

Gonzalez Rocabado, Alejandra

Working Paper

Bosques en Bolivia: Una estimación espacial de los costos de la deforestación

Documento de Trabajo, No. 01/19

Provided in Cooperation with:

Instituto de Investigaciones Socio-Económicas (IISEC), Universidad Católica Boliviana

Suggested Citation: Gonzalez Rocabado, Alejandra (2019) : Bosques en Bolivia: Una estimación espacial de los costos de la deforestación, Documento de Trabajo, No. 01/19, Universidad Católica Boliviana, Instituto de Investigaciones Socio-Económicas (IISEC), La Paz

This Version is available at:

<https://hdl.handle.net/10419/204293>

Standard-Nutzungsbedingungen:

Die Dokumente auf EconStor dürfen zu eigenen wissenschaftlichen Zwecken und zum Privatgebrauch gespeichert und kopiert werden.

Sie dürfen die Dokumente nicht für öffentliche oder kommerzielle Zwecke vervielfältigen, öffentlich ausstellen, öffentlich zugänglich machen, vertreiben oder anderweitig nutzen.

Sofern die Verfasser die Dokumente unter Open-Content-Lizenzen (insbesondere CC-Lizenzen) zur Verfügung gestellt haben sollten, gelten abweichend von diesen Nutzungsbedingungen die in der dort genannten Lizenz gewährten Nutzungsrechte.

Terms of use:

Documents in EconStor may be saved and copied for your personal and scholarly purposes.

You are not to copy documents for public or commercial purposes, to exhibit the documents publicly, to make them publicly available on the internet, or to distribute or otherwise use the documents in public.

If the documents have been made available under an Open Content Licence (especially Creative Commons Licences), you may exercise further usage rights as specified in the indicated licence.

Documento de Trabajo IISEC-UCB No. 01/19, Abril 2019

Bosques en Bolivia: Una estimación espacial de los costos de la Deforestación

Alejandra Gonzales Rocabado¹
Universidad Católica Boliviana “San Pablo”

Abril de 2019

Este trabajo de investigación fue realizado en el marco del convenio institucional entre el Instituto de Investigaciones Socio Económicas de la Universidad Católica Boliviana San Pablo y Hanns Seidel Stiftung.

Documento online: <http://www.iisec.ucb.edu.bo/index.php/publicaciones-documentos-de-trabajo-iisec-bolivia>

¹ Investigadora junior del Instituto de Investigaciones Socioeconómicas (IISEC) y asistente de dirección de la Red de Soluciones para el Desarrollo Sostenible (SDSN Bolivia). Contacto: alitogonzales@hotmail.com ó alejandra.gonzales@sdsnbolivia.org

Bosques en Bolivia: Una estimación espacial de los costos de la Deforestación

Alejandra Gonzales Rocabado
Universidad Católica Boliviana “San Pablo”

Diciembre de 2018

“Hemos crecido pensando que éramos propietarios y dominadores de la tierra, autorizados a expoliarla...como el ser humano se las arregla para alimentar todos los vicios autodestructivos: intentando no verlos, luchando para no reconocerlos, postergando las decisiones importantes, actuando como si nada ocurriera.”

Papa Francisco (2015) Encíclica Laudato Si, pp [3 y 47].

RESUMEN

La deforestación en Bolivia se ha incrementado de manera considerable en los últimos años, la misma conlleva a emisiones de dióxido de carbono, pérdida de biodiversidad, variación del ciclo hidrológico, entre otras. El presente estudio tiene el objetivo de estimar el impacto de la deforestación y la de sus costos en términos monetarios. Debido a la complejidad de cada variable, se emplea distintas metodologías para cada una de ellas (emisión de dióxido de carbono, pérdida de biodiversidad y variación del ciclo hidrológico). La misma que consiste en una contabilidad de carbono y el uso del precio de carbono, además de un modelo BIOM de extrapolación de especies y el uso de elasticidad de consumo y riqueza absoluta de las especies para la cuantificación de los costos. Finalmente se hace uso de econometría espacial y el índice de escasez de agua para la variación del ciclo hidrológico. El análisis de los resultados es realizado en tres categorías: a nivel municipal, a nivel departamental y a nivel nacional para dos periodos de tiempo 1990-2000 y 2000-2010. Adicionalmente, en base a los resultados se formula conclusiones y recomendaciones sobre el costo de la deforestación en Bolivia. Los cuales determinan que el costo de la deforestación en Bolivia representa una cifra mayor al 10% del PIB de Bolivia.

Palabras Clave: Deforestación, bosques, emisiones de carbono, pérdida de biodiversidad, variación del ciclo hidrológico.

Código JEL: Q23, Q24, Q25, Q57, Q31, Q32

ABSTRACT

Deforestation in Bolivia has increased considerably during the last few decades, which causes carbon dioxide emissions, biodiversity loss, changes to the hydrologic cycle, among others. This study pretends to estimate the impacts and costs of that deforestation. Since each variable has its own complexity, the use of different methodologies is necessary. The first model used is a carbon bookkeeping model and the carbon price. The second is the BIOM model which is based on the extrapolation of species, and the use of the elasticity between consumption and absolute species richness for the quantification of costs. Finally, a spatial econometric model and a water scarcity index are used for the estimation of the costs of variation in the hydrologic cycle. The results are presented at three levels; a national level, department level and municipal level for two time periods; 1990-2000 and 2000-2010. In addition, based on the results, conclusions and recommendations are formulated about deforestation in Bolivia. This study calculates that the cost of deforestation in Bolivia exceeds 10% of GDP.

JEL Classification Numbers: Q23, Q24, Q25, Q57, Q31. Q32

Keywords: Deforestation, forest, carbon emissions, biodiversity loss, hydrologic cycle variation.

Introducción

La deforestación es uno de los mayores problemas ambientales antropogénicos en la actualidad y probablemente en el futuro. La misma compromete no solo el bienestar y actividad económica del presente, sino también la de futuras generaciones (Azqueta, 2007). Las tasas de deforestación a nivel mundial han aumentado de manera considerable y las estimaciones futuras indican que las cifras seguirán incrementando por la creciente demanda de productos agrícolas y ganaderos (Andersen, 2014).

Actualmente, Bolivia es uno de los países con mayores tasas de deforestación per cápita en el mundo (Andersen et al. 2016). En el periodo 1990-2010, se ha perdido aproximadamente 10% de toda la cobertura forestal existente en el territorio nacional (Andersen et al. 2016).

Debido a que los recursos naturales presentan un valor per sé (Gundimeda, et al, 2007), la deforestación necesariamente implica un costo. En éste caso en particular, un bosque realiza servicios ecosistémicos, entre ellas captura de carbono, albergue de la biodiversidad, regulación del ciclo hidrológico, etc., las cuales se verían afectadas por la deforestación. El presente estudio tiene como objetivo calcular el impacto de la deforestación en términos de emisiones de carbono, pérdida de biodiversidad y variación del ciclo hidrológico. Resultados que contribuirán al desarrollo de su objetivo final, estimar los costos de la deforestación en Bolivia para dos periodos de tiempo, 1990-2000 y 2000-2010.

Es importante mencionar que la estructura de estas tres variables es completamente distinta, por lo que es necesario el uso de un modelo en particular para cada una de ellas. Para las emisiones de carbono se hará uso del modelo de contabilidad de carbono el cual estima las emisiones por cambio de uso de suelo empleado por Andersen et al. (2016), para poder obtener el costo de éstas emisiones en términos monetarios, se empleará el denominado precio del carbono. Por otro lado, para las estimaciones de pérdida de biodiversidad se

empleará un modelo BIOM. El mismo consiste en una extrapolación de las especies (FAN, 2005) y para las estimaciones de costo por pérdida de biodiversidad se empleará elasticidades entre consumo y riqueza absoluta de las especies.

Finalmente, para las estimaciones de la variación del ciclo hidrológico se empleará un modelo de econometría espacial y posteriormente se hará uso del índice de escasez de agua. Además, se empleará el precio del agua sugerido por Asquith y Vargas (2007), para las estimaciones de los costos.

La base de datos² permite realizar un estudio a nivel desagregado, siendo la unidad mínima un pixel (todos los pixeles de un municipio, constituyen la información del municipio), la misma que permite presentar los resultados en tres niveles: municipal, departamental y nacional.

Los resultados permiten ver la proporción del PIB, que representa la magnitud de los costos por deforestación, tanto a nivel departamental como a nivel nacional, los cuales nos permitirán corroborar la hipótesis formulada del presente estudio: “El costo generado por la deforestación en Bolivia, tomando en cuenta a las emisiones de carbono por la deforestación, la pérdida de biodiversidad y la variación del ciclo hidrológico como variables de costo, es una cifra significativa comparada con el PIB.”

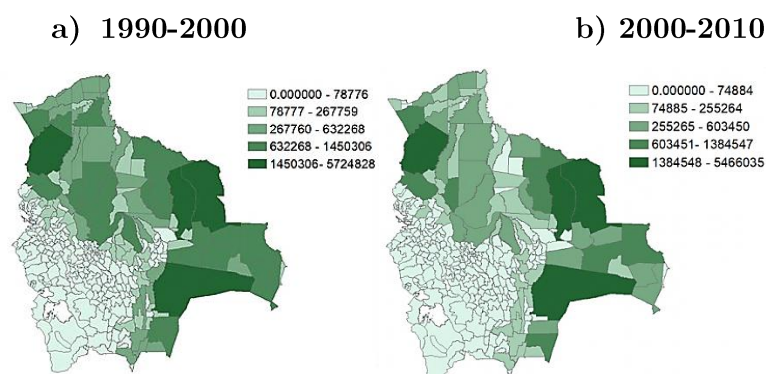
El presente documento está organizado en 5 partes. La primera parte introduce a la actualidad de la deforestación en Bolivia y explica la relación de cada una de las tres variables. La segunda parte explica la metodología empleada para las tres variables. La tercera parte muestra los resultados obtenidos después de las estimaciones. La cuarta parte presenta el alcance y las limitaciones del presente estudio. Y finalmente la quinta parte presenta las conclusiones y recomendaciones del presente estudio.

² La base de datos puede ser obtenida de Andersen et al. (2016)

1. Deforestación en Bolivia

Bolivia se encuentra entre los países con mayor cobertura forestal del mundo, es el 15avo país en el mundo con mayor extensión de bosques FAO (2015) y el 7mo en extensión de bosque tropical (Andersen et al., 2014). Sin embargo, las tasas de deforestación se han incrementado rápidamente en las últimas tres décadas, estudios previos a 1990 mostraron que Bolivia era uno de los países con tasas de deforestación más bajas de la región (Kaimowitz 1997). Las cifras muestran que las tasas de deforestación para el periodo 1980-1990 en promedio eran de 79.790 hectáreas al año, estas cifras se dispararon comparado con el periodo 2000-2010 donde las cifras fueron de 430.000 hectáreas al año. Éste incremento en las tasas de deforestación ha posicionado a Bolivia como el cuarto país en el mundo con mayor tasa de deforestación per cápita, aproximadamente, 400 m² de bosque por persona por año³, promedio para el periodo 1990-2015 según datos de FAO (2015). Ésta cifra es alarmante considerando que el promedio mundial es de 9 m² por persona por año y el de Brasil, el país con mayor deforestación en términos absolutos en el mundo, es de 125 m². (Andersen LE, Branisa B, Canelas S, 2016)

Mapa 1. Bosques en Bolivia en hectáreas para ambos periodos de estudio



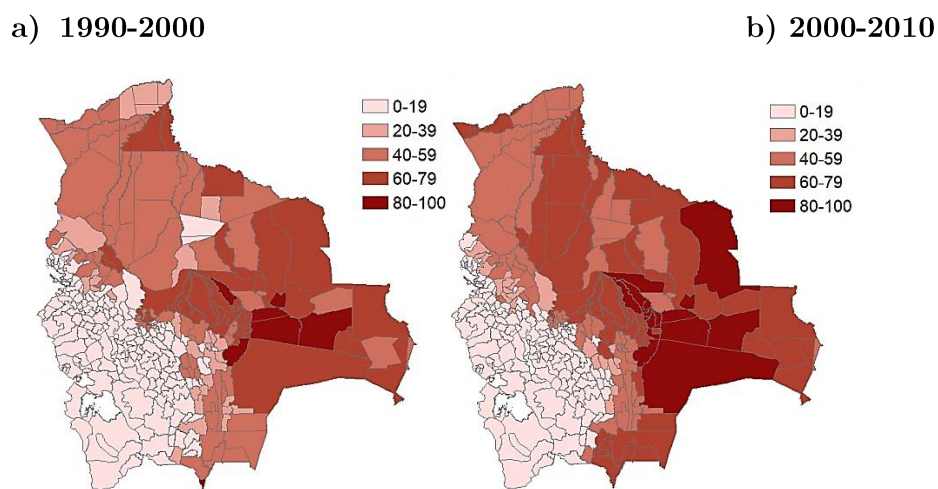
Fuente. Elaboración Propia en base a datos de SERNAP, (2013)

Nota. La leyenda se encuentra expresada en hectáreas

³ Se encuentra después de Botsuana que pierde 686 m², Paraguay que pierde 459 m² y Namibia que pierde 407 m² de cobertura forestal por per cápita.

Como podemos observar en el Mapa 1 existe una reducción de los bosques en Bolivia, del segundo periodo de estudio al primero. La misma que se ve más pronunciada en los departamentos de Santa Cruz y Beni, es importante destacar que las extensiones forestales de Santa Cruz y Beni representan aproximadamente el 70% del total de cobertura boscosa en Bolivia.

Mapa 2. Tasas de Deforestación en Bolivia para ambos periodos de estudio



Fuente. Elaboración Propia en base a datos de SERNAP, (2013)

Nota. La leyenda se encuentra expresada en hectáreas

Como se puede observar en el Mapa 2, las tasas de deforestación en Bolivia han incrementado alarmantemente del primer al segundo periodo de estudio, sobre todo en la zona oriental del país. Si bien se han registrado que extensas áreas deforestadas, se encuentran en proceso de regeneración, actualmente se ha pronosticado que si las tasas de deforestación continúan, con tendencia al alta, por la presión sobre los recursos debido a un incremento de la población y del ingreso en la economía, para finales del siglo Bolivia se encontraría casi completamente deforestada. (Andersen, 2014).

