

Valoración económica de servicios ecosistémicos en bosques de sistemas agropecuarios del piedemonte amazónico colombiano

Yelly Yamparli Pardo Rozo¹, Jader Muñoz Ramos²
y Jaime Enrique Velásquez Restrepo³

DOI: 10.13043/DYS.91.4

Resumen

Los bosques proveen servicios ecosistémicos (SE) que otorgan ventajas comparativas al mercado de tierras. El objetivo de este artículo fue valorar los bosques que sustentan SE en sistemas agropecuarios ubicados en el piedemonte amazónico colombiano. Se empleó el método de precios hedónicos para observar la influencia del bosque en el precio de las fincas y el método de valoración contingente para hallar la disponibilidad a pagar (DAP) de los habitantes en la zona urbana por la conservación de bosques que garantizan estos SE. Los propietarios identificaron el almacenamiento de carbono como principal SE del bosque, pero el precio de las tierras no reflejó los beneficios económicos derivados de estos: la DAP marginal fue de -\$ 2 115 200, valor que representa el costo de oportunidad de uso del suelo. Sin embargo, la DAP por hogar fue de \$ 1124 anuales, valor que vislumbra un potencial en la implementación de política ambiental hacia la conservación.

Palabras clave: análisis econométrico, cambio climático, conservación de bosques, política ambiental, uso de la tierra, valoración económica.

Clasificación JEL: Q510, Q570, R11.

1 Universidad de la Amazonia, Florencia, Caquetá, Colombia. Correo electrónico: y.pardo@udla.edu.co

2 Universidad del Tolima, Ibagué, Tolima, Colombia. Correo electrónico: jmunozra@ut.edu.co

3 Universidad de la Amazonia, Florencia, Caquetá, Colombia. Correo electrónico: j.velasquez@udla.edu.co

Este artículo fue recibido el 12 de abril del 2021, revisado el 23 de febrero del 2022 y finalmente aceptado el 10 de mayo del 2022.



Economic valuation of ecosystem services in agricultural systems forests of the Colombian Amazonian piedmont

Yelly Yamparli Pardo Rozo⁴, Jader Muñoz Ramos⁵
and Jaime Enrique Velásquez Restrepo⁶

DOI: 10.13043/DYS.91.4

Abstract

Forests provide ecosystem services (ES) that confer comparative advantages to the land market. The aim of research was to value forests that support ES in agricultural systems located in the Colombian Amazon piedmont. The hedonic price method was used to observe the influence of the forest on the price of farms and the contingent valuation method was used to find urban inhabitants' Willingness to Pay (WTP) for the conservation of the forests that guarantee these ES. Landowners identified carbon storage as the forest's main ES, but the price of the land did not reflect the economic benefits derived from these: the marginal WTP was - \$ 964.4 dollars, a value that represents the opportunity cost of land use. However, the WTP per household was 0.33 dollars per year, a value that shows potential in the implementation of environmental conservation policy.

Key words: Econometrics, climate change, forest conservation, environmental policy, land use, economic evaluation.

JEL Classification: Q510, Q570, R11.

4 Universidad de la Amazonia, Florencia, Caquetá, Colombia. Email: y.pardo@udla.edu.co

5 Universidad del Tolima, Ibagué, Tolima, Colombia. Email: jmunoza@ut.edu.co

6 Universidad de la Amazonia, Florencia, Caquetá, Colombia. Email: j.velasquez@udla.edu.co

This paper was received on April 12, 2021, revised on February 23, 2022, and finally accepted on May 10, 2022.



Introducción

La Amazonia colombiana se caracteriza por su alta biodiversidad, riqueza hídrica, paisajística y potencial ecoturístico. En el piedemonte amazónico, la zona con mayor asentamiento humano, los cambios en el uso del suelo y la expansión de la frontera agropecuaria amenazan la conservación y el equilibrio de estos recursos (Álvarez *et al.*, 2012). Este tipo de daños ambientales son considerados externalidades negativas que pueden afectar, en sentido económico, al mercado de tierras rurales (Toledo *et al.*, 2018). Esta situación se presenta en Colombia y América Latina debido a las distorsiones y problemas relacionados con la concentración de tierras, derechos de propiedad poco definidos, debilidad política de las instituciones encargadas de estos procesos, externalidades por orden público y cambios en el uso del suelo, contaminación, además del desconocimiento del valor potencial de los servicios ecosistémicos (SE) inmersos en el territorio (Muñoz-Mora y Cardona-Jaramillo, 2013; Vogelgesang, 1998).

En los predios rurales habitan grupos familiares cuyo sustento proviene de las actividades del sector primario, tales como la ganadería, la agricultura, la producción de especies menores y las actividades forestales, entre otras. El valor predial comercial está determinado en Colombia por el Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC), para bienes raíces urbanos y rurales. Para determinar el valor comercial de los predios rurales se tiene en cuenta la zona geofísica y geoeconómica, la extensión y las condiciones de la vivienda, entre otros aspectos. Además, existen otras características de naturaleza socioeconómica, política y ambiental que generan ventajas comparativas a los predios productivos rurales y que podrían repercutir en un valor económico mayor. Este es el caso de los Servicios Ecosistémicos SE, que se definen como el conjunto de elementos, sustancias, materias primas, procesos, dinámicas y ciclos que soportan y benefician las diferentes formas de vida en el planeta (Constanza *et al.*, 1997; Daily, 1997; Reid, 2005).

Al interior de los predios productivos rurales en el piedemonte amazónico, se encuentran bosques fragmentados por el cambio en el uso del suelo. La introducción de actividades agropecuarias ha generado fenómenos como la deforestación, la degradación de suelo, la contaminación de cuerpos hídricos y del aire y fuertes impactos en el ambiente y la biodiversidad (Brown *et al.*, 2005; Morton *et al.*, 2006; Peters *et al.*, 2013). Entre los SE que alberga la selva del

bosque húmedo tropical en la Amazonia y que se consideran claves para la mitigación del cambio climático global, se tiene el almacenamiento de carbono en bosques y suelos, la disponibilidad de agua, la regulación hídrica y microclimática, el hábitat de especies en bosques y corredores paisajísticos, la belleza escénica y el banco genético, entre muchos otros (Somarriba *et al.*, 2013; Andrade *et al.*, 2014).

En este sentido, es crucial demostrar cómo los servicios ecosistémicos representan una oportunidad para impactar de manera positiva el valor de la tierra (García-Llorente *et al.*, 2011), como una estrategia hacia la conservación y la incorporación de criterios de sostenibilidad en los sistemas productivos rurales del piedemonte amazónico, en consonancia con la política mundial consignada en los Objetivos de Desarrollo Sostenible (Naciones Unidas, 2015). Sin embargo, la valoración de los SE es un tema complejo, que involucra mercados existentes y la generación de nuevos mercados de bienes y servicios de los ecosistemas (Toledo *et al.*, 2018).

De acuerdo con lo anterior, se propuso la siguiente pregunta de investigación: ¿cómo estimar los beneficios económicos que generan los bosques y sus servicios ecosistémicos en los predios agropecuarios del piedemonte amazónico? Para dar respuesta se establecieron los siguientes objetivos: determinar la incidencia de las hectáreas de bosques en el valor económico del predio; conocer el monto a recibir de los propietarios de tierras agropecuarias para conservar los bosques y hallar el valor económico por conservación de bosques que otorgaría a los beneficiarios en la zona urbana. Se empleó el método de precios hedónicos para determinar la Disponibilidad a Pagar Marginal por una hectárea de bosque (Uribe *et al.*, 2003); y se aplicó el método de valoración contingente para hallar la DAP total de los habitantes de la zona urbana por la conservación de bosques y los SE. La información proporciona lineamientos para la evaluación y propuesta de políticas públicas de gestión rural y ambiental, así como las pautas para el diseño de instrumentos vía precios.

