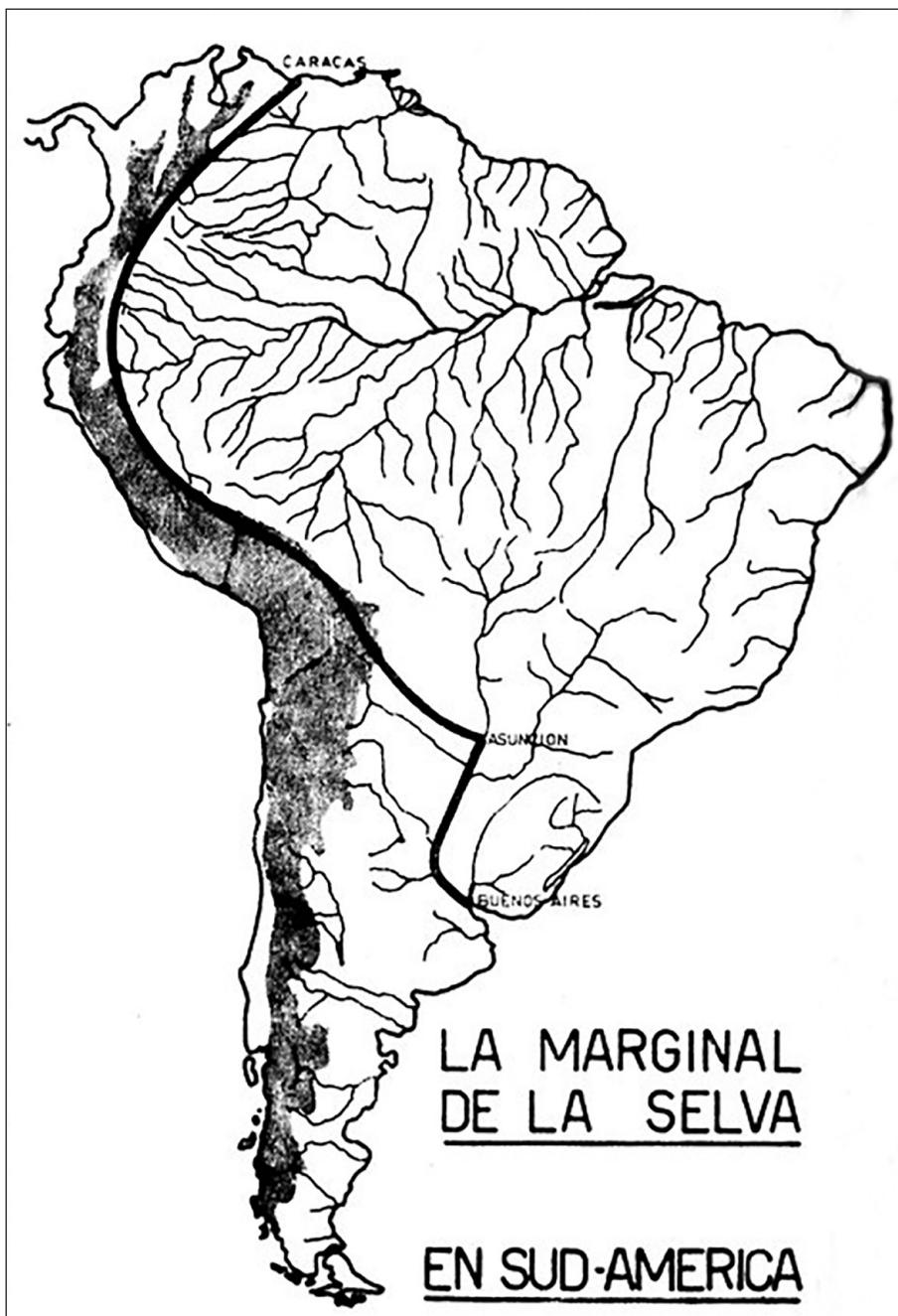


LOS ORÍGENES DE LA COCAÍNA



Fuente: Belaúnde, F. (1959). *La conquista del Perú por los peruanos*. Ediciones Tawantinsuyu.

**LOS ORÍGENES DE LA COCAÍNA
COLONIZACIÓN Y DESARROLLO FALLIDO
EN LOS ANDES AMAZÓNICOS**

Paul Gootenberg
Liliana M. Dávalos
(edición académica y compilación)

Traducción
Constanza Morales Mair



Facultad
de Economía



Nombre: Gootenberg, Paul, edición académica, compilador, autor. | Dávalos, Liliana M., edición académica, compiladora, autora. | Morales Mair, Constanza, traductora. | Paredes, Maritza, autora. | Manrique, Hernán, autor. | Millington, Andrew C., autor. | Holmes, Jennifer S., autora. | Pavón, Viveca, autora. | Gutiérrez de Piñeres, Sheila Amin, autora. | Torres, María Clara, autora. | Isacson, Adam, escritor de epílogo.

Título: Los orígenes de la cocaína : colonización y desarrollo fallido en los Andes amazónicos / Paul Gootenberg, Liliana M. Dávalos (edición académica y compilación) ; traducción Constanza Morales Mair.

Descripción: Bogotá : Universidad de los Andes, Facultad de Economía, Centro de Estudios sobre Seguridad y Drogas, Ediciones Uniandes, 2021. | 262 páginas : ilustraciones ; 17 x 24 cm.

Identificadores: ISBN 9789587981698 (rústica) | 9789587981704 (electrónico)

Materias: Industria de la cocaína – Historia – Perú | Industria de la cocaína – Historia – Colombia | Narcotráfico – Perú | Narcotráfico – Colombia

Clasificación: CDD 362.298–dc23

SBUA

Primera edición en inglés:
The Origins of Cocaine: Colonization and Failed Development in the Amazon Andes,
Routledge, 2018

Primera edición en español:
octubre del 2021

© Paul Gootenberg y Liliana M Dávalos
(editores académicos y compiladores)

© Maritza Paredes, Hernán Manrique,
Andrew C. Millington, Jennifer Holmes,
Viveca Pavón, Sheila Amin Gutiérrez
de Piñeres, María Clara Torres y

Adam Isacson
© Constanza Morales Mair,
por la traducción

© Universidad de los Andes, Facultad
de Economía, Centro de Estudios sobre
Seguridad y Drogas (CESED)

Ediciones Uniandes
Carrera 1.ª n.º 18A-12
Bogotá, D. C., Colombia
Teléfono: (60-1) 3394949, ext. 2133
<http://ediciones.uniandes.edu.co>
<http://ebooks.uniandes.edu.co>
infeduni@uniandes.edu.co

ISBN: 978-958-798-169-8
ISBN e-book: 978-958-798-170-4

Impresión:
Xpress Estudio Gráfico y Digital S. A. S.
Carrera 69H n.º 77-40
Teléfono: (60-1) 6020808
Bogotá, D. C., Colombia

Impreso en Colombia – Printed in Colombia

Authorised translation from the English language edition published by Routledge, a member of the Taylor & Francis Group.
/ Esta es una traducción autorizada de la edición original en inglés publicada por Routledge, miembro de Taylor & Francis Group.

Corrección de estilo: Laura Porras
Diagramación interna: Andrea Rincón
Diseño de cubierta: La Central
de Diseño S. A. S.
Imagen de cubierta: deforestación del río
Meta, Sistema Integrado de Monitoreo
de Cultivos Ilícitos (SIMI), Oficina de
las Naciones Unidas contra la Droga y el
Delito (UNODC), Colombia

Universidad de los Andes | Vigilada
Mineducación. Reconocimiento como
universidad: Decreto 1297 del 30 de mayo
de 1964. Reconocimiento de personería
jurídica: Resolución 28 del 23 de febrero
de 1949, Minjusticia. Acreditación
institucional de alta calidad, 10 años:
Resolución 582 del 9 de enero del 2015,
Mineducación.

Todos los derechos reservados. Esta
publicación no puede ser reproducida ni
en su todo ni en sus partes, ni registrada
en o transmitida por un sistema de
recuperación de información, en ninguna
forma ni por ningún medio, sea mecánico,
fotoquímico, electrónico, magnético,
electro-óptico, por fotocopia o cualquier
otro, sin el permiso previo por escrito de
la editorial.

CONTENIDO

Lista de recursos gráficos	9
Agradecimientos	13
Introducción	
Huérfanos del desarrollo: el aumento imprevisto de la coca ilícita en los Andes amazónicos, 1950-1990 <i>Paul Gootenberg</i>	15
1 Los fantasmas del desarrollo pasado <i>Liliana M. Dávalos</i>	41
2 Ideas de modernización y transformación territorial <i>Maritza Paredes - Hernán Manrique</i>	87
3 La creación de las fronteras de la coca y los cocaleros en el Chapare: Bolivia, 1940-1990 <i>Andrew C. Millington</i>	129
4 Las políticas de desarrollo económico en Colombia (décadas de 1960 a 1990) y el giro hacia la coca en la Amazonía Andina <i>Jennifer S. Holmes - Viveca Pavón - Sheila Amin Gutiérrez de Piñeres</i>	169

5 La creación de una frontera de coca: el caso de Ariari, Colombia <i>Maria Clara Torres</i>	195
Epílogo ¿Se enfrentarán los gobiernos al cultivo de coca o a sus causas? <i>Adam Isacson</i>	231
Sobre los autores	251
Índice	255

1

LOS FANTASMAS DEL DESARROLLO PASADO

Deforestación y coca en la Amazonía occidental

Liliana M. Dávalos*

Introducción

Durante décadas, se ha descrito a los cultivadores de coca y sus cultivos como un factor crítico para comprender la extensión y ubicación de la deforestación en la franja andina del Amazonas (véanse, p. ej., Dávalos *et al.*, 2011; Young y León, 1999). Sin embargo, desde una perspectiva estrictamente económica, la deforestación desproporcionada realizada por los cocaleros es desconcertante. Por el contrario, el cultivo de productos altamente lucrativos debería conducir a una disminución tanto del área cultivada como del ritmo al que los cultivadores deben poner a producir las tierras forestales (Kaimowitz, 1997), como la mayor parte de la coca cultivada desde los años setenta se produjo para el mercado ilegal de la cocaína, se propusieron al menos otras dos explicaciones para la deforestación por la coca. La primera es que el cultivo y la cosecha de coca podrían atraer cultivadores —quienes intensificarían el cultivo de otros

* Este trabajo contó con el apoyo de una comisión de la Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit [Agencia Alemana de Cooperación Técnica] (GIZ, por sus siglas en alemán) a L. M. D. Agradezco a A. Corthals por las traducciones del alemán; a A. Corthals, E. Dávalos, E. Lauterbur, M. Lim, J. Retana y L. R. Yohe por sus comentarios, y a D. Armenteras, A. Bejarano y L. Correa por las discusiones sobre ruralización. Por los datos, agradezco a C. Bussink, L. Correa, M. Gualdrón, A. Korenblik, L. Vallejos y A. Vella, de la Oficina de las Naciones Unidas contra la Droga y el Delito (UNODC). Todas las opiniones son exclusivamente de la autora y no reflejan las posiciones de la GIZ ni de la UNODC.

productos en diferentes sitios ya desarrollados— hacia nuevas zonas forestales. La segunda es que los energéticos esfuerzos por reprimir los cultivos obligan a dichos cultivadores a trasladarse a lugares más remotos, los cuales en otras circunstancias se mantendrían intactos. En ambos casos, la deforestación resultante aumenta debido a la naturaleza ilegal de la coca. Por consiguiente, la deforestación y los daños ambientales en la Amazonía derivarían de la prohibición de la coca y no de la expansión agrícola; o, al menos, no primordialmente debido a esta.

Hay mucho interés en descubrir y tratar los factores que inducen a los cultivadores a adoptar la coca y a contribuir a la deforestación de la Amazonía occidental. Sólo en los últimos veinte años, en los que se intensificó la guerra de décadas contra la coca, se vio que la mayoría de los cultivos de coca se trasladaron de los bordes del Amazonas de Bolivia, Perú y Colombia; primero hacia todos los ecosistemas de Colombia, luego a Perú (Dávalos *et al.*, 2009) y de nuevo a los bosques de frontera agrícola colombianos. Durante todo ese tiempo persistieron los focos de producción, incluso mientras prosperaban los esfuerzos de erradicación y se multiplicaban los programas de desarrollo para persuadir a los cultivadores de que cambiaran la coca por otros cultivos. Pero mientras las dinámicas de la plantación de coca variaban a lo largo de los Andes, la deforestación en la Amazonía occidental continuó a ritmo acelerado, empeorando a veces al tiempo que avanzaban los programas de erradicación y desarrollo alternativo (Bradley y Millington, 2008b).

En este capítulo reviso la investigación actual sobre la magnitud y ubicación tanto de la deforestación como de los cultivos de coca en la Amazonía occidental y encontré que los cultivos ilegales explican poco la deforestación. Por el contrario, las brechas de deforestación en las tierras bajas amazónicas muestran carreteras y sitios que hace décadas fueron blanco de la colonización y el desarrollo. Pese a que este enfoque no puede dar cuenta de la historia y trayectoria idiosincrásica de sitios en particular, destaca las características comunes del proceso de expansión agrícola hacia el Amazonas a lo largo de los países andinos del norte. Con base en los análisis del cambio de uso de la tierra, la síntesis que aquí se presenta se enfoca en los bosques, su fragmentación y pérdida en toda la región, y complementa los estudios de caso localizados expuestos en el resto de este libro.

Antecedentes: deforestación tropical, problemas y modelos

Desde la década de 1980, la atención internacional se ha centrado en los bosques tropicales por ser los ecosistemas de más rápida extinción que albergan la mayor diversidad biológica del planeta (Myers *et al.*, 2000). Si bien la tarea de encontrar áreas óptimas para la conservación produjo una amplia literatura sobre la ecología de estos complejos sistemas (Brienen *et al.*, 2015), emergió a la vez una búsqueda de soluciones, relacionada con la historia, la economía y la geografía humana de la Amazonía y otras regiones similares (Barber *et al.*, 2014; Dávalos *et al.*, 2014; Fearnside, 1993). Claramente, el cambio acelerado de los vastos y continuos bosques tropicales antiguos a un uso agrícola desde los años cincuenta constituye una de las principales amenazas actuales a la biodiversidad global (Laurance, 1999; Laurance *et al.*, 2012). Dado que los bosques tropicales proporcionan funciones ecosistémicas cruciales, por medio del secuestro de carbono, la regulación de flujos de agua y sedimentos, además de los ciclos de los nutrientes del suelo (Asner *et al.*, 2009; Hedin *et al.*, 2003); el panorama de una Amazonía dominada por la agricultura genera preocupación por la estabilidad del clima global y del ciclo del agua. En la actualidad, la deforestación y los incendios tropicales contribuyen una proporción significativa y creciente de las emisiones de carbono mundiales (DeFries *et al.*, 2002; Harris *et al.*, 2012), pero una Amazonía sustancialmente más denudada y seca podría incluso pasar de ser un sumidero de emisiones de carbono a ser una fuente neta de aceleración del cambio climático (Brienen *et al.*, 2015; Nepstad *et al.*, 2008). Si el objetivo es mantener sistemas agrícolas productivos con base en un clima estable para el futuro, la estabilidad continua de los bosques amazónicos es una prioridad global.