Es por eso que se debe considerar distintos servicios que se ven afectados por la deforestación. Para la misma se toma en cuenta los servicios ecosistémicos que ya no son realizados a causa de la deforestación. Entre los considerados en

el presente estudio por relevancia se encuentran: el secuestro de carbono, albergue a la biodiversidad y regulación en el ciclo hidrológico.

1.1. Emisiones de Dióxido de Carbono

El dióxido de carbono es uno de los gases a efecto invernadero (GEI) que provocan el calentamiento global⁴. Los efectos de los gases invernaderos son causados por la interacción de la atmósfera y la radiación proveniente del sol.

La radiación solar pasa a través de la atmósfera a la superficie de la tierra donde es absorbida y transmitida como calor. Los gases de la atmósfera de la tierra absorben aproximadamente un 90% del calor y lo irradian a la superficie para poder mantener una temperatura promedio apropiada para la vida (15°C).

Los gases que tienen mayor responsabilidad del efecto invernadero son: vapor de agua, dióxido de carbono, metano y óxido nitroso. Mayor cantidad de estos gases significan mayor calentamiento (Bradfort, 2014). Es importante destacar que una cantidad de éstas es normal, sin embargo, Buttler (2013) afirma que después de la Revolución Industrial la cantidad de CO₂ ha incrementado de gran manera, 100 veces más rápido que al finalizar la última era de hielo. En 2013 se reportaron niveles de hasta 400 ppm⁵, considerando que antes de la Revolución Industrial existían aproximadamente 280 ppm de dióxido de carbono en la atmósfera. Según Riebeek (2010) la deforestación es una de las más grandes fuentes de dióxido de carbono, liberando billones de toneladas de este gas de efecto invernadero (GEI) a la atmósfera por año.

⁴ Es el calentamiento gradual de la temperatura terrestre, océanos y atmósfera. Los científicos han documentado un incremento promedio de las temperaturas terrestres desde finales de 1800s. La temperatura promedio de la tierra ha incrementado en 0.8°C en el último siglo, de acuerdo a la Agencia de Protección al Medio Ambiente (EPA). Las temperaturas están pronosticadas a aumentar entre 1.133 a 6.42°C en los próximos 100 años. (Brandfort A. 2014)

⁵ Partes por millón (ppm) es una unidad de medida con la que se mide la medida concentración. Determina un rango de tolerancia. Se refiere a la cantidad de unidades de una determinada sustancia que hay por cada millón de unidades del conjunto.

En Bolivia, se sabe que las emisiones de gases de efecto invernadero por la industria, sector aeronáutico, transporte, etc. no son significativas, esto quiere decir que la huella ecológica de Bolivia es bastante baja comparada a países con ingresos más altos, como por ejemplo la de los países pertenecientes a la OCDE (Urioste, 2010). Los datos muestran un promedio en Bolivia de aproximadamente 0.8 toneladas de CO₂ por persona al año, comparado con el promedio regional de 2.5 y el promedio para los países de la OCDE de 13 toneladas por persona al año. Sin embargo, este dato no incluye las emisiones por deforestación, la cual aumenta en 110 millones de toneladas al año, o su equivalente en 11 t por persona al año en Bolivia (Andersen, 2009).

Entre los años 1990-2010 se perdieron aproximadamente 4 millones de hectáreas de bosque (SERNAP, 2013) lo que significa que la deforestación es la principal causante de emisiones de CO₂ en Bolivia (Andersen et al. 2016). Andersen et al. (2016) estima que las emisiones netas de carbono provenientes del cambio de uso de la tierra incrementaron de 65 millones de toneladas al año entre los periodos 1990-2000 a 93 millones de toneladas al año entre los periodos 2000-2010.

1.2. Albergue a la Biodiversidad

El término de biodiversidad intenta describir la variabilidad innata que existe entre organismos vivientes, particularmente la diversidad biológica y genética que es observado, dentro de un ecosistema y entre ecosistemas, hábitats y especies (Garrod, 1999). La pérdida de biodiversidad es de los temas de mayor preocupación en la actualidad, puesto que los niveles de biodiversidad influyen en los servicios vitales de los ecosistemas y juegan un rol muy importante en el mantenimiento de muchos sistemas y procesos fundamentales. Por ejemplo, Watkinson (1997) sugiere que la resistencia a sequías y productividad incrementan con el número de especies en una comunidad. Asimismo, estudios han señalado que la caza, pesca, contribuyen en gran proporción al consumo de

alimentos. Por otro lado, la vegetación también se usa para construcción, alimentos, medicinas, etc.

Además, la biodiversidad tiene un rol muy importante en la agricultura a través de procesos de polinización y control natural de plagas. Así como en la regulación del suministro de agua, el control de la degradación de los suelos, entre otros.

Bolivia se encuentra entre los doce países del mundo con mayor diversidad terrestre (Ibisch y Mérida, 2003). La pérdida de biodiversidad en Bolivia puede ser determinada por el cambio climático, destrucción de sus ecosistemas (avance de la frontera agrícola, es decir por la deforestación), caza o extracción ilegal, entre otras. Estudios señalan que la biodiversidad existente en las zonas bajas son las más afectadas por la deforestación en Bolivia (Andersen, 2014).

En Bolivia existe una relación positiva entre riqueza de especies y el nivel de consumo (PNUD 2004), donde según estimaciones ésta relación llega a ser de 0.26 a nivel municipal y aún más fuerte en municipios rurales con 0.38 (Andersen, 2014). Además, estudios como el de Machicado, Muriel y Jemio (2010) analizan datos de la Encuesta de Hogares de 2003-2004 de Bolivia, para calcular la contribución de la biodiversidad al consumo de los hogares. Donde observan que el acceso a carne de monte, la pesca, leña, madera, frutas, entre otras, incrementa el consumo de las familias que recolectan éstos productos. Es por eso, que una pérdida de biodiversidad significaría un efecto negativo al consumo de los habitantes.

1.3.Ciclo Hidrológico

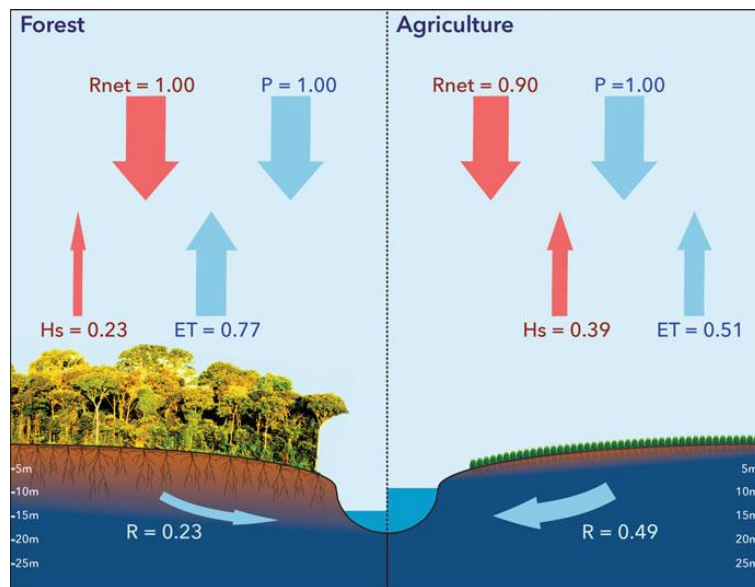
Recientemente ha tomado mayor importancia la problemática de la deforestación como una preocupación para las reservas de agua, especialmente para aquellas provenientes de la lluvia. (CIFOR 2017). El ciclo hidrológico describe la presencia y el movimiento del agua en la Tierra y sobre ella. El agua de la Tierra está siempre en movimiento y constantemente cambiando de

estado, desde líquido, a vapor, a hielo, y viceversa. (USGS 2017). La misma involucra un proceso de transporte re-circulatorio y permanente, el cual se debe fundamentalmente a dos causas: el sol que proporciona la energía para elevar el agua (evaporación); y la gravedad terrestre, que hace que el agua condensada descienda (precipitación y escurrimiento) (Ordoñez 2011).

Este sistema es conducido por una alta radiación neta en la superficie terrestre (R_{net}), la misma que es la suma de los flujos de radiación de ondas cortas absorbidas y la radiación de ondas largas a la superficie. La radiación solar es absorbida, reflejada o transmitida a la superficie, el cual incluye el suelo, la vegetación y el agua. El flujo neto de onda larga es la suma de la radiación absorbida de onda por la superficie terrestre, proveniente de la atmósfera y que es emitida de la superficie nuevamente hacia la atmósfera. En el largo plazo, la radiación neta es equilibrada por los flujos de calor latentes, es decir, la evapotranspiración (ET), la energía liberada por la evaporación del suelo y por la transpiración de la vegetación, y por los flujos de calor sensibles (H_s), el flujo de calor entre la superficie terrestre y la atmósfera. De igual manera la precipitación es equilibrada por el flujo de evaporación de agua a la atmósfera (ET) y las descargas de exceso de agua que van a los océanos (R).

En síntesis, en el ciclo hidrológico la precipitación es equilibrada por la evapotranspiración (ET) y las descargas (R). En el ciclo de energía, la radiación neta (R_{net}), la suma de los flujos de ondas cortas y ondas largas, es equilibrada por flujos de calor sensibles (H) y latentes (ET). Es por eso, que la evapotranspiración es el camino predominante por el cual la radiación neta y la precipitación son transferidas de la superficie terrestre de vuelta a la atmósfera. (Zeng et al. 1999; Nepstad et al. 2004; Aragao et al. 2007; Da Rocha et al. 2009; Lathuillière et al. 2012). El albedo, reflejo promedio de una extensión forestal, en una superficie boscosa tiende a ser bajo, por lo que resulta en una radiación neta más alta, lo cual está asociado con tasas más altas de evapotranspiración para satisfacer una alta demanda fotosintética. (Oliveira et al. 2005)

Ilustración 1. Ciclo Hidrológico en un escenario con y sin deforestación



Fuente. Nagy, (2016).

La Ilustración 1 muestra dos escenarios: el primero es un escenario de una superficie boscosa no deforestada, y la segunda muestra un escenario de un área con cambio de uso de suelo, en éste caso a agricultura. En el primer escenario, por la existencia de bosque la evapotranspiración es mayor, así como la radiación neta, sin embargo ambos (la evapotranspiración y la radiación neta) reducen, en una situación en la que el bosque ha sido deforestado. Asimismo, la deforestación ocasiona que las descargas a los océanos sean mayores, así como el flujo de calor sensible. Malhi et al. (2009) y Davidson et al. (2012) mencionan que ésta influencia antropogénica incrementará la temperatura de la superficie terrestre, disminuirá las lluvias e incrementará la frecuencia de sequías.

Un árbol de un bosque tropical es capaz de transferir hasta 500 litros de agua por día a la atmósfera vía evapotranspiración, es por eso que, por ejemplo en el caso de la selva amazónica, los millones de árboles existentes, transfieren 7400 km^3 de agua a la atmósfera por año. Esa es más agua que consumiría la

ciudad de Nueva York en 4500 años (Salati y Nobre 1991). Ésta característica de los árboles tropicales, está asociada a su capacidad de absorber grandes cantidades de radiación solar y devolver gran parte de esa energía a la atmósfera en forma de calor latente (ET) (Evapotranspiración) y calor sensible (H).

Es por eso que la deforestación influye en la energía de la superficie y el equilibrio del agua de dos formas predominantes: primero, cambia la manera en que la radiación y precipitación está estructurada entre calor sensible, calor latente y descargas a ríos y océanos. Segundo, alteran los patrones de precipitación en escalas continentales y regionales. Regiones deforestadas y destinadas a cultivos o pastizales, tienen raíces poco profundas, menor tamaño en sus hojas y un albedo más alto, todo esto ocasiona una reducción de la radiación neta y de la evapotranspiración. Estos cambios reducen la capacidad del sistema del ciclo del agua, incrementando la proporción de radiación neta disipada en forma de calor sensible.

Es decir, la deforestación ocasiona un albedo más alto, menor captación de agua por parte de las plantas que fueron reemplazados por los árboles del bosque (en caso de agricultura), menor radiación neta en la superficie, menor evapotranspiración y por último una reducción en las precipitaciones (Sheil, 2014; Wang y Eltahir, 2000; Saad et al. 2010; Snyder, 2010).

Entre algunos de los impactos de la variabilidad hidrológica están los relacionados a los servicios hídricos como la agricultura regional, daño de inundaciones o sequías, navegación de los ríos, producción de pescado en agua fresca, suministro de agua pública, la producción hidroeléctrica, etc. (Strand, 2015). En Bolivia, gran parte del abastecimiento de agua, tanto para consumo de los hogares, riego de los cultivos, entre otros, dependen de la lluvia (Calvo, 2014). La variación de éste ciclo, trae grandes consecuencias para la economía y el bienestar de la sociedad.

Si se toma en cuenta los niveles actuales de deforestación y la dependencia que se tiene en las lluvias como oferta de agua, se debe llegar a soluciones prontas respecto al grado de deforestación. Así como la búsqueda de nuevos mecanismos de manejo de agua y fuentes de abastecimiento de éste líquido elemento.

2. Metodología

“Aire limpio, agua dulce, la protección contra inundaciones proporcionado por los humedales, la capacidad de los bosques de almacenamiento de carbono: éstos son ejemplos de sistemas y procesos naturales que en gran medida damos por hecho. Los consideramos "Bienes públicos": que están disponibles para todos; hay suficiente para dar la vuelta; y el goce de ellos de una persona no impide el de otro. No se comercializan en mercados, no tienen un precio y en su mayoría están disponibles de forma gratuita. Ésta actitud, sostenida en todo el mundo por todos, desde los consumidores hasta los responsables políticos, demuestra una falta de comprensión acerca de la finitud y fragilidad de los servicios eco sistémicos”. (Sukhdev, P. 2009)

Pavan Sukhven, uno de los mayores propulsores de la valoración medio ambiental y promotor de TEEB (La Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad por sus siglas en inglés). La cual es una iniciativa internacional para llamar la atención sobre los beneficios económicos globales de la biodiversidad, poner en relieve los crecientes costos de la pérdida de la biodiversidad y la degradación de los ecosistemas. Sukhven afirma que es necesario ponerle un precio cuanto antes a la naturaleza, debido a que nos brinda servicios gratuitamente, los mismos que si se dejaran de percibir generarían un costo para las economías, “si no se puede medir no se puede gestionar” y es lo que está sucediendo con la naturaleza. (Ring, I. et al., 2010).