Servicios ecosistémicos como estrategia para mitigar cambio climático

Se consideran SE a todos los procesos físicos, químicos, biológicos y geológicos necesarios para el desarrollo de las actuales formas de vida, y que, para

el caso del hombre, proveen las materias primas y la energía necesaria para el desarrollo de sus actividades productivas, sociales, económicas y culturales (Constanza *et al.*, 1997). Los SE han sido clasificados en servicios de regulación, aprovisionamiento, apoyo y servicios culturales, según su papel desde un enfoque antropocentrista.

Entre los servicios de regulación se encuentran la creación de nutrientes, la fotosíntesis, la regulación climática, la biodiversidad, la formación de suelo, agua y los procesos que generan la restauración del equilibrio de los ecosistemas (Daily, 1997; Reid, 2005). Entre los servicios de aprovisionamiento se tienen los árboles, los cultivos, los alimentos, el agua y el aire. Entre los servicios de apoyo se cuentan el hábitat para las especies, la polinización, la conservación genética y el control de plagas. Finalmente, los SE culturales se refieren a valores estéticos, históricos y científicos que pueden considerarse de una especie, recurso o ecosistema, ya sea por su impacto o desempeño, o por su valor de existencia (González y Riascos, 2007).

De acuerdo con IPCC (2006), uno de los principales SE para mitigar el cambio climático es la reducción de emisiones y la captura de carbono. Este es un proceso que realizan los organismos autótrofos en los océanos y en plataforma continental, de modo que los árboles del bosque húmedo tropical son sumideros naturales que capturan el dióxido de carbono (CO_2) del aire y lo almacenan en su biomasa y en el subsuelo (Casanoves *et al.*, 2017). En ese sentido, las coberturas de bosque primario inmersas en los predios rurales ubicados en el piedemonte amazónico cobran importancia, tanto para la fijación de carbono, como para la protección de fuentes hídricas, además de servir como hábitat para especies, conectores y corredores paisajísticos, reguladores microclimáticos, entre otros.

Según Álvarez *et al.* (2012), el promedio de carbono almacenado en biomasa aérea en una hectárea en la zona de vida del bosque húmedo tropical en la Amazonia colombiana es de 235 t. En el suelo de estos bosques se fija un 30 % más de carbono que en cualquier otro uso del suelo (Amézquita *et al.*, 2008). Países como Costa Rica, Colombia y Ecuador han instaurado políticas ambientales como los PSA para fomentar la conservación de bosques, en función de su papel como sumideros y protectores de fuentes hídricas (Wunder *et al.*, 2007).

Valoración económica de servicios ecosistémicos en sistemas agropecuarios

Entre las formas de valorar los SE, se encuentran los métodos de valoración económica ambiental (VEA). Estos se fundamentan en la microeconomía para construir las curvas de oferta y demanda de los recursos naturales y servicios ecosistémicos, para luego estimar algunas medidas de bienestar económico (Freeman *et al.*, 2016). Entre los métodos de mayor uso se encuentran: la valoración contingente, el costo viaje, los precios hedónicos, la función de producción de salud y los costos de oportunidad (Azqueta, 2007; Labandeira *et al.*, 2007). El objetivo de la VEA es evidenciar la existencia de un mercado para promover la conservación y la protección de recursos naturales y del ambiente, a la vez que se sientan las bases para establecer políticas públicas de gestión ambiental (Cristeche y Penna, 2008).

Los métodos de la VEA se fundamentan en el concepto de valor económico total (VET) del recurso natural o del SE; esto es, el valor económico que le otorgan las personas sea por el uso directo o indirecto, el uso futuro, uso potencial o el valor dado por su simple existencia (Freeman *et al.*, 2016). El VET está compuesto por el valor de uso directo (VUD), que representa el valor económico dado al recurso natural por los beneficios de su uso, el valor de uso indirecto (VUI), que indica el valor que se atribuye al bien ambiental por los servicios que presta, el valor de no uso (VNU), que hace referencia al valor económico otorgado al recurso o servicio, ya sea por su conservación, su existencia, su uso potencial o para el disfrute de las futuras generaciones (Uribe *et al.*, 2003; Freeman *et al.*, 2016).

Estos métodos han sido usados ampliamente por agencias internacionales, como el Banco Interamericano de Desarrollo (BID) y el Banco Mundial (BM) y la Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL) para estudios en economía, salud, educación, transporte, vivienda y medio ambiente. En el ámbito colombiano, el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS) incorporó estos métodos como herramientas para la evaluación de impacto (Gobierno de Colombia – MADS, 2018). En servicios ecosistémicos se ha valorado la calidad del aire, del agua, de los humedales, de los bosques tropicales, la conservación del hábitat y de las especies y los impactos de proyectos que generan cambios en los ecosistemas.

El método de valoración contingente es uno de los métodos directos de mayor uso. En él se crea un mercado hipotético para un recurso natural o SE que no posee un mercado convencional. Esta metodología persigue dos objetivos: evaluar los beneficios de políticas o proyectos relacionados con bienes o servicios que no tienen un mercado definido; y estimar la disposición a pagar (DAP) o la disposición a aceptar (DAA) como una aproximación a la variación compensada (VC), o la variación equivalente (VE) respectivamente, con base en la percepción del beneficio o daño percibido por parte del individuo (Uribe *et al.*, 2003). Los supuestos de esta metodología son fundamentalmente: a) el individuo maximiza su utilidad dada una restricción de presupuesto representada por el ingreso disponible; b) el comportamiento del individuo en el mercado hipotético es equivalente a un mercado real; c) el individuo debe tener completa la información sobre los beneficios del bien, incluida esta en la pregunta de disponibilidad a pagar.

El modelo de valoración contingente asume que el individuo maximiza su nivel de utilidad por acceder a los beneficios que le proporciona un bien o servicio ambiental o el cambio en estos, dado un proyecto. De forma que se puede expresar $U_1 (q_1 \text{ con proyecto}) > U_0 (q_0 \text{ sin proyecto})$. Con un ingreso I para el individuo, la teoría establece que existe un monto o un pago que le hará indiferente comprar o consumir el bien o servicio o no comprarlo o consumirlo; esto se puede expresar como: $U_1 (I - \text{pago}, q_1) = U_0 (I, q_0)$. El valor que es indiferente a las dos situaciones se conoce como la disponibilidad a pagar (DAP) que tiene el individuo por acceder a los beneficios del bien, en la situación con proyecto (que se entiende proporciona una mejora) (Freeman *et al.*, 2016).