A medida que los datos de teledetección y el poder computacional se hacen cada vez más disponibles, los análisis de imágenes satelitales confirman que la agricultura —y no la tala u otras actividades similares— ha sido la principal causa directa de la deforestación en la Amazonía en los últimos quince años (Graesser *et al.*, 2015; Gutiérrez-Vélez *et al.*, 2011). Sin embargo, identificar la agricultura, en particular la expansión de pastizales (p. ej., Chadid *et al.*, 2015; McAlpine *et al.*, 2009), como la principal causa de la pérdida forestal no ayuda a la hora de diseñar políticas de largo plazo para solucionar la deforestación, ya que tanto los factores que propician el cambio como los propulsores estructurales de

este permanecen intactos. En cambio, contribuye más hacer una distinción entre las causas próximas y los impulsores subyacentes, al considerar las actividades humanas que influyen en la deforestación tropical (Geist y Lambin, 2002). Las causas próximas cambian de manera directa el uso de la tierra, de bosques a usos humanos, incluidas la minería, la tala, las carreteras y otras formas particulares de agricultura (Fearnside, 2005; Laurance *et al.*, 2002).

En contraste con el claro y amplio papel que desempeñan la agricultura y los agricultores como causas próximas de la deforestación, sus propulsores subyacentes generan bastante debate (Lambin *et al.*, 2001). Identificar y entender esas fuerzas motrices es vital, ya que las políticas de desarrollo nacionales y globales apuntan a reducir o, al menos, a no aumentar la deforestación (Angelsen y Kaimowitz, 1999). El debate sobre las causas subyacentes o determinantes de la deforestación ubica a quienes proponen el crecimiento poblacional como el impulsor determinante de toda degradación medioambiental (p. ej., Ehrlich y Ehrlich, 2002) en contra de los científicos sociales, quienes sostienen que el ingenio y la adaptabilidad tienden a prevenir la catástrofe ambiental a medida que crece la población (p. ej., Bhattacharyya y Hammig, 2001; Boserup, 1965). La idea malthusiana de que el crecimiento de la población tiende invariablemente a igualar los niveles de producción, socavando así cualquier ganancia de bienestar (Malthus, 1798), fundamenta la tesis de que la demografía y la pobreza explican la deforestación tropical (Geist y Lambin, 2001; Rudel y Roper, 1997). La evidencia, no obstante, sugiere que la población y la pobreza en la deforestación tropical resultan sólo cuando van acompañadas de políticas específicas de desarrollo económico, ajustes sociales, prácticas culturales y hasta creencias (Geist y Lambin, 2001).

La prueba de una fuerte influencia institucional —opuesta a la noción estrictamente malthusiana— sobre cómo la gente responde a las oportunidades económicas y a las consecuencias del uso de la tierra y la deforestación ha aumentado apenas recientemente (Geist y Lambin, 2001; Lambin *et al.*, 2001; Rudel y Roper, 1997). Por ejemplo, incluso durante la era preindustrial, la tasa de conversión de los hábitats naturales a uso humano era más baja de lo previsto según el crecimiento poblacional, según reconstrucciones históricas del uso de la tierra (Ellis *et al.*, 2013). Estos hallazgos se replican con datos de otros países tropicales, recogidos recientemente por teledetección durante cuatro décadas de monitoreo. Esos estudios confirman la disociación entre la productividad agrícola y el cambio del hábitat. Mientras los países en desarrollo aumentaron el

área agrícola en ~3,3 %-3,4 % anualmente, la deforestación la aumentó en sólo ~0,3 % cada año; lo cual sugiere que la conversión de los bosques desempeña un papel menor en las ganancias de productividad (Angelsen, 2010). Al mismo tiempo, si la deforestación aumentó el área agrícola en sólo un porcentaje anual de ~0,3, las tasas de deforestación más altas, como las registradas para la Amazonía, requieren explicaciones adicionales (tabla 1.1).

Divergentes modelos conceptuales de deforestación pueden ayudar a explicar la aparente contradicción entre las altas tasas del cambio del uso de la tierra a la agricultura, en el corto plazo, y las tasas menores de crecimiento de la expansión agrícola, a largo plazo. Si bien los modelos no muestran mayor variación de un país a otro (p. ej., las economías centradas en el petróleo, como Ecuador y Venezuela, o la historia del conflicto armado y su relación con la urbanización en Colombia y Perú), suministran un marco de trabajo para relacionar la geografía de la deforestación con la historia del desarrollo económico. Inicialmente esbozados con referencia a la deforestación tropical global (Rudel y Roper, 1997), estos modelos relacionan la pérdida forestal con el desarrollo económico y la pobreza de diferentes maneras.

Tabla 1.1. Tasas de deforestación de países con cultivos de coca registrados desde el 2000 y de países vecinos sin registro de tales cultivos durante el mismo período

País	Pérdida anual por km ²	Tasa de deforestación (porcentual)	Cultivos de coca
Bolivia	2339	0,407	Sí
Brasil	25 480	0,536	–
Colombia	2022	0,258	Sí
Ecuador ^a	422	0,235	–
Perú	1259	0,164	Sí
Venezuela	939	0,175	–

Nota: ^aAunque se detectaron cultivos de amapola y de coca en Ecuador (UNODC y Gobierno Nacional de la República de Ecuador, 2015), el área detectada durante el período de estudio es níminio en comparación con la de sus vecinos andinos.

Fuente: datos de deforestación tomados de Hansen *et al.* (2013); datos de la producción de coca tomados de UNODC (2015). Sólo se incluyeron las áreas con > 50 % de cubierta arbórea al calcular las tasas. Las tasas de deforestación se calcularon de acuerdo con la fórmula de interés compuesto de Fearnside (1993). Las tasas positivas indican pérdida forestal.

El modelo de empobrecimiento de la deforestación

El motor de la deforestación en el modelo de empobrecimiento es una población creciente de pequeños agricultores, con acceso limitado a medios de intensificación, quienes expanden la agricultura hacia tierras marginales en detrimento de los bosques (Rudel y Roper, 1997). Aunque a veces relacionados con la agricultura de roza y quema (Myers, 1993), dicha roza y quema pueden ser sostenibles cuando se utilizan los bosques tropicales de manera transitoria por un período menor al que permanece el terreno en barbecho (Harris, 1971). A diferencia de esto, el modelo de empobrecimiento requiere que exista pobreza entre los agricultores y, en un sentido más amplio, en una economía nacional que no logra absorber a los trabajadores (Walker, 1993). Para que este modelo explique la brecha entre el crecimiento de las tierras agrícolas y la deforestación, se requiere el colapso definitivo de la puesta en cultivo de las tierras marginales y su fracaso en lograr una agricultura permanente de largo plazo. En contraste con la agricultura de roza y quema tradicional, la cual requiere que haya abundantes bosques para sustentarla, la huella de la deforestación a largo plazo, como resultado del empobrecimiento, es el terreno degradado e improductivo donde una vez se hallaban los bosques. Para que haya deforestación no hace falta capital o inversión, tan sólo abundancia de cultivadores pobres.

El modelo de frontera de la deforestación

Cuando las tierras forestales son abundantes (p. ej., figura 1.1), los empresarios, los pequeños agricultores y las empresas trabajan en conjunto, o por separado, con el fin de desarrollar una región y abrir una frontera (Rudel y Roper, 1997). Aunque el crecimiento demográfico y la pobreza en efecto contribuyen a la deforestación de la frontera, en la medida en que los trabajadores rurales sin tierra y los pequeños propietarios ayudan a explotar y a colonizar los nuevos terrenos abiertos (Rudel y Roper, 1997), los cultivadores pobres no son los factores impulsores de la pérdida de bosques (Fearnside, 1993; Lambin *et al.*, 2001). Por el contrario, se requiere de la asistencia estatal (p. ej., mediante la construcción de carreteras) y el capital privado para abrir las tierras con predominancia arbórea para la explotación (Hecht, 1985). A falta de una infraestructura que haga respetar de manera adecuada los derechos de propiedad (Angelsen, 1999), el borde de la frontera propicia el conflicto en torno a

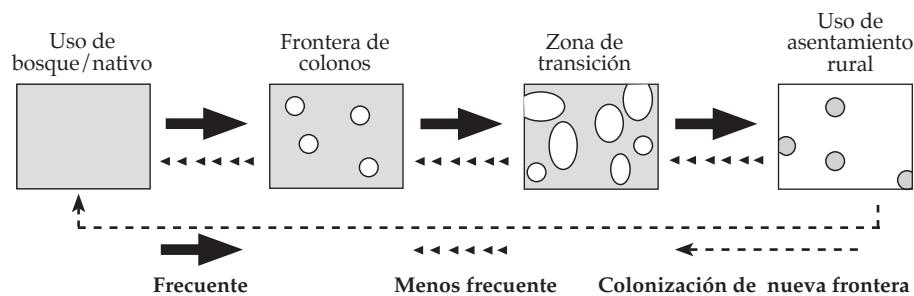


Figura 1.1. Trayectoria estilizada de la fragmentación forestal en las fronteras agrícolas, de bosques antiguos a zonas rurales

Fuente: elaboración de la autora y H. Leonardo Correa.

la tierra y sus recursos. Con frecuencia se talan los bosques con rapidez a fin de establecer la propiedad, extraer la mayor cantidad posible de sus recursos naturales o ambas cosas (Fearnside, 2005; Southgate, 1990). En contraste con el marco de empobrecimiento, el cual pronosticaría una disminución en la pérdida de bosques mediante la inversión (p. ej., para la intensificación), la inversión pública o privada en la frontera aumenta la deforestación (Rudel y Roper, 1997).

Si el empobrecimiento fuera la mejor explicación para la deforestación de la Amazonía occidental, entonces la inversión en la frontera no sería condición necesaria para la deforestación y sólo bastaría la presencia de una población numerosa de campesinos. Por el contrario, si la deforestación en la región resultó de la apertura de la frontera, entonces los planes de desarrollo y, en particular, la construcción de carreteras serían indispensables para la deforestación. En ambos casos, la deforestación para la coca se concentraría en los cultivadores pobres y en la región. A continuación, presento una revisión de los diferentes estudios sobre deforestación con el objetivo de evaluar estos modelos de manera sistemática, a la luz de los datos sobre este tema.

La coca en la literatura sobre deforestación: el cultivo de la coca como principal fuerza motriz de la deforestación

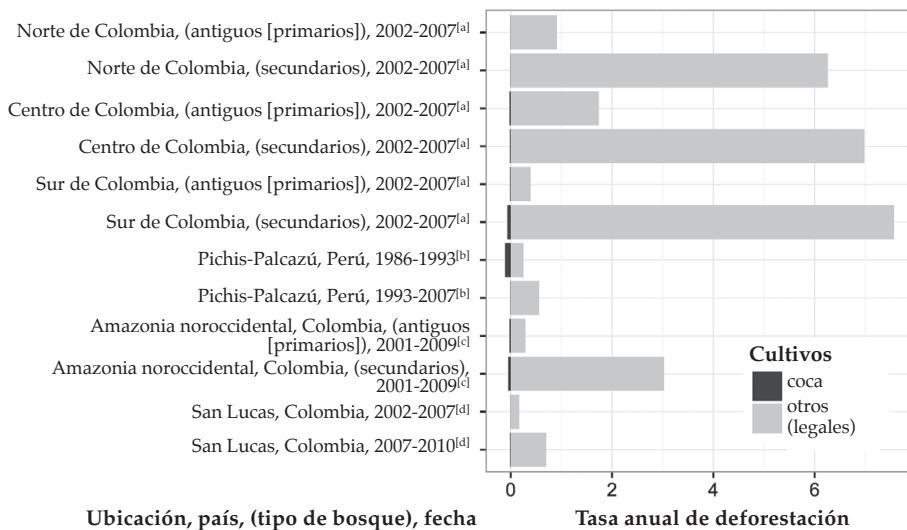
Sin contar con el recurso de análisis de teledetección detallados, los primeros estudios sobre la coca y la deforestación destacaron su particular potencial destructivo. Por ejemplo, Álvarez (2002) usó cálculos preliminares

para hacer la estimación de que casi el 50 % de la deforestación de 1990, en Colombia, se podía atribuir a los cultivadores de coca y sus cosechas. En otro ejemplo, una estimación de “varios millones de hectáreas de bosques tropicales” desmontadas por cultivadores de coca en los países andinos (Young, 2004b) incluyó un llamado urgente a la recolección sistemática de datos sobre la deforestación en el Perú (Young, 2004a). Hoy, los datos requeridos para evaluar la extensión de los bosques convertidos en cultivos de coca ya están disponibles, gracias tanto a los análisis de la Oficina de las Naciones Unidas contra la Droga y el Delito [UNODC] (UNODC, 2008; UNODC y Ministerio del Medio Ambiente del Perú, 2011) como a los estudios realizados por grupos de investigación independientes, en los cuales se incluye el cultivo ilícito como uno de los múltiples usos humanos de la tierra (Armenteras *et al.*, 2013b; Chadid *et al.*, 2015; Dávalos *et al.*, 2011). Dichos estudios se enfocaron en la deforestación directa e indirecta causada por la siembra de coca.

La deforestación directa

El área destinada a la coca es mínima en comparación a otros usos de la tierra (Dourojeanni, 1992), sin embargo, se piensa que el tamaño reducido de dicha área es una subestimación de la deforestación causada por el cultivo (Young, 1996). Esto se debe a que la coca es considerada el cultivo comercial de la transformación pionera, la cual traslada la agricultura a lugares remotos en los que, de otra manera, no se produciría tal cultivo (Álvarez, 2001; Young, 2004b; Young y León, 2000). Se cree que esta invasión de los bosques antiguos conduce, en consecuencia, a una ulterior pérdida forestal, ya que otras formas de agricultura se expanden hacia las cercanías de los cultivos ilícitos. Los usos secundarios que conducen a la deforestación incluyen otros cultivos (de subsistencia), pastizales, pistas de aterrizaje, carreteras y vivienda (Álvarez, 2002).

Una búsqueda sistemática de los análisis de teledetección, que aportaron información suficiente para hacer una estimación de las tasas de deforestación en las áreas de cultivo de coca, se halla resumida en la gráfica 1.1 y luego revisada cronológicamente. El estudio con mayor alcance en retrospectiva fue el análisis de la cobertura del Landsat 5, de los años 1986, 1993 y 2007, para Pichis-Palcazú, en la Amazonía del Perú (UNODC y Ministerio del Medio Ambiente del Perú, 2011). El objetivo específico de este estudio no sólo fue cuantificar la deforestación, sino también determinar la contribución económica de diferentes actividades



Gráfica 1.1. Tasas anuales de deforestación por cultivos legales o por cultivos de coca

Nota: todos los análisis corresponden a la frontera amazónica excepto el [d].

Fuentes: [a] Dávalos *et al.* (2011); [b] UNODC y Ministerio del Medio Ambiente del Perú (2011); [c] Armenteras *et al.* (2013b) y [d] Chadid *et al.* (2015).

y sus costos de oportunidad. Por consiguiente, los estimados del valor de la agricultura de frontera incluyeron tanto el cultivo de coca como la cría de ganado en pastizales, resultantes del desmonte de bosques. Además, se mencionó la tala ilícita como coadyuvante de la deforestación por facilitar el lavado de los ingresos ilegales de los traficantes. En comparación con los pastizales, los cuales constituyeron hasta el 57 % del área forestal desmontada para el uso humano, el área de cultivo de coca mostró un uso menor de 0,39 % del total. El valor neto proveniente del cultivo de coca y de la cría de ganado se estimó en USD 4,6 millones, mientras que el valor parcial de los bosques en pie del área deforestada se estimó en más de USD 19 millones. Por tanto, los costos de oportunidad de la explotación alternativa fueron casi cuatro veces los ingresos generados por la agricultura de frontera, lo cual hace que la explotación fronteriza sea económicamente derrochadora y ambientalmente insostenible. Aunque no se menciona de manera explícita en el estudio, la contradicción entre el gran potencial del secuestro de carbono o de la tala cuidadosa y la realidad de la agricultura invasiva señalan la tensión

entre el valor formal de los bosques y las dinámicas de desmonte forestal en la frontera amazónica occidental.