Una de las metodologías que más destacan para la valoración de recursos naturales es la denominada TEV (Total Economic Value, por sus siglas en

inglés). Si bien intentar calcular o dar un número, a algo tan diverso y multidimensional como es la naturaleza es bastante complicado y además podría conllevar a problemas de mono-consecuencialismo⁶, no significa que no se deba intentar medir su valor, puesto que el mismo ayuda a hacer comparaciones que solo pueden llegar a hacerse cuando se tiene una cuantificación con la misma unidad de medida. Asimismo, la valoración económica abre la posibilidad a una mejor gestión de políticas sobre el manejo integral de los recursos naturales.

La metodología del TEV (Johansson 1990), proporciona una medida global del valor económico de cualquier activo ambiental. Se descompone en valores de uso (puede ser directo o indirecto) y de no uso (valor de opción y de existencia). Matemáticamente puede ser expresado de la siguiente manera:

$$\text{TEV} = \text{Valor de uso directo} + \text{valor de uso indirecto} + \text{valor de opción} + \text{valor de existencia}$$

Dónde:

- El valor de uso directo, se refiere al uso directo del recurso, es decir, en el caso de una cobertura forestal, incluiría el comercio de madera, la producción no maderera, como ser la recolección de nueces, frutas, etc. Además de turismo, entre otros.
- El valor de uso indirecto está asociado con los beneficios que los individuos experimentan indirectamente o como consecuencia de la función primaria de un recurso, por ejemplo, el bosque tiene la capacidad de realizar secuestro de dióxido de carbono donde permite la regulación del clima y controla la cantidad de gases de efecto invernadero, entre otros.

⁶ Según Agrawal (2011) si bien el mono-consecuencialismo puede tener ciertos beneficios, el mismo no nos permite entender un problema medio ambiental en toda su complejidad. Argumenta que si bien las ciencias han intentado ayudarse (socio-ambiental, socio-científico) se debe tomar en cuenta que para poder estudiar un determinado problema no se puede tomar supuestos sin pensar en que se está reduciendo la calidad de los resultados. Plantea que el mundo es multidimensional como para querer verlo en una sola dimensión.

- El valor de opción se refiere a los dos mencionados previamente (directo e indirecto), en el que representa la prima de seguros que estamos dispuestos a pagar para asegurar que el servicio ambiental de los bosques y su biodiversidad estén disponible en un futuro.
- Finalmente, el valor de existencia es el de mayor dificultad de comprensión, está relacionada con el uso y el no uso del recurso, está explicado mediante la voluntad que tienen las personas de pagar por la existencia de un activo ambiental sin siquiera tomar parte de un uso directo. Por ejemplo, ver videos o programas acerca de la vida en los bosques, o de algún bosque en general⁷.

Como se mencionó anteriormente, el objetivo principal de éste estudio es el de estimar los costos de la deforestación en Bolivia mediante los servicios ecosistémicos que ya no son realizados, es decir nos enfocaremos en el valor de uso indirecto dentro de la metodología TEV, para lo cual primeramente se debe cuantificar el impacto del servicio que ya no es realizado por los bosques para luego darle una valoración, y así tener un costo en términos monetarios. Se empleará las siguientes tres variables:

2.1.Emisiones de Carbono

En el presente estudio las estimaciones de las emisiones netas de carbono por el cambio de uso de tierra toman en cuenta la deforestación, degradación forestal, recrecimiento forestal, descomposición y acumulación del carbono y la heterogeneidad sobre y bajo suelo. Asimismo, se debe estimar el contenido de carbono de los bosques, el suelo y tierras de agricultura, además de curvas de transición de carbono para cada uno de los cambios de uso de tierra relevantes.

⁷ Existe controversias entre lo que debe ser considerado dentro del valor de existencia. Se presenta el caso de Mandariaga y McConnell (1987) donde asocian el valor de existencia con cualquier valor de no-uso, o incluso algunos tipos de valor de uso como el consumo vicario que incluye ejemplos como: ver videos en la televisión sobre una temática forestal. Por otro lado, Bergstrom and Reiling (1995) limitan el estudio a valores cognitivos o el valor que se le da al recurso por el hecho de pensar sobre él.

Las estimaciones de las emisiones de carbono fueron extraídas de Andersen et al. (2016) quién usa un modelo de contabilidad de carbono de la categoría Tier 3, la misma involucra el carbono liberado a la atmósfera de bosques convertidos a agricultura o degradados, además del carbono acumulado mientras los bosques se regeneran. Los datos para la cobertura forestal fueron extraídos de SERNAP, además de Landsat 5 TM para 2010. Por otro lado, los datos para la biomasa viva sobresuelo, se extrajeron de mapas desarrollados por Woods Hole Research Institute. Datos sobre el contenido total de carbono orgánico en el suelo se los obtuvo de Harmonized World Soil Database.

Finalmente debido a que no existen mapas de contenido de carbono bajo suelo se emplearon ratios de IPCC sobre carbono bajo suelo a biomasa sobre suelo predeterminados, en los diferentes tipos de bosques. El modelo tiene dos partes importantes: Primero tiene un set de valores de equilibrio para el contenido de carbono en diferentes tipos de bosques y usos de tierra. Segundo tiene un set de funciones respuesta que indica como el carbono se descompone y se acumula después de cambios en el uso de la tierra.⁸

2.1.1. Costo por las Emisiones de Carbono

Después de obtener la cantidad de emisiones netas de carbono por la deforestación es necesario, por la dirección del presente estudio, darle un valor económico, el mismo se lo realiza mediante un precio de carbono. En la literatura se distinguen varios tipos de precios de carbono, los cuales son acertados dependiendo del contexto, (Luckow et al. 2015), entre ellos se encuentran: los permisos de emisiones de carbono, los cuales son certificados que otorgan un permiso para emitir una unidad de un contaminante en particular, en este caso dióxido de carbono, éste mecanismo fija un tope de emisiones. Los impuestos al carbono, en lugar de otorgar derechos de contaminación, crean una obligación a pagar un cargo por cada unidad de carbono que emiten, en este

⁸ Para información más detallada sobre las estimaciones de las emisiones netas de carbono por el cambio de uso de tierra, se recomienda hacer referencia a Andersen et al. (2016).

Documento de Trabajo IISEC-UCB No. 01/19, Abril 2019

caso no existe un monto tope de emisiones. Los mecanismos como los mencionados anteriormente internalizan el daño, haciendo que los contaminadores paguen por el mismo.

Asimismo, también existe el costo marginal de reducir el carbono, éste tipo de precio de carbono se refiere a una estimación del costo esperado de reducir las emisiones de un contaminante en particular, en éste caso carbono. Es importante destacar que éste no es un precio de mercado usado para internalizar una externalidad, sino es un método de estimación de un precio que aplicado como un precio de mercado tendría el efecto de alcanzar un objetivo de reducción de emisión dado.

Considerando que el costo marginal de reducir el carbono estima el precio de parar la contaminación, el costo social del carbono estima el costo por unidad de contaminante, de permitir que la contaminación continúe. Éste costo representa un costo actual y futuro puesto que el carbono emitido hoy se quedará en la atmósfera por muchos años, es por eso que los costos futuros se los descuenta en dinero de hoy.

Debido a las características de cada tipo de precio de carbono y a los objetivos del presente estudio, se optó por usar el costo social de carbono. Por lo cual, se hará uso indistinto de precio de carbono y costo social de carbono, a continuación se dará una explicación más profunda del mismo.

El costo social de carbono está medido en dólares, libras esterlinas y/o euros por tonelada métrica de dióxido de carbono. El mismo es empleado en la mayoría de los casos para dar una valoración de las emisiones de dióxido de carbono. Su cálculo es bastante complejo y aún está sujeto a debate entre los investigadores, debido a la incertidumbre que existe del futuro. Sin embargo, existen modelos que han desarrollado metodologías bastante complejas para su estimación, los denominados “Modelos de Evaluación Integrado” (IAM) los cuales pueden ser de tres tipos: DICE (Dynamic Integrated Climate-Economy

model), FUND (Framework for Uncertainty, Negotiation and Distribution model) y PAGE (Policy Analysis of the Greenhouse Effect model).

Todas estas metodologías (Simons et al. 2017), realizan proyecciones socioeconómicas en las que toman en cuenta la población actual y estimaciones de la población futura, asimismo toman en cuenta la cantidad de dióxido de carbono emitido y el crecimiento de la economía. Además, existe un “módulo del clima” en el que se analiza como el clima va a cambiar por las emisiones de dióxido de carbono, cuán rápido va a subir la temperatura y el incremento del nivel del mar, además de eso toma en cuenta posibles eventos de clima extremos. Asimismo, toma en cuenta daños y beneficios de como mejoraría o empeoraría el cambio climático, la producción agrícola, cual es el costo de vivir y adaptarse a un incremento del nivel del mar, como el incremento de las temperaturas afectan la productividad laboral o el uso de energía para calentar o enfriar un ambiente. Finalmente, se usa una tasa de descuento para valorar beneficios y costos futuros en dinero de hoy, puesto que como se mencionó anteriormente el dióxido de carbono emitido persiste en la atmósfera por muchos años. Es decir, los tres modelos contienen cuatro “módulos” básicos: socioeconómico, climático, daños y beneficios, y tasas de descuento.

Los tres IAMs fueron específicamente construidos para estimar el impacto del cambio climático en el bienestar de las personas, (IAWG 2010). Primeramente los IAMs convierten las emisiones en cambios en las concentraciones de gases invernaderos de la atmósfera, las concentraciones de la atmósfera en cambios en la temperatura, y los cambios en la temperatura en daños económicos. Es por eso que es la manera más apropiada de ver el costo social del carbono.

Es importante destacar que las estimaciones de los tres tipos de modelos pueden variar entre ellas. Esto se debe a que cada uno puede optar por supuestos distintos en sus modelos sobre las emisiones futuras y como el clima

responderá a ellas, los impactos en el futuro y la forma en que se valora los daños futuros, además que las percepciones pueden variar de investigador a investigador en cada modelo.

Los resultados varían entre los tres tipos de IAMs, incluso si los tres modelos usan la misma distribución de sensibilidad de clima. Esto se debe a la manera como manejan el ciclo del carbono y los factores que no son dióxido de carbono, como el metano (Simons et al. 2017).

Asimismo, incluso con el mismo nivel de calentamiento de la tierra, condiciones sociales en los modelos, los resultados de daños esperados varían de modelo a modelo⁹. Dadas éstas diferencias y como lo afirma Ackerman et al. (2012) se puede usar estimaciones centrales de los tres modelos, o el modelo que más se aproxima al mismo.

Según su investigación en la cual realiza sensibilizaciones con los tres modelos afirma que PAGE es el modelo que obtuvo las estimaciones más altas, FUND el que obtuvo las estimaciones más bajas y el que más se aproxima a la estimación central es el modelo DICE. Por otro lado, si bien la tasa de descuento a usar, también es un tema bastante debatido, el Interagency Working Group (2010) afirma que la tasa de descuento normalmente usada y recomendada es de 3%¹⁰.

Para el presente estudio se optó por usar un precio de carbono global igual a 14\$ t/CO₂ (dólares por tonelada de dióxido de carbono) para el primer periodo de estudio (Hope, 2008; Hope y Newbery, 2007) y de 21\$ t/CO₂ (Greenstone et al. 2013; IAWG, 2010) para el segundo periodo de estudio.

⁹ Para conocer de manera más detallada las diferencias de éstos modelos se recomienda leer el artículo “The Social Cost of Carbon” en la sección “What are PAGE, DICE, FUND, and how do they differ?” (Simons E., et al. 2017) o IAWG, U. (2010) la sección A. Integrated Assessment Models.

¹⁰ Como se mencionó anteriormente la tasa de descuento es la valoración que se le da al futuro. Tasas de descuento más altas resultarán en un costo social del carbono más bajo, por lo que no se daría mucha importancia a los daños futuros. Por otro lado, tasas de descuento más bajas conducirán a costos sociales más altos.

Ambos precios son estimaciones centrales de los modelos IAMs y fueron calculados con una tasa de descuento del tres por ciento.

Asimismo, cabe recalcar que estos precios no representan una cifra de costo social doméstico, ya que Bolivia no cuenta con estimaciones de precios de carbono. Sin embargo, una tonelada métrica de dióxido de carbono en cualquier parte del mundo es la misma, tomando el enfoque de Gayer (2017) quien afirma que los gases invernaderos contribuyen a los daños alrededor del mundo sin importar donde ocurran, los precios globales son una buena aproximación.

Para la valoración económica de las emisiones de carbono a causa de la deforestación, posterior a la estimación de la cantidad de emisiones de carbono, se optará por convertir los precios de carbono mencionados a moneda nacional. Posteriormente se los ajustará mediante el IPC, para tenerlos en bolivianos de 2017, de ésta manera incorporaremos la variación de los precios al costo social de carbono.

2.2. Pérdida de Biodiversidad

Debido a que la contabilidad de la biodiversidad es bastante amplia y en Bolivia no se cuentan con estudios que abarquen toda la biodiversidad, se puede optar por usar el modelo BIOM. Con el cual se puede estimar la distribución geográfica de diferentes especies y el nivel de biodiversidad y endemismo en diferentes regiones (Sommer et al.2003, Nowicki et al. 2004).

Éstos modelos predicen la presencia o no de ciertas especies en distintas áreas del país, basados en observaciones actuales de la presencia de las mismas en diferentes climas y ecosistemas. El mismo consiste en una extrapolación de las especies y patrones de diversidad, el cual combina la aptitud del hábitat (habitat suitability)¹¹ con la distribución geográfica. El presente modelo BIOM

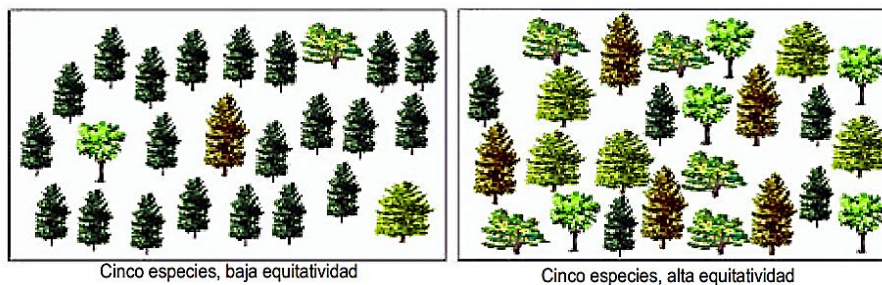
¹¹ Éste concepto se refiere al potencial del hábitat de albergar a especies particulares. Kellner (1992).

nos permite estimar la distribución geográfica de distintas especies¹², así como el nivel de biodiversidad y endemismo en diferentes regiones ¹³.

Dentro de lo que son las herramientas de medición de la Biodiversidad, podemos encontrar dos tipos: los índices de riqueza y los índices de equitatividad. Los índices de riqueza están relacionados con el número de especies presentes en un área en específico. Por otro lado, los índices de equitatividad miden el grado de igualdad de la distribución de la abundancia de las especies. (Estimación de la Diversidad Específica).

En la Ilustración 2 se puede apreciar de mejor manera los conceptos mencionados.

Ilustración 2. Número de especies y equitatividad



Fuente. Introducción al estudio de comunidades: La diversidad biológica. (s.f.) Universidad de Alcalá.

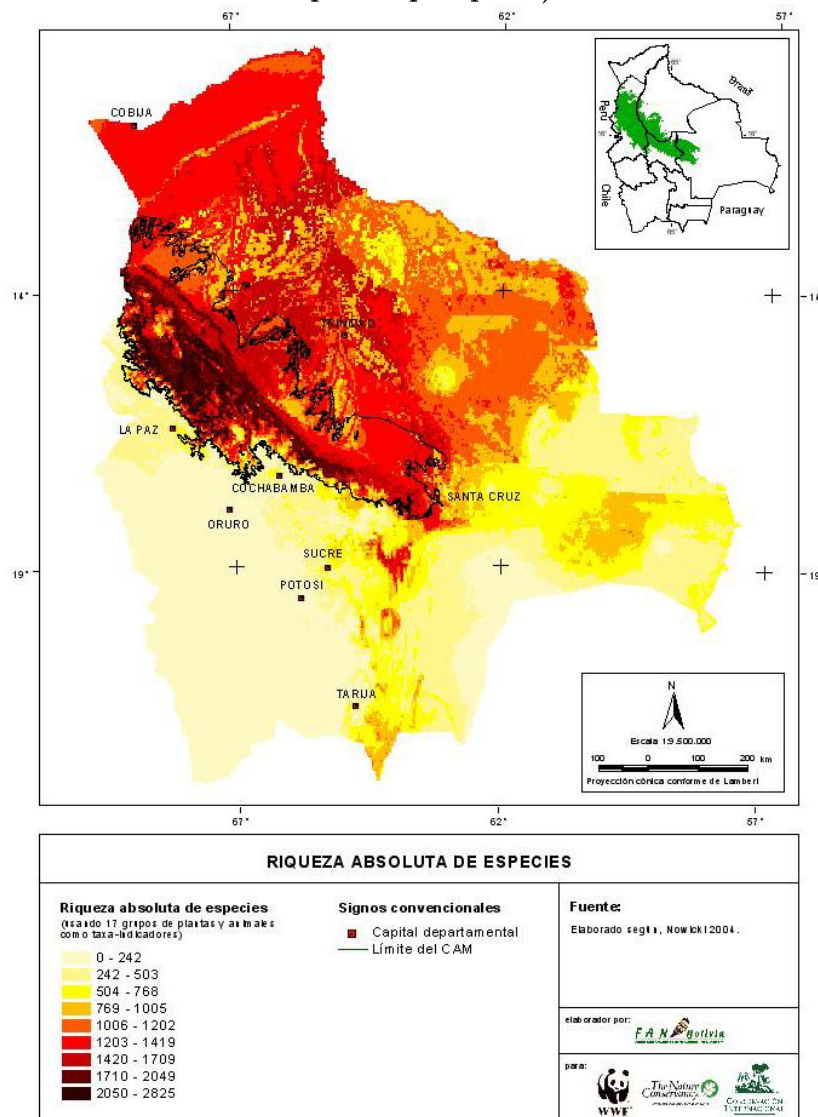
Para el presente estudio se empleará la estimación Riqueza Absoluta de Especies (RAE) empleada por Nowicki et al. (2004) y que también es utilizada por FAN (2005), FAN (2015) y el Servicio Nacional de Áreas Protegidas del Ministerio de Medioambiente. Por lo que se usará indistintamente el término RAE y biodiversidad.

¹² El mapa de riqueza absoluta de especies utilizado por FAN, abarca diferentes grupos de flora (moraceae, leguminosas, compuestas, palmeras y gramíneas) y fauna (murciélagos, aves, mamíferos, reptiles y anfibios) representados cartográficamente fueron integrados en un mapa con valores absolutos y categorizados desde muy baja hasta muy alta riqueza.

¹³ Para más detalle sobre el modelo BIOM, revisar Sommer et al., (2003).

El siguiente mapa muestra la variación de RAE en Bolivia, en las cuáles se puede observar que los lugares de mayor riqueza son los valles de La Paz y Cochabamba ¹⁴. Y las áreas de menor riqueza son las áreas planas y áridas del Altiplano y Chaco. (Andersen et al. 2014).

Mapa 3. Riqueza Absoluta de Especies (RAE) en Bolivia (número de especies por píxel)



Fuente. FAN (2005).

¹⁴ Lugares que se caracterizan por una precipitación alta y topografía accidentada

Primeramente se va a estimar la pérdida de biodiversidad por la deforestación, para el cual usaremos el modelo empleado por Andersen (2014), en el que se usa un parámetro de 80%, es decir suponemos que la deforestación total de un municipio causa la pérdida del 80% de su nivel de riqueza de especies¹⁵, éste parámetro refleja que aún con la deforestación de un área en su totalidad van a quedar algunas especies resistentes. El modelo es el siguiente:

$$\Delta RAE_{(defo)i} = - 0.8 * \sum \frac{DEF_{j,i}}{BOSQUE_{j,i}} * RAE_{j,i}$$

En donde $\Delta RAE_{(defo)i}$ representa el RAE perdido por la deforestación a nivel municipal, $\frac{DEF_{j,i}}{BOSQUE_{j,i}}$ representa las tasas de deforestación para cada municipio. $RAE_{j,i}$ Representa la RAE existente en cada municipio, j representa el pixel e i el municipio.

Para estimar el incremento de la biodiversidad por la regeneración de los bosques, usamos la teoría planteada por Wilson (1992) y Asafu-Adjaye (2003), en el que el incremento del uno por ciento del área resulta en un incremento del 0.25 del número de especies.

$$\Delta RAE_{(regen)i} = 0.25 * \sum \frac{REGEN_{j,i}}{BOSQUE_{j,i}} * RAE_{j,i}$$

En donde $\Delta RAE_{(regen)i}$ representa el incremento de RAE por regeneración, $\frac{REGEN_{j,i}}{BOSQUE_{j,i}}$ representa las tasas de regeneración a nivel municipal, $RAE_{j,i}$ representa el RAE existente en el municipio, j representa el pixel e i el municipio.

Usamos tanto la pérdida de RAE por deforestación, como el incremento de RAE por regeneración de los bosques, para tener el impacto total sobre

¹⁵ “Con esto no significa que se pierda el 80% de las especies en el municipio, sino que la riqueza o abundancia de especies promedio en cada pixel se reduce en un 80%”. “Lo que es relevante para el propósito de este estudio no es la existencia de una especie, sino la abundancia de la misma, porque solamente especies abundantes pueden brindar beneficios sustanciales a la población local” (Andersen 2014, pp 16).

biodiversidad y tener un nuevo mapa de distribución de la biodiversidad. La misma se realiza mediante los siguientes cálculos:

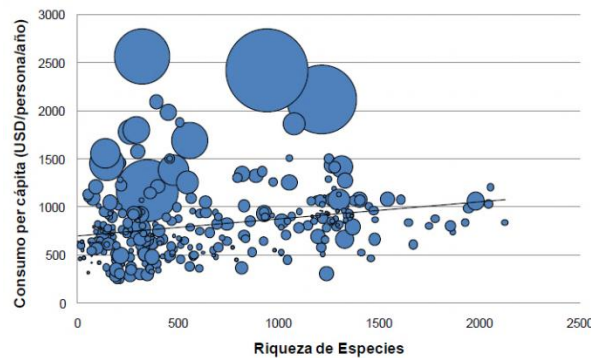
$$RAE_{final,j} = RAE_{j,i} + (-0.8 * \sum \frac{DEF_{j,i}}{BOSQUE_{j,i}} * RAE_{j,i}) + (0.25 * \sum \frac{REGEN_{j,i}}{BOSQUE_{j,i}} * RAE_{j,i})$$

Éste modelo nos indica el número de RAE neto que queda después de la deforestación y la regeneración de los bosques para cada pixel. En donde j representa el pixel e i el municipio.

2.2.1. Costo por la pérdida de la Biodiversidad

Estudios afirman que existe una contribución de la biodiversidad al consumo de los hogares, Machicado et al. (2010) analiza datos de la Encuesta de Hogares de 2003-2004 y determina que el acceso a carne de monte, pesca, leña madera, frutas, entre otras, incrementa el consumo de las familias que recolectan éstos productos, dicho esto una reducción de la biodiversidad tendría un efecto negativo en el consumo de los hogares.

Figura 1. Relación entre riqueza de especies e ingreso (consumo per cápita)



Fuente. Andersen (2014).

La Figura 1 muestra la relación positiva que existe en la riqueza de especies y el consumo per cápita, en la que el tamaño de las burbujas muestra el tamaño de la población de cada municipio.¹⁶

¹⁶ Burbujas más grandes representan municipios de mayor población y burbujas más pequeñas representan una menor población.

Documento de Trabajo IISEC-UCB No. 01/19, Abril 2019

El análisis econométrico realizado por Andersen (2014) estima dos elasticidades diferenciado por área rural¹⁷, por lo que se usarán estas dos elasticidades dependiendo si el municipio pertenece al área rural o no. Los cálculos estimados nos dicen que un aumento de 10% de la riqueza de las especies está relacionado con un incremento del 1.15% del consumo per cápita cuando el municipio se encuentra en el área urbana y de 1.65% si se trata del área rural, por lo que se usarán éstas elasticidades para las estimaciones del costo por la pérdida de biodiversidad.

Para dichas estimaciones se usará la base de datos del libro el ABC del Desarrollo, construidas por INESAD en base a PNUD (2004). En la que se obtiene el consumo per cápita a nivel municipal. Posteriormente procederemos a las estimaciones, en la que se estima primeramente la pérdida neta de la riqueza de las especies a nivel municipal.

$$RAE_i(\text{perdida}) = (-0.8 * \sum \frac{DEF_{j,i}}{BOSQUE_{j,i}} * RAE_{j,i}) + (0.25 * \sum \frac{REGEN_{j,i}}{BOSQUE_{j,i}} * RAE_{j,i})$$

En donde $RAE_i(\text{perdida})$ representa la pérdida neta de la riqueza de las especies, el término $-0.8 * \sum \frac{DEF_{j,i}}{BOSQUE_{j,i}} * RAE_{j,i}$ representa la cantidad de RAE perdida por la deforestación. Y finalmente, el término $0.25 * \sum \frac{REGEN_{j,i}}{BOSQUE_{j,i}} * RAE_{j,i}$ representa el incremento de RAE a causa de la regeneración de los bosques.

Posteriormente, para estimar los costos de la pérdida de biodiversidad, empleamos la proporción de esa pérdida a nivel municipal, respecto a la biodiversidad existente en ese municipio, así como la elasticidad entre riqueza de especies (tanto para área urbana como para área rural) y consumo per cápita y el consumo a nivel municipal.

¹⁷ Para hacer esta diferenciación se tomó el concepto usado por el INE en el que se considera área rural cuando la población es menor a 2000 habitantes.

$$CostoRAE_i(perdida) = (-0.115 * (\sum \frac{PerdidaRAE_{j,i}}{RAE_{j,i}})) * Consumo_i^{18}$$

$$CostoRAE_i(perdida) = (-0.165 * (\sum \frac{PerdidaRAE_{j,i}}{RAE_{j,i}})) * Consumo_i^{19}$$

En donde, $CostoRAE_i(perdida)$ es el costo por la pérdida de RAE a nivel municipal, $\frac{PerdidaRAE_{j,i}}{RAE_{j,i}}$ es la tasa de RAE neta perdida y $Consumo_i$ es el consumo a nivel municipal.

Como se mencionó anteriormente, las estimaciones son realizadas para dos periodos de tiempo, 1990-2000 y 2000-2010, y se obtienen resultados para todos los pixeles, a nivel municipal, departamental y nacional.

Es importante mencionar que las estimaciones del costo por pérdida de biodiversidad fueron convertidas a bolivianos de 2017, al igual que las estimaciones del costo por las emisiones de carbono.

2.3. Variación del Ciclo Hidrológico

Costa et al. (2016), afirma que la deforestación de un lugar afecta al ciclo hidrológico de otro lugar, asimismo considerando que la esencia del análisis espacial es que “el espacio importa”, es decir que lo que pasa en una región está relacionada con lo que pasa en sus regiones vecinas. (Viton 2010). Se optó por usar un modelo de econometría espacial para las estimaciones de la variación del ciclo hidrológico.

Primeramente, se debe comprobar la existencia de “auto-correlación espacial”, la cual implica que el valor de una variable está condicionado por el valor que esa misma variable asume en una región vecina. O que el valor de una variable está condicionado por el valor que otras variables asumen en regiones vecinas. (Agudelo Torres, G., et al 2015). La auto-correlación espacial aparece como consecuencia de la existencia de una relación funcional entre lo que ocurre en un

¹⁸ El consumo empleado es el consumo total a nivel municipal, expresado en bolivianos de 2017.

¹⁹ El consumo empleado es el consumo total a nivel municipal, expresado en bolivianos de 2017.

punto determinado del espacio y lo que ocurre en otro lugar (Cliff y Ord, 1973; Paelink y Klaasen, 1979)

Para poder comprobar la existencia de auto-correlación espacial, se necesita una matriz de pesos espaciales (W), ésta es una matriz cuadrada de $N \times N$ en donde N es el número de unidades espaciales, ésta matriz es no estocástica cuyos elementos $w_{i,j}$ muestran la intensidad de la interdependencia entre la región i con la región j . El valor de cada elemento está basado en determinaciones de adyacencia o cercanía, las cuales en nuestro caso implican que $w_{i,j} = 1$, si las dos regiones son “vecinas” y $w_{i,j} = 0$ en caso de que no lo sean. Por definición los elementos de la diagonal principal son cero, debido a que ninguna región puede ser vecina de sí misma. (Baronio 2012).

El criterio usado en el presente estudio es el de funciones de distancia (cercanía). La cual considera dos regiones como vecinas, si los centroides de dos respectivos lugares están dentro de una distancia pre-establecida. En éste caso se usó la distancia mínima más grande, como referencia para determinar la distancia en la que se determina la vecindad según los centroides de cada municipio. Asimismo, es importante mencionar que a diferencia de las anteriores dos variables (emisiones de dióxido de carbono y pérdida de biodiversidad), en éste caso las estimaciones no se realizaron a nivel de píxeles sino a nivel municipal, debido a que por razones técnicas el software empleado para las estimaciones de la variación del ciclo hidrológico, tiene como capacidad máxima una matriz de 11000×11000 , y en nuestro caso las observaciones por píxeles llegan a 11151.

Dado éste problema técnico se vio por conveniente usar una base a nivel municipal. La base de datos a nivel de píxeles fue convertida a nivel municipal, una tarea que no muy complicada debido a que la información del total de píxeles existentes para un municipio representa la información de ese municipio determinado.

Una vez creada la matriz de pesos, se efectuó el uso de los estadísticos I de Moran y C de Geary, para confirmar que nuestros datos presentan auto-correlación espacial y de esa manera continuar con la estimación mediante econometría espacial. Éstos estadísticos utilizan los resultados de la estimación por mínimo cuadrados ordinarios (MCO). El primer contraste que puede utilizarse, es el test I de Moran aplicado sobre los residuos MCO de un modelo $y = \beta X + u$, donde $u \sim (0, \sigma^2 I_n)$

$$I = \frac{Cov(x_i, m(x_i))}{Var(x_i)}$$

En donde la hipótesis nula es que no existe auto-correlación espacial, es por eso que podemos usarlo como un p-valor para determinar el tipo de auto-correlación.

Por otro lado, también se puede usar el estadístico C de Geary,

$$C = \frac{\sum_i \sum_j (x_i - x_j)^2 w_{ij}}{\sum_i (x_i - \bar{x})^2}$$

El estadístico de Moran es frecuentemente usado como una medida de auto-correlación espacial global, mientras el estadístico de Geary es más sensible a la auto-correlación local. (Viton 2010). En el caso de que el estadístico sea igual a 1, no existe auto-correlación espacial, en el caso de que sea mayor a uno, existe auto-correlación negativa y en el caso de que sea menor a 1, se trata de una auto-correlación espacial positiva.

Tabla 1. Estadísticos I de Moran y C de Geary para el primer periodo de tiempo

Moran's I					
Variables	I	E(I)	sd(I)	z	p-value*
Precipitacion	0.488	-0.003	0.01	48.259	0
Geary's c					
Variables	c	E(c)	sd(c)	z	p-value*
Precipitacion	0.463	1	0.016	-33.736	0

Fuente. Elaboración Propia

Tabla2. Estadísticos I de Moran y C de Geary para el segundo periodo de tiempo

Moran's I					
VARIABLES	I	E(I)	sd(I)	z	p-value*
Precipitacion	0.48	-0.003	0.01	47.449	0
Geary's c					
VARIABLES	c	E(c)	sd(c)	z	p-value*
Precipitacion	0.47	1	0.016	-33.256	0

Fuente. Elaboración Propia

Como se puede observar en la Tabla 1 y Tabla 2 tanto el estadístico I de Moran como el C de Geary, son estadísticamente significativos a un nivel de confianza del 99%, dando como resultado la existencia de auto-correlación espacial en los datos, la misma que fue catalogada como una auto-correlación positiva, según el análisis de los estadísticos estimados.

Posteriormente se procedió a realizar tres modelos. Primeramente, se estimó un modelo de mínimos cuadrados ordinarios, que a pesar de saber que no es la metodología más adecuada debido a las características de los datos, la misma sirve para comprobar la robustez de los modelos y la congruencia en signos de cada variable.

Además, se realizaron los modelos de econometría espacial, siendo éstos los más adecuados por las características de los datos (existencia de auto-correlación espacial, en éste caso positiva). Se realizó un modelo de error espacial, así como un modelo auto-regresivo espacial, con el objetivo de tener una mayor robustez en los resultados así como una verificación en los signos de las distintas variables.

El modelo más adecuado para el objetivo del presente estudio, es el modelo de error espacial. Primeramente por que un modelo de mínimos cuadrados ordinarios no captura la auto-correlación espacial existente, la misma que ocasionaría sesgo en los resultados. Por otro lado, el objetivo para ésta parte del estudio, no es ver como la precipitación de los vecinos afecta a la precipitación

Documento de Trabajo IISEC-UCB No. 01/19, Abril 2019

de un determinado lugar, (modelo auto-regresivo espacial) sino ver como la deforestación de un determinado lugar, además de la deforestación de sus vecinos afecta a la precipitación de ese lugar en específico.

Las variables empleadas para explicar la precipitación son las siguientes: humedad, temperatura, temperatura al cuadrado, distancia del río, productividad primaria neta, equilibrio hídrico, deforestación, regeneración, deforestación de los vecinos y regeneración de los vecinos.

Como mencionó Nagy et al. (2016) la evapotranspiración procedente tanto de la evaporación del agua del mar, tierras húmedas y de la transpiración de los vegetales es la responsable de que el aire contenga una cantidad mayor o menor de agua. Denominada humedad del aire, la misma que participa directamente en el ciclo hidrológico.

Asimismo, altas temperaturas ocasionan una mayor evapotranspiración de la vegetación, suelo, ríos, lagos y océanos, debido a las propiedades del agua, la misma pasa de estado líquido o sólido a estado gaseoso, por lo cual, el agua retorna nuevamente a la atmósfera, (Thornton & Running 1999). Como se hizo referencia, parte del equilibrio del ciclo hidrológico incluye la evapotranspiración y la descarga a los ríos y océanos, la misma que mediante la evaporación contribuye al proceso circular del ciclo del agua, en el que el agua vuelve nuevamente a la atmósfera, (Nagy et al. 2016). Es por eso que la presencia de ríos, lagos o cualquier cuerpo azul, es importante. Para dicha variable se empleará una variable proxy, que indica la distancia al río, por lo que implícitamente se ve la existencia o no de la misma y a que proximidad se encuentra.

Por otro lado, para explicar la productividad primaria neta (npp), primeramente se procederá a explicar la productividad primaria bruta (gpp). La gpp es la cantidad total de energía solar que se absorbe mediante la fotosíntesis, mientras que la npp es esa productividad primaria bruta menos la cantidad de

energía liberada al medio ambiente a través de la respiración. Es decir, la cantidad de energía que efectivamente se almacena en el tejido vegetal. Como se presentó en la Ilustración 1 (Ciclo Hidrológico en un escenario con y sin deforestación), la energía acumulada por los árboles proveniente de la radiación solar posteriormente vuelve a la atmósfera de dos maneras, calor sensible y calor latente, por lo que la energía proveniente de la radiación solar a la superficie terrestres acumulada en los bosques, es importante en el proceso del ciclo hidrológico. (Nagy et al 2016) (Common & Stagl 2008).

La definición de equilibrio hídrico, es todo el flujo de agua dentro y fuera del sistema, la misma que afecta la cantidad de agua que es almacenada en un sistema. Mediante ésta se puede cuantificar los recursos y volúmenes de agua del ciclo hidrológico de acuerdo con el axioma de Lavoisier “nada se crea, ni se destruye, solo se transforma”. Ésta variable permite saber aspectos como el volumen anual de escurrimiento o excedentes de agua, el periodo en el que hay un excedente, es decir, una recarga del acuífero. Además del periodo en el que se produce déficit o sequía. La misma está relacionada con la evapotranspiración existente, el escurrimiento superficial o directo, y el escurrimiento subterráneo. Por lo que es una de las variables determinantes en el modelo. (Marcinek 2007) (Balance Hidrológico s.f).

Posteriormente están las variables de interés, la deforestación, la deforestación de los vecinos, así como el bosque per sé, la regeneración y la regeneración de los vecinos. Para así poder determinar el impacto de la existencia, disminución o incremento de bosques en la variación del ciclo hidrológico.

Los resultados de las regresiones econométricas fueron los siguientes;

Tabla 3. Resultados de la regresión por MCO para el primer periodo de tiempo

Variables	Coeficientes estimados		
	Coeficiente	t	P> t
Precipitación			
Deforestación	-0.0022422	-4.01	0
Humedad	13.58068	9.67	0
Temperatura	-6.307655	-5.72	0
Temperatura 2	0.0316982	8.67	0
Distancia_rio	-0.0042465	-3.15	0.002
Npp	0.007223	4.93	0
Regeneración	0.0525158	3.17	0.002
Equilibrio hídrico	0.0009637	2.55	0.011
Constante	-47.86603	-0.5	0.62
#Obs = 331 R ² =0.8197			

Fuente. Elaboración Propia

Tabla 4. Resultados de las regresiones de econometría espacial, modelo de Error y de Rezago para el primer periodo de tiempo

Variable	ModeloE	ModeloR
Precipitación		
Deforestación	-0.00103821 (-2.74)***	-0.00088259 (-1.76)*
Wdeforestación	-0.00813046 (-1.88)**	-0.01700389 (-3.33)***
Humedad	5.8672524 (3.81)***	10.024598 (5.56)***
Temperatura	-4.6552355 (-2.77)***	-5.0629599 (-2.74)***
Temperatura2	0.03048946 (4.48)***	0.02298757 (3.13)***
Distancia_rio	-0.00384946 (-3.12)***	-0.00391731 (-3.13)***
Npp	0.0051476 (3.68)***	0.00753399 (6.00)***
Bosque	0.01289084 (1.74)*	0.01446512 (1.91)**
Wregeneración	0.45362381 (3.55)***	0.35586722 (4.20)***
Equilibrio Hídrico	0.00134056 (2.88)***	0.00178503 (3.61)***
Constante	-426.06154 (-0.59)	-119.17099 (-0.95)
#Obs=331 Corr ² =0.767 Corr ² = 0.822		

Fuente: Estimación propia.

Notas: Los números entre paréntesis son estadísticas z.

* Significativo al 10%, ** significativo al 5%, *** significativo al 1%.

Tabla 5. Resultados de la regresión por MCO para el segundo periodo de tiempo

Variables	Coeficientes estimados		
	Coefficiente	t	P> t
Precipitación			
Deforestación	-0.0082531	-4.48	0
Humedad	12.58538	8.76	0
Temperatura	-5.534935	-5.04	0
Temperatura 2	0.0293383	7.85	0
Distancia_rio	-0.0035076	-2.78	0.006
Npp	0.0069328	4.52	0
Regeneración	0.0198306	2.83	0.005
Equilibrio hídrico	0.0017102	3.73	0
Constante	-48.61703	-0.5	0.614
#Obs = 331 R ² =0.7945			

Fuente. Elaboración Propia

Tabla 6. Resultados de las regresiones de econometría espacial, modelo de Error y de Rezago para el segundo periodo de tiempo

Variable	ModeloE	ModeloR
Precipitación		
Deforestación	-0.00572254 (-3.53)***	-0.00637068 (-3.14)***
Wdeforestación	-0.014269 (-1.84)**	-0.00866597(-2.34)***
Humedad	6.6331857 (4.34)***	10.558847(6.42)***
Temperatura	-6.7759629 (-3.12)***	-3.7918906 (-2.20)***
Temperatura2	0.04020529 (4.58)***	0.02313252 (3.24)***
Distancia_rio	-0.00352114 (-2.91)***	-0.00309535 (-2.73)***
Npp	0.00521691 (3.99)***	0.00709038(5.7)***
Regeneración	0.01179854 (1.91)**	0.01726417 (2.31)***
Wregeneración	0.05032883 (1.71)*	0.0084189 (0.56)
Equilibrio Hidrico	0.00136275 (2.95)***	0.00164429 (3.49)***
Constante	-273.30629 (-0.45)	-172.02724 (-1.34)
#Obs=331 Corr ² = 0.784 Corr ² = 0.806		

Fuente: Estimación propia.

Notas: Los números entre paréntesis son estadísticas z.

* Significativo al 10%, ** significativo al 5%, *** significativo al 1%.

Como se mencionó previamente, el modelo adecuado para el presente estudio es el de error, y debido a la teoría planteada por Costa et al. (2016), quien afirma que la deforestación de un lugar afecta al ciclo hidrológico de otro, se tomará en cuenta los coeficientes de Wdeforestación (deforestación de los vecinos), para poder determinar como la deforestación de regiones vecinas afecta al ciclo hidrológico de otro lugar. Para lo cual usamos el siguiente modelo;

Para el primer periodo de estudio:

$$\Delta \text{ CICLO HIDROLÓGICO} = -0.081305 * \frac{\text{DEFO}_i}{\text{BOSQUE}_i} * \text{PRECIPITACIÓN}_i$$

Y el siguiente, para el segundo periodo de estudio:

$$\Delta \text{ CICLO HIDROLÓGICO} = -0.014269 * \frac{\text{DEFO}_i}{\text{BOSQUE}_i} * \text{PRECIPITACIÓN}_i$$

En donde $\Delta \text{ CICLO HIDROLÓGICO}$, es la variación del ciclo hidrológico a nivel municipal, $\frac{\text{DEFO}_i}{\text{BOSQUE}_i}$ es la tasa de deforestación de cada municipio y PRECIPITACIÓN_i es la precipitación a nivel municipal.

Como se mencionó anteriormente, las estimaciones son realizadas para dos periodos de tiempo, 1990-2000 y 2000-2010.

2.3.1. Costo por la variación del ciclo hidrológico

Para poder estimar el costo de variación del ciclo hidrológico es necesario tomar en cuenta dos aspectos; la oferta y demanda de agua, debido a que si la oferta es alta, puede que incluso una reducción de la misma no afecta a la demanda.

Para realizar éste análisis se usará el índice de escasez planteado por Calvo (2014) en el que se clasifica las provincias según el grado de escasez:

Tabla 7. Categorías del Índice de Escasez

Índice de Escasez	Categoría de Escasez	Características
<1%	No significativo	Demanda no significativa en relación con la oferta
1-10%	Mínimo	Demanda muy baja con respecto a la oferta
11-20%	Medio	Demanda baja con respecto a la oferta
21-50%	Medio alto	Demanda apreciable
51-100%	Alto	Demanda alta con respecto a la oferta
>100%	Muy alto	La demanda no se puede cubrir con la oferta local de agua

Fuente. Calvo (2014).

La expresión del cálculo de índice de escasez, en su forma porcentual es:

$$I_e = \frac{D_t}{O_n} * 100\%$$

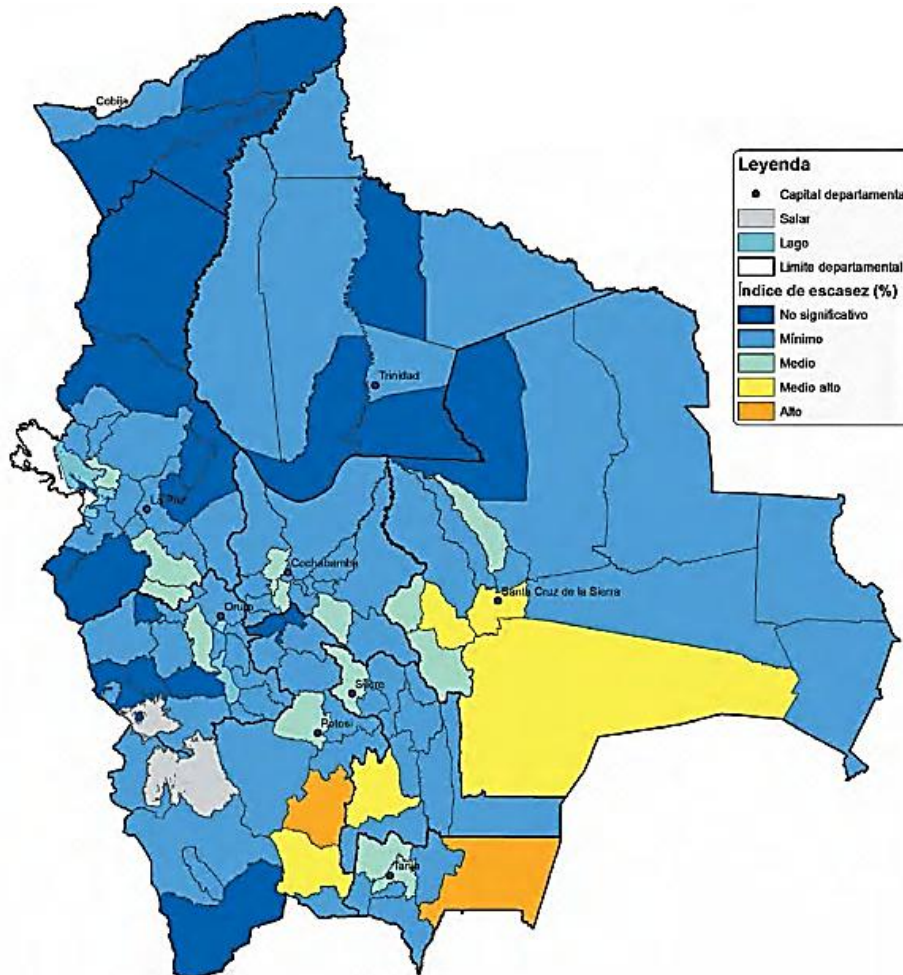
En donde: I_e = Índice de escasez

D_t = Demanda total

O_n = Oferta neta

Dado que las estimaciones de demanda total y oferta neta solo fueron realizados a nivel provincial, se asumirá la misma categoría de índice para cada municipio según la respectiva provincia, asimismo, por las razones mencionadas previamente, es decir, una reducción de la oferta en un lugar donde la oferta es alta y la demanda es baja, solo se considerará regiones donde realmente esa reducción de precipitación por la deforestación tenga un costo. Por lo que se tomará en cuenta exclusivamente provincias a partir de una categoría de índice de escasez medio.

Mapa 4. Índice de Escasez de Agua por provincias



Fuente. BID-CEPAL (2014).

De acuerdo con el estudio de agua coordinado por Asquith y Vargas (2007), el agua superficial de irrigación tiene un costo real entre US \$0.005 – 0.03/ m^3 , mientras que el agua subterránea para irrigación cuesta US \$ 0.01 – 0.05/ m^3 . (Durán, A., s.f.).

Si bien el agua tiene muchos usos vitales, según el informe “Marco Global para la Acción”, cerca de 85% del agua extraída se destina para uso agrícola a nivel mundial y Bolivia no es una excepción (Calvo, 2014), por lo que asumir un precio de irrigación aproxima al mayor uso que se le da al agua. Por otro lado,

debido a que el agua tiene valor por sí misma, y considerando todos los beneficios y utilidades que tiene, el costo llegaría hacer altísimo, se asumirá el costo estimado más alto, es decir US\$0.05/m³.²⁰

3. Análisis de los resultados

Como se mencionó previamente, los resultados de las tres variables estimadas serán presentados a escala nacional, departamental y municipal, tanto para el primer periodo de 1990-2000, como para el segundo 2000-2010.

3.1. Análisis de los resultados de las emisiones de carbono

Los resultados a nivel nacional sobre las emisiones de carbono indican que debido al incremento de las emisiones de dióxido de carbono por cambio de uso de suelo (Andersen et al. 2016), el costo por el mismo también se ha incrementado del primer al segundo periodo de estudio

Tabla 8. Resultados de las emisiones de Carbono a nivel Nacional para ambos periodos de tiempo

Resultados a Nivel Nacional		Costo en Bolivianos 2017
Emisiones Totales CO ₂ , 1990-2000 (t CO ₂)	653,858,680	127,341,697,606
Emisiones Totales CO ₂ , 2000-2010 (t CO ₂)	926,094,559	191,217,636,083
Promedio anual de emisiones de CO ₂ , 1990-2000 (t CO ₂ /año)	65,385,868	12,734,169,761
Promedio anual de emisiones de CO ₂ , 2000-2010 (t CO ₂ /año)	92,609,456	19,121,763,608
Emisiones per cápita de CO ₂ , 1990-2000 (t CO ₂ /persona/año)	9.36	1,822
Emisiones per cápita de CO ₂ , 2000-2010 (t CO ₂ /persona/año)	10.44	2,155

Fuente. Elaboración propia en base a resultados propios y Andersen (2016).

²⁰ El mismo se encuentra expresado en dólares de 2007, por lo que será transformado a bolivianos 2017, como en el caso del costo de las emisiones de carbono y pérdida de biodiversidad.

Como se puede apreciar en la Tabla 8, las emisiones totales han crecido en el segundo periodo de estudio en aproximadamente un 42%. Lo que claramente también se ve reflejado en un mayor costo por esas emisiones, que además se ve agravado por el incremento del precio de carbono en un 6%²¹. Por otro lado, en términos per cápita, el crecimiento poblacional no llegó a compensar el incremento de las emisiones de carbono, el cual tuvo un incremento de su costo en un 18%.

Tabla 9. Resultados de las emisiones de carbono a nivel nacional para ambos periodos de tiempo

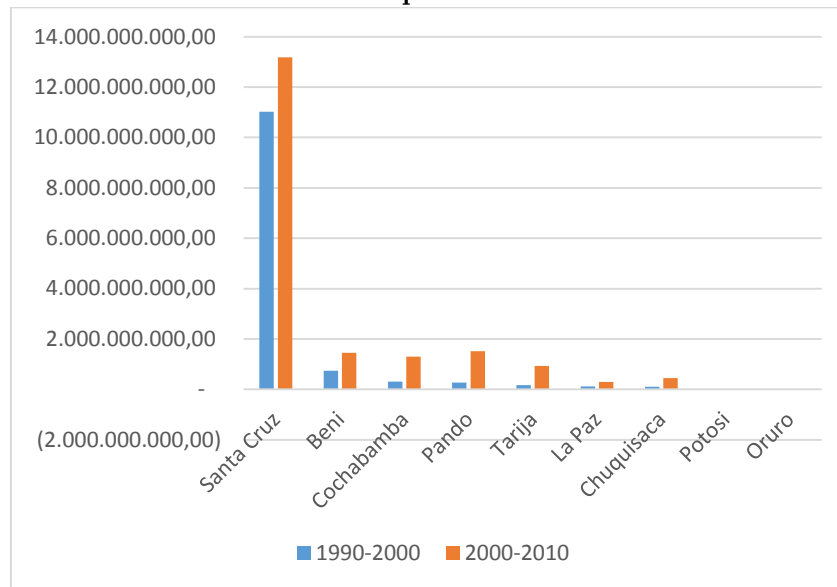
Periodo de tiempo	PIB Promedio anual Bs 2017	Costo promedio anual de las emisiones Bs 2017	Porcentaje del PIB
1990-2000	101,622,959,254	12,734,169,761	12.53%
2000-2010	142,837,956,218	19,121,763,608	13.4%

Fuente. Elaboración Propia

En la Tabla 9 se observa los resultados de los costos de las emisiones de carbono como proporción del PIB. Debido al incremento de las emisiones de dióxido de carbono, el costo también incrementó. Sin embargo, la proporción del costo en relación al PIB nacional, se ve amortiguado en el segundo periodo de estudio por el incremento del PIB nacional.

²¹ Los precios de carbono establecidos para las estimaciones después de la transformación de dólares a bolivianos y la conversión a bolivianos de 2017, fueron de 194.75Bs para el primer período y 206.48 Bs para el segundo período.

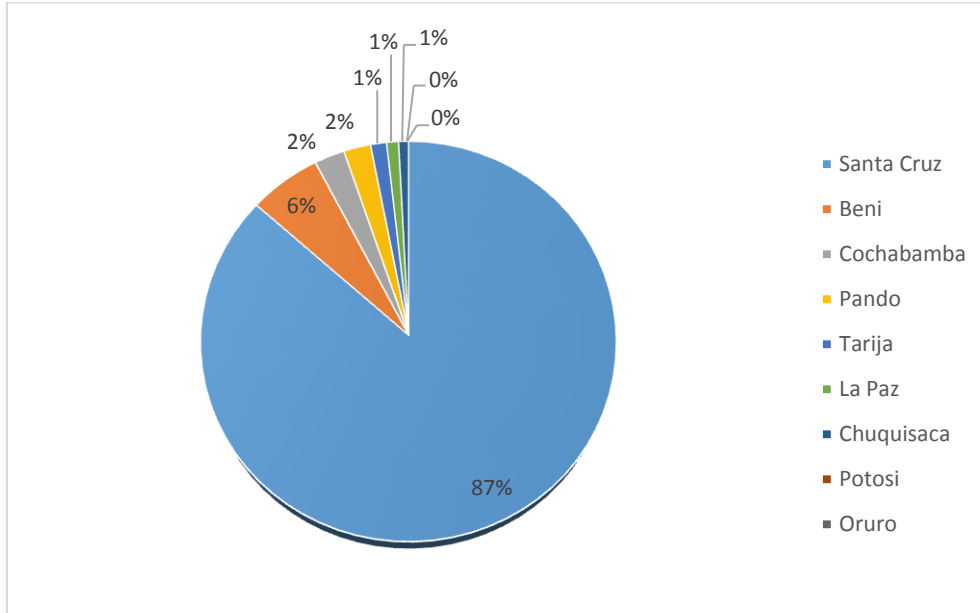
Figura 2. Costo anual de emisiones promedio de CO₂ (Bs/año) en Bs 2017 a nivel departamental



Fuente. Elaboración Propia

La Figura 2 muestra que todos los departamentos de Bolivia a excepción de Potosí y Oruro, tuvieron un incremento en las emisiones de carbono a causa del cambio de uso de suelo, mismo que se ve plasmado en un incremento en su costo. Sin embargo, si bien Santa Cruz continúa siendo el departamento con las emisiones y costos por emisiones más altos, fue el departamento que tuvo el menor crecimiento de las mismas, con solo un 16%. Por otro lado, Pando, Tarija, Chuquisaca y Cochabamba, fueron los departamentos con mayor crecimiento de las mismas, con un incremento del 82%, 82%, 77% y 76%, respectivamente.

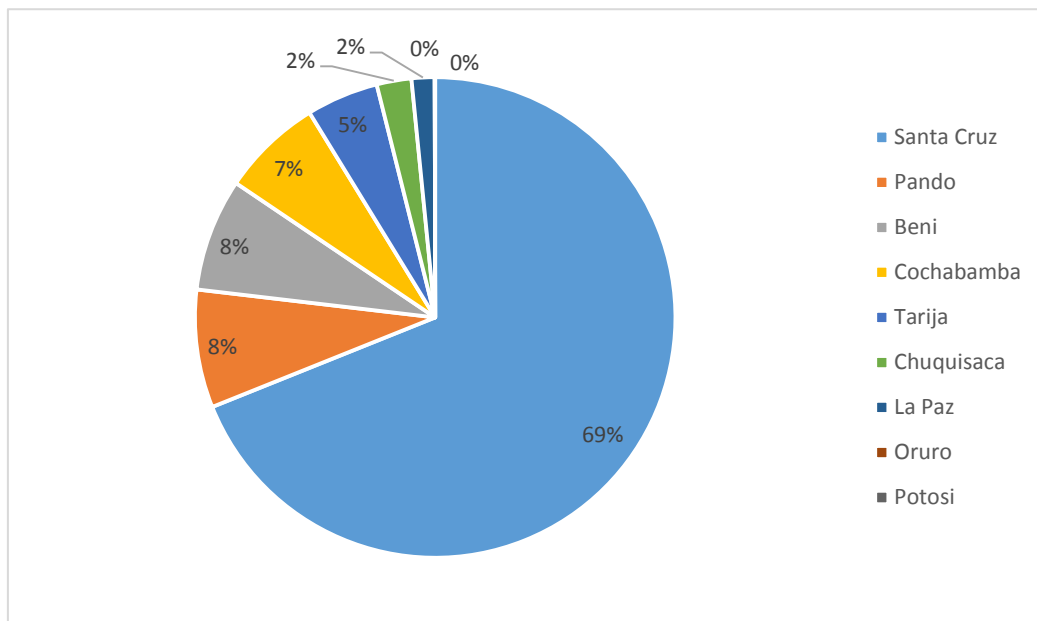
Figura 3. Proporción del Costo de las emisiones de CO₂ 1990-2000 a nivel departamental



Fuente. Elaboración Propia

La Figura 3 muestra la distribución del costo total de las emisiones de carbono para el primer periodo de estudio, en todos los departamentos. Como se puede apreciar, 87% del costo total de emisiones por cambio de uso de suelo, proviene de Santa Cruz. Posteriormente, le siguen Beni con el 6%, Cochabamba y Pando ambos con el 2%. El resto de los departamentos representan el 1% o menos.