En la práctica se construye un modelo cuya variable dependiente es la probabilidad de que un individuo esté dispuesto a pagar por acceder a los beneficios del proyecto, la cual está en función de otras variables como el valor de la DAP (VrDAP) y características socioeconómicas SE (Ecuación 1).

$$\text{Probabilidad (DAP)} = \beta_0 + \beta_1 \text{ VrDAP} + \beta_i * (\text{SE}) \quad (1)$$

La estimación de los parámetros β es consistente al emplear máxima verosimilitud como alternativa a los mínimos cuadrados ordinarios, dado que se alcanzan unos estimadores insesgados eficientes. Respecto de la forma funcional, generalmente se trabaja con los modelos Logit, Probit y Tobit. Para construir el modelo se necesita información de calidad sobre las elecciones que hacen

los individuos entre un conjunto de alternativas disponibles. Para la obtención de información de calidad es importante incluir variables que puedan ser medibles y confiables. Luego, para hallar la DAP promedio (Ecuación 2).

$$DAP = \beta_0 / \beta_1 = [\beta_0 + \sum \beta_i^*(SE)] / \beta_1 \quad (2)$$

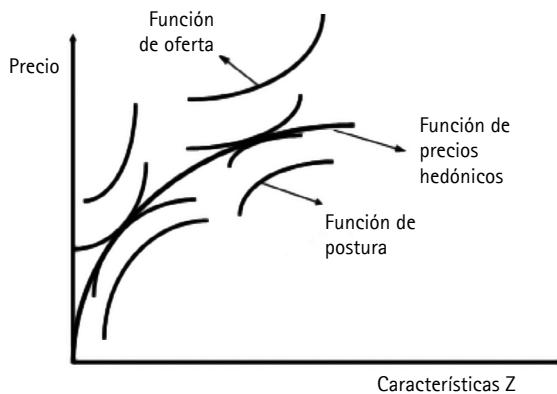
Donde, β_1 es el parámetro del valor de la DAP y SE es el vector de características socioeconómicas. Se espera que el signo de β_1 sea negativo, indicando que a mayor valor de la DAP la probabilidad de que el individuo tenga una DAP disminuye.

El método de precios hedónicos por su parte es un método indirecto que ha sido usado para valorar predios urbanos y rurales a partir de la identificación de las características o atributos que posee el bien raíz (Rosen, 1974; Palmquist, 1989). La teoría de los precios hedónicos plantea la solución al problema de maximizar la utilidad de un bien convencional (el predio agropecuario), el cual posee diferentes características que pueden ser variables de naturaleza social, económica y ambiental (Leeth y Kniesner, 2010). De acuerdo con Freeman *et al.* (2016), se busca maximizar la utilidad $U = U(q, Z)$, sujeta a una restricción presupuestal $Y = p(q + Z)$, donde q es la cantidad del bien convencional, Z es la cantidad de las características ambientales, Y es la riqueza y p el precio del bien.

Al fijar las condiciones de primer orden del problema, se llega a $\partial U / \partial Z = \lambda p$, la cual indica que la utilidad marginal no observable $\partial U / \partial Z$ puede verse como una aproximación al costo marginal que puede ser medible a través de λp . La función de precios es igual a una ecuación establecida en función de sus características $P = P(q, z_1, z_2, \dots, z_m)$, que representa los precios en el equilibrio obtenido, cuando las pendientes de la función de oferta y postura son iguales y tales puntos describen una curva (Figura 1).

La metodología permite identificar las características que explican el precio del predio y determinar los precios implícitos por cada una de estas, con base en la disponibilidad a pagar marginal. Aunque el método solo halla los valores de uso directo e indirecto de un bien o servicio ecosistémico, su principal limitante es el llamado *problema de especificación*, que consiste en el desconocimiento exacto de la forma funcional del modelo planteado, debido al gran número de variables explicativas. Como solución, surgieron las transformaciones Box Cox, que permiten hallar la forma funcional de mayor ajuste

Figura 1. Función de precios hedónicos



Fuente: Leeth y Kniesner (2010).

para los datos observados (Heyman y Sommervoll, 2019). De acuerdo con lo anterior, se definió el modelo general de la función de precios hedónicos en tierras rurales, donde la variable explicada *Precio* depende de otras variables de diferente naturaleza (Ecuación 3):

$$\text{Precio}^{(\theta)} = \beta_0 + \sum_{i=1}^n \beta_i (EV)^\lambda + \sum_{j=1}^m \gamma_j (SE)^\lambda + \sum_{k=1}^o \varphi_k (A)^\lambda + \varepsilon \quad (3)$$

En esta función, *EV* representa la suma de los vectores de variables estructurales y de vecindad del predio; *SE* es la suma de los vectores que representan las características socioeconómicas de los sistemas productivos; *A* el conjunto de variables ambientales, que pueden afectar el precio de la tierra; los parámetros del modelo β , γ , φ representan los números o coeficientes que acompañan a cada una de las variables; θ y λ representan el valor de las potencias para la variable dependiente y las variables independientes, respectivamente, en respuesta a la búsqueda de la mejor forma funcional; y ε corresponde al error del modelo. Algunas variables estructurales y de vecindad *EV* en los predios agropecuarios pueden ser el tamaño y la distancia hacia un centro de comercio. Entre las variables socioeconómicas (*SE*) se encuentra el tipo de actividad agropecuaria y el ingreso monetario proveniente de esta, así como la tipología de la finca. Entre las variables ambientales (*A*) se pueden incluir la extensión de las coberturas de bosques, el paso de fuentes hídricas, la presencia de belleza escénica, la calidad de los suelos y el aire (Donoso y Vicente, 2001).

I. Materiales y métodos

La zona de estudio fue Belén de los Andaquíes (Caquetá, Colombia), sector representativo de las condiciones del piedemonte amazónico colombiano con alto potencial en materia de SE, dada su connotación de municipio verde de Colombia, según la Ordenanza del departamento de Caquetá N° 024 de 2013. Las unidades de análisis fueron las fincas o predios productivos rurales localizados entre las coordenadas 01° 12' 08" y 01° 25' 41" de latitud norte y entre los 75° 50' 00" y 75° 49' 00" de longitud oeste, ubicados en la zona de influencia de la microcuenca de la quebrada la Mono, que abastece el 90 % del agua de la zona rural y urbana del municipio (Alcaldía de Belén de los Andaquíes, 2016) (Figura 2).

Figura 2. Localización de los predios objeto de estudio en el área rural del municipio Belén de los Andaquíes (Caquetá, Colombia), sobre el piedemonte amazónico colombiano



Fuente: los autores.

De una población de 300 predios en la zona (MinAgricultura e ICA, 2019) se extrajo una muestra de 90 predios (equivalentes al 30 % de la población) bajo muestreo estratificado proporcional al tamaño del estrato, con desviación muestral de 0.5 y un margen de error de 8 % (Hernández *et al.*, 2014). Entre las limitantes del estudio que explican el reducido tamaño de muestra, se encuentran los aspectos relacionados con la dificultad del acceso a las fincas (por el estado de las vías) y la tensión que manifestaron algunos productores en la zona rural para proporcionar la información debido a problemas asociados al orden público (delincuencia común y grupos al margen de la ley).

La colecta de información en campo se adelantó mediante la aplicación de una encuesta estructurada dirigida a productores de las 90 fincas, de quienes se obtuvieron los datos de las variables usadas en el modelo econométrico para precios hedónicos (Ecuación 4).

$$Precio^{(\theta)} = \beta_0 + \beta_1 * Ext^{(\lambda)} + \beta_2 * Dist^{(\lambda)} + \beta_3 * Tipi^{(\lambda)} + \beta_4 * Bosq^{(\lambda)} + \varepsilon_i \quad (4)$$

donde, *Precio* es la variable explicada continua, que expresa el precio de la finca en millones de pesos de 2018 (1 000 000 COP equivale a 295.49 USD). Las variables explicativas prediales fueron *Ext*, variable continua que expresa el tamaño del predio (ha); y *Dist*, variable continua que expresa la distancia desde el predio hasta la cabecera municipal (km). La variable socioeconómica fue *Tipi*, variable dicótoma que toma el valor de 1 cuando la finca es de tipo familiar, y toma el valor de 0 cuando no lo es, es decir, cuando es semiemprearial. La variable explicativa ambiental fue *Bosq*, una variable continua que representa la cobertura en bosques primarios que posee el predio (ha). Debido al problema de especificación, se corrieron los modelos con forma funcional lineal, semilogarítmica (Lin Log), semilogarítmica (Log Lin), Doble Log, Box Cox no restringido 1 (BCNR₁) y Box Cox no restringida 2 (BCNR₂) (Greene, 2008).

Se determinó el modelo de mayor ajuste a los datos observados mediante el estimador de máxima verosimilitud (MV) (Gujarati y Porter, 2010).

En complemento a la valoración de bosques dados los precios de las fincas como lo propone Ready *et al.* (1997) se determinó la Disponibilidad a Pagar por la conservación de bosques. Para ello se tomó una muestra de 100 habitantes de la zona urbana de Belén de los Andaquíes, la cual tiene una población de 11 500 personas según la proyección censal del DANE en 2018. El modelo econométrico empleado fue el siguiente (Ecuación 5).

$$Prob(DAP) = \beta_0 + \beta_1 * VrDAP + \beta_2 * Ing + \varepsilon_i \quad (5)$$

La *DAP* como variable dependiente dicótoma que toma valor de 1 cuando existe una DAP y toma el valor de 0 en caso contrario. Como variables explicativas se empleó *VrDap*, una variable continua que expresa el valor de la disponibilidad a pagar de los habitantes de la zona urbana por la conservación de los bosques en la zona rural para garantizar los servicios ecosistémicos (en miles de pesos de 2018). *Ing* es una variable explicativa continua que representa

el ingreso anual del hogar. Se espera un valor negativo para β_1 , debido a que a mayor valor de la DAP disminuye la probabilidad de que las personas estén dispuestas a pagar por la conservación de bosques. Para el parámetro β_2 se espera un signo positivo dado que, a mayor ingreso, la probabilidad de que se esté dispuesto a pagar aumenta. Se empleó el programa Limdep versión 7.0 para obtener los parámetros de los modelos presentados.

II. Resultados

A. Características de la tierra en la zona de estudio

Las fincas tuvieron una extensión promedio de 37.8 ha entre un valor mínimo de 0.25 ha y un máximo de 178 ha. El precio por hectárea de tierra osciló entre 1.2 y 19.2 smmlv⁷, con promedio de 6.0 smmlv. La distancia promedio de los predios hasta la cabecera municipal fue de 24.2 km. El precio por hectárea del predio variaba según su extensión (Cuadro 1).

Cuadro 1. Precios de las fincas objeto de estudio en el municipio Belén de los Andaquíes (Caquetá, Colombia), según clasificación de extensión de UPRA (2018)

Clasificación	Extensión (ha)	Precio promedio (\$1000·ha ⁻¹)	Rango de Precios (\$1000·ha ⁻¹)
Microfundios (3 fincas)	Menor de 3	8.880	6660 – 10 000
Minifundios (20 fincas)	3 < x < 10	5.216	1770 – 10 000
Pequeñas (18 fincas)	10 < x < 20	6.282	2353 – 12 000
Medianas (49 fincas)	20 < x < 200	3.693	980 – 8 000

Fuente: los autores.

El 84 % de las 90 fincas tienen coberturas en bosque, las cuales suman cerca de 590 hectáreas que representan en 15 % del uso del suelo. El 75 % del uso del suelo se encuentra en pasturas para ganadería bovina, cultivos agrícolas y algunas plantaciones forestales.

⁷ Un (1) Salario mínimo mensual legal vigente (smmlv) en Colombia a 2017 era de 737 717 COP = 217.98 USD.

B. Determinación de la disponibilidad a pagar por hectáreas de bosque en el piedemonte amazónico

Los resultados de las regresiones para los modelos lineal, semilogarítmico Lin Log, Log Lin, Doble Log, Box Cox no restringido 1 y Box Cox no restringido 2 permitieron observar y analizar la estabilidad de cada variable. Las variables *Extens* y *Bosq* fueron robustas y consistentes en cuatro de los seis modelos estimados con signos positivo y negativo respectivamente. El coeficiente negativo de las coberturas de bosque en los seis modelos puede traducirse como el costo de oportunidad de uso que tiene la tierra. Las variables *Dist* y *Tipi* no fueron relevantes estadísticamente, pero en el caso de la distancia mantuvo su signo en todos los modelos y fue significativa en dos de ellos (Cuadro 2).

Cuadro 2. Resultados de las regresiones usadas para predios productivos rurales estudiados en el municipio de Belén de Los Andaquíes (Caquetá, Colombia)

Variables	Formas funcionales					
	Lineal	Log-Lin	Lin-Log	Doble Log	BCNR ₁	BCNR ₂
	$\lambda = 1^{***}$	$\lambda = 1$	$\lambda = 0$	$\lambda = 0$	$\lambda = 0,111$	$\lambda = 0,142^*$
$\theta = 1^{***}$	$\theta = 0$	$\theta = 1^{***}$	$\theta = 0$	$\theta = 0$	$\theta = 0,111$	$\theta = 0,037^*$
Extensión (<i>Extens</i>)	+2.977 (+10.537)***	+0.020 (+0.998)	+77.748 (+0.835)	+0.718 (+2.777)***	+0.881 (+7.144)***	+0.578 (+2.847)***
Distancia (<i>Dist</i>)	-1.683 (-1.963) **	-0.007 (-0.606)	-34.427 (-0.711)	-0.233 (-1.451)	-0.303 (-1.878)*	-0.193 (-1.570)
Tipificación (<i>Tipi</i>)	-37.679 (-2.034)**	-0.312 (-1.599)*	+24.175 (+0.666)	+0.211 (+1.442)	+0.341 (+1.502)	+0.249 (+1.430)
Cobertura bosques (<i>Bosque</i>)	-3.256 (-3.492)***	-0.017 (-1.058)	-1.925 (-0.929)	-0.014 (-1.610)*	-0.026 (-1.869)*	-0.019 (-1.739)*
Ln Función de verosimilitud	-496.092	-72.647	-508.945	-51.866	-95.366	-64.763
Ln Función de verosimilitud restringida	-541.848	-541.846	-541.846	-541.847	-541.847	-541.847
Razón verosimilitud	91.513***	938.98***	65.802***	979.962***	892.962***	954.168***

En paréntesis estadístico t; ***, **, *variable significativa al 99%, 95 y 90% respectivamente

Fuente: los autores.

Para la elección de la forma funcional se realizaron pruebas de hipótesis y los resultados de la razón de verosimilitud se contrastaron con el valor crítico en tablas con 1 grado de libertad (1 restricción) a un nivel de significancia del 5 % el cual es de $\chi^2 = 3.841$ (Cuadro 3).

Cuadro 3. Pruebas de hipótesis sobre la forma funcional mediante la Razón de Verosimilitud RV

Modelo vs. BCNR ₂	Hipótesis	Ln función de verosimilitud	Estadístico RV	Conclusión sobre Ho.
Lineal	Ho: $\lambda = \theta = 1$	Para lambda y para theta	-496.092	862.658
BCNR	Ha: $\lambda \neq \theta \neq 1$	Para lambda	-64.763	862.658
		Para theta	-452.946	86.292
Log Lin	Ho: $\lambda = 0, \theta = 1$	Para lambda	-72.647	15.768
		Para theta	-475.798	45.704
BCNR	Ha: $\lambda \neq 0, \theta \neq 1$	Para lambda	-64.763	
	($\lambda \neq \theta$)	Para theta	-452.946	
Lin Log	Ho: $\lambda = 1, \theta = 0$	Para lambda	-508.945	888.364
		Para theta	-508.945	68.01
BCNR	Ha: $\lambda \neq 1, \theta \neq 0$	Para lambda	-64.763	
	($\lambda \neq \theta$)	Para theta	-452.946	
Doble Log	Ho: $\lambda = \theta = 0$	Para lambda	-51.866	25.794*
		Para theta	-455.017	4.142
BCNR	Ha: $\lambda \neq \theta \neq 0$	Para lambda	-64.763	
		Para theta	-452.946	
BCNR ₁ ($\lambda = \theta$)	Ho: $\lambda = \theta = 0$	Para lambda	-95.366	61.206
		Para theta	-455.722	5.552
BCNR ₂ ($\lambda \neq \theta$)	Ha: $\lambda \neq \theta \neq 0$	Para lambda	-64.763	
		Para theta	-452.946	

*: para el caso de la función doble Log, no se presenta ajuste estadístico pues la probabilidad de no pertenece al intervalo [0.1].

Fuente: los autores.

Al realizar las pruebas de bondad de ajuste en los diferentes modelos, con la razón de verosimilitud RV, se encontró que la forma funcional BCNR₂ con un valor de θ igual a 0.037 y un valor de λ de 0.142 fue el modelo con mayor ajuste. Para analizar los resultados en el modelo BCNR₂ se tomó el efecto marginal y el análisis de la elasticidad (Cuadro 4).

La variable estructural *Extens* arrojó un coeficiente positivo. La DAPMg por este atributo fue de \$ 5 784 000. En términos de la elasticidad indica que el aumento de una unidad porcentual en la extensión de la finca aumentará en

0.806 % su precio. Por su parte, la variable *Bosq* fue estadísticamente significativa. La elasticidad indica que ante el aumento del 1 % en las hectáreas de bosque, el precio de las fincas disminuye en 0.05 %. En términos marginales, esto indica que por cada hectárea de bosque adicional que tenga la finca su precio disminuye en \$ 2 115 000. Este valor puede representar los beneficios económicos que los productores dejan de percibir por conservar los bosques en sus fincas. Las variables *Distancia* y *Tipi* fueron estadísticamente relevantes, pero la *Distancia* conservó el signo negativo esperado en todos los modelos.

Cuadro 4. Salida modelo BCNR₂ con $\theta = 0.037$ y $\lambda = 0.142$ (Z = Características)

Variables independientes	Media	Coeficiente	Disponibilidad a pagar marginal	Elasticidad (ε)
<i>Extens**</i>	36.51	+0.5784	+2.891	+0.806
<i>Dist</i>	24.18	-0.193	-1.373	-0.253
<i>Tipi</i>	0.69	+0.249	+27.261	+0.144
<i>Bosque*</i>	3.35	-0.019	-2.115	-0.054

* y ** indican significancia estadística a un nivel del 90%, y 95% de confianza.

Fuente: los autores.

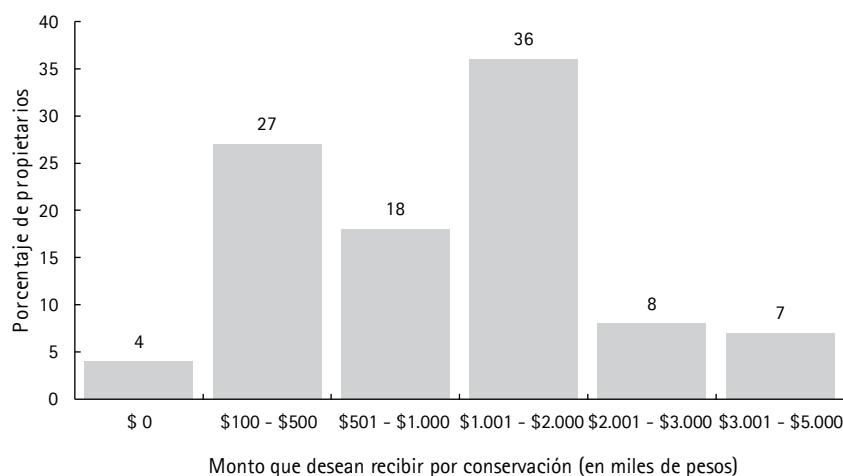
C. Identificación de SE en las fincas y el monto a recibir por conservación esperado por los propietarios

Solo el 30 % de los productores conocen la importancia de los SE provenientes de la conservación del bosque en sus fincas. El 25 % identifican captura de carbono como el principal SE y un 20 % reconocen el papel de los bosques en la protección de fuentes hídricas. Posteriormente, se planteó a los productores propietarios un proyecto hipotético de incentivo económico por conservación de bosques en las fincas, para mantener el servicio de protección de fuentes hídricas y captura de carbono en la cuenca de la quebrada la Mono, una fuente hídrica que abastece estos predios agropecuarios en Belén de los Andaquíes.

Un 33 % de los productores indicaron que recibirían un pago para conservar los bosques de su finca, de modo que recuperan los ingresos y utilidades obtenidas a partir del uso de este suelo, ya sea en ganadería, agricultura, extracción de madera, leña, frutos, caza de animales y otros productos no maderables del bosque. El 77 % que respondieron en forma negativa argumentaron que no creían en los programas de gobierno o que les pagaran por cuidar los bosques.

Sin embargo, cuando se les preguntó cual sería el valor del monto a recibir el 96 % de los productores respondieron positivamente (Figura 3).

Figura 3. Valor esperado a recibir al año por la conservación de una hectárea de bosque con fines de preservación de servicios ecosistémicos



Fuente: los autores.

El monto del pago a recibir osciló entre \$ 100 000 y \$ 5 000 000 al año, con un promedio de \$1 040 000. El 4 % respondieron que no están interesados. Esto puede explicarse por la inexistencia de bosques en sus fincas.

D. Disponibilidad para pagar de los habitantes de la zona urbana por los beneficios derivados de la conservación de bosques

Los habitantes de la zona urbana reconocen los siguientes SE de los bosques de la microcuenca de la quebrada la Mono, donde se ubican los predios agropecuarios: captura y el almacenamiento de carbono (84 %), protección de fuentes hídricas (76 %), hábitat de especies (54 %). Los resultados del modelo de valoración contingente fueron los siguientes (Cuadro 5).

Los coeficientes de las variables *VrDAP* e *Ingreso* arrojaron el signo esperado (negativo y positivo respectivamente) y gozan de validez estadística. El modelo arrojó una bondad de ajuste superior al 98 % según los valores predi-

chos. Aplicando la ecuación 5 en el promedio de los datos, la DAP media fue \$ 1124.52 con un valor mínimo de \$ 100 y un máximo de \$ 4000. El ingreso familiar mensual según los jefes de hogar encuestados se encuentra entre \$ 500 000 y \$ 5 500 000.

Cuadro 5. Salida modelo Logit, determinantes de la Disponibilidad a Pagar por conservación de bosques en zona urbana, Belén de los Andaquíes

Variables independientes	Coeficiente	t student	p-valor	Media
Constante*	+0.40329	+7.171	0.001	No aplica
VrDAP**	-0.7697exp-03	-1.758	0.078	1.206.16
Ingreso*	0.2529exp-03	+7.663	0.001	1.827.80

*y ** indica significancia estadística a un nivel del 99 % y 90 % de confianza.

Fuente: los autores.

III. Discusión

Los precios de postura de las fincas presentaron valores que fueron coherentes con los reportados por Unidad de Planeación Rural Agropecuaria (UPRA, 2018) y el Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC, 2017). Según los informes de estos organismos, cerca de 65 018 ha en el departamento de Caquetá (Colombia) tienen un avalúo catastral entre 4.8 a 10.0 smmlv por ha, otras 388.766 ha tienen un avalúo entre 1 y 2 smmlv y 10 311 ha están evaluadas entre 10 a 22.1 smmlv. Los sistemas semiempresariales de ganadería presentaron un precio promedio por hectárea más alto que los sistemas familiares agropecuarios.

Respecto de los atributos o características de las cuales depende el precio de las fincas, los resultados obtenidos en este estudio fueron coherentes con los reportados por Ramírez (1998), quien encontró que el precio de las fincas depende de características estructurales, como la distancia, las condiciones de las vías de acceso y la extensión del predio, de características socioeconómicas, como la actividad ganadera, y de aspectos ambientales, como las áreas en bosque natural. Otros estudios de DAPMg en la Amazonia colombiana para diferentes usos del suelo, como las coberturas de bosques y pasturas, encontraron también la actividad ganadera estadísticamente relevante (Cuadro 6).

El valor de la Disponibilidad a Pagar Marginal negativa fue coherente con lo hallado en Pardo (2005), con un valor similar a 1 smmlv, indicando que es

conveniente para el propietario desarrollar una actividad diferente a la conservación del bosque. En contraposición, los estudios de precios hedónicos en el municipio San Vicente del Caguán (Caquetá, Colombia) de Forero *et al.* (2016) y en Ramírez (1998) en Florencia, estimaron que, por cada 1 ha adicional de cobertura boscosa que tenga un predio, su precio aumenta en cerca de 1 smmlv (\$ 689 454 equivalentes a US \$ 203.7 dólares).

Cuadro 6. Estudios de precios hedónicos y costo de oportunidad de uso de la tierra rural en el departamento de Caquetá (Colombia)

Autor (año)	DAPMg Bosque (\$ ha ⁻¹)	DAPMg Pasturas (\$ ha ⁻¹)	Significancia
Ramírez (1998)	248 000	----	p-valor (0.05)
Pardo (2005)	- 405 600	581 000	p-valor (0.05)
Aguilar y Marín (2015)	3 373 000	----	----
Forero <i>et al.</i> (2016)	841 000	604 900	p-valor (0.10)

Fuente: los autores.

En estos estudios los bosques no fueron valorados por los SE sino por el valor del uso directo, el cual puede atribuirse a la extracción de madera, o al uso del suelo destinado a pasturas, plantaciones o cultivos. Los resultados del presente estudio como en Muñoz-Mora y Cardona-Jaramillo (2013) evidencian que el mercado de tierras en el piedemonte amazónico no asigna un valor apropiado a las externalidades que suministra el predio y sus beneficios, para este caso, los servicios ecosistémicos.

Frente al valor hipotético que aceptarían los propietarios de tierras para la conservación de bosques, aunque no es precisamente el valor de un PSA, ofrece orientaciones sobre cómo los usos del suelo pueden agregar o afectar al mercado de tierras en diferentes zonas del país, de acuerdo con las potencialidades o la productividad o expectativas del propietario (Donoso y Vicente, 2001). El valor promedio en este estudio fue inferior al registrado en el municipio San Vicente del Caguán (Caquetá, Colombia), cuyo monto promedio fue de \$ 3 830 000 por hectárea de bosque (Aguilar y Marín, 2015). Se debe tener en cuenta que San Vicente del Caguán es la segunda zona con mayor tasa de deforestación del país luego de Cartagena del Chairá en Caquetá. Esto deja ver cómo las coberturas de bosque y pasturas otorgan más valor a la tierra según su aprovechamiento económico.

Por otro lado, se evidenció la existencia de una DAP en los habitantes en la zona urbana de Belén de los Andaquíes por la conservación de los bosques en función de los beneficios que proveen los servicios ecosistémicos. Este valor fue inferior respecto de los estudios realizados en Colombia, en otros servicios ecosistémicos. Rueda (2004) estimó una DAP de \$ 1423 anuales por la conservación del Parque Natural Nacional de Chingaza; García (2013) calcula una DAP de \$ 3000 por la conservación del Páramo de Santurban; Ruiz-Agudelo y Bello (2014) presentan un valor de \$ 4762 anuales por servicios ecosistémicos en Colombia asociados a regulación climática.

Pese a que el precio de la tierra no trae implícito el valor del bosque, este ejercicio de valoración en la zona urbana es un indicio del interés hacia la conservación, esto puede traducirse como un potencial de financiación de un PSA en esta zona junto con los recursos que provee el Decreto 1007 de 2018 (Pardo-Rozo *et al.*, 2016). Vale la pena mencionar que, aunque se han registrado experiencias de PSA en el piedemonte amazónico colombiano en el departamento de Caquetá, estos se dejaron sin la respectiva evaluación *ex post* (Aguilar y Marín *et al.*, 2015).

Según Ritten *et al.* (2012), la valoración del potencial de los SE es conveniente para orientar las decisiones políticas, aunque exista el riesgo de subestimar el valor real del SE. La implementación de un instrumento de política ambiental como incentivo hacia la protección de bosques (por ejemplo, un PSA), será viable siempre y cuando los valores del pago por hectárea de conservación superen la rentabilidad actual de los sistemas agropecuarios en la Amazonía a partir de sus condiciones sociodemográficas, económicas y ambientales (Wunder *et al.*, 2007).

Los beneficios económicos de estas políticas ambientales podrían reflejarse en el precio de las tierras rurales, si se garantiza la instauración del instrumento vía precios en el mediano y largo plazo. Los impactos positivos de la medida de política también podrán ser observables cuando se aprecie un aumento en el valor de la renta o alquiler de las tierras rurales para desarrollar actividades productivas acordes con la vocación y aptitud de uso del suelo sin desmejorar los factores ambientales de las fincas (Soussana *et al.*, 2010; Liebig *et al.*, 2017).

Se hace urgente la implementación de mecanismos que potencien la conservación de los servicios ecosistémicos como estrategia para la mitigación de

cambio climático desde el piedemonte amazónico colombiano (Pardo-Rozo *et al.*, 2021).

IV. Conclusiones y recomendaciones

El estudio determinó que el precio de la tierra en los sistemas agropecuarios del piedemonte amazónico se ve influenciado negativamente por las coberturas de bosque. Este valor representa un costo de oportunidad de uso del suelo, situación que confirma el fuerte arraigo cultural y la importancia económica que tiene la ganadería bovina, aunque no corresponda con la aptitud según las condiciones edáficas del paisaje amazónico. La nula incidencia de las ventajas comparativas que ofrecen los servicios ecosistémicos y otros aspectos socioeconómicos en los precios de las tierras rurales permite observar la fragilidad a la que están expuestos los bosques y los servicios ambientales inmersos. Esta situación va en contravía de las principales estrategias mundiales para la mitigación y adaptación al cambio climático desde la Amazonia, pues afecta los sumideros de carbono y la regulación del ciclo hídrico, servicios ecosistémicos que justamente brinda el bosque húmedo tropical en la Amazonia colombiana.

No obstante, el reconocimiento del valor económico de los servicios ecosistémicos por parte de los propietarios de las tierras rurales y la existencia de una disponibilidad a pagar por la conservación del bosque por parte de los hogares y la comunidad aledaña, vislumbra el potencial de instauración de instrumentos vía precios como los PSA, con el fin de corregir estos fallos de mercado e internalizar en el precio de las tierras rurales las ventajas comparativas que proporcionan los servicios ambientales.

Se recomienda a las administraciones municipales desarrollar programas y proyectos que materialicen políticas de gestión ambiental contempladas en los Objetivos de Desarrollo Sostenible y las directrices dadas en la Política de Crecimiento Verde para Colombia, donde se implementen mecanismos de regulación ambiental a fin de acelerar el desarrollo rural sostenible. Futuras investigaciones pueden enfocarse en la valoración económica de tierras que compare la productividad, la rentabilidad y los precios de las fincas entre los sistemas agropecuarios tradicionales y aquellos que están en transición hacia modelos y prácticas sostenibles de producción en la Amazonia colombiana.

Agradecimientos

Los autores agradecen la valiosa contribución de los comentarios y sugerencias realizados por los evaluadores anónimos que permitieron mejorar de forma sustancial la calidad de este artículo. A la Universidad de la Amazonia por la financiación de esta investigación. Al director del Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC) en Florencia Caquetá, magíster Carlos Augusto Ramírez Gil, y a la comunidad rural y urbana en Belén de los Andaquíes, Caquetá, por la información suministrada.

Referencias

1. Aguilar, V., & Marín, A. (2015). *Primeros pasos de pago por servicios ambientales en el departamento del Caquetá. Seminario de Fiscalidad Ambiental SIFA: Avances y perspectivas en el mundo*. Universidad de la Amazonia.
2. Alcaldía municipal de Belén de los Andaquíes (2016). *Plan de desarrollo municipal Belén centenario y sostenible 2016-2019*. Autor.
3. Álvarez, E., Duque, A., Saldarriaga, J., Cabrera, K., De las Salas, G., Del Valle, I., Lema, A., Moreno, F., Orrego, S., & Rodríguez, L. (2012). Tree above-ground biomass allometries for carbon stocks estimation in the natural forests of Colombia. *Forest Ecology and Management*, (267), 297-308.
4. Amézquita, M.; Amézquita, E.; Casasola, F.; Ramírez, B.; Giraldo, H.; Gómez, M; Llanderal, T.; Velásquez, J., & Ibrahim, M. A. (2008). C Stock and sequestration. En L. t'Mannetje, M. C. Amézquita, P. Buurman & M. A. Ibrahim (eds.), *Carbon sequestration in tropical grassland ecosystems* (chapter 3, pp. 49-67). Wageningen Academic Publishers.
5. Andrade, H., Marín, L., & Pachón, D. (2014). Fijación de carbono y porcentaje de sombra en sistemas de producción de café (*coffea arábica* L.) en el Líbano Tolima, Colombia. *Revista Bioagro*, 26(2), 127-132.

6. Azqueta, D. (2007). *Introducción a la economía ambiental*. McGrawHill.
7. Berkes, F., Colding, J., & Folke, C. (2000). Rediscovery of traditional ecological knowledge as adaptative management. *Ecological Applications*, 10(5), 1251-1262.
8. Brown, J., Koeppen, M., Coles, B., & Price, P. (2005). Soybean production and conversion of tropical forest in the Brazilian Amazon: The case of Vihelna, Rodoñia. *Ambio A Journal of the Human Environment*, 34(6), 462-469.
9. Casanoves, F., Cifuentes, M., & Chacón, M. (2017). *Estimación del carbono a partir de inventarios forestales nacionales: Buenas prácticas para la recolección, manejo y análisis de datos*. USAID, Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza (CATIE).
10. Constanza. R., D'Arge, R., Rudolf, J., Farberl, S., Grassot, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neilltt, R., Paruelo, J., Raskin, R., Suttonl, P., & Van Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, (387), 253-260.
11. Cristeche, E., & Penna, J. (2008). *Métodos de valoración económica de los servicios ambientales*. Estudios socioeconómicos de la sustentabilidad de los sistemas de producción y recursos naturales. Ediciones INTA No 3.
12. Daily, G. C. (1997). Introduction: What are ecosystem services? En G. C. Daily (ed.), *Nature's services: Societal dependence on natural ecosystems*. Island Press.
13. Donoso, G., & Vicente, G. (2001). Caracterización hedónica de los precios de tierra agrícola en la región pampeana argentina, *Cien. Inv. Agr.*, 28(2), 73-81.
14. Forero, A., Pardo, Y., & Andrade, M. (2016). *Valoración económica de las coberturas boscosas en sistemas productivos en San Vicente del Caguán*. Seminario Internacional de Investigación, Innovación y Competitividad, Una estrategia de desarrollo agroindustrial en Territorio de Paz Universidad de la Amazonía, Florencia, Caquetá.

15. Freeman, A., Herriges, M., & Kling, C. (2016). *The measurement of environmental and resources values* (3^a ed.) Resources For The Future.
16. García, H. (2013). *Valoración de bienes y servicios ambientales provistos por el Páramo de Santurbán*. Fedesarrollo, centro de investigación económica y social. https://repository.fedesarrollo.org.co/bitstream/handle/11445/332/Repor_Febrero_2013_Garcia.pdfsequence=7&tisAllowed=y
17. García-Llorente, M., Martín-López, B., Díaz, S., & Montes, C. (2011). Can ecosystem properties be fully translated into service values? An economic valuation of aquatic plant services. *Ecological Applications*, 21(8), 3083-3103.
18. Gobernación del Caquetá (2013). *Ordenanza 024*. Belén de los Andaquies, Caquetá.
19. González, Á., & Riascos, E. (2007). Panorama latinoamericano del pago por servicios ambientales. *Gestión y Ambiente*, 10(2), 129-144.
20. Greene, W. H. (2008). *Econometric Analysis* (5^a ed.). Prentice Hall.
21. Gobierno de Colombia – Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (2018). *Guía de aplicación de la valoración económica ambiental*. Oficina de Negocios Verdes y Sostenibles. https://www.minambiente.gov.co/images/NegociosVerdesySostenible/pdf/valoracion_economica_ambiental/Gu%C3%ADa_de_aplicaci%C3%B3n_de_la_VEA_Comprimida.pdf
22. Gujarati, D., & Porter, D. (2010). *Econometría básica*. McGraw Hill.
23. Hernández, R., Fernández, C., & Baptista, L. (2014). *Metodología de la investigación*. McGraw Hill.
24. Heyman, A. V., & Sommervoll, D. E (2019). House prices and relative location. *Cities*, 95(102373), 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2019.06.004>

25. Instituto Geográfico Agustín Codazzi IGAC (2017). *Metodología para elaboración del estudio de zonas homogéneas físicas y geoeconómicas y determinación del valor unitario por tipo de construcción*. Grupo interno de trabajo de valoración económica.
26. Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC (2006). *Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme*. Eggleston H. S., Buendia L., Miwa K., Ngara T., & Tanabe K. (eds.). IGES.
27. Labandeira, X., León, C., & Vázquez, M. (2007). *Economía ambiental*. Pearson Educación.
28. Leeth, J. D., & Kniesner, T. J. (2010). *Hedonic wage equilibrium. Theory, evidence and policy* (Discussion Paper Series, 5076). IZA.
29. Liebig, M., Herrick, J., Archer, D., Dobrowolski, J., Duiker, S., Franzluebbers, A., Hendrickson, J., Mitchell, R., Mohamed, A., Russell, J., & Strickland, C. (2017). Aligning land use with land potential: The role of integrated agriculture. *Agricultural and Environmental Letters*, 1-5.
30. MinAgricultura & ICA (Ministerio de Agricultura, Instituto Colombiano Agropecuario). (2019). *Censo Pecuario 2019*. https://www.ica.gov.co/areas/pecuaria/_servicios/epidemiologia-veterinaria/censos-2016/censo-2018
31. Morton, D., Shimabukuro, E., Anderson, L., Freitas, R., & Morisette J. (2006). Cropland Expansion Changes Deforestation Dynamics in The Southhern Brazilian Amazon, *Proc. Natl. Acad. Sci USA*, 103(39), 14637-14641. <https://doi.org/10.1073/pnas.0606377103>
32. Muñoz-Mora, J. C., & Cardona-Jaramillo, H. (2013). El precio de la tierra. Estado del arte y metodologías de valoración de predios rurales y su aplicación en Colombia. *Suma de Negocios*, 4(1), 21-31.
33. Organización de Naciones Unidas ONU. (2015). Objetivos de desarrollo sostenible. Asamblea General, 12 de agosto de 2015. www.un.org/es/comun/docs/?symbol=A/69/L.85.

34. Palmquist, R. (1989). Land as a differentiated factor of production: A hedonic model and its implications for welfare measurement. *Land Economics*, 65(1), 23-28. <https://doi.org/10.2307/3146260>
35. Pardo, Y. (2005). *Valoración económica de predios agropecuarios en la zona de colonización del Caquetá, ubicados en paisajes de lomerío y vega de río* (tesis de maestría). Universidad de los Andes.
36. Pardo-Rozo, Y. Y., Andrade-Castañeda, H. J., Muñoz-Ramos, J., & Velásquez-Restrepo, J.E. (2021). carbon capture in three land use systems in Colombian Amazonia. *Revista en Ciencias Agrícolas*, 38(2), 111-123. <https://doi.org/10.22267/rca.213802.160>
37. Pardo-Rozo, Y. Y., Velásquez-Restrepo, J. E., & Andrade-Adaime, M. C. (2016). Experiencias investigativas desde la Amazonia colombiana para la construcción de políticas contra el cambio climático: Pagos por Servicios Ambientales. *Revista Sotavento MBA*, 28(1), 84-93. <https://doi.org/10.18601/01233734.n28.09>
38. Peters, M., Herrero, M., Fisher, M., Karl-Heinz, E., Idupulapati, R., Guntur, V., Castro, A., Arango, J., Chara, J., Murgueitio, E., & Searchinger, T. (2013). Challenges And Opportunitidies for Improvising Eco-Eficiency of Tropical Forage-Based Systems to Mittigate Greenhouse Gas Emissións. *Tropical Grasslands*, 1(2), 156-167. [https://doi.org/10.17138/tgft\(1\)156-167](https://doi.org/10.17138/tgft(1)156-167)
39. Presidencia de la República. (14 de junio de 2018). Decreto Único Reglamentario del Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible, en lo relacionado con la reglamentación de los componentes generales del incentivo de Pago por Servicios Ambientales (PSA) y la adquisición y mantenimiento de predios en áreas y ecosistemas estratégicos que tratan el Decreto Ley 870 de 2017 y los artículos 108 y 111 de Ley 99 de 1993. [Decreto 1007 de 2018] DO: 50.624 de 14 de junio de 2018.
40. Ramírez, A. (1998). *Identificación de atributos que determinan los precios de los predios ganaderos en el departamento del Caquetá* (tesis de maestría). Universidad de los Andes.

41. Ready, R. C., Berger, M. C., & Blomquist, G. C. (1997). Measuring amenity benefits from Farmland: Hedonic pricing vs. contingent valuation. *Growth and Chance*, 28(1997), 438-458.
42. Reid, W. (2005). *Living beyond our means. natural assets and human well-being. Statement from the board.* Millennium Ecosystem Assessment Publications.
43. Ritten, J., Bastian, C., & Rashford, B. (2012). Profitability of carbon sequestration in western rangelands of The United States. *Rangeland Ecology Management* 65(4), 340-350.
44. Rosen, S. (1974). Hedonic prices and implicit market: Product differentiation in pure competition. *Journal of Political Economy*, 82, 35-55. <https://doi.org/10.2111/REM-D-10-00191.1>
45. Rueda, H. J. (2004). Valoración económica de una mejora en la seguridad y la conservación del Parque Nacional Natural Chingaza. *Revista Desarrollo y Sociedad*, 54, 51-86. <https://doi.org/10.13043/dys.54.2>
46. Ruiz-Agudelo, C. A., & Bello, C. L (2014). ¿El valor de algunos servicios ecosistémicos en los Andes Colombianos? Transferencia de beneficios por metaanálisis. *Universitas Scientiarum*, 19(3), 301-322. <https://doi.org/10.11144/Javeriana.SC19-3.vase>
47. Somarriba, E., Cerda, R., Orozco, L., Cifuentes, M., Dávila, H., Espina, T., Mavisoy, H., Ávila, G., Alvarado, E., Poveda, M., Astorga, C., Saya, E., & Deheuvels, O. (2013). Carbon stocks and cocoa yields in agroforestry systems of Central America. *Agriculture, Ecosystems and Environmental*, 173(1), 46-57.
48. Soussana, J., Tallec, T., & Blanfort, V. (2010). Mitigating the Greenhouse Gas Balance of Ruminant Production Systems Through Carbon Sequestration in Grasslands. *Animal*, 4(3), 334-350. <https://doi.org/10.1017/S1751731109990784>

49. Toledo, D., Briceño, T., & Ospina, G. (2018). Ecosystem Service Valuation Framework Applied to a Legal Case in the Anchicaya Region of Colombia. *Ecosystem Services*, 29, 352-359.
50. Unidad de Planeación Rural Agropecuaria [UPRA]. (2018). Departamento del Caquetá, Rendicuentas UPRA. MinAgricultura, Gobierno de Colombia. <https://sites.google.com/a/upra.gov.co/presentaciones-upra/departamental/caqueta>
51. Uribe, E., Mendieta, J., Rueda, H., & Carriazo, F. (2003). *Introducción a la valoración ambiental y estudios de caso*. CEDE-Colciencias-Ediciones Uniandes.
52. Vogelgesang, F. (1998). *Perspectivas sobre mercados de tierras rurales en América Latina: Tierra, mercado y estado*. División del Medio Ambiente, Banco Interamericano de Desarrollo BID.
53. Wunder, S., Wertz, S., & Moreno, R. (2007). Pago por servicios ambientales: una nueva forma de conservar la biodiversidad. *Gaceta Ecológica*, (84), 39-52.