El segundo estudio comparó coberturas del Landsat 5, del 2001 y el 2009, para cuantificar el cambio de uso de la tierra en el Guaviare de Colombia y para establecer la relación entre los cambios y las quemas (Armenteras *et al.*, 2013b). Aunque la deforestación asociada con el cultivo de coca en el Guaviare está documentada desde 1990, esta es, cuando menos, una década más antigua (Arcila *et al.*, 1999; UNODC, 2010). El cultivo de coca disminuyó a ritmo constante durante el período del análisis, pero los mosaicos con cultivos ilícitos mostraron una probabilidad de regeneración (6,8 %) menor a la de los mosaicos en los que predominan los pastizales (13,5 %). Esto se corroboró al constatar que los mosaicos con predominio de coca mostraban que las parcelas de cultivo ilícito tenían la más baja probabilidad de regeneración forestal, de 14,3 %, en comparación con una probabilidad de 26,4 % de las parcelas de coca registradas en los mosaicos con predominio forestal. En resumen, la coca no necesita ocupar demasiada área para que señale una transformación del paisaje por pérdida de bosques.

Posteriores análisis de estos datos confirmaron la disminución en el cultivo de coca y la contribución de otros usos de la tierra, en particular de pastizales, a las altas tasas de deforestación en el rápido desarrollo de la zona del Guaviare (Dávalos *et al.*, 2014), como se explica en las páginas 64-65 de este libro.

El tercer estudio se basó en datos sobre el uso de la tierra en Colombia, generados por UNODC del 2002 al 2007, para calcular la influencia del cultivo de coca como catalizador de la deforestación, más allá de su superficie inmediata (Dávalos *et al.*, 2011), lo cual se analiza en las páginas 54-56 de este libro. Se estudiaron tres regiones del país, ninguna de las cuales corresponde a una sola región biogeográfica. La región del norte abarcó ante todo los remanentes de los bosques andinos de la Sierra Nevada de Santa Marta y la serranía del Perijá (Álvarez, 2002). La región central incluyó los bosques andinos de las tres cordilleras colombianas, en particular los de la cordillera Central, en San Lucas (Dávalos, 2001), así como los bosques remanentes de las tierras bajas de los valles interrandinos correspondientes y la región biogeográfica del Chocó (bosques tropicales húmedos de las laderas de la cordillera Occidental y las tierras bajas adyacentes al océano Pacífico, del sur de Panamá hasta el norte de Ecuador). La región del sur incluyó los bosques remanentes del Chocó y andinos, además de una enorme cantidad de bosques amazónicos, en

especial de la frontera colonizada. Además del patrón común de las altas tasas de deforestación para los usos de tierra distintos al cultivo de coca, este estudio mostró tasas de deforestación de los bosques antiguos de cuatro a veinte veces más elevadas que las de los bosques secundarios. Esto coincide, a grandes rasgos, con el aumento diez veces mayor de la tasa de deforestación de los bosques secundarios, en comparación con la de los bosques antiguos [primarios] del estudio sobre el Guaviare (Armenteras *et al.*, 2013b).

El último estudio también utilizó los datos de UNODC para Colombia, centrándose de manera más puntual en la modelación de la pérdida forestal en los bosques andinos y subandinos de San Lucas (Chadid *et al.*, 2015). Los análisis se extendieron más allá del período 2002-2007, al de 2007-2010. El cultivo de coca presentó una tendencia al crecimiento en San Lucas, de 941 hectáreas registradas en el 2002, a 6013 hectáreas, en el 2010, lo cual diferencia a la región de los otros lugares analizados. Pese a esta diferencia, el cultivo de coca aún presentaba un uso de tierra menor, con hasta un máximo de 0,3 % de uso en el 2010. Esto contrasta sobremanera con los pastizales, que pasaron del 9 % del uso de la tierra al 24 % en menos de una década. A modo de comparación, el estudio sobre el Guaviare también halló un uso “considerable” para pastizales, del 8 % al 10,3 %, durante el período 2001-2009 (Armenteras *et al.*, 2013b). Los modelos de deforestación generados para San Lucas también aportan alguna información sobre las diferencias clave entre el cultivo de coca y los pastizales, incluida la distancia intermedia óptima hacia otros cultivos, la gran distancia a los asentamientos, los cultivos en laderas y la proximidad a los ríos (Chadid *et al.*, 2015). Esta es la primera confirmación cuantitativa de la detección de siembra de coca realizada en las laderas que los cultivadores no utilizarían para otro tipo de agricultura (López Rodríguez y Blanco-Libreros, 2008; Young, 2004a, 2004b; Young y León, 1999), lo cual permite una comparación sistemática entre la deforestación por la coca y por pastizales.

La comparación de las tasas de deforestación entre los estudios muestra dos patrones claros. En primer lugar, las tasas de deforestación de aquellos usos agrícolas diferentes a los cultivos ilícitos son superiores en un orden de magnitud, o más (gráfica 1.1). En todos los estudios de las fuentes se destaca la reducida huella directa de la coca (Armenteras *et al.*, 2013b; Chadid *et al.*, 2015); Dávalos *et al.*, 2011; UNODC y Ministerio del Medio Ambiente del Perú, 2011). Esto es también de prever, porque durante los períodos de análisis se hizo un monitoreo de los cultivos

ilícitos por medio de la teledetección, cuyo resultado mostró parcelas de coca más pequeñas (UNODC, 2008; UNODC y Gobierno de Colombia, 2013). Se cree que la disponibilidad de trabajo para la recolección de hojas limita el tamaño de los lotes en estos sistemas productivos (Kaimowitz, 1997). Los datos revisados aquí son insuficientes como para comprobar esta posible explicación; no obstante, un estudio, que procuró poner a prueba este efecto en Chapare, Bolivia, arrojó resultados mixtos (Bradley y Millington, 2008b). Al margen de su mecanismo, la coca reemplaza sólo una pequeña fracción de los bosques. La conversión de estos para otros usos de la tierra es lo que produce las altas tasas de deforestación en cada una de estas fronteras agrícolas. Se cree que estos usos se relacionan con el cultivo de coca por medio de las actividades de los cocaleros como agentes de la deforestación (en contraste con la tala comercial, por ejemplo).

En segundo lugar, las tasas de deforestación son más altas para los bosques secundarios que para los bosques antiguos (gráfica 1.1). Se observaron tasas generales de deforestación de hasta 6 % en locaciones de Santa Cruz, Bolivia (Steininger *et al.*, 2001); tasas del 1,2 % al 4,5 %, históricamente más comunes en las actuales denudadas tierras bajas de Colombia, y de hasta un máximo de 7,8 %, cuando se incluyen los bosques secundarios (Etter *et al.*, 2006b). Al separar las tasas de los bosques antiguos de las de los secundarios, se hace evidente un patrón de rotación de los terrenos en barbecho para la regeneración (gráfica 1.1). En la frontera agrícola, los bosques secundarios son el resultado de una previa intervención humana y su presencia implica un anterior proceso de cambio en el uso de la tierra (Guariguata y Ostertag, 2001). Este proceso de regeneración, por tanto, se concentra en los bosques de la frontera, como lo subrayan casi todos los análisis (Armenteras *et al.*, 2013b; UNODC y Ministerio del Medio Ambiente del Perú, 2011), incluso al estimar que la probabilidad de regeneración es más alta en la frontera boscosa (Dávalos *et al.*, 2011). Aun cuando un bosque secundario haya crecido durante varios años, sus características físicas difieren de las de los bosques antiguos. Estas diferencias incluyen un dosel arbóreo de menor altura, menor biomasa y menor biodiversidad (Guariguata *et al.*, 1997; Laurance, 2015). El proceso de fragmentación de los bosques en la frontera agrícola tiende más a menudo hacia una mayor fragmentación y separación física entre los parches boscosos que hacia la regeneración (figura 1.1). Además, es más fácil llegar a ellos, hacer quemas y fragmentar aún más estos paisajes, que hacerlo con las grandes e ininterrumpidas extensiones de bosques primarios (Armenteras *et al.*, 2013b; Dávalos *et al.*, 2014; Etter

et al., 2006b; Fahrig, 2003). De acuerdo con estas consideraciones físicas e históricas, las tasas de deforestación por cultivo de la coca fueron también más altas para los bosques secundarios, con la única excepción de la región del centro de Colombia, analizada por Dávalos *et al.* (2011) (gráfica 1.1)

En conclusión, y a diferencia de lo sostenido en algunos titulares de prensa, la coca causa poca deforestación directa. Las mediciones revelan que la coca reemplaza una mínima cantidad de bosques a lo largo de la frontera agrícola, que llega a una décima parte —o con mayor frecuencia, a mucho menos— de la totalidad de la transformación. Estas áreas no pierden los bosques sólo, o principalmente, debido a que tienen coca. Por el contrario, las altas tasas de pérdida de bosques secundarios sugieren que estas locaciones corresponden a la frontera agrícola, donde la colonización y la migración comenzaron apenas en las décadas más recientes (Dávalos *et al.*, 2011; Etter *et al.*, 2006b, 2008; Young y León, 1999). El uso de terrenos en las laderas más altas y pendientes para el cultivo de la coca, donde no se cultivan otros productos (Chadid *et al.*, 2015), confirma lo sostenido hace décadas, sobre la base de análisis estadísticos (López Rodríguez y Blanco-Libreros, 2008; Young, 2004a; 2004b; Young y León, 1999), e indica una única e insostenible característica de la coca: la coca se cultiva en laderas donde los cultivadores eligen no sembrar otra cosa. La hipótesis de que la coca atrae a los cultivadores hacia estos sitios y promueve la deforestación, inexistente en otras circunstancias, se analiza a continuación.

La deforestación indirecta

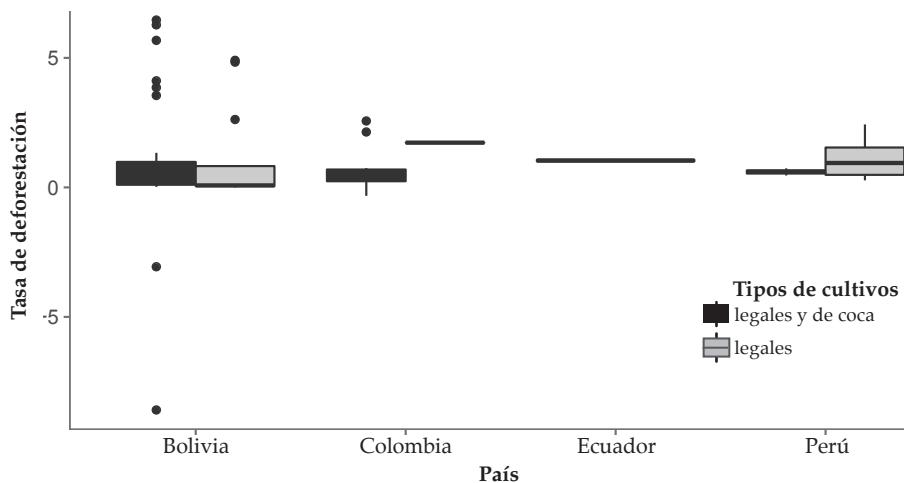
Los análisis de la deforestación directa por causa de la plantación de coca muestran que este cultivo conduce a una tala de bosques relativamente baja. Además del alto ingreso económico por hectárea (Bradley, 2005; Kaimowitz, 1997), el ciclo multianual de producción de la coca y su productividad, pese al replante en el mismo sitio, puede reducir los efectos de fragmentación y deforestación de este cultivo (Salisbury y Fagan, 2011; Salisbury, 2007). Este último hallazgo no examina la hipótesis de que la coca es particularmente destructiva debido a su singular tendencia a promover el cambio de uso de la tierra en áreas remotas o a atraer colonos (Álvarez, 2001, 2003; Young, 2004b; Young y León, 2000). Existen dos maneras de evaluar este argumento. La primera, demostrando que la deforestación observada en las áreas de influencia de la

coca se relaciona de alguna manera con ella y no sólo que es el resultado de la agricultura colona o pionera, en general. Esto es difícil de documentar porque el cultivo de la coca se concentra a lo largo de frentes de colonización existentes en los tres países andinos por igual (Andrade, 2004; Etter *et al.*, 2005, 2006a; Fajardo, 2004; UNODC, 2010, 2014; UNODC y Ministerio del Medio Ambiente del Perú, 2011). La segunda manera de evaluar este argumento requiere comparar las tasas de deforestación de los sitios influenciados por la coca con aquellos donde la presencia de coca es mínima o inexistente. Si el cultivo de coca es particularmente nocivo, entonces las tasas de deforestación en las regiones afectadas deberían exceder las de las no afectadas (en otros aspectos, iguales; es decir, a lo largo de las fronteras agrícolas).

Sólo se halló un estudio que trató de aislar el particular efecto de los cultivos ilícitos como catalizadores de la pérdida forestal a lo largo del paisaje (Dávalos *et al.*, 2011). El efecto del cultivo de la coca se midió de dos maneras: por la distancia al lote más cercano y por la presencia de cultivos de coca por kilómetro cuadrado. Si el cultivo de la coca fuera el catalizador exclusivo del cambio de uso de la tierra, entonces la probabilidad de que un píxel de bosque se convierta en uso humano debería disminuir con la distancia a la coca y aumentar con la cantidad de cultivos en el área más extensa. También se incluyó una serie de variables del paisaje que, por lo general, se asocia con la probabilidad de deforestación: la proporción de bosque remanente (Ewers, 2006), las distancias a ríos y carreteras (Laurance *et al.*, 2009; Mahecha *et al.*, 2002; Viña *et al.*, 2004), las características biofísicas relacionadas con la agricultura en general, tales como clima, ladera y aspecto (Etter *et al.*, 2006c), y el estado de protección de la tierra (Barber *et al.*, 2014). El resultado de los modelos que dan cuenta de la autocorrelación espacial inherente a los datos del paisaje mostró el efecto esperado del cultivo de coca en el sur de Colombia, pero no en las regiones central y del norte (Dávalos *et al.*, 2011). Esos resultados muestran que por cada dos píxeles de bosque de cualquier tipo que se convierten a uso humano en el sur de Colombia —sobre todo en la Amazonía—, 98 se conservan iguales durante el período 2002-2007. Pero cuando la cantidad de coca aumentó en 2 hectáreas en el kilómetro cuadrado colindante, sólo 84 continuaron iguales. En contraste, cuando la distancia al lote de coca más cercano aumentó 15 kilómetros, 222 píxeles se mantuvieron iguales. El cambio en la probabilidad de perder un píxel de bosque se comportó de la manera prevista, si la coca era, en efecto, la catalizadora única de la pérdida forestal en el paisaje.

Dos resultados adicionales de Dávalos *et al.* (2011) ameritan discusión. Primero, no se demostró ningún efecto similar para el norte o el centro de Colombia, pese a la magnitud del cultivo de coca y su presunta relación con la deforestación en ambas regiones (gráfica 1.2) (Chadid *et al.*, 2015; Dávalos, 2001, UNODC, 2008). El gran número de píxeles incluidos en la muestra asegura que este resultado no se dio por bajo poder estadístico. Por el contrario, esto implica que la coca no se comportó como una catalizadora única y que, en cambio, era sólo un cultivo más de los frentes de colonización agrícola. Segundo, los análisis de las tasas de deforestación que usaron las municipalidades no mostraron evidencia alguna de que la cantidad de los nuevos cultivos de coca, durante el período 2002-2007, arrojaran tasas de deforestación más altas. Este resultado indica que los efectos detectables en toda la extensión del paisaje no llegan al nivel de las unidades políticas, para las cuales los datos socioeconómicos se hacen disponibles, y esto será relevante cuando se aborden los análisis que modelan la deforestación a una escala subnacional.

En lugar de hallar que el cultivo de la coca (o la erradicación) fuera un factor que explicaba las tasas de deforestación, Dávalos *et al.* (2011) constataron que el aumento en la densidad de la población incrementaba las tasas en aquellas municipalidades que tenían nuevos cultivos de coca durante el período mencionado. Los 267 municipios restantes de la muestra no presentaron el mismo patrón. Este efecto no se pudo explicar



Gráfica 1.2. Resumen de las tasas de deforestación en áreas en ocasiones sin cultivos ilícitos o cuando hubo presencia de cultivos de coca

Fuente: véase la tabla 1.2.

sobre la base de que la coca atrajera colonos: los nuevos cultivos de coca no tenían relación alguna con los cambios en la densidad de población.

Los autores interpretaron estos resultados como evidencia de que el cultivo de la coca era más un síntoma y no la causa primordial de la deforestación:

[P]lanteamos la hipótesis de que lo que destaca a los municipios que cultivan la coca es su deficiente desarrollo rural. El aumento en la densidad de población rural se relaciona con las tasas más altas de deforestación porque la mayoría o todas las actividades económicas que absorben a los inmigrantes, o que solían ocupar a los emigrantes, requieren de la tala de bosques. Los municipios que no tienen la nueva coca tendrían un conjunto diverso de actividades económicas para acomodar el crecimiento poblacional, de manera que la relación entre la población y la deforestación se rompe. [...] La expansión de la coca como tal es una indicación de que dichos municipios constituyen la frontera agrícola, donde las tierras asentadas terminan y las nuevas incursiones comienzan. [...] La coca se expande en estos municipios porque están subdesarrollados, en lugar de lo contrario. La coca es, por tanto, un síntoma, más que la causa primordial de la deforestación, y los aspectos estructurales, tales como la desigualdad socioeconómica, las fallidas políticas de desarrollo agrícola y el conflicto armado, son a gran escala los propulsores de la deforestación.

(Dávalos *et al.*, 2011, p. 1225)

Análisis posteriores de las imágenes del MODIS, del 2001 al 2010, respaldan esta última interpretación (Sánchez-Cuervo *et al.*, 2013). Esos análisis modelaron el cambio de uso de la tierra como una función del conjunto de variables biofísicas y socioeconómicas, incluidos el clima, el acceso por río o carreteras, los cambios en densidad de población humana, la pobreza, los cambios en el cultivo de coca, el desplazamiento y las actividades de los grupos armados. Aunque las actividades de estos últimos explicaban la pérdida de bosques en ciertas ecorregiones en particular, los cambios en el cultivo de la coca no explicaban la variación en el cambio de uso de la tierra, a ninguna escala espacial (Sánchez-Cuervo *et al.*, 2013).

Otro estudio proveniente de Colombia se centra de manera exclusiva en las tasas de deforestación durante diferentes fases de la colonización

en el frente colonizador Meta-Guaviare (véase tabla 1.2) (Rodríguez *et al.*, 2012). Los datos de las imágenes satelitales de los períodos iniciales son difíciles de analizar, pero la coca en efecto influyó en el cambio del uso de la tierra en la región desde la década de los 2000; su influencia podría remontarse a los años ochenta (Molano, 1989) y ya estaba definitivamente presente en 1990 (UNODC, 2010). El hallazgo clave fue el aumento en las tasas de deforestación en el gradiente de la influencia humana, de más bajo a más alto para los asentamientos indígenas, la frontera de colonización, las zonas de transición y las de asentamiento (como se propone en la figura 1.1). Las zonas de asentamiento tienen tasas de deforestación cien veces mayores que las áreas de asentamiento indígena y las zonas de transición tienen tasas de deforestación diez veces más altas que las fronteras de colonización (tabla 1.2). Pese a la falta de una evaluación cuantitativa de la influencia de los cultivos de coca, se propuso que la agricultura de la coca influyó en las dos fases con las tasas más altas de cambio de uso de la tierra: las zonas de transición y las zonas de asentamiento (Rodríguez *et al.*, 2012).

Tabla 1.2. Tasas locales y regionales de la pérdida forestal, con y sin coca, de los países andinos, en orden cronológico

Presencia de coca	Pérdida anual (ha)	Tasa de deforestación (porcentual)	Período	País	Fuente
No	1877	1,727	1973-1985	Colombia	(Viña <i>et al.</i> , 2004)
No	1764	1,099	1973-1985	Ecuador	(Viña <i>et al.</i> , 2004)
No	7	0,224	1975-1983	Bolivia	(Bradley, 2005)
Sí	39	3,854	1975-1986	Bolivia	(Bradley, 2005)
Sí	2500	0,026	1976-1986	Bolivia	(Killeen <i>et al.</i> , 2007)
No	0	0,000	1976-1986	Bolivia	(Killeen <i>et al.</i> , 2007)
Sí	5000	0,250	1976-1986	Bolivia	(Killeen <i>et al.</i> , 2007)
No	6700	0,110	1976-1986	Bolivia	(Killeen <i>et al.</i> , 2007)
Sí	1200	0,021	1976-1986	Bolivia	(Killeen <i>et al.</i> , 2007)
Sí	32 900	0,175	1976-1986	Bolivia	(Killeen <i>et al.</i> , 2007)
Sí	2800	0,213	1976-1986	Bolivia	(Killeen <i>et al.</i> , 2007)
No	59	4,836	1983-1986	Bolivia	(Bradley, 2005)
No	151	4,907	1983-1986	Bolivia	(Bradley, 2005)

(continúa)

<i>Presencia de coca</i>	<i>Pérdida anual (ha)</i>	<i>Tasa de deforestación (porcentual)</i>	<i>Período</i>	<i>País</i>	<i>Fuente</i>
Sí	2212	2,566	1985-1996	Colombia	(Viña <i>et al.</i> , 2004)
No	1356	0,974	1985-1996	Ecuador	(Viña <i>et al.</i> , 2004)
Sí		0,04 ^a	1985-2002	Colombia	(Rodríguez <i>et al.</i> , 2012)
Sí		0,17 ^b	1985-2002	Colombia	(Rodríguez <i>et al.</i> , 2012)
Sí		1,99 ^c	1985-2002	Colombia	(Rodríguez <i>et al.</i> , 2012)
Sí		3,6 ^d	1985-2002	Colombia	(Rodríguez <i>et al.</i> , 2012)
Sí	27 420	0,747	1985-2005	Colombia	(Armenteras <i>et al.</i> , 2011)
Sí	46 477	0,634	1985-2005	Colombia	(Armenteras <i>et al.</i> , 2011)
Sí	108	4,117	1986-1992	Bolivia	(Viña <i>et al.</i> , 2004)
Sí	-18	-3,061	1986-1993	Bolivia	(Viña <i>et al.</i> , 2004)
Sí	8	0,766	1986-1993	Bolivia	(Viña <i>et al.</i> , 2004)
Sí	13 400	0,137	1987-1991	Bolivia	(Killeen <i>et al.</i> , 2007)
No	0	0,000	1987-1991	Bolivia	(Killeen <i>et al.</i> , 2007)
Sí	21 800	1,118	1987-1991	Bolivia	(Killeen <i>et al.</i> , 2007)
No	3800	0,063	1987-1991	Bolivia	(Killeen <i>et al.</i> , 2007)
Sí	9600	0,166	1987-1991	Bolivia	(Killeen <i>et al.</i> , 2007)
Sí	87 000	0,472	1987-1991	Bolivia	(Killeen <i>et al.</i> , 2007)
Sí	2300	0,179	1987-1991	Bolivia	(Killeen <i>et al.</i> , 2007)
Sí	46 346	0,608	1990-2002	Colombia	(UNODC, 2010)
Sí	31 524	0,421	1990-2005	Colombia	(Armenteras <i>et al.</i> , 2013a)
Sí	33 822	0,216	1990-2005	Colombia	(Armenteras <i>et al.</i> , 2013a)
Sí	50 260	0,333	1990-2005	Colombia	(Armenteras <i>et al.</i> , 2013a)
Sí	125 785	0,260	1990-2005	Colombia	(Armenteras <i>et al.</i> , 2013a)
Sí	112	5,677	1992-1996	Bolivia	(Bradley, 2005)
Sí	8000	0,083	1992-2000	Bolivia	(Killeen <i>et al.</i> , 2007)
No	900	0,059	1992-2000	Bolivia	(Killeen <i>et al.</i> , 2007)
Sí	10 100	0,542	1992-2000	Bolivia	(Killeen <i>et al.</i> , 2007)
No	5100	0,085	1992-2000	Bolivia	(Killeen <i>et al.</i> , 2007)
Sí	3000	0,052	1992-2000	Bolivia	(Killeen <i>et al.</i> , 2007)

(continúa)

<i>Presencia de coca</i>	<i>Pérdida anual (ha)</i>	<i>Tasa de deforestación (porcentual)</i>	<i>Período</i>	<i>País</i>	<i>Fuente</i>
Sí	122 900	0,680	1992-2000	Bolivia	(Killeen <i>et al.</i> , 2007)
Sí	700	0,055	1992-2000	Bolivia	(Killeen <i>et al.</i> , 2007)
Sí	84 250	0,211	1992-2004	Bolivia	(Müller <i>et al.</i> , 2012)
Sí	29 667	0,074	1992-2004	Bolivia	(Müller <i>et al.</i> , 2012)
Sí	43 083	0,108	1992-2004	Bolivia	(Müller <i>et al.</i> , 2012)
Sí	35	3,55	1993-1996	Bolivia	(Bradley, 2005)
Sí	45	6,276	1993-1996	Bolivia	(Bradley, 2005)
Sí	40 000	4,1	1996-1999	Colombia	(Etter <i>et al.</i> , 2006a)
Sí	-50	-8,591	1996-2000	Bolivia	(Bradley, 2005)
No	40	2,621	1996-2000	Bolivia	(Bradley, 2005)
Sí	57	6,463	1996-2000	Bolivia	(Bradley, 2005)
No	1071	2,032	2000-2005	Perú	(UNODC, 2014)
No	1382	0,308	2000-2005	Perú	(UNODC, 2014)
No	1517	0,273	2000-2005	Perú	(UNODC, 2014)
No	1554	1,250	2000-2005	Perú	(UNODC, 2014)
Sí	1771	0,514	2000-2005	Perú	(UNODC, 2014)
No	2167	0,687	2000-2005	Perú	(UNODC, 2014)
No	2246	0,892	2000-2005	Perú	(UNODC, 2014)
No	2813	2,430	2000-2005	Perú	(UNODC, 2014)
Sí	4014	0,607	2000-2005	Perú	(UNODC, 2014)
Sí	4464	0,673	2000-2005	Perú	(UNODC, 2014)
Sí	20 800	0,216	2001-2004	Bolivia	(Killeen <i>et al.</i> , 2007)
No	400	0,027	2001-2004	Bolivia	(Killeen <i>et al.</i> , 2007)
Sí	23 800	1,335	2001-2004	Bolivia	(Killeen <i>et al.</i> , 2007)
No	4100	0,069	2001-2004	Bolivia	(Killeen <i>et al.</i> , 2007)
Sí	8800	0,153	2001-2004	Bolivia	(Killeen <i>et al.</i> , 2007)
Sí	160 800	0,940	2001-2004	Bolivia	(Killeen <i>et al.</i> , 2007)
Sí	5900	0,464	2001-2004	Bolivia	(Killeen <i>et al.</i> , 2007)
Sí	10 867	0,154	2002-2009	Colombia	(UNODC, 2010)

(continúa)

Presencia de coca	Pérdida anual (ha)	Tasa de deforestación (porcentual)	Período	País	Fuente
No	863	1,637	2005-2010	Perú	(UNODC, 2014)
No	1236	0,994	2005-2010	Perú	(UNODC, 2014)
Sí	1587	0,460	2005-2010	Perú	(UNODC, 2014)
No	1944	0,617	2005-2010	Perú	(UNODC, 2014)
No	1977	0,356	2005-2010	Perú	(UNODC, 2014)
No	1977	0,440	2005-2010	Perú	(UNODC, 2014)
No	2064	1,783	2005-2010	Perú	(UNODC, 2014)
No	3042	1,208	2005-2010	Perú	(UNODC, 2014)
Sí	3979	0,601	2005-2010	Perú	(UNODC, 2014)
Sí	4878	0,736	2005-2010	Perú	(UNODC, 2014)
Sí	-188 478	-0,325 ^e	2011-2010	Colombia	(Sánchez-Cuervo <i>et al.</i> , 2012)
Sí	32 5356	2,141 ^f	2011-2010	Colombia	(Sánchez-Cuervo <i>et al.</i> , 2012)

Nota: las tasas de deforestación se calcularon con la fórmula de Fearnside (1993). Las tasas positivas indican pérdida forestal.

^aTasa de las zonas de asentamiento indígena (Rodríguez *et al.*, 2012).

^bTasa de las zonas de colonización fronteriza (Rodríguez *et al.*, 2012).

^cTasa de las zonas de transición (Rodríguez *et al.*, 2012).

^dTasa de las zonas de asentamiento (Rodríguez *et al.*, 2012).

^eEsta es la tasa de la categoría de vegetación boscosa (Sánchez-Cuervo *et al.*, 2012).

^fEsta es la tasa para la categoría mixta de vegetación boscosa/no boscosa, con probable presencia de crecimiento secundario (Sánchez-Cuervo *et al.*, 2012).

Una serie de imágenes del Landsat de 1985 y del 2005 de la deforestación en Colombia (Armenteras *et al.*, 2011, 2013a) evaluó más a fondo la relación entre el cultivo de coca y las tasas de deforestación. Los análisis relevantes abarcaron todas las ecorregiones excepto la de los Andes, incluida la Amazonía (Armenteras *et al.*, 2013a). Si bien el objetivo de cada caso era el de identificar los impulsores de la deforestación, la cantidad de cultivos de coca y su variación entre las regiones constituyó un foco especial de la discusión. Además, esos análisis controlaron múltiples factores que influían en la deforestación, tales como la dimensión de los pastizales y los cultivos legales, la temperatura y la precipitación, la densidad de carreteras y la población rural y urbana. Curiosamente,

la cantidad de cultivos de coca fue una covariable positiva de la deforestación en las regiones del Caribe y del Orinoco, pero no en la Amazonía (Armenteras *et al.*, 2013a). A fin de explicar el hallazgo de que el cultivo de la coca no es una covariable de las tasas de deforestación en la Amazonía, los autores plantearon dos categorías:

Una posible explicación es que nuestro modelo no capturó el efecto de los cultivos ilícitos en la Amazonía, o bien, que estos ejercen un impacto menor del que preveíamos en la totalidad de la deforestación [...]. Por otro lado, podría existir tal relación entre la densidad de población rural, la deforestación y una economía ilegal que, como proponen Dávalos *et al.* (2011), el cultivo de la coca podría ser una consecuencia de la pobreza y no la causa de la deforestación. (Armenteras *et al.*, 2013a, p. 1191)

Dos conclusiones importantes se extraen de estos análisis subnacionales. En primer lugar, y según análisis de Dávalos *et al.* (2011) y Sánchez-Cuervo *et al.* (2013) a escala de municipios, el efecto de la coca en el paisaje de la Amazonía o bien no coincide con los niveles de las unidades políticas, o desaparece cuando se incluyen los factores demográficos y socioeconómicos. En segundo lugar, el cultivo de la coca fue una covariable de la deforestación en dos regiones: el Caribe y el Orinoco. Es importante destacar que la región del Orinoco excluyó la extensa frontera oriental andina que rodea los parques de los Picachos, la Macarena y Tinigua —que corresponden en cierta medida al frente de colonización estudiado en el capítulo quinto—, los cuales se analizan, sin embargo, como parte de la Amazonía (Armenteras *et al.*, 2013a). En otras palabras, el cultivo de la coca no estaba correlacionado con las tasas de deforestación en las regiones con la mayor presencia de coca.

Otra manera de demostrar las propiedades particulares de la coca como causante de la deforestación sería mostrar que las tasas de deforestación influenciadas por ella son más altas de lo que serían sin los cultivos de la coca. Los estudios de deforestación provenientes de países andinos con suficientes datos como para determinar si la coca influye de alguna manera en las tasas de deforestación se resumen en la tabla 1.2. Se tuvo acceso a datos de Bolivia, Colombia, Ecuador y Perú.

El estudio más antiguo fue el análisis de la cobertura del Landsat, en 1973, 1985 y 1996, a lo largo de la frontera entre Colombia y Ecuador o la cuña de colonización del Putumayo (Viña *et al.*, 2004). Aunque la tasa

de deforestación en Colombia casi duplicó la tasa del Ecuador durante el primer período y por poco la triplicó durante el último período (tabla 1.2), las causas de estas diferencias no son claras. Para el primer período, las tasas más altas de Colombia se atribuyeron a las crecientes presiones colonizadoras, debidas a la explotación del petróleo (Wesche, 1968) y al cultivo de coca durante el segundo período. Pero no hubo evidencia cuantitativa que respaldara esta explicación. No obstante, los patrones de deforestación son indicativos. En Ecuador, la deforestación bordeaba las carreteras, formando un claro patrón espacial de rayado en espiga, mientras que en Colombia se observó una cuña formada en una fase temprana, donde termina la carretera, alrededor de la cual se expandían lotes agrícolas de manera concéntrica. Con el propósito de comparar resultados con otros estudios (gráfica 1.2), los datos sobre Ecuador se codificaron como no influenciados por la coca, aunque la región está estrechamente interconectada.

El segundo estudio más antiguo analizó el cambio de uso de la tierra mediante la utilización de imágenes del Landsat, de 1975, 1985, 1992 o 1993 y 2000, en tres locaciones del Chapare, Bolivia (Bradley, 2005). De manera excepcional entre todos los estudios analizados, Bradley (2005) llevó a cabo entrevistas con el fin de determinar el proceso de toma de decisiones de los colonos con respecto al uso de la tierra. Como resultado, las secciones publicadas de esta tesis doctoral se cuentan entre las pocas comparaciones de tasas de deforestación durante diferentes regímenes anticoca (Bradley y Millington, 2008a, 2008b). Para cada una de estas tres locaciones se demarcaron tres períodos: precoca, dominio de coca, posdominio de coca. Los dos últimos períodos se designaron bajo la influencia de la coca en la tabla 1.2 y la gráfica 1.2. Las entrevistas también ayudaron a establecer los factores inmediatos que motivan a los agentes de la deforestación, incluidos el precio de venta de los productos agrícolas locales (ganado y leche, coca, banano, piña, naranja y palmito), y la ejecución de las políticas gubernamentales contra la coca. Aunque la conclusión general fue que las actitudes de “dejar hacer, dejar pasar” [*laissez-faire*] frente a los cultivos de coca generaron menos deforestación que los proyectos de desarrollo alternativo, se observó una alta variabilidad en las tasas de deforestación, como se ilustra en la gráfica 1.2.

Al contrario de este resultado, otro estudio hecho en Bolivia halló que la permisividad frente a la coca aumentaba las tasas de deforestación. Killeen *et al.* (2007) examinaron la deforestación en siete departamentos mediante el uso de las imágenes del Landsat en los períodos 1975-1976,

1986-1987, 1991-1992, 2000-2001 y 2004-2005. Además, análisis posteriores desglosaron los agentes potenciales del cambio del uso de la tierra por sector agrícola (Killeen *et al.*, 2008). Durante todo el período, se identificaron la agricultura mecanizada y la ganadería como los propulsores clave del rápido aumento en las tasas de deforestación en Santa Cruz (Killeen *et al.*, 2007). Al hacer referencias cruzadas de los informes sobre el cultivo de la coca, todos los departamentos, a excepción de Pando y Chuquisaca, caían bajo la influencia de la categoría de cultivos ilícitos en la tabla 1.2 y la gráfica 1.2 (UNODC y Estado Plurinacional de Bolivia, 2011). La relación entre las tasas y la agricultura en general se analiza en detalle más adelante.

Un análisis adicional, realizado en Bolivia oriental entre 1992 y el 2004, discriminó entre las causas directas de la deforestación por la agricultura mecanizada, la producción a pequeña escala o los pastizales para ganado (Müller *et al.*, 2012). El estudio destacó la importancia regional de los cultivos de coca, en particular, entre los productores a pequeña escala del Chapare (Tejada *et al.*, 2016). Con base en el tiempo y la ubicación espacial de estos análisis, todos los estimados se ubicaron bajo la categoría de influencia de la coca en la tabla 1.2 y la gráfica 1.2.

Algunos estudios adicionales proporcionaron información suficiente para hacer estimaciones de las tasas de deforestación en Colombia cuando la coca podría tener influencia sobre esas mediciones (Etter *et al.*, 2006a; Sánchez-Cuervo *et al.*, 2012). La más antigua de dichas estimaciones examinó las oleadas de deforestación imprevistas en el Caquetá durante el período 1982-2002 y reportó un pico en la tasa de deforestación del 4,1 % (tabla 1.2) para el período 1996-1999 (Etter *et al.*, 2006a). Este pico en la tasa de deforestación se atribuye en parte al cultivo de coca, aunque sin evidencia cuantitativa. Por último, Sánchez-Cuervo *et al.* (2012) analizaron las imágenes MODIS del período 2001-2010 y detectaron un aumento general en la vegetación boscosa que casi podría equivaler a un crecimiento secundario. Ocho de los diez municipios que registraron la mayor pérdida de vegetación boscosa corresponden a áreas ubicadas en la cuenca del Orinoco y la exploración y explotación de petróleo es una de las explicaciones propuestas para estos valores atípicos de la deforestación (Sánchez-Cuervo *et al.*, 2012).

Dos análisis realizados por la UNODC, uno en Colombia (UNODC, 2010) y otro en el Perú (UNODC, 2014), proporcionaron una información extensa sobre la deforestación a lo largo de los frentes de colonización productores de coca. El objetivo del primer estudio era dar a los legisladores una

mejor información sobre los aspectos biofísicos, socioeconómicos y de seguridad de las regiones afectadas por el cultivo de coca. Esos análisis se centraron en la transición ecológica entre la cuenca del Orinoco y los bosques amazónicos en los departamentos del Meta y del Guaviare, una región que experimentaba una rápida conversión de bosques a pastizales y, en menor medida, a cultivos de coca (tabla 1.2; Armenteras *et al.*, 2013b; Dávalos *et al.*, 2014). Los análisis de la UNODC hallaron una tasa de deforestación, para el período 1990-2002, cuatro veces más alta que la del período 2002-2009 (tabla 1.2). La coca se concentró inicialmente a lo largo de las laderas andinas del extremo occidental de la región y, hacia el final del período estudiado, los cultivos se trasladaron a sabanas húmedas más aisladas, ubicadas en el flanco oriental más extremo del Meta. El estudio destaca dos dinámicas paralelas y aparentemente contradictorias:

El estudio demuestra que la siembra del cultivo de coca presenta dos procesos simultáneos y antagónicos. Por una parte, la ruralización a partir de los centros poblados que ocupan una zona de 1 045 000 de hectáreas; por la otra, existe un frente colonizador que avanza progresivamente sobre el ecosistema amazónico ocupando en la actualidad 1 500 000 hectáreas. Dicha zona requiere una propuesta encaminada a limitar los procesos de afectación de ecosistemas estratégicos. (UNODC, 2010)

La primera dinámica corresponde a la integración de bosques anteriores (y cultivos de coca previos) con los mercados de tierras urbanas de ciudades emergentes regionalmente importantes (Dávalos *et al.*, 2014). La UNODC identificó estas áreas como de bajo riesgo frente al cultivo de coca (UNODC, 2010), pese a que correspondían a centros bordeados por grandes clústeres de cultivo durante los años noventa (Lee y Clawson, 1993). La tendencia decreciente del cultivo de la coca en esas zonas está estrechamente relacionada con el creciente porcentaje de la población local que habita en las ciudades centrales, lo que indica una urbanización intensificada y de mayor importancia para la economía regional (Dávalos *et al.*, 2014). Estos cambios señalan la completa reorganización del paisaje, de uno que era casi un 50 % boscoso en el 2000, a uno con extensas áreas abiertas de pasturas de baja productividad, en el 2010 (Dávalos *et al.* 2014). Estos constituirían las zonas de asentamiento con las más altas tasas de deforestación observada por Rodríguez *et al.* (2012).

Aunque Rodríguez *et al.* (2012) mencionan el cultivo de coca —sin cuantificación— como un componente importante del paisaje en las zonas de asentamiento, la tendencia de una década en el eje de San José-Calamar del Guaviare sugiere, por lo contrario, que el cultivo de la coca está en declive (Dávalos *et al.*, 2014). No hay contradicción entre Rodríguez *et al.* y Dávalos *et al.*, ya que el cultivo de la coca está en efecto presente, aunque decayendo. En los bordes boscosos de los recién consolidados espacios rurales se extiende la frontera forestal, desde donde parten las nuevas oleadas de agricultura fronteriza, a lo largo de los grandes ríos navegables. Estas zonas corresponden a la segunda dinámica y albergan más del 70 % del total de los cultivos de coca (UNODC, 2010). Al cotejarlas con la clasificación de Rodríguez *et al.* (2012), estas son zonas de transición entre los territorios de las nuevas o anteriores colonizaciones y las áreas de asentamiento.

El estudio de la UNODC de San Martín, Perú, buscaba analizar los efectos económicos de los programas de desarrollo alternativo y de otras iniciativas de producción relacionadas con la deforestación y el cultivo de la coca (UNODC, 2014). En contraste con el estudio del Meta-Guaviare, una característica clave de San Martín es la disminución en la producción de coca desde su pico en los ochenta, pese a ciertos aumentos súbitos registrados en el 2004 y el 2010. San Martín comprende el centro del valle del río Huallaga y colinda con la cordillera de los Andes, al occidente, y se extiende hacia el oriente hasta las tierras bajas amazónicas. La vegetación natural abarca un gradiente, desde los bosques montanos subtropicales, a lo largo del flanco occidental de la cordillera de los Andes, hasta los bosques de las tierras bajas amazónicas, hacia el sur y el oriente. Con base en análisis preliminares realizados por Conservation International, el informe incluyó la cubierta forestal para cada una de las provincias de la región durante los períodos 2000-2005 y 2005-2010. De acuerdo con los ingresos, los productos lícitos de primera clase eran el arroz, concentrado en el valle central del Huallaga, café, en las elevaciones medianas del valle, hacia el norte, y plátano, presumiblemente en las tierras bajas. El cultivo de coca y la deforestación se inventariaron como pérdidas en los análisis económicos. El balance neto fue negativo, con pérdidas que excedieron los ingresos, entre el 2002 y el 2011, por casi un factor de dos (ingresos totales de USD 2900 millones, pérdidas de USD 5300 millones). No se presentaron análisis cuantitativos para la relación entre los usos agrícolas (incluido el cultivo de coca) y la deforestación. No obstante, la ganadería de baja productividad (una cabeza por hectárea) se

consideró un impulsor clave de la deforestación durante la última década. Se constataron dos frentes extensos de deforestación a partir de los datos: un frente en el valle interandino, relacionado de modo predominante con la agricultura lícita y con la red de carreteras en el norte de San Martín y, otro, que se extendía desde el sur hacia el norte, a lo largo del Alto Huallaga. Este último frente coincide con áreas de variada densidad en cultivos de coca.

Al trazar las diferentes tasas de deforestación se destacan tres patrones (tabla 1.2; gráfica 1.2). Primero, la mayor varianza en las tasas de deforestación, así como en las tasas más altas de pérdida de bosques, se registró en las áreas más pequeñas de Bolivia (Bradley, 2005). Es probable que esto se relacione con la historia de fragmentación del Chapare, que generó pequeños parches boscosos debido a la deforestación que se extendió hacia afuera, a lo largo de la carretera de Cochabamba a Santa Cruz (Millington *et al.*, 2003). Esta configuración del paisaje hace que los subsiguientes cambios en la cubierta terrestre sean más fáciles y rápidos que los de los bloques de bosques contiguos. Como se mencionó, un paisaje dinámico como este también experimentará regeneración en los lotes de coca abandonados y en barbecho (Dávalos *et al.*, 2011). El gran dinamismo del paisaje entonces explica la varianza correspondiente a la ganancia forestal en algunos lugares y, en ocasiones, en Bolivia. Otro patrón es la gran mayoría de registros que corresponden a la deforestación, en lugar de a la regeneración. Sólo algunos registros del Chapare, en Bolivia, y los análisis MODIS de la vegetación boscosa en Colombia muestran crecimiento (tabla 1.2). El último patrón corresponde a tasas de deforestación más bajas durante períodos influenciados por la coca en Colombia y Perú, aunque no en Bolivia (gráfica 1.2). Si la coca fuera la única catalizadora de la deforestación, entonces los registros con influencia de coca deberían coincidir con las altas tasas de deforestación, pero es evidente una tendencia contraria en Colombia y Perú. Esto concuerda con los modelos de varios autores, quienes proponen que la coca genera menos deforestación que la prevista para otros cultivos (Kaimowitz, 1997). El único país que se ajusta a la predicción de tasas de deforestación más altas cuando la coca forma parte de la frontera agrícola, es Bolivia (gráfica 1.2).

En suma, las aserciones de que la coca es promotora de la deforestación, más allá de lo previsto en la frontera boscosa de la región de la Amazonía occidental, discrepan con casi todos los datos. Un único estudio detectó el efecto de la coca, sólo en el sur de Colombia, probablemente,

porque las variables socioeconómicas importantes, como los cambios en la densidad de población, no se hallaban disponibles a una escala espacial relevante (Dávalos *et al.*, 2011). Cuando se incorporan las características socioeconómicas —incluidas las variables relacionadas con el desarrollo económico, las carreteras y el conflicto armado—, los análisis de los datos recogidos de manera independiente demuestran que el cultivo de coca no explica la variación en las tasas de deforestación en la región amazónica más afectada por este tipo de agricultura (Armenteras *et al.*, 2011, 2013a; Dávalos *et al.*, 2011; Sánchez-Cuervo *et al.*, 2013). Por el contrario, la mayoría de los análisis apoyan la interpretación de Dávalos *et al.* (2011): la presencia de coca es un indicador o síntoma de las condiciones de la frontera agrícola. Estas condiciones, y el modelo de desarrollo extractivista que representan, promueven las tasas de deforestación relacionadas con la inmigración a la vez que proporcionan el medio para el cultivo de la coca.

Los análisis que muestran que los departamentos de Bolivia con cultivos de coca arrojan tasas de deforestación más bajas son también potencialmente coherentes con esta hipótesis (Killeen *et al.*, 2007, 2008). Los dos estudios de Bolivia carecían de las covariables demográficas y económicas, o bien, de la magnitud del cultivo de coca como factor de las tasas de deforestación: el patrón de la gráfica 1.2 puede indicar que la frontera boscosa atrae la migración para las actividades extractivas en tiempos en que la coca y otros factores dinamizan la economía de la región.

Discusión: la dinámica de la deforestación fronteriza en la región andina

Aunque se cita con frecuencia a los agricultores empobrecidos como factor clave de la deforestación amazónica (Myers, 1993), la deforestación y el cultivo de la coca en la región Andina no se puede explicar sin hacer referencia a la frontera agrícola y a sus condiciones ecológicas y socioeconómicas. El modelo de frontera de recursos ayuda a explicar algunas características problemáticas de la deforestación amazónica en la región Andina y su manifestación relacionada con la coca. Primero, aporta un enfoque geográfico; incluso en Colombia, el país con la distribución de coca de mayor diversidad ecológica, el cultivo está en gran parte relegado a los últimos reductos de los hábitats naturales más boscosos de las fronteras agrícolas. Las excepciones —por ejemplo, puestos remotos en el Guanía; pequeñas concentraciones de coca en Pando; Bolivia en la

década de los 2000 (UNODC y Estado Plurinacional de Bolivia, 2011)—, sin la migración, son de corta duración y fáciles de erradicar, en comparación con los grandes conglomerados ubicados en el ecotono de los Andes y las tierras bajas amazónicas. Los clústeres de coca, en esta transición, ubicados en el Ariari de Colombia, el Huallaga y el Apurímac del Perú y los Yungas de la Paz y el Chapare de Bolivia, prevalecen hasta el día de hoy.

Segundo, ayuda a explicar por qué, pese a que están rodeados de un aparente extraordinario botín de productos forestales con el potencial de aportar grandes beneficios si estos se manejan de manera sostenible (véase, por ejemplo, UNODC y Ministerio del Medio Ambiente del Perú, 2011), el uso final de la tierra tiende a ser de pasturas para la ganadería extensiva (Hecht, 1993). Abrir la frontera a la agricultura requiere inversión (con frecuencia pública, como se mencionó), y siempre implica riesgo personal para los pequeños propietarios. Una vez en la frontera, y mientras el control territorial sea débil, es más costoso manejar la productividad de las tierras agrícolas que abrir una nueva frontera.

Esto genera una invasión progresiva de las tierras amazónicas bajas, algunas veces percibida como el resultado de la prohibición a las drogas ilegales (McSweeney, 2015). Sin embargo, el avance hacia la frontera continúa en países que no tienen cultivo de coca, como Ecuador o Brasil (Graesser *et al.*, 2005; Rodrigues *et al.*, 2009; Rudel *et al.*, 2002). En breve: la frontera avanza mientras las áreas de deforestación más antiguas se convierten en centros de comercio y población por derecho propio —como San José del Guaviare y El Retorno, en Colombia, y Santa Cruz, en Bolivia— o decaen a medida que su población migra hacia las ciudades o a otros lugares más lejanos (Carr, 2009; Hecht *et al.*, 2015).

Por último, el modelo de frontera ayuda a explicar por qué el cierre de la frontera forestal, cuando la transformación del paisaje en la región llega a ser casi completa, también indica la disminución en los cultivos de coca. Esto a veces se interpreta de manera errónea como resultado de las políticas anticoca (Dávalos *et al.*, 2014). Por el contrario, se relaciona con la dependencia de los productores pequeños en la migración de la coca (a ciudades u otras fronteras), mientras las tierras antes boscosas se convierten en propiedades para la inversión en una región emergente, ahora mejor conectada (Dávalos *et al.*, 2014; Rudel *et al.*, 2002). Este proceso podría involucrar la usurpación de tierras y mucha violencia (Fergusson *et al.*, 2014; Salisbury y Fagan, 2011). Las tierras agrícolas recién pobladas, donde el control estatal y los derechos de propiedad se mantienen, ofrecen la oportunidad de posesionarse por fuerza de

las tierras, un recurso escaso y cada vez más valioso (Borras *et al.*, 2012, Lambin y Meyfroidt, 2011).

Estas son generalizaciones y pueden suscitar muchas objeciones, pero el modelo de frontera tiene claras ventajas, distintas a las de su alternativa, para poder entender la deforestación en la Amazonía occidental. Para comprender estas ventajas se requiere ante todo revisar el papel que desempeña la coca en los debates sobre la deforestación en los países andinos y examinar la evidencia de su presunto papel. Estas discusiones en torno a la coca y su función en la deforestación ofrecen los antecedentes para la tesis central de este capítulo: que la inversión gubernamental en la apertura de la frontera occidental de la Amazonía desempeñó un rol decisivo en la arremetida de la deforestación, así como también en el establecimiento de la coca.

La geografía humana de la frontera amazónica andina

Si no es la coca, entonces, ¿cuáles son los factores que explican la ubicación y las tasas de deforestación en la Amazonía occidental? Un punto central de este libro es la historia de los colonos andinos en la frontera forestal amazónica, un tema de vieja data en las ciencias sociales (p. ej., Crist y Nissly, 1973). Esta crucial historia, no obstante, tiende a pasarse por alto en los estudios sobre el cambio de uso de la tierra (p. ej., Etter *et al.*, 2008; pero véase también Young y León, 1999), pese a que es indispensable para comprender tanto la ubicación como la extensión de la transformación de la Amazonía occidental.

Para resumir una vasta literatura, las naciones andinas de Colombia, Ecuador, Perú y Bolivia coordinaron esfuerzos para desarrollar la infraestructura de carreteras hacia las tierras bajas amazónicas con el objetivo primordial —aún incompleto— de interconectar la sección andina de la cuenca del Amazonas, desde Venezuela hasta Bolivia (Denevan, 1966). La *Declaración de los presidentes de América* de Punta del Este, en 1967, cristalizó el alcance y la ambición de este enorme plan de desarrollo (Meeting of American Chiefs of State [Reunión cumbre de jefes de Estados Americanos], 1967). Las metas de establecer los fundamentos para la integración económica por medio de la compleción de la carretera Marginal de la Selva y de modernizar la producción agrícola de alimentos mediante el desarrollo, la reforma agraria y la distribución de la tierra son los puntos más pertinentes al cambio de uso de la tierra en la declaración (Meeting of American Chiefs of State, 1967). Estos objetivos pronto

se reforzaron con el apoyo internacional y, en efecto, los fondos para el desarrollo y los préstamos multilaterales quedaron condicionados a las reformas, a fin de llegar a una solución al reto político que representaban los campesinos sin tierra (Incora, 1974a). Sin embargo, el propósito de desarrollar y poblar la Amazonía no comenzó con dicha declaración. Por el contrario, la visión que la carretera Marginal de la Selva encarnaba era en sí misma la culminación de los procesos iniciados décadas antes por las naciones andinas.

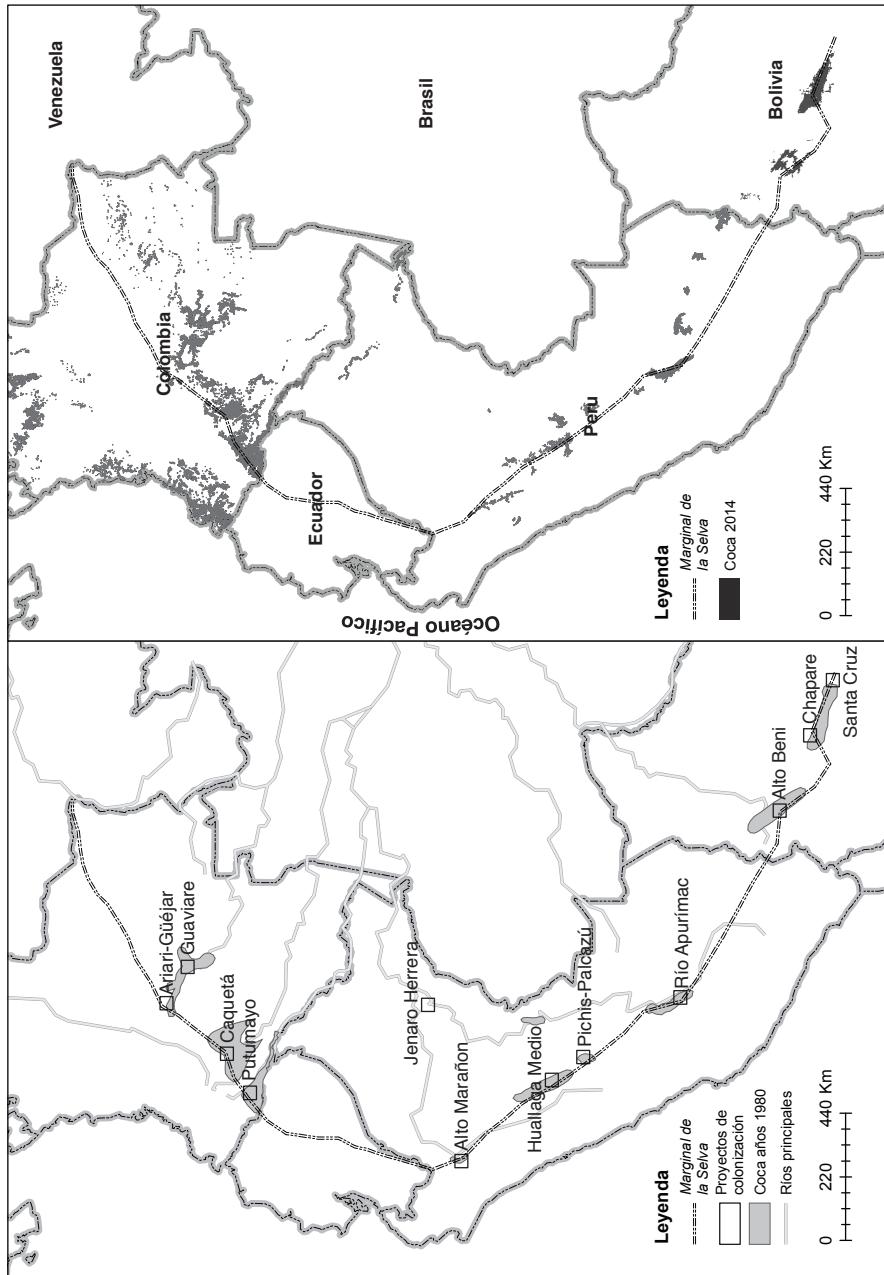
La carretera Marginal de la Selva fue un objetivo de vieja data del entonces candidato presidencial Fernando Belaúnde Terry, del Perú; un factor importante en su elección de 1963 (Denevan, 1966). En octubre de ese año, el Gobierno peruano empezó a impulsar la Marginal de la Selva como una iniciativa andina en las reuniones con ministros de Colombia, Ecuador y Bolivia. La construcción de esta carretera se inició en el Perú en 1966 y se pretendía que complementara una ya planeada red de 28 carreteras de acceso, de los Andes a las tierras bajas. La máxima prioridad de la construcción fue la autopista de Tarapoto, que conectaría a Tarapoto con Juanjui, a través del valle del río Huallaga, y con la carretera que se extendía hacia el sur desde Tingo María; abriendo así a todo el valle del Huallaga a la agricultura con la previsión de distribuir hasta 7 millones de hectáreas y alojar a no menos de 1,5 millones de colonos (Denevan, 1966; Young y León, 1999). En esos tiempos, se consideraba que la carretera era la respuesta peruana al éxito que alcanzó Bolivia con la construcción de la primera carretera de Cochabamba a Santa Cruz, en 1950, lo cual marcó el inicio de la migración y de una serie de *booms* agrícolas —desde luego, con la coca incluida— que persisten hasta el día de hoy (Gallup *et al.*, 2003).

En contraste con estos proyectos dirigidos por el Gobierno central, los esfuerzos por mejorar el acceso a la frontera amazónica en Colombia y Ecuador fueron, al menos al principio, privados o emprendidos por los gobiernos locales. Ya en la década de los cuarenta, las empresas de caucho y los gobiernos locales desarrollaban carreteras, con frecuencia fallidas, a lo largo del río Ariari, desde Villavicencio a Calamar, a través de San José del Guaviare (Molano, 1989). En el sur de Colombia, las compañías petroleras ayudaron a mejorar la ruta de Nariño hacia los ríos del alto Caquetá y al alto Putumayo (Wesche, 1968). No fue sino hasta los sesenta, y en directa conexión con los programas de asentamiento, que se desplegaron los recursos nacionales para mejorar las carreteras (Incora, 1974a). Como en el sur de Colombia, la carretera de Ecuador al

Amazonas se construyó con el apoyo de las empresas petroleras, pero, a diferencia del ejemplo colombiano, los proyectos de colonización ecuatorianos se enfocaron en el Pacífico y en el norte de los Andes, no en el este (Schuurman, 1979). En suma, para cuando se propuso la carretera Marginal de la Selva como proyecto hemisférico, todos los países andinos ya habían construido algún tipo de infraestructura que llegara hasta sus estribaciones amazónicas y, con el tiempo, a las tierras bajas; aunque el alcance de dicha infraestructura y sus objetivos económicos eran variados (mapa 1.1).

Tanto la carretera Marginal de la Selva del Perú como la de Cochabamba-Santa Cruz, de Bolivia, transformaron el paisaje local al atraer a colonos que fragmentaron los bosques para la agricultura y cuyos productos eran ahora más accesibles para la zona del centro de los Andes (Denevan, 1966; Young y León, 1999). Incluso las carreteras de acceso colombianas menos ambiciosas ejercieron efectos similares al acelerar los anteriores procesos lentos de desmonte y colonización (Brücher, 1968; Etter *et al.*, 2006b, 2008). Sin embargo, transformar la totalidad de la región en una zona de colonización requería la meta hemisférica de construir la Marginal de la Selva, lo cual desató la hasta entonces indisponible financiación internacional y proporcionó un foco para los programas de reforma agraria, justo cuando las acciones de expansión de las tierras agrícolas se hacían urgentes (Crist y Nissly, 1973). Pese a las entonces consabidas deficiencias del suelo amazónico para el cultivo (Denevan, 1966), abrir los vastos bosques amazónicos a los campesinos y a sus cultivos se consideraba clave para cumplir con el clamor político por una reforma agraria, por aumentar la productividad agrícola y aliviar la presión de la migración masiva hacia las ciudades. El desarrollo agrícola, basado en un desmonte extensivo y no en la intensificación, seguido de una producción constante, prometía también asegurar el suministro nacional de alimentos para cada nación en expansión (Schuurman, 1979; Wesche, 1968).

Las carreteras de acceso facilitaban la migración hacia los pueblos existentes en las estribaciones de los Andes, donde se esperaba que se concentrara la mayor parte del desarrollo agrícola (Denevan, 1966). Pero las mismas fuerzas que condujeron a los campesinos a migrar desde los Andes —el crecimiento demográfico, la inmensa desigualdad en la distribución de tierras andinas y la generalizada carencia de capital y crédito— hicieron que los granjeros se adentraran más hacia la frontera amazónica. A comienzos de los años setenta, el comienzo de la usurpación de parcelas fértiles, además de la erosión del suelo a causa de la



Mapa 1.1. Izquierdo: proyecto de la carretera Marginal de la Selva que conecta la frontera de Colombia y Venezuela con Santa Cruz. Derecha: Centros principales de la producción ilegal de coca. Derecha: cultivos ilegales de coca en los países andinos en el 2014

Fuentes: Brücher (1977); Lee y Clawson (1993); unodc (2015).

deforestación, generaron desafíos cruciales (Incora, 1974b). Los proyectos de colonización para complementar las carreteras se planearon desde un principio, pero con la afluencia masiva de colonos en respuesta a los llamamientos gubernamentales a la migración hacia la frontera interior, la implementación de los proyectos adquirió mayor urgencia. Si bien los proyectos apuntaban originalmente a una migración directa, se vieron más a menudo los flujos migratorios de campesinos andinos que buscaban tierras, un nuevo comienzo o que huían de la violencia (Brücher, 1968; Jülich, 1975; Maass, 1969; Schoop, 1970; Wesche, 1968).

La tabla 1.3 resume los más importantes proyectos de colonización en la frontera amazónica de los países andinos, incluidos los proyectos

Tabla 1.3. Proyectos de colonización en la Amazonía occidental patrocinados por los gobiernos; décadas de 1960 y 1970

<i>Proyecto</i>	<i>País</i>	<i>Ubicación</i>	<i>Nombre Brücher (1977)</i>	<i>Nombre Schuurman (1978)</i>
Ariari-Guéjar	Colombia	Ariari, Meta	—	Meta
Guaviare	Colombia	San José, Guaviare	San José	El Retorno
Caquetá	Colombia	Florencia, Caquetá	Caquetá	Caquetá
Putumayo	Colombia	Puerto Asís, Putumayo	Puerto Leguízamo	—
Lago Agrio	Ecuador	No mapeada	—	Shushufindi
Payamino	Ecuador	No mapeada	—	Payamino
Palora-Pastaza	Ecuador	No mapeada	—	Palora-Pastaza
Upano	Ecuador	No mapeada	—	Valle del Upano
Morona	Ecuador	No mapeada	—	San José de Morona
Alto Marañón	Perú	Alto Marañón, Marañón	Alto Marañón	Alto Marañón
Jenaro Herrera	Perú	Jenaro Herrera, Loreto	Genaro Herrera	Jenaro Herrera
Huallaga Medio	Perú	Sur de Tingo María, Leoncio Prado	Huallaga Medio	Tingo María-Tocache
Pichis-Palcazú	Perú	Puerto Bermúdez, Oxapampa	—	—
Río Apurímac	Perú	San Francisco, Ayacucho	Apurímac	Apurímac
Alto Beni	Bolivia	Yungas de la Paz	Alto Beni	Alto Beni
Chapare	Bolivia	Chapare, Cochabamba	Chapare	Chimoré
Santa Cruz	Bolivia	Oeste de Santa Cruz de la Sierra	Sta. Cruz	Yapacaní

Fuente: compilación elaborada por la autora.

menores realizados en Ecuador (Schuurman, 1979). Los mayores proyectos se concentraron en Colombia, Perú y Bolivia. Colombia implementó proyectos en el Meta, a lo largo del Ariari, en El Retorno, Guaviare, cerca a Florencia, Caquetá, y en Puerto Asís, Putumayo (Brücher, 1968, 1977; Schuurman, 1978, 1979). Perú abrió proyectos en el alto Marañón, Tingo María-Tocache, en el valle del Huallaga y Apurímac, en 1978 en Pichis-Palcazú, así como también proyectos más pequeños, orientados hacia la investigación, en Jenaro Herrera y Caballococha (Reategui y Taminche, 1980; Schuurman, 1978, 1979; UNODC y Ministerio del Medio Ambiente del Perú, 2011). Bolivia realizó proyectos en Santa Cruz, Chapare y Alto Beni (Schoop, 1970).

Con base en registros contemporáneos de los proyectos de colonización más directamente relacionados con la carretera Marginal de la Selva (ubicaciones relacionadas en la tabla 1.3), Dávalos *et al.* (2016) estudiaron la relación espacial entre el cultivo de coca en el 2014 y los proyectos de los años de 1970 (mapa 1.1). Aunque hubo más de cuatro décadas de distancia entre dichos proyectos y la distribución contemporánea de la coca ilegal en el Amazonas, los modelos espaciales que utilizan sólo la distancia entre los proyectos pueden predecir con exactitud la ubicación de los cultivos de coca. Esto demuestra una persistente concentración espacial, pese a los muchos esfuerzos multilaterales por erradicar la coca. El cultivo de coca a la fecha aún se concentra alrededor de los proyectos de colonización, los cuales se pueden rastrear por lo menos hasta los ochenta (mapa 1.1). La relación entre los centros de colonización y la coca pueden ayudar a explicar por qué este producto es parte invariable de la deforestación fronteriza de la Amazonía occidental: tanto la deforestación a gran escala como la coca tienen un origen común con la inmigración en masa de los Andes, facilitada por las carreteras y, en parte, apoyada por los proyectos.

Las oleadas de campesinos andinos migrantes asociadas con los proyectos de colonización encontraron carreteras incompletas y precarias, escasa infraestructura —de existir alguna— y desafíos agrícolas mayores que en los Andes (Clawson, 1982; Schuurman, 1979). Si bien algunos proyectos de colonización tuvieron éxito en orientar la colonización y la legitimación de reclamos de tierras, el crédito agrícola era limitado y, en todo caso, la mayoría de los granjeros no estaba familiarizada con él, ni con la agricultura de las tierras bajas tropicales. De cara a estos retos, los colonos intercambiaban el trabajo por el acceso a las tierras desmontadas y se trasladaban más adentro a medida que la fertilidad disminuía,

estableciendo así un ciclo de desmonte de frontera que continúa hasta hoy. Incluso desde muy temprano, se hizo claro que los proyectos de colonización no estaban cumpliendo con las promesas de una distribución de tierras más equitativa ni de una seguridad alimentaria (Incora, 1974a). Con altos costos de transporte, pocos productos de la frontera amazónica podían competir con los rendimientos de las fincas andinas. No por coincidencia, estas cabeceras ribereñas de la colonización amazónica de los Andes, en Colombia, Perú y Bolivia, también se convirtieron en centros de cultivo de la coca (mapa 1.1).

Quizá no podría ser de ninguna otra manera y la frontera de la coca y la deforestación surgiría con o sin la visión de desarrollo que construyó las carreteras y los proyectos de colonización. Después de todo, la hoja de la coca que derivó en la cocaína, que a su vez se convirtió en una tendencia de consumo en las décadas de los setenta y los ochenta, tenía que cultivarse en alguna parte. Existe en la región, sin embargo, un escenario contradictorio en la trayectoria de la colonización, la deforestación y la agricultura: Ecuador. Tanto Brücher (1977) como Schuurman (1979) señalaron a los proyectos ecuatorianos del este de los Andes —en contraste con aquellos a lo largo del Pacífico— como demasiado pequeños y desconectados de los mercados andinos como para alcanzar el objetivo de atraer colonos. En el oriente ecuatoriano, sólo el proyecto en el valle del Upano estaba conectado a la Marginal de la Selva y se dificultó debido al deficiente estado de la carretera de Cuenca a Limón (Schuurman, 1979). Otros proyectos en el Oriente, tales como el de Lago Agrio, se centraron en proveer apoyo a los colonos a lo largo de la única vía de extracción petrolera (Schuurman, 1978, 1979). La carretera como tal se completó algo tarde, en 1971, en contraste con la anterior terminación de las vías de acceso patrocinadas por el Estado, tanto en Bolivia como en Perú. La deforestación se expande desde esta carretera y sus recientes caminos terciarios y tiene un aspecto que contrasta con el patrón de cuña de la del vecino Putumayo, en Colombia (Viña *et al.*, 2004; Wesche, 1968). Los proyectos de colonización en el Ecuador occidental no tenían el mismo alcance ni el foco agrícola que los de otros países andinos, conectados estos a través de la Marginal de la Selva, y la deforestación resultante muestra también un patrón y una extensión diferentes. Este ejemplo sugiere que el flujo masivo de campesinos andinos, posibilitado por las vías y los proyectos de colonización, era condición necesaria para la creación de la frontera cocalera.

Conclusión

La frontera forestal de la Amazonía occidental se abrió por el desarrollo de vías de acceso, lo cual permitió la migración masiva hacia las estribaciones del norte de los Andes. Aunque los esfuerzos locales y privados por construir vías hacia el Amazonas estaban en proceso desde hacía décadas, la carretera Marginal de la Selva desató una financiación internacional para proyectos específicos destinados a dirigir y ayudar a los colonos, lo cual impulsó la atracción de campesinos andinos desde las zonas montañosas. Con el tiempo, ni los beneficios sociales de un acceso a la tierra y a un crédito más equitativo, ni la producción estable para los mercados andinos se realizaron a la escala necesaria para que la frontera fuera próspera o autosostenible. En cambio, nuevas oleadas de colonización fronteriza se movilizaron desde las estribaciones hacia lo profundo de la Amazonía, mientras que la tenencia de tierras se concentraba en los alrededores de los pueblos engrosados por la migración. La combinación de altos costos de transporte y baja productividad en el desafiante entorno tropical suscitó una agricultura sin competencia. Para entonces, la inversión en carreteras y el apoyo para los colonos menguó, mientras que los campesinos adoptaron el cultivo de la coca para el pujante mercado ilegal. Por consiguiente, el aparente e inquietante hallazgo de que el cultivo de la coca es un débil pronosticador de las tasas de deforestación que parece estar presente en casi todas las fronteras forestales de la Amazonía occidental tiene una sencilla explicación: tanto la coca como la deforestación son el resultado de un gran esfuerzo de modernización del siglo xx por desarrollar esta vasta región, cuyas consecuencias son hoy visibles, incluso desde el espacio.

Referencias

- Álvarez, M. D. (2001). Forests under fire. *NACLA Report on the Americas*, 35, 29-34.
- Álvarez, M. D. (2002). Illicit crops and bird conservation priorities in Colombia. *Conservation Biology*, 16(4), 1086-1096.
- Álvarez, M. D. (2003). Forests in the time of violence: Conservation implications of the Colombian war. *Journal of Sustainable Forestry*, 16(3-4), 49-70.
- Andrade, G. I. (2004). Selvas sin ley. Conflicto, drogas y globalización de la deforestación de Colombia. En M. Cárdenas y M. Rodríguez

- (Eds.), *Guerra, sociedad y medio ambiente* (pp. 106-173). Foro Nacional Ambiental.
- Angelsen, A. (1999). Agricultural expansion and deforestation: Modelling the impact of population, market forces and property rights. *Journal of Development Economics*, 58(1), 185-218.
- Angelsen, A. (2010). Policies for reduced deforestation and their impact on agricultural production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 107(46), 19639-19644.
- Angelsen, A. y Kaimowitz, D. (1999). Rethinking causes of deforestation: Lessons from economic models. *World Bank Research Observer*, 14, 73-98.
- Arcila, Ó. H., González, G. I. y Salazar, C. A. (1999). *Guaviare: población y territorio*. Tercer Mundo Editores.
- Armenteras, D., Rodríguez, N. y Retana, J. (2011). Understanding deforestation in montane and lowland forests of the Colombian Andes. *Regional Environmental Change*, 11(3), 693-705.
- Armenteras, D. (2013a). National and regional determinants of tropical deforestation in Colombia. *Regional Environmental Change*, 13(6), 1181-1193.
- Armenteras, D. (2013b). Landscape dynamics in northwestern Amazonia: An assessment of pastures, fire and illicit crops as drivers of tropical deforestation. *PLOS ONE*, 8(1): e54310.
- Asner, G. P., Rudel, T. K., Mitchell Aide, T. y DeFries, R. (2009). A contemporary assessment of change in humid tropical forests. *Conservation Biology*, 23(6), 1386-1395.
- Barber, C. P., Cochrane, M. A., Souza, C. M. y Laurance, W. F. (2014). Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. *Biological Conservation*, 177(0), 203-209.
- Bhattarai, M. y Hammig, M. (2001). Institutions and the environmental Kuznets curve for deforestation: A crosscountry analysis for Latin America, Africa and Asia. *World Development*, 29(6): 995-1010.
- Borras, S. M., Franco, J., Gómez, S., Kay, C. y Spoor, M. (2012). Land grabbing in Latin America and the Caribbean. *The Journal of Peasant Studies*, 39(3-4), 845-872.
- Boserup, E. (1965). *The conditions of agricultural growth: The economics of agrarian change under population pressure*. Earthscan Publications.
- Bradley, A. V. (2005). *Land-use and land-cover change in the Chapare region of Bolivia* [tesis de doctorado]. University of Leicester.

- Bradley, A. V. y Millington, A. (2008a). Agricultural land-use trajectories in a cocaine source region: Chapare, Bolivia. En W. Jepson y A. Millington (Eds.), *Land change science in the tropics* (pp. 231-250). Springer.
- Bradley, A. V. y Millington, A. C. (2008b). Coca and colonists: Quantifying and explaining forest clearance under coca and anti-narcotics policy regimes. *Ecology and Society*, 13(1).
- Brienen, R. J. et al. (2015). Long-term decline of the Amazon carbon sink. *Nature*, 519(7543): 344-348.
- Brücher, W. (1968). *Die Erschließung des tropischen Regenwaldes am Ostrand der kolumbianischen Anden: der Raum zwischen Río Ariari und Ecuador*. Im Selbstverlag des Geographischen Instituts der Universität Tübingen.
- Brücher, W. (1977). Formen und effizienz staatlicher Agrarkolonisation in den Östlichen Regenwaldgebieten der tropischen Anderländer. *Geographische Zeitschrift*, 65(1), 3-22.
- Carr, D. (2009). Population and deforestation: Why rural migration matters. *Progress in Human Geography*, 33(3), 355-378.
- Chadid, M., Dávalos, L. M., Molina, J. y D. Armenteras. (2015). A Bayesian spatial model highlights distinct dynamics in deforestation from coca and pastures in an Andean biodiversity hotspot. *Forests*, 6(11), 3828.
- Clawson, D. L. (1982). Obstacles to successful highlander colonization of the Amazon and Orinoco basins. *American Journal of Economics & Sociology*, 41(4), 351.
- Crist, R. E. y Nissly, C. M. (1973). *East from the Andes*. University of Florida Press.
- Dávalos, L. M. (2001). The San Lucas Mountain range in Colombia: How much conservation is owed to the violence? *Biodiversity and Conservation*, 10(1), 69-78.
- Dávalos, L. M., Bejarano, A. C. y Correa, H. L. (2009). Disabusing cocaine: Pervasive myths and enduring realities of a globalised commodity. *International Journal of Drug Policy*, 20(5), 381-386.
- Dávalos, L. M., Bejarano, A. C., Hall, M. A., Correa, H. L., Corthals, A. P. y Espejo, O. J. (2011). Forests and drugs: coca-driven deforestation in tropical biodiversity hotspots. *Environmental Science & Technology*, 45(4), 1219-1227.

- Dávalos, L. M., Holmes, J. S., Rodríguez, N. y Armenteras, D. (2014). Land, not beef markets, drives deforestation and fragmentation in Northwestern Amazonia. *Biological Conservation*, 170, 64-73.
- Dávalos, L. M., Sánchez, K. M. y Armenteras, D. (2016). Deforestation and coca cultivation rooted in twentieth-century development projects. *BioScience*, 66(11), 974-982.
- DeFries, R. S., Houghton, R. A., Hansen, Field, M. B., Skole, D. y Townshend, J. (2002). Carbon emissions from tropical deforestation and regrowth based on satellite observations for the 1980s and 1990s. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 99(22), 14256-14261.
- Denevan, W. M. (1966). Carretera Marginal de la Selva and the central Huallaga region of Peru. *Geographical Review*, 56, 440-443.
- Dourojeanni, M. J. (1992). Environmental impact of coca cultivation and cocaine production in the Amazon region of Peru. *UN-ODCCP Bulletin on Narcotics*, 2, 37-53.
- Ehrlich, P. R. y Ehrlich, A. H. (2002). Population, development, and human natures. *Environment and Development Economics*, 7(1), 158-170.
- Ellis, E. C., Kaplan, J. O., Fuller, D. Q., Vavrus, S., Goldewijk, K. K. y Verburg, P. H. (2013). Used planet: A global history. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 110(20), 7978-7985.
- Etter, A., McAlpine, C., Pullar, D. y Possingham, H. (2005). Modeling the age of tropical moist forest fragments in heavily-cleared lowland landscapes of Colombia. *Forest Ecology and Management*, 208(1-3), 249-260.
- Etter, A., McAlpine, C., Phinn, S., Pullar, D. y Possingham, H. (2006a). Unplanned land clearing of Colombian rainforests: Spreading like disease? *Landscape and Urban Planning*, 77(3), 240-254.
- Etter, A., McAlpine, C., Phinn, S., Pullar, V. y Possingham, H. (2006b). Modelling the conversion of Colombian lowland ecosystems since 1940: Drivers, patterns and rates. *Journal of Environmental Management*, 79(1), 74-87.
- Etter, A., McAlpine, C., Phinn, S., Pullar, D. y Possingham, H. (2006c). Regional patterns of agricultural land use and deforestation in Colombia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 114(2-4), 369-386.

- Etter, A., McAlpine, C. y Possingham, H. (2008). Historical patterns and drivers of landscape change in Colombia since 1500: A regionalized spatial approach. *Annals of the Association of American Geographers*, 98(1), 2-23.
- Ewers, R. M. (2006). Interaction effects between economic development and forest cover determine deforestation rates. *Global Environmental Change*, 16(2), 161-169.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487-515.
- Fajardo, M. D. (2004). El conflicto armado y su proyección en el campo. En M. Cárdenas y M. Rodríguez (Eds.), *Guerra, sociedad y medio ambiente* (pp. 67-105). Foro Nacional Ambiental.
- Fearnside, P. M. (1993). Deforestation in Brazilian Amazonia: The effect of population and land tenure. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 22(8), 537-545.
- Fearnside, P. M. (2005). Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates, and consequences. *Conservation Biology*, 19(3), 680-688.
- Fergusson, L., Romero, D. y Vargas, J. F. (2014). The environmental impact of civil conflict: The deforestation effect of paramilitary expansion in Colombia. *Documento CEDE 2014*, (36).
- Gallup, J. L., Gaviria, A. y Lora, E. (2003). *Is geography destiny?: Lessons from Latin America*. Stanford University Press.
- Geist, H. J. y Lambin, E. F. (2001). *What drives tropical deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational case study evidence* (pp. 959-3780). LUCC International Project Office.
- Geist, H. J. y Lambin, E. F. (2002). Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *Bioscience*, 52(2), 143-150.
- Graesser, J., Aide, T. M., Grau, H. R. y Ramankutty, N. (2015). Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environmental Research Letters*, 10(3). doi: 10.1088/1748-9326/10/3/034017.
- Guariguata, M. R. y Ostertag, R. (2001). Neotropical secondary forest succession: Changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*, 148(1-3), 185-206.
- Guariguata, M. R. et al. (1997). Structure and floristics of secondary and old-growth forest stands in lowland Costa Rica. *Plant Ecology*, 132(1), 107-120.

- Gutiérrez-Vélez, V. H. *et al.* (2011). High-yield oil palm expansion spares land at the expense of forests in the Peruvian Amazon. *Environmental Research Letters*, 6(4). doi: 10.1088/1748-9326/6/4/044029.
- Hansen, M. C. *et al.* (2013). High-resolution global maps of 21st century forest cover change. *Science*, 342(6160), 850-853. doi: 10.1126/science.1244693.
- Harris, D. R. (1971). The ecology of Swidden cultivation in the upper Orinoco rain forest, Venezuela. *Geographical Review*, 61(4), 475-495.
- Harris, N. L. *et al.* (2012). Baseline map of carbon emissions from deforestation in tropical regions. *Science*, 336(6088), 1573-1576.
- Hecht, S. B. (1985). Environment, development and politics: Capital accumulation and the livestock sector in Eastern Amazonia. *World Development*, 13(6), 663-684.
- Hecht, S. B. (1993). The logic of livestock and deforestation in Amazonia. *BioScience*, 43(10), 687-695.
- Hecht, S. B., Yang, A. L., Sijapati Basnett, B., Padoch, C. y Peluso, N. L. (2015). *People in motion, forests in transition: Trends in migration, urbanization, and remittances and their effects on tropical forests* (6023870139). Center for International Forestry Research (CIFOR).
- Hedin, L. O., Vitousek, P. M. y Matson, P. A. (2003). Nutrient losses over four million years of tropical forest development. *Ecology*, 84, 2231-2255.
- Incora. (1974a). *La colonización en Colombia: una evaluación del proceso*. Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas (IICA).
- Incora. (1974b). *La colonización en Colombia: una evaluación del proceso*. Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas (IICA).
- Jülich, V. (1975). *Die Agrarkolonisation im Regenwald des mittleren Río Huallaga (Peru)*. Im Selbstverlag des Geographischen Institutes der Universität Marburg.
- Kaimowitz, D. (1997). Factors determining low deforestation: The Bolivian Amazon. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 26(8), 536-540.
- Killeen, T. J. *et al.* (2007). Thirty years of land-cover change in Bolivia. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 36(7), 600-606.
- Killeen, T. J. *et al.* (2008). Total historical land-use change in Eastern Bolivia: Who, where, when, and how much. *Ecology and Society*, 13(1), 36.

- Lambin, E. F. y Meyfroidt, P. (2011). Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108(9), 3465-3472.
- Lambin, E. F. et al. (2001). The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, 11(4), 261-269.
- Laurance, W. F. (1999). Reflections on the tropical deforestation crisis. *Biological Conservation*, 91(2-3), 109-117.
- Laurance, W. F. et al. (2002). Predictors of deforestation in the Brazilian Amazon. *Journal of Biogeography*, 29(5-6): 737-748.
- Laurance, W. F. (2015). Emerging threats to tropical forests. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, 100(3), 159-169.
- Laurance, W. F. et al. (2012). Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. *Nature*, 489, 290-294.
- Laurance, W. F., Gooseem, M. y Laurance, S. G. W. (2009). Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(12), 659-669.
- Lee, R. y Clawson, P. (1993). *Crop substitution in the Andes*. Office of National Drug Control Policy.
- López Rodríguez, S. R. y Blanco-Libreros, J. F. (2008). Illicit crops in tropical America: Deforestation, landslides, and the terrestrial carbon stocks. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 37(2), 141-143.
- Maass, A. (1969). *Entwicklung und Perspektiven der wirtschaftlichen Erschließung des tropischen Waldlandes von Peru, unter besonderer Berücksichtigung der verkehrsgeographischen Problematik*. Im Selbstverlag des Geographische Instituts der Universität Tübingen.
- McAlpine, C., Etter, A., Fearnside, P. M., Seabrook, L. y Laurance, W. F. (2009). Increasing world consumption of beef as a driver of regional and global change: A call for policy action based on evidence from Queensland (Australia), Colombia and Brazil. *Global Environmental Change*, 19(1), 21-33.
- McSweeney, K. (2015). *The impact of drug policy on the environment*. Open Society Foundations.
- Mahecha, L., Gallego, L. A. y Peláez, F. J. (2002). Situación actual de la ganadería de carne en Colombia y alternativas para impulsar su competitividad y sostenibilidad. *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 15(2), 213-225.

- Malthus, T. R. (1798). *An essay on the principle of population as it affects the future improvement of society with remarks on the speculations of Mr. Godwin, M. Condorcet, and other writers.* J. Johnson.
- Meeting of American Chiefs of State. (1967). *Declaration of the presidents of America, signed at the meeting of American Chiefs of State.* General Secretariat of the Organization of American States, Department of Information and Public Affairs.
- Millington, A. C., Vélez-Liendo, X. M. y Bradley, A. V. (2003). Scale dependence in multitemporal mapping of forest fragmentation in Bolivia: Implications for explaining temporal trends in landscape ecology and applications to biodiversity conservation. *ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, 57(4), 289-299.
- Molano, A. (1989). Aproximación al proceso de colonización de la región del Ariari —Güejar— Guayabero. En F. Cubides *et al.* (Eds.), *La Macarena. Reserva biológica de la humanidad. Territorio de conflictos* (pp. 279-304). Universidad Nacional de Colombia.
- Müller, R., Müller, D., Schierhorn, F., Gerold, G. y Pacheco, P. (2012). Proximate causes of deforestation in the Bolivian Lowlands: An analysis of spatial dynamics. *Regional Environmental Change*, 12(3), 445-459.
- Myers, N. (1993). Tropical forests: The main deforestation fronts. *Environmental Conservation*, 20(01), 9-16.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B. y Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403(6772), 853-858.
- Nepstad, D. C., Stickler, C. M., Soares-Filho, B. y dan Merry, F. (2008). Interactions among Amazon land use, forests and climate: Prospects for a near-term forest tipping point. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1498), 1737-1746.
- Reategui, A. R. y Taminche, P. T. (1980). *Proyecto de asentamiento rural integrado (PARI) en Jenaro Herrera, Perú.* Proyectos forestales para el desarrollo rural de América tropical, CATIE.
- Rodrigues, A. S. L. *et al.* (2009). Boom-and-bust development patterns across the Amazon deforestation frontier. *Science*, 324(5933), 1435-1437.
- Rodríguez, N., Armenteras, D., Molowny-Horas, R. y Retana, J. (2012). Patterns and trends of forest loss in the Colombian Guyana. *Biotropica*, 44(1), 123-132.

- Rudel, T. K., Bates, D. y Machinguashi, R. (2002). A tropical forest transition? Agricultural change, out-migration, and secondary forests in the Ecuadorian Amazon. *Annals of the Association of American Geographers*, 92(1), 87-102.
- Rudel, T. K. y Roper, J. (1997). The paths to rain forest destruction: Cross-national patterns of tropical deforestation, 1975-1990. *World Development*, 25(1), 53-65.
- Salisbury, D. S. (2007). *Overcoming marginality on the margins: Mapping, logging, and coca in the Amazon borderlands*. University of Texas.
- Rudel, T. K. y Fagan, C. (2011). Coca and conservation: Cultivation, eradication, and trafficking in the Amazon borderlands. *GeoJournal*, 78(1), 41-60.
- Sánchez-Cuervo, A. M. y Mitchell Aide, T. (2013). Consequences of the armed conflict, forced human displacement, and land abandonment on forest cover change in Colombia: A multi-scaled analysis. *Ecosystems*, 16(5), 1052-1070.
- Sánchez-Cuervo, T. M. A., Clark, M. L. y Etter, A. (2012). Land cover change in Colombia: Surprising forest recovery trends between 2001 and 2010. *PLOS ONE*, 7(8), e43943.
- Schoop, W. (1970). *Vergleichende untersuchungen zur Agrarkolonisation der Hochlandindianer am Andenabfall und im Tiefland Ostboliviens*. F. Steiner Verlag.
- Schuurman, F. J. (1978). From resource frontier to periphery: Agricultural colonization east of the Andes. *Tijdschrift voor Economische en Sociale Geografie*, 69(1-2), 95-104.
- Schuurman, F. J. (1979). Colonization policy and peasant economy in the Amazon basin. *Boletín de Estudios Latinoamericanos y del Caribe*, (27), 29-41.
- Southgate, D. (1990). The causes of land degradation along "spontaneously" expanding agricultural frontiers in the third world. *Land Economics*, 66(1), 93-101.
- Steininger, M. K., Tucker, C. J., Ersts, P., Killeen, T. J., Villegas, Z. y Hecht, S. B. (2001). Clearance and fragmentation of tropical deciduous forest in the Tierras Bajas, Santa Cruz, Bolivia. *Conservation Biology*, 15(4), 856-866.
- Tejada, G., et al. (2016). Deforestation scenarios for the Bolivian lowlands. *Environmental Research*, 144, 49-63.

- UNODC. (2008). *Análisis multitemporal de cultivos de coca, período diciembre 31 del 2001-diciembre 31 del 2006*. Oficina de las Naciones Unidas contra la Droga y el Delito.
- UNODC. (2010). *Transformación socioeconómica y biofísica asociadas con los cultivos ilícitos en la región sur del Meta-Guaviare*. UNODC, Embajada de la República Federal Alemana y Ministerio de Defensa Repùblica de Colombia.
- UNODC. (2014). *San Martín. Análisis económico del impacto del desarrollo alternativo, en relación a la deforestación y la actividad cocalera*. UNODC y Ministerio del Medio Ambiente del Perú.
- UNODC. (2015). World Drug Report 2015. En *World Drug Report*. United Nations Office on Drugs and Crime.
- UNODC y Estado Plurinacional de Bolivia. (2011). *Estado plurinacional de Bolivia. Monitoreo de cultivos de coca 2010*. UNODC.
- UNODC y Gobierno de Colombia. (2013). *Monitoreo de cultivos de coca 2012*. UNODC.
- UNODC y Ministerio del Medio Ambiente del Perú. (2011). *Análisis económico de las actividades causantes de la deforestación en Pichis-Palcazú*. UNODC y Ministerio del Medio Ambiente del Perú.
- UNODC y Gobierno Nacional de la República del Ecuador. (2015). Indicadores de cultivos ilícitos en el Ecuador 2014. En *Monitoreo de cultivos de coca*. UNODC.
- Viña, A., Echavarria, F. R. y Rundquist, D. C. (2004). Satellite change detection analysis of deforestation rates and patterns along the Colombia-Ecuador border. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 33(3), 118-125.
- Walker, R. (1993). Deforestation and economic development. *Canadian Journal of Regional Science*, 16, 481-497.
- Wesche, R. J. (1968). *The settler wedge of the upper Putumayo River. Geography*. University of Florida.
- Young, K. R. (1996). Threats to biological diversity caused by coca/cocaine. *Deforestation. Environmental Conservation*, 23(1), 7-15.
- Young, K. R. (2004a). Environmental and social consequences of coca/cocaine in Peru. En *Dangerous harvest: Drug plants and the transformation of indigenous landscapes* editado por M. K. Steinberg, J. J. Hobbs y K. Mathewson (pp. 249-273). Oxford University Press.
- Young, K. R. (2004b). A geographical perspective on coca/cocaine impacts in South America. En D. Janelle, B. Warf y K. Hansen

- (Eds.), *WorldMinds: Geographical perspectives on 100 problems* (pp. 363-367). Springer.
- Young, K. R. y León, B. (1999). *Peru's humid eastern montane forests*. Centre for Research on the Cultural and Biological Diversity of Andean Rainforests (DIVA). Informe técnico (5).
- Young, K. R. y León, B. (2000). Biodiversity conservation in Peru's eastern montane forests. *Mountain Research and Development*, 20(3), 208-211.