Figura 4. Proporción del Costo de las emisiones de CO₂ 2000-2010 a nivel departamental



Fuente. Elaboración propia

La Figura 4 muestra la distribución del costo total de las emisiones de carbono para el segundo periodo de estudio, en todos los departamentos. Como se puede apreciar, Santa Cruz, continúa siendo el departamento que más aporta a éste costo, sin embargo, en una menor proporción que el periodo de estudio anterior. Asimismo, se ve un incremento en el aporte del resto de departamentos a excepción de Oruro y Potosí. Pando y Beni, aportan con un 8% y Cochabamba y Tarija aportan con el 7% y 5%, respectivamente. El resto de departamentos, aportan con el 2% o menos.²²

²² Para información más detallada sobre los resultados a nivel departamental de las emisiones de dióxido de carbono, ver la Tablas 24 y Tabla 25 en Anexos.

Tabla 10. Resultados a nivel departamental de las emisiones de dióxido de carbono para el primer periodo de tiempo

Municipio	Promedio anual de emisiones, 1990-2000 (t CO₂/año)	Costo anual en Bs 2017 de emisiones promedio, 1990-2000 (Bs/año)	Porcentaje del PIB departamental
Pailón	9,650,575	1,879,449,487	6.40%
San Julián	9,216,389	1,794,891,667	6.10%
Cuatro Cañadas	7,464,864	1,453,782,315	5.00%

Fuente. Elaboración propia en base a resultados propios y Andersen (2016).

Los departamentos con mayor emisión de dióxido de carbono por cambio de uso de suelo para el primer periodo de estudio fueron, Santa Cruz, Beni y Cochabamba, los mismos que presentan las cifras más altas en relación al PIB nacional. Sin embargo, el departamento que, a pesar de que sus emisiones de dióxido de carbono para este primer periodo de estudio no son las más alta, sus cifras de costo representan una gran proporción de su PIB departamental, es el departamento de Pando, debido a que es el departamento con más bajo PIB departamental de todo el país.

Tabla 11. Resultados a nivel departamental de las emisiones de dióxido de carbono para el segundo periodo de tiempo

Municipio	Promedio anual de emisiones, 2000-2010 (t CO₂/año)	Costo anual en Bs 2017 de emisiones promedio, 2000-2010 (Bs/año)	Porcentaje del PIB departamental
San Julián	7,614,855	1,572,315,299	3.7%
Pailón	6,689,974	1,381,345,821	3.2%
Santa Rosa del Sara	5,670,463	1,170,837,142	2.7%

Fuente. Elaboración propia en base a resultados propios y Andersen (2016).

Los resultados de las emisiones de dióxido de carbono a nivel municipal para el segundo periodo de estudio, como se puede observar en la Tabla 11, muestra que de los tres municipios con costo de emisiones más alto, continúan siendo San Julián y Pailón además para éste segundo periodo se incluye a Santa Rosa del Sara, todos nuevamente pertenecientes al departamento de Santa Cruz. Asimismo, el costo de los tres representa aproximadamente un 31% del costo total del departamento de Santa Cruz y un 22% del costo total del país.

Es importante recalcar que si bien dos de los tres municipios continúan siendo los de emisiones más altas en ambos periodos, las mismas han reducido del primer al segundo periodo de tiempo.

3.2. Análisis de los resultados de la pérdida de biodiversidad

Al igual que en las emisiones de dióxido de carbono, se presentarán los resultados por pérdida de RAE (se usará indistintamente el término RAE por biodiversidad), a nivel nacional, departamental y municipal para ambos periodos de tiempo.

Tabla 12. Resultados nacionales sobre la pérdida de RAE para ambos periodos de tiempo

Periodo	RAE perdido	Porcentaje de perdida
1990-2000	698,288	7.90%
2000-2010	559,383	6.80%
Total	1,257,670	14.70%

Fuente. Elaboración propia en base a estimaciones propias

La Tabla 12 muestra la pérdida de RAE por deforestación y el porcentaje que representa esa cifra respecto al total de RAE. Como se puede observar, si bien las tasas de deforestación han incrementado, la pérdida de RAE ha

disminuido, esto tiene una explicación bastante particular la cual será presentada en las conclusiones.

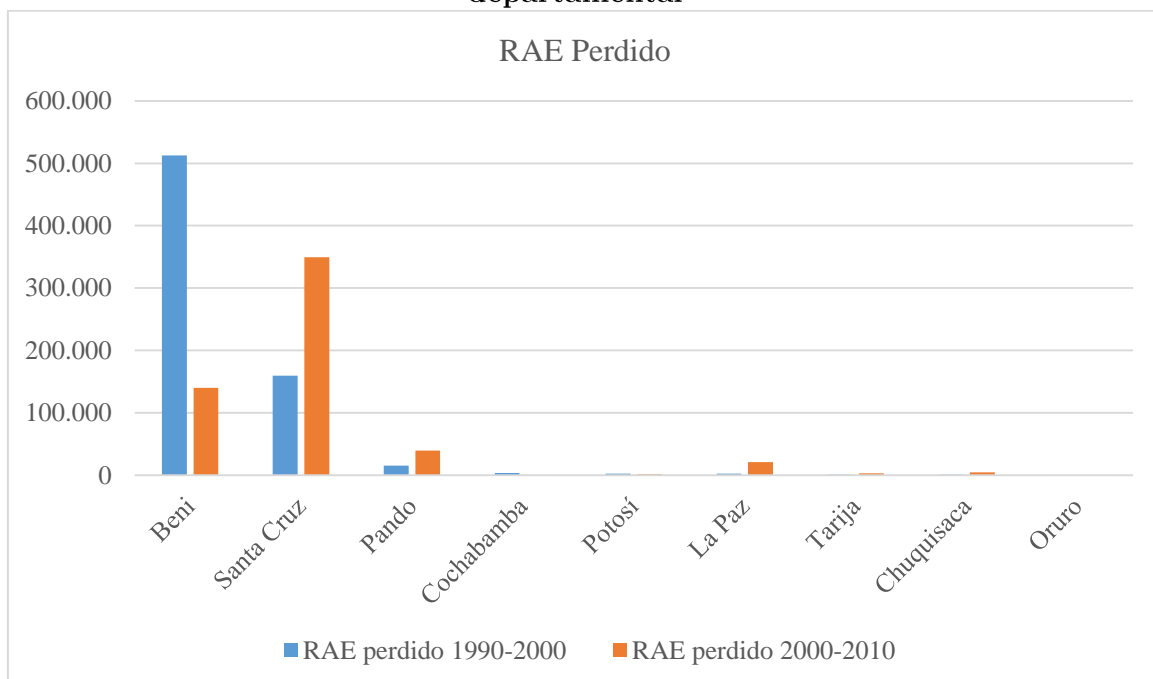
Tabla 13. Resultados nacionales de la pérdida de RAE para ambos periodos de tiempo

Periodo de tiempo	PIB Bs 2017	Costo promedio por pérdida de Biodiversidad en Bolivianos 2017	Porcentaje del PIB
1990-2000	101,622,959,254	2,081,561,252	2.05%
2000-2010	142,837,956,218	1,340,541,332	0.94%

Fuente. Elaboración propia en base a estimaciones propias

Como se puede observar en la Tabla 13, el costo nacional por pérdida de biodiversidad se ha reducido del primer al segundo periodo, el mismo se ve plasmado en la proporción del PIB el cual representa ese costo. Además, que esa reducción en la proporción del PIB se ve agravada por el crecimiento del mismo del primero al segundo periodo de estudio.

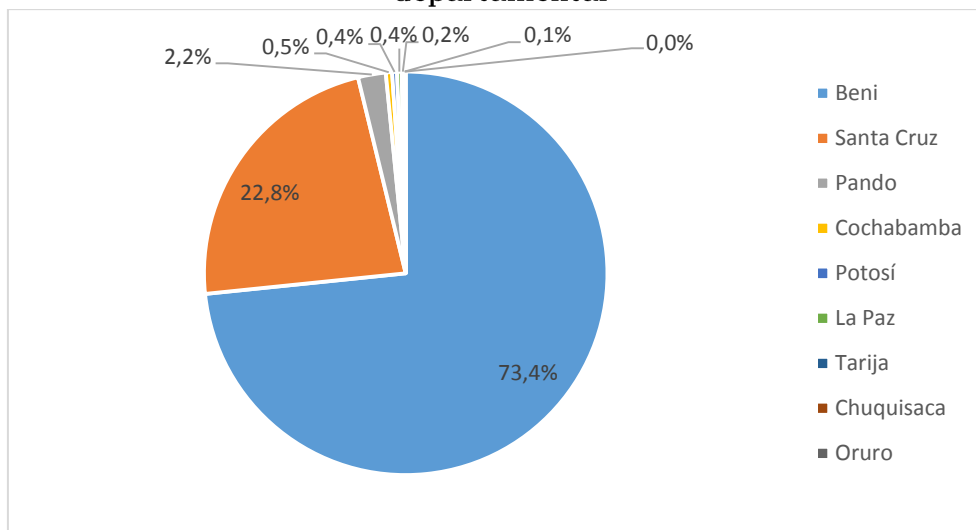
Figura 5. RAE perdido para ambos periodos de tiempo a nivel departamental



Fuente. Elaboración propia

La Figura 5 muestra el RAE perdido para ambos periodos de tiempo a nivel departamental. Beni es el departamento con mayor pérdida de biodiversidad en el primer periodo de tiempo, seguido de Santa Cruz y Pando. En el segundo periodo de tiempo, se puede observar que la pérdida de RAE en Beni disminuye, aunque sigue siendo el segundo departamento del país más afectado. Por otro lado, la pérdida de RAE en Santa Cruz aumenta en un 54%, convirtiéndolo en el departamento de mayor pérdida de biodiversidad para el segundo periodo de estudio. Sin embargo, los departamentos con mayor incremento de pérdida de RAE fueron La Paz y Chuquisaca, con un incremento del 87% y 83%, respectivamente.

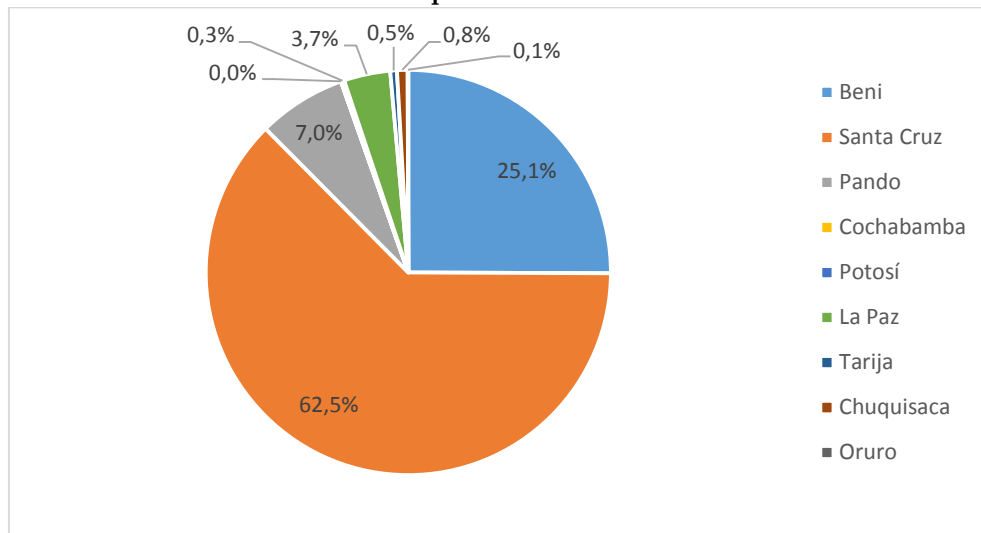
Figura 6. Porcentaje del total de RAE perdido 1990-2000 a nivel departamental



Fuente. Elaboración propia

La Figura 6 representa la distribución de la pérdida de RAE a nivel departamental, para el primer periodo de estudio. La pérdida de RAE de los departamentos de Beni y Santa Cruz representan casi el 100% de la pérdida de RAE del país, misma que alcanza un 96.2%.

Figura 7. Porcentaje del total de RAE perdido 2000-2010 a nivel departamental



Fuente. Elaboración propia

Asimismo, la Figura 7 muestra la distribución de la pérdida de RAE a nivel departamental, para el segundo periodo de estudio. En éste periodo la proporción de la pérdida de RAE de los departamentos de Santa Cruz y Beni en comparación con la pérdida total, redujo en casi 9%, debido a que la pérdida de RAE de ambos departamentos ahora representan el 87.6% del total de la pérdida de RAE. Por otro lado, Pando incrementó la proporción de pérdida de RAE departamental en comparación con el nacional de 2.2% a 7%, asimismo La Paz es el cuarto departamento que más contribuye a la pérdida de RAE del país con un incremento del 0.4% a aproximadamente un 4%.

Tabla 14. Resultados departamentales de la pérdida de RAE para el primer periodo de tiempo

Departamento	Costo por la pérdida de Biodiversidad 1990-2000 en Bs 2017	PIB promedio anual 1990-2000 en Bs 2017	Porcentaje PIB departamental 1990-2000	Porcentaje PIB total 1990-2010
Santa Cruz	1,549,661,766	29,225,587,979	5.3%	1.53%
Beni	492,142,377	3,869,953,354	12.7%	0.48%
Potosí	30,637,970	5,534,827,838	0.6%	0.03%
Cochabamba	2,184,302	18,172,269,512	0.01%	0.002%
Tarija	1,873,123	5,272,889,864	0.04%	0.002%
Oruro	1,648,679	6,112,437,949	0.03%	0.002%
La Paz	1,314,294	26,755,478,468	0.01%	0.001%
Pando	1,120,063	811,779,361	0.14%	0.001%
Chuquisaca	978,678	5,867,734,929	0.02%	0.001%

Fuente. Elaboración Propia en base a estimaciones propias

La Tabla 14 muestra que Santa Cruz y Beni son los departamentos con mayor costo por pérdida de biodiversidad, cifras que se ven reflejadas para ambos casos tanto con el porcentaje del PIB departamental como del PIB nacional. Sin embargo, el costo por pérdida de RAE de Beni es el de mayor proporción a nivel nacional con respecto a su PIB departamental. El resto de departamentos su aporte es mínimo, no llega ni al 1% con relación a su PIB departamental y el aporte al con relación al PIB total es aún menor.

Tabla 15. Resultados departamentales de la pérdida de RAE para el segundo periodo de tiempo

Departamento	Costo por la pérdida de Biodiversidad 2000-2010 en Bs 2017	PIB promedio anual 2000-2010 en Bs 2017	Porcentaje PIB departamental 2000-2010	Porcentaje PIB total 2000-2010
Santa Cruz	1,260,693,244	42,696,750,920	3%	0.9%
Beni	37,728,829	5,182,671,103	0.7%	0.03%
Chuquisaca	13,992,888	7,050,350,261	0.2%	0.01%
La Paz	10,666,283	33,903,134,465	0.03%	0.007%
Tarija	6,262,817	12,707,093,157	0.05%	0.004%
Potosí	5,643,931	7,981,522,908	0.07%	0.004%
Pando	2,407,595	1,365,250,698	0.2%	0.002%
Cochabamba	2,146,071	24,114,994,657	0.01%	0.002%
Oruro	999,674	7,836,188,050	0.01%	0.001%

Fuente. Elaboración propia en base a estimaciones propias

Como se puede observar en la Tabla 15 Santa Cruz y Beni continúan siendo los departamentos con costo más alto por pérdida de biodiversidad, aunque en éste periodo de tiempo, ambos redujeron. Sin embargo, Chuquisaca y La Paz fueron los departamentos que más incrementaron el costo por pérdida de biodiversidad.

Tabla 16. Resultados municipales de la pérdida de RAE para el primer periodo de tiempo

Municipio	RAE Perdido 1990-2000	Costo 1990-2000 en Bs 2017
Montero	1,798	1,462,833,593
Riberalta	201,899	373,428,648
Guayaramerín	38,770	56,995,312

Fuente. Elaboración propia en base a estimaciones propias

En la Tabla 16 se presenta a los tres municipios con costo por pérdida de biodiversidad más alto. Éstos son municipios pertenecientes a los departamentos de Santa Cruz y Beni, resultados que concuerdan con los departamentales, en que ambos departamentos presentaban los costos más altos por pérdida de biodiversidad.

Tabla 17. Resultados municipales de la pérdida de RAE para el segundo periodo de tiempo

Municipio	RAE Perdido 2000-2010	Costo 2000-2010 en Bs 2017
Montero	693	719,922,649
San Matías	115,919	165,714,724
Gral. Saavedra	3,731	108,388,859

Fuente. Elaboración propia en base a estimaciones propias

La Tabla 17 muestra los tres municipios que presentan los costos más altos por pérdida de biodiversidad en el segundo periodo de tiempo. Para éste periodo todos pertenecientes al departamento de Santa Cruz, manteniéndose Montero en ambos periodos como el municipio con más alto costo por pérdida de RAE.

Tanto en la Tabla 16 como en la Tabla 17, las cifras de costo no se compararon con el porcentaje del PIB departamental que representan debido a que son números muy pequeños. Posteriormente se va a presentar a los municipios con pérdida de biodiversidad más alto por cambio de uso de suelo para ambos periodos de tiempo.

Tabla 18. Resultados municipales para el primer periodo de tiempo

Municipio	RAE perdido 1990-2000
Riberalta	201,899
San Borja	74,053
Santa Rosa	57,693

Fuente. Elaboración propia en base a estimaciones propias

Como se puede observar en la Tabla 18, los tres municipios que representan la mayor pérdida de biodiversidad para el primer periodo de tiempo son pertenecientes al departamento del Beni.

Tabla 19. Resultados municipales para el segundo periodo de tiempo

Municipio	RAE perdido 2000-2010
San Matías	115,919
Concepción	59,044
Puerto Suárez	32,976

Fuente. Elaboración propia en base a estimaciones propias

Sin embargo, los resultados cambian en el segundo periodo de tiempo. Como se puede observar en la Tabla 19, los tres municipios que presentan la mayor pérdida de biodiversidad son pertenecientes al departamento de Santa Cruz.

3.3. Análisis de los resultados de la variación del ciclo hidrológico

También se procederá a presentar los resultados de la variación del ciclo hidrológico a nivel nacional, departamental, como municipal para ambos periodos de tiempo.

Tabla 20. Resultados a nivel nacional de la variación del ciclo hidrológico

Resultado	1990-2000	2000-2010
Volumen total de agua perdida (m ³)	24,588,171,372	25,820,065,066
Volumen de agua perdido por Índice de Escasez (m ³)	2,882,300,556	3,416,971,534
Costo Total Bs 2017	16,228,193,106	17,041,242,944
Costo por Índice de Escasez Bs 2017	1,902,318,367	2,255,201,212
PIB Bs 2017	101,623,000,000	142,838,000,000
Proporción del PIB del costo total	15.97%	11.93%
Proporción del PIB del costo por índice de escasez	1.87%	1.58%

Fuente. Elaboración propia en base a estimaciones propias

Como se mencionó previamente, para estimar el costo de la variación del ciclo hidrológico se debe hacer uso de un índice de escasez, el cual solo tomará en cuenta a los municipios pertenecientes a provincias con un índice de escasez medio o mayor, es decir municipios en los que realmente una variación del ciclo hidrológico represente un costo por su relación oferta-demanda de agua. Sin embargo, la Tabla 20 muestra ambos panoramas, es decir, un costo total, considerando a todos los municipios y uno haciendo distinción según el índice de escasez.

Los resultados muestran que el costo por variación del ciclo hidrológico representa aproximadamente 2% del PIB en el primer periodo de tiempo y 1.6% del PIB en el segundo periodo. Si bien el costo ha incrementado de un periodo a otro, la proporción del PIB que el mismo representa disminuye en el segundo periodo de tiempo debido al crecimiento del PIB.

Tabla 21. Resultados departamentales de la variación del ciclo hidrológico para el primer periodo de tiempo

Departamento	Volumen de agua perdida m³	Costo 1990-2000 en Bs 2017	PIB promedio anual 1990-2000 en Bs 2017	Proporción del PIB departamental
Santa Cruz	2,855,953,606	1,884,929,380	29,225,587,979	6.5%
Tarija	21,436,026	14,147,777	5,272,889,864	0.3%
Cochabamba	4,843,388	3,196,636	18,172,269,512	0.02%
Chuquisaca	67,535	44,573	5,867,734,929	0.001%
La Paz	-	-	26,755,478,468	0%
Oruro	-	-	6,112,437,949	0%
Potosí	-	-	5,534,827,838	0%

Fuente. Elaboración propia en base a estimaciones propias

La Tabla 21 muestra que los departamentos más afectados por la variación del ciclo hidrológico a causa de la deforestación en el primer periodo de tiempo, son los departamentos de Santa Cruz y Tarija, los cuales representan un porcentaje de 6.5% y 0.3% de su PIB departamental, respectivamente. En el resto de los departamentos, la relación con el PIB departamental respectivo es mínima.

Tabla 22. Resultados departamentales de la variación del ciclo hidrológico para el segundo periodo de tiempo

Departamento	Volumen de agua perdida m³	Costo 2000-2010 en Bs 2017	PIB promedio anual 2000-2010 en Bs 2017	Proporción del PIB departamental
Santa Cruz	3,325,083,559	2,194,555,149	42,696,750,920	5.10%
Tarija	40,178,267	26,517,656	12,707,093,157	0.20%
Cochabamba	38,555,348	25,446,530	24,114,994,657	0.10%
La Paz	13,070,900	8,626,794	33,903,134,465	0.03%
Chuquisaca	83,459	55,083	7,050,350,261	0.00%
Oruro	-	-	7,836,188,050	0%
Potosí	-	-	7,981,522,908	0%

Fuente. Elaboración propia en base a estimaciones propias

Documento de Trabajo IISEC-UCB No. 01/19, Abril 2019

La Tabla 22, presenta los resultados de la variación del ciclo hidrológico en el segundo periodo de tiempo. Santa Cruz y Tarija continúan siendo los departamentos con mayor costo por la variación del ciclo hidrológico a causa de la deforestación, sin embargo a pesar de que el costo incrementó, la proporción del PIB departamental que la misma representa es menor que en el primer periodo. Esto se debe al incremento del PIB departamental que tuvieron ambos departamentos.

Por otro lado, en el segundo periodo de tiempo, el departamento que mayor variación tuvo respecto a su situación inicial fue La Paz, debido a que en el primer periodo de tiempo no presentaba ningún costo por la variación del ciclo hidrológico, en el segundo periodo de tiempo ocupa el cuarto lugar de los departamentos con mayor costo. Posteriormente, los departamentos que tuvieron un mayor incremento de los costos de un periodo a otro, son Cochabamba y Tarija.

Tabla 23. Resultados municipales de la variación del ciclo hidrológico para ambos periodos de tiempo

1990-2000			2000-2010		
Municipio	Volumen de agua pérdida m ³	Proporción del volumen total perdido	Municipio	Volumen de agua pérdida m ³	Proporción del volumen total perdido
Pailón	5,116,197,055	31.50%	Pailón	5,149,225,276	19.90%
San Ignacio de Velazco	3,518,172,600	21.70%	San Ignacio de Velazco	3,547,507,018	13.70%
Concepción	2,048,933,212	12.60%	Concepción	2,055,537,402	8.00%
Cuatro Cañadas	1,923,961,730	11.90%	Cuatro Cañadas	1,947,672,173	7.50%
San Julián	1,858,145,650	11.50%	San Julián	1,937,618,169	7.50%
Charagua	1,507,354,596	9.30%	Charagua	1,530,117,740	5.90%
San José de Chiquitos	824,970,754	5.10%	San Pedro	948,098,298	3.70%
San Pedro	823,685,328	5.10%	San José de Chiquitos	847,166,555	3.30%
San Matías	667,197,895	4.10%	San Matías	672,212,847	2.60%
Villa Tunari	590,393,204	3.60%	Villa Tunari	607,009,092	2.40%

Fuente. Elaboración propia en base a estimaciones propias

La Tabla 23 muestra los municipios con mayor variación del ciclo hidrológico en ambos periodos de tiempo, como se puede observar todas a excepción de Villa Tunari son pertenecientes al departamento de Santa Cruz, sin embargo, los municipios más afectados son Charagua y San Pedro, puesto que ambos presentan un índice de escasez de agua medio o mayor.

4. Alcances y limitaciones

En la presente investigación se estudia la deforestación en Bolivia en los periodos de tiempo 1990-2000 y 2000-2010 con el objetivo de cuantificar los costos de la deforestación en términos monetarios considerando las emisiones de dióxido de carbono por el cambio de uso de suelo, la pérdida de biodiversidad y la variación del ciclo hidrológico.

Documento de Trabajo IISEC-UCB No. 01/19, Abril 2019

Sin embargo, es necesario conocer cuáles son los alcances y limitaciones del presente estudio. Primeramente, es importante destacar que si bien las 3 variables que componen el costo de la deforestación son las más relevantes según la teoría (Azqueta, 2007), no significa que no existan otros componentes, entre ellas destaca la degradación de los suelos a causa de deforestación. Misma que no fue posible estimar, debido a problemas conceptuales y de información. Es decir, no se tiene una definición clara conceptualmente sobre desde que nivel se considera a un suelo como degradado. Asimismo, no existen datos en Bolivia sobre los niveles de degradación de los suelos a causa de la deforestación. Y es muy ambicioso pensar en tener ese tipo de datos a un nivel desagregado como es el objetivo del presente estudio.

Por otro lado, si bien es imaginario pensar tener un precio de carbono, tal como se lo conoce comúnmente, para Bolivia, debido a que el país no posee un mercado de carbono. El concepto de precio de carbono empleado en el presente estudio, es decir, el de Costo Social del Carbono, si puede ser estimado para Bolivia mediante los modelos de evaluación integrada (IAM), sin embargo la estimación de la misma conlleva a una investigación per sé debido a su complejidad.

Dentro de lo que son las estimaciones de la pérdida de biodiversidad, los resultados se aproximan a estimaciones centrales debido a la estructuración del modelo BIOM. Es decir, debido a que se considera un índice de riqueza absoluta de las especies, la misma tiende a generalizar a las especies. Para poder obtener resultados más específicos se debe considerar las distintas especies y que tienen un ciclo de vida diferente entre cada una, es decir, los años de vida que tiene cada especie, el proceso de gestación de cada especie y el impacto que las mismas tienen ante la deforestación pueden llegar a ser diferentes.

Para obtener el impacto que tiene la deforestación específicamente en cada especie se recomienda diferenciar las mismas, (Vásquez e Ibisch, 2004). Sin

embargo, en el presente estudio, usar un indicador RAE que nos derive a estimaciones centrales de la biodiversidad, se adecuan los objetivos de éste estudio y permite alcanzar los mismos.

En el modelo econométrico, para la estimación de la variación del ciclo hidrológico, según la teoría, variables como el tipo de nubes y la capacidad de descarga de las mismas también explican la precipitación (Nagy 2016). Sin embargo, ese tipo de datos está fuera del alcance de la realidad en Bolivia y más aún poder obtener los mismos, a un nivel desagregado como ser municipal. A pesar de esto, el modelo econométrico espacial planteado, explica adecuadamente la precipitación.

Por otro lado, debido a la falta de datos, el estudio a nivel municipal compone a 331 municipios y no a 339, el mismo omite a Nazacara de Pacajes, Escoma, Collana pertenecientes a la zona andina del departamento de La Paz. Cliza, Toko, Colcapirhua, Tacachi pertenecientes al departamento de Cochabamba y Huachacalla perteneciente al departamento de Oruro. Los mismos no presentan grandes coberturas forestales, por lo que su omisión no afecta en los resultados finales.

5. Conclