerca de 84 millones de soles solo en transferencias a las comunidades beneficiarias.

Tras el uso de diferentes estrategias de evaluación, el estudio concluye que esta política ha tenido un efecto limitado o nulo en reducir la deforestación en la Amazonía. Si algo, el programa redujo la probabilidad de episodios de deforestación durante el convenio, pero este no se tradujo en hectáreas evitadas en deforestación respecto a diferentes grupos de control. Incluso, se encuentra evidencia sugerente sobre incrementos de presiones de deforestación tras finalizar el programa a niveles incluso superiores a períodos pre-contrato, lo cual podría responder a un desplazamiento de motivaciones intrínsecas de protección ambiental ante la presencia de incentivos económicos. Esta falta de adicionalidad en conservación es común en este tipo de políticas (Pagos por Servicios Ambientales), y responden a una selección adversa en las comunidades que participan del programa: participan aquellas que conservarán el bosque independientemente del pago.

Debido a que la mayor parte de las emisiones de gases de efecto invernadero en Perú se originan por deforestación, es primordial evaluar y rediseñar políticas anti-deforestación existentes. El mecanismo de Pagos por Servicios Ambientales responde a una lógica de compensar a los usuarios del bosque por conservarlo, pues los beneficios de la conservación son mayores que el costo de la compensación. Para el caso peruano, pareciese que se está realizando transferencias a comunidades que no hubiesen deforestado, en promedio, en ausencia de las transferencias. Es necesario re-pensar en el diseño y focalización de esta política. Experiencias internacionales sugieren la importancia de incorporar directamente el riesgo de deforestación y los diferentes costos de oportunidad para una mejor costo-efectividad de este tipo de políticas (Alix-García et al 2019, Jack 2015). Por otro lado, debe tomarse en cuenta el potencial irruptorio de estas transferencias en comunidades nativas. Por ejemplo, los estudios etnográficos de García Benavente (2017) y Maza (2023) sugieren que el manejo del dinero del programa creó desconfianza y conflictos al interior de las comunidades. Partiendo del estudio de Ostrom (1990), es necesario mantener la cohesión de la comunidad para un mejor manejo del 'común', por lo que incorporar mecanismos de mayor participación y comunicación podría contrarrestar estos casos, como se muestra en el estudio de Andersson et al (2018).

Este documento finaliza enumerando algunas limitaciones del estudio y sugiriendo mayor investigación sobre esta política. La principal limitación de este estudio, que se relaciona a cómo se implementó el Mecanismo TDC, es que no se pudo encontrar un único grupo de control, y en su defecto se utilizaron diversos grupos de control y diferentes especificaciones. Una segunda limitación es que este trabajo no ahonda en los mecanismos o explicaciones detrás de los resultados hallados. A pesar de estas limitaciones, este estudio presenta evidencia que contribuye a un mejor entendimiento de las políticas contra la deforestación en el Perú, y aboga por un mayor número de trabajos que permitan ahondar más en el tema.

h. Recomendaciones de Política

Los resultados de esta investigación sugieren un limitado efecto del Mecanismo de Transferencias Directas Condicionadas en reducir la deforestación, por lo que se sugiere un rediseño de las políticas. En particular, se proponen las siguientes recomendaciones de política.

1. Mejorar el sistema de focalización e inclusión. El estudio muestra una ausencia de adicionalidad del programa, por lo que este podría incluir comunidades que hubiesen conservado el bosque incluso en ausencia de las transferencias. Se recomienda incidir en aquellos sectores con mayores amenazas de deforestación, siendo específicos en cómo se realiza esta focalización a fin de una mejor evaluación a futuro. Por ejemplo, el caso mexicano otorga las transferencias a comunidades interesadas según un puntaje de riesgo de deforestación y otros criterios.
2. Incorporar componentes más allá de la transferencia y el cumplimiento del plan de gestión. Las amenazas de deforestación al acabar el convenio y evidencia etnográfica previa sugieren un escenario de debilitamiento de cohesión social debido al programa, por lo que incidir en este tema podría incrementar su efectividad.
3. Considerar que los diversos sectores de la Amazonía tienen diferencias amenazas potenciales de deforestación, por lo que la importancia relativa de 10 soles por hectárea depende de las características de cada zona.
4. Considerar la importancia de las relaciones de género en la gestión de los bosques. El análisis exploratorio sugiere que las comunidades con mayor presencia de mujeres disminuyen más las presiones de deforestación.

i. Plan de Incidencia

Este estudio presenta evidencia sobre la efectividad del Mecanismo de Transferencias Directas Condicionadas a cargo del Programa Nacional de Conservación de Bosques para la Mitigación del Cambio Climático ("Programa Bosques"). Mediante el Decreto Supremo 003-2020-MINAM se amplió la vigencia del Programa Bosques por diez años, y se tiene como objetivo al año 2030 la incorporación de 1,000 comunidades nativas en el Mecanismo TDC. El Plan de Incidencia tiene los siguientes X objetivos:

1. Presentación de la investigación a los miembros del Programa Bosques a fin de poder discutir los resultados y una posible agenda de investigación en torno a la política.
2. Divulgar los resultados de la investigación con el personal del Programa Bosques, y de otros actores e instituciones del estado (miembros del MINAM fuera del Programa Bosques, y miembros del MEF especialistas en gasto público) y de la sociedad civil organizada como ONGs ambientalistas y enfocadas en comunidades nativas, academia multidisciplinaria.
3. Elaboración de una nota periodística a fin de divulgar los resultados de la investigación al público.

j. Bibliografía

- Abadie, A., Athey, S., Imbens, G. W., & Wooldridge, J. (2017). *When should you adjust standard errors for clustering?* (No. w24003). National Bureau of Economic Research.
- Abadie, A. (2021). Using synthetic controls: Feasibility, data requirements, and methodological aspects. *Journal of Economic Literature*, 59(2), 391-425.
- Agarwal, B. (2009). Gender and forest conservation: The impact of women's participation in community forest governance. *Ecological economics*, 68(11), 2785-2799.
- Agrawal, A., Yadama, G., Andrade, R., & Bhattacharya, A. (2006). *Decentralization and environmental conservation: Gender effects from participation in joint forest management* (No. 577-2016-39201).
- Alix-Garcia, J., De Janvry, A., & Sadoulet, E. (2005). A tale of two communities: explaining deforestation in Mexico. *World Development*, 33(2), 219-235.
- Alix-Garcia, J. (2007). A spatial analysis of common property deforestation. *Journal of Environmental Economics and Management*, 53(2), 141-157.
- Alix-Garcia, J. (2008). An exploration of the positive effect of inequality on common property forests. *Journal of Development Economics*, 87(1), 92-105.
- Alix-Garcia, J. M., Sims, K. R., & Phaneuf, D. J. (2019). Using referenda to improve targeting and decrease costs of conditional cash transfers. *Journal of Public Economics*, 176, 179-194.
- Alix-Garcia, J., McIntosh, C., Sims, K. R., & Welch, J. R. (2013). The ecological footprint of poverty alleviation: evidence from Mexico's Oportunidades program. *Review of Economics and Statistics*, 95(2), 417-435.
- Alix-Garcia, J., & Wolff, H. (2014). Payment for ecosystem services from forests. *Annu. Rev. Resour. Econ.*, 6(1), 361-380.
- Alix-Garcia, J. M., Sims, K. R., & Yañez-Pagans, P. (2015). Only one tree from each seed? Environmental effectiveness and poverty alleviation in Mexico's Payments for Ecosystem Services Program. *American Economic Journal: Economic Policy*, 7(4), 1-40.
- Andersson, Krister P, Nathan J Cook, Tara Grillos, Maria Claudia Lopez, Carl F Salk, Glenn D Wright, and Esther Mwangi. 2018. "Experimental evidence on payments for forest commons conservation." *Nature Sustainability* 1 (3): 128–135.
- Angrist, J. D., & Pischke, J. S. (2009). *Mostly harmless econometrics: An empiricist's companion*. Princeton university press.
- Arriagada, R. A., Ferraro, P. J., Sills, E. O., Pattanayak, S. K., & Cordero-Sancho, S. (2012). Do payments for environmental services affect forest cover? A farm-level evaluation from Costa Rica. *Land Economics*, 88(2), 382-399.
- Arkhangelsky, D., Athey, S., Hirshberg, D. A., Imbens, G. W., & Wager, S. (2021). Synthetic difference-in-differences. *American Economic Review*, 111(12), 4088-4118.
- Asfaw, A., Lemenih, M., Kassa, H., & Ewnetu, Z. (2013). Importance, determinants and gender dimensions of forest income in eastern highlands of Ethiopia: The case of communities around Jelo Afromontane forest. *Forest Policy and Economics*, 28, 1-7.
- Balboni, C., Bandiera, O., Burgess, R., Ghatak, M., & Heil, A. (2022). Why do people stay poor?. *The Quarterly Journal of Economics*, 137(2), 785-844.
- Balboni, C., Berman, A., Burgess, R., & Olken, B. A. (2022). The Economics of Tropical Deforestation.

- Banerjee, A., Duflo, E., & Sharma, G. (2021). Long-term effects of the targeting the ultra poor program. *American Economic Review: Insights*, 3(4), 471-86.
- Ben-Michael, E., Feller, A., & Rothstein, J. (2021). *Synthetic controls with staggered adoption* (No. w28886). National Bureau of Economic Research.
- Blackman, A., Corral, L., Lima, E. S., & Asner, G. P. (2017). Titling indigenous communities protects forests in the Peruvian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(16), 4123-4128.
- Borusyak, K., Jaravel, X., & Spiess, J. (2021). Revisiting event study designs: Robust and efficient estimation. *arXiv preprint arXiv:2108.12419*.
- Burgess, R., Hansen, M., Olken, B. A., Potapov, P., & Sieber, S. (2012). The political economy of deforestation in the tropics. *The Quarterly journal of economics*, 127(4), 1707-1754.
- Burgess, R., Costa, F., & Olken, B. A. (2019). The Brazilian Amazon's double reversal of fortune.
- Callaway, B., & Sant'Anna, P. H. (2021). Difference-in-differences with multiple time periods. *Journal of Econometrics*, 225(2), 200-230.
- Cisneros, E., Börner, J., Pagiola, S., & Wunder, S. (2022). Impacts of conservation incentives in protected areas: The case of Bolsa Floresta, Brazil. *Journal of Environmental Economics and Management*, 111, 102572.
- Clements, T., John, A., Nielsen, K., An, D., Tan, S., & Milner-Gulland, E. J. (2010). Payments for biodiversity conservation in the context of weak institutions: Comparison of three programs from Cambodia. *Ecological economics*, 69(6), 1283-1291.
- Colmer, J., Lin, D., Liu, S., & Shimshack, J. (2021). Why are pollution damages lower in developed countries? Insights from high-income, high-particulate matter Hong Kong. *Journal of Health Economics*, 79, 102511.
- Dehejia, R. (2005). Practical propensity score matching: a reply to Smith and Todd. *Journal of econometrics*, 125(1-2), 355-364.
- Dube, O., & Vargas, J. F. (2013). Commodity price shocks and civil conflict: Evidence from Colombia. *The review of economic studies*, 80(4), 1384-1421.
- Ferraro, P. J., & Simorangkir, R. (2020). Conditional cash transfers to alleviate poverty also reduced deforestation in Indonesia. *Science Advances*, 6(24), eaaz1298.
- García Benavente, Gabriela. 2017. "Implementación del programa nacional de conservación de bosques para la mitigación del cambio climático (PNCBMCC) : efectos en las actividades económicas y organización social en la comunidad nativa de Puerto Ocopa.
- Giudice, R., Börner, J., Wunder, S., & Cisneros, E. (2019). Selection biases and spillovers from collective conservation incentives in the Peruvian Amazon. *Environmental Research Letters*, 14(4), 045004.
- Gneezy, U., & Rustichini, A. (2000). Pay enough or don't pay at all. *The Quarterly journal of economics*, 115(3), 791-810.
- Greenstone, M., & Jack, B. K. (2015). Envirodevonomics: A research agenda for an emerging field. *Journal of Economic Literature*, 53(1), 5-42.
- Guerrero, E., Aguirre, J. y Campana, Y. (2019) ¿Qué tan efectivas son las áreas protegidas en presencia de carreteras? CIES
- Hahn, R. W. (2000). The impact of economics on environmental policy. *Journal of Environmental Economics and management*, 39(3), 375-399.
- Hahn, R. W., & Stavins, R. N. (1992). Economic incentives for environmental protection: integrating theory and practice. *The American economic review*, 82(2), 464-468.

Hayes, T., Murtinho, F., Wolff, H., López-Sandoval, M. F., & Salazar, J. (2022). Effectiveness of payment for ecosystem services after loss and uncertainty of compensation. *Nature Sustainability*, 5(1), 81-88.

Heckman, J. J., Ichimura, H., & Todd, P. (1998). Matching as an econometric evaluation estimator. *The review of economic studies*, 65(2), 261-294.

Hsiang, S. (2016). Climate econometrics. *Annual Review of Resource Economics*, 8, 43-75.

Jack, B. K., Kousky, C., & Sims, K. R. (2008). Designing payments for ecosystem services: Lessons from previous experience with incentive-based mechanisms. *Proceedings of the national Academy of Sciences*, 105(28), 9465-9470.

Jack, B. K. (2013). Private information and the allocation of land use subsidies in Malawi. *American Economic Journal: Applied Economics*, 5(3), 113-135.

Jack, B. K. (2017). Environmental economics in developing countries: An introduction to the special issue. *Journal of Environmental Economics and Management*, 86(C), 1-7.

Jack, B. K., Jayachandran, S., Kala, N., & Pande, R. (2022). Money (Not) to Burn: Payments for Ecosystem Services to Reduce Crop Residue Burning (No. w30690). National Bureau of Economic Research.

Jayachandran, S. (2013). Liquidity constraints and deforestation: The limitations of payments for ecosystem services. *American Economic Review*, 103(3), 309-13.

Jayachandran, S., De Laat, J., Lambin, E. F., Stanton, C. Y., Audy, R., & Thomas, N. E. (2017). Cash for carbon: A randomized trial of payments for ecosystem services to reduce deforestation. *Science*, 357(6348), 267-273.

Jayachandran, S. (2022). *The Inherent Trade-Off Between the Environmental and Anti-Poverty Goals of Payments for Ecosystem Services* (No. w29954). National Bureau of Economic Research.

Jayachandran, S. (2022). How economic development influences the environment. *Annual Review of Economics*, 14, 229-252.

Kaczan, David, Alexander Pfaff, Luz Rodriguez, and Elizabeth Shapiro-Garza. 2017. "Increasing the impact of collective incentives in payments for ecosystem services." *Journal of Environmental Economics and Management* 86:48–67.

Miranda, J. J., Corral, L., Blackman, A., Asner, G., & Lima, E. (2016). Effects of protected areas on forest cover change and local communities: evidence from the Peruvian Amazon. *World development*, 78, 288-307.

Maza Galvan, Domenica. 2022. "¿Cambios hacia el empoderamiento? Cambios en el rol de la mujer indígena en el proceso de implementación de REDD+ (TDC): Ampiyacu y Chiriyaku comparados."

Orihuela, J., & Pérez, C. (2019) ¿Más verde dentro que fuera? Efectos de las ANP sobre la deforestación. CIES.

Ostrom, E. (1990). *Governing the commons: The evolution of institutions for collective action*. Cambridge university press.

Oxfam (2021) *Amazonía en Cifras. Recursos naturales, cambio climático y desigualdades*.

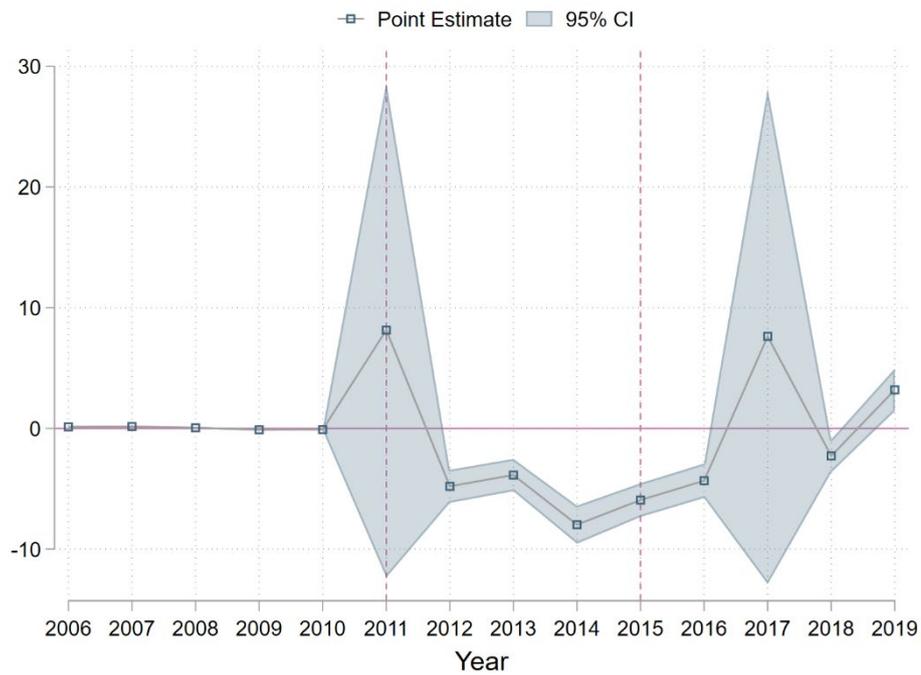
Parker, S. W., & Vogl, T. (2018). Do conditional cash transfers improve economic outcomes in the next generation? Evidence from Mexico (No. w24303). National Bureau of Economic Research.

Pfaff, A., Robalino, J., Walker, R., Aldrich, S., Caldas, M., Reis, E., ... & Kirby, K. (2007). Road investments, spatial spillovers, and deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of regional Science*, 47(1), 109-123.

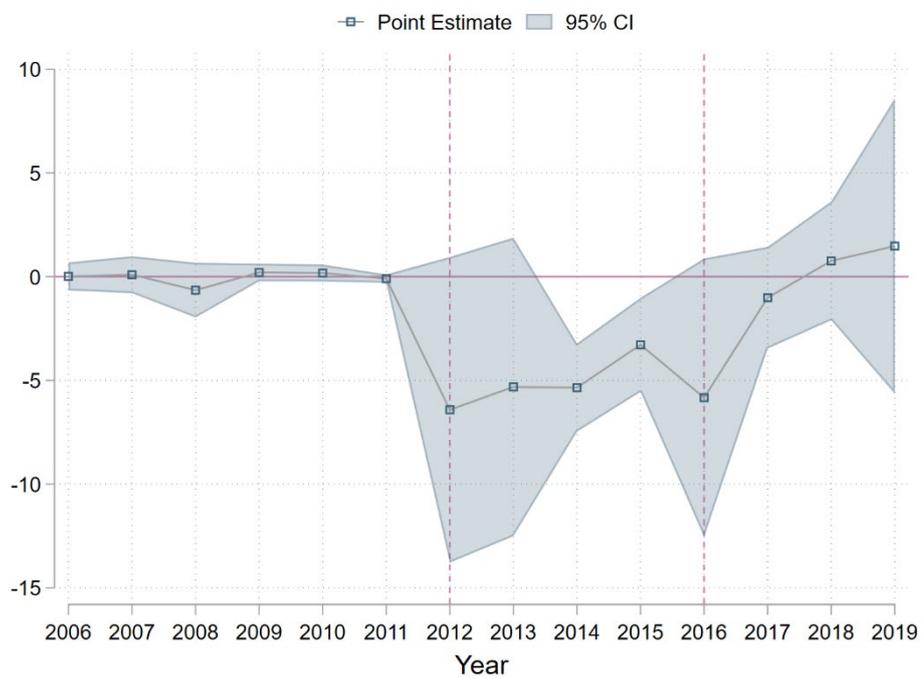
- Phaneuf, D. J., & Requate, T. (2016). *A course in environmental economics: theory, policy, and practice*. Cambridge University Press.
- Robalino, J., & Pfaff, A. (2013). Ecopayments and deforestation in Costa Rica: A nationwide analysis of PSA's initial years. *Land Economics*, 89(3), 432-448.
- Robalino, J., Sandoval, C., Barton, D. N., Chacon, A., & Pfaff, A. (2015). Evaluating interactions of forest conservation policies on avoided deforestation. *PloS one*, 10(4), e0124910.
- Sims, K. R., & Alix-Garcia, J. M. (2017). Parks versus PES: Evaluating direct and incentive-based land conservation in Mexico. *Journal of Environmental Economics and Management*, 86, 8-28.
- Smith, J. A., & Todd, P. E. (2005). Does matching overcome LaLonde's critique of nonexperimental estimators?. *Journal of econometrics*, 125(1-2), 305-353.
- Stavins, R. N. (2007). Environmental Economics. *NBER Working Paper*, (w13574).
- Sviatschi, M. M. (2022). Making a narco: Childhood exposure to illegal labor markets and criminal life paths. *Econometrica*, 90(4), 1835-1878.
- USAID (2012) Peru. Climate Vulnerability Profile.
- Vainio, A., & Paloniemi, R. (2013). Adapting to the gender order: Voluntary conservation by forest owners in Finland. *Land use policy*, 35, 247-256.
- Vilela, T., Malky Harb, A., Bruner, A., Laísa da Silva Arruda, V., Ribeiro, V., Auxiliadora Costa Alencar, A., ... & Botero, R. (2020). A better Amazon road network for people and the environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(13), 7095-7102.
- Wiik, E., Jones, J. P., Pynegar, E., Bottazzi, P., Asquith, N., Gibbons, J., & Kontoleon, A. (2020). Mechanisms and impacts of an incentive-based conservation program with evidence from a randomized control trial. *Conservation Biology*, 34(5), 1076-1088.
- Wunder, S., Börner, J., Ezzine-de-Blas, D., Feder, S., & Pagiola, S. (2020). Payments for environmental services: Past performance and pending potentials. *Annual Review of Resource Economics*, 12, 209-234.

A.1. Event-Study por cohorte de la estimación por SDID: Probabilidad de Deforestación

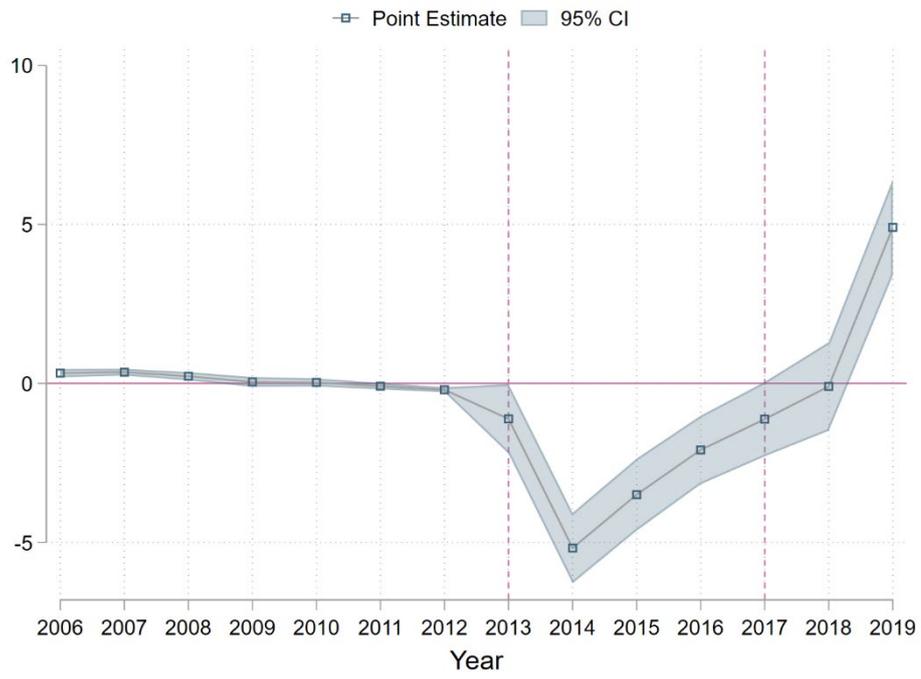
(a) Cohorte 2011



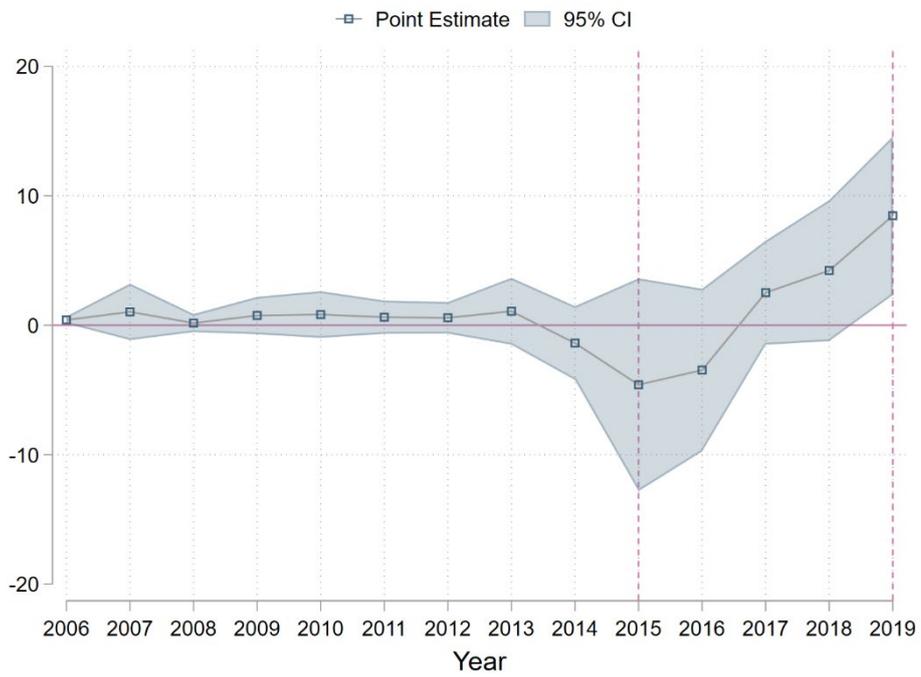
(b) Cohorte 2012



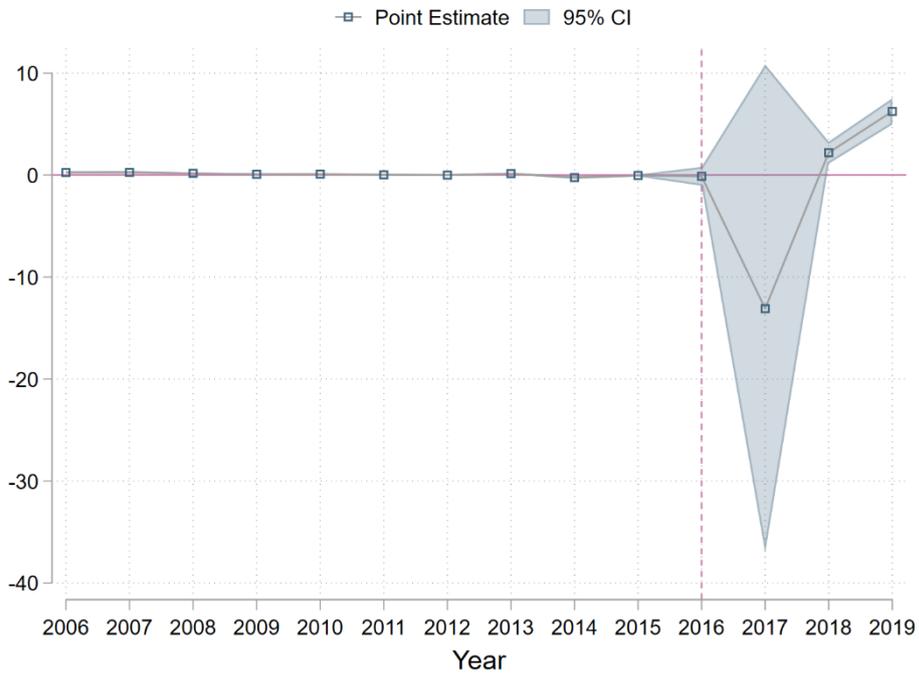
(c) Cohorte 2013



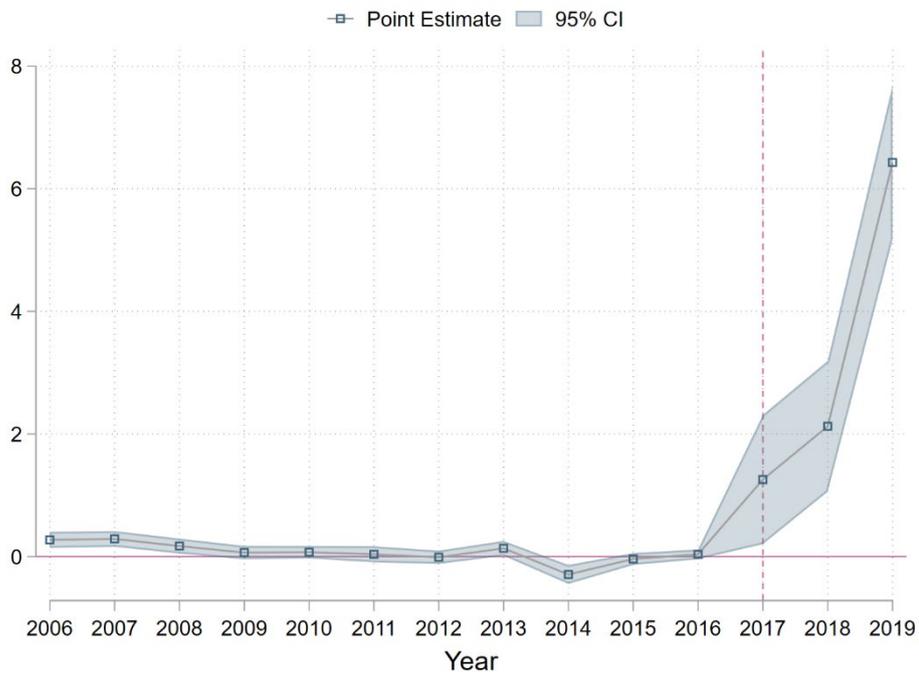
(d) Cohorte 2015



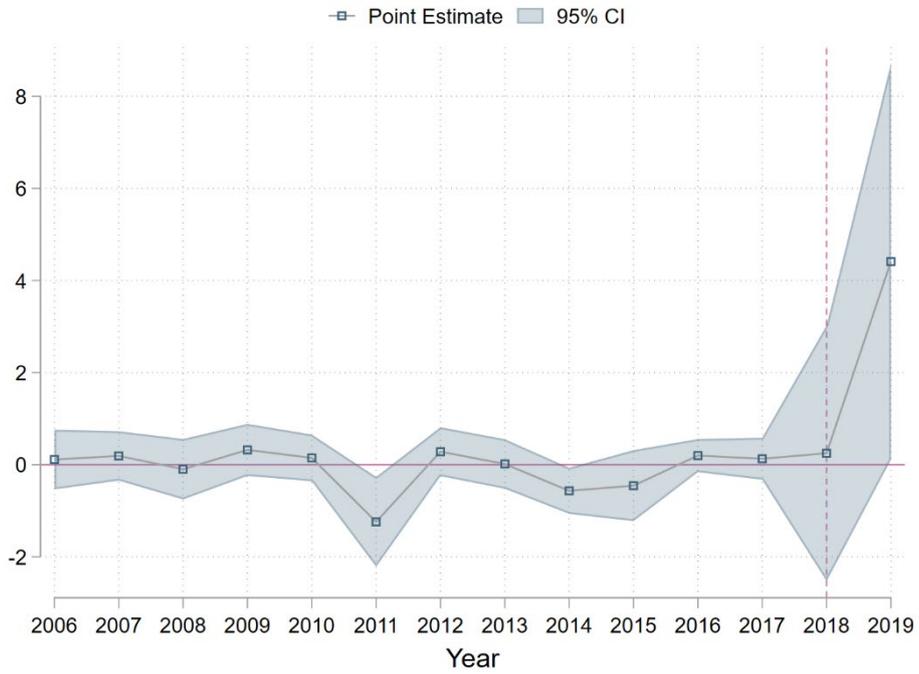
(e) Cohorte 2016



(f) Cohorte 2017

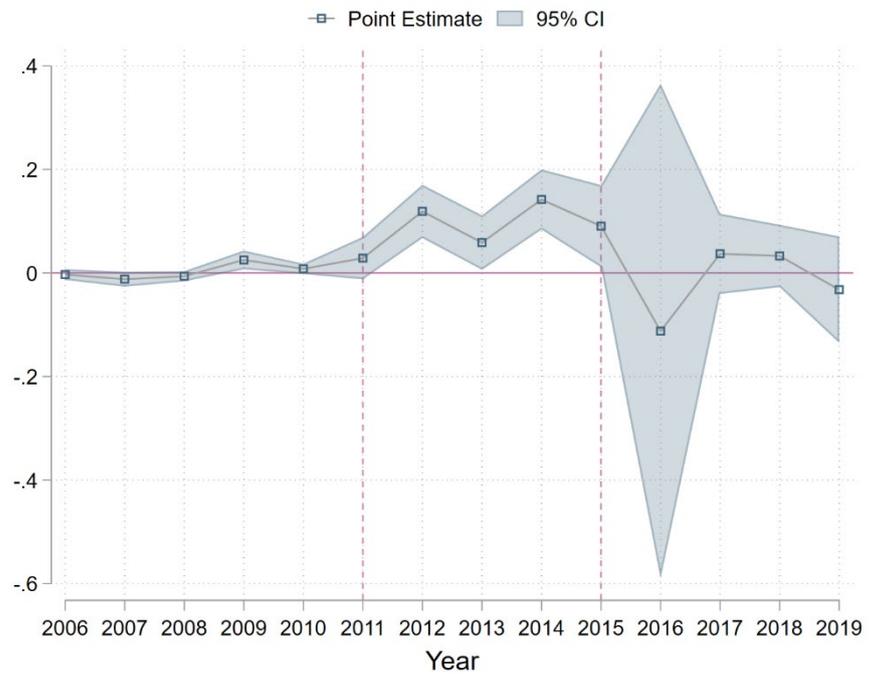


(g) Cohorte 2018

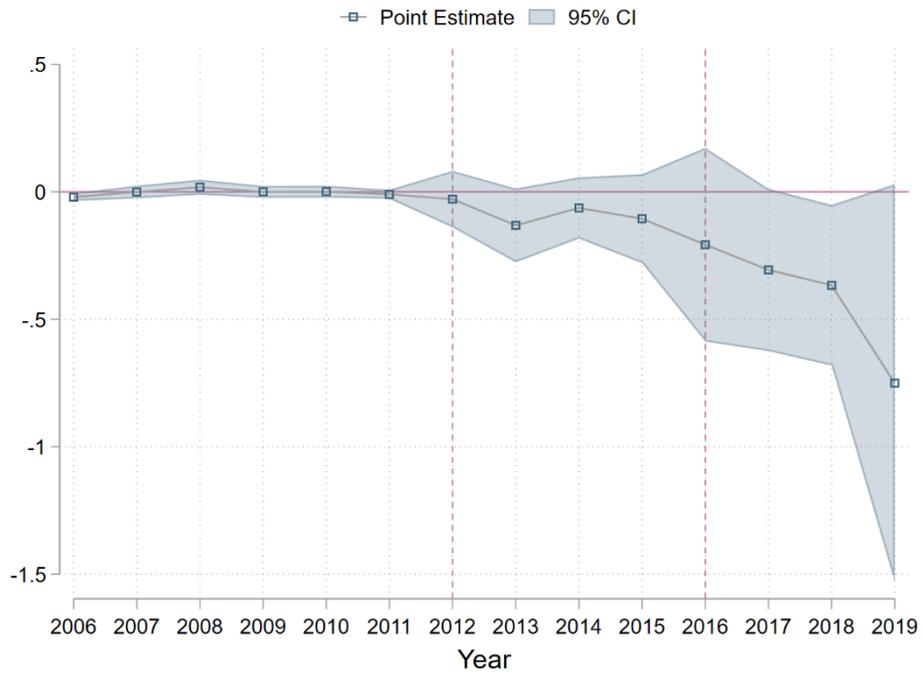


A.2. Event-Study por cohorte de la estimación por SDID: Tasa de Crecimiento de Bosque

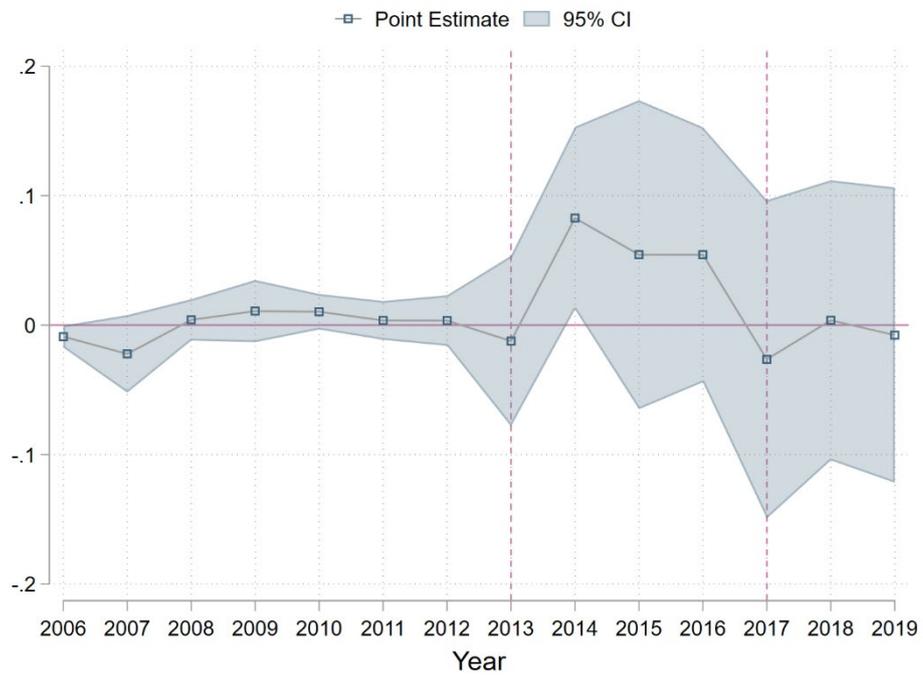
a) Cohorte 2011



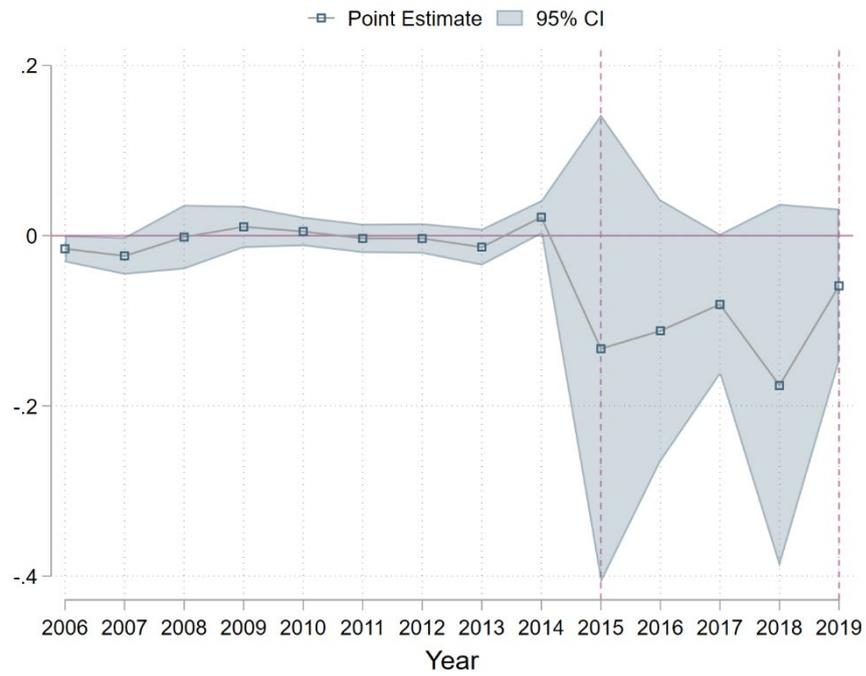
b) Cohorte 2012



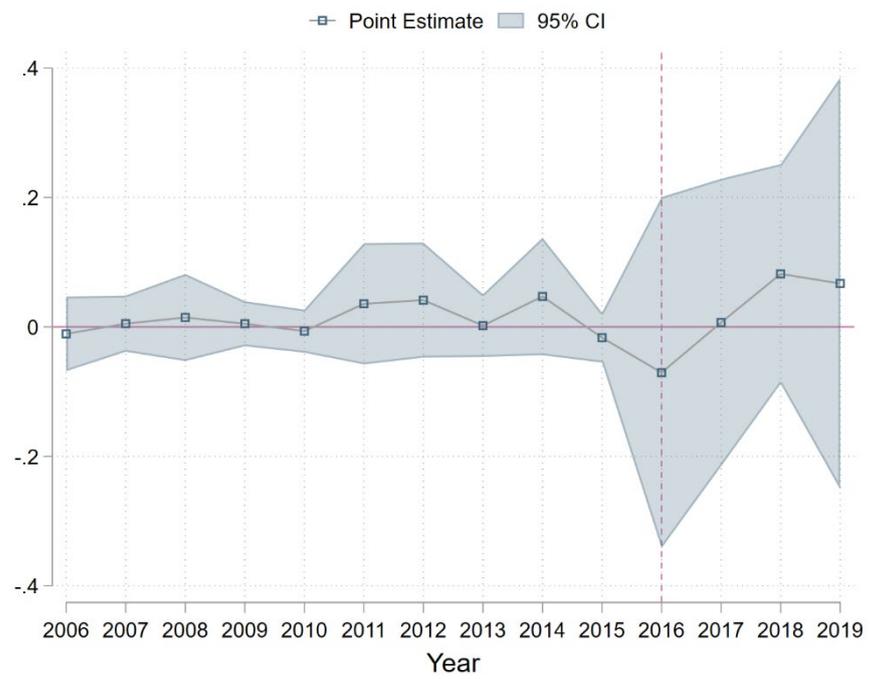
c) Cohorte 2013



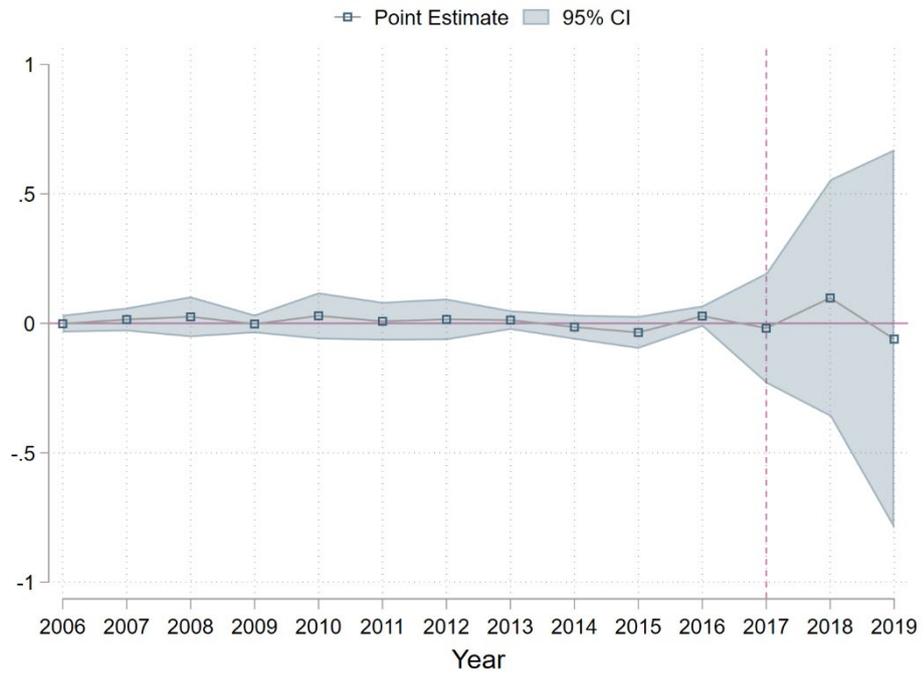
d) Cohorte 2015



e) Cohorte 2016



(f) Cohorte 2017



(g) Cohorte 2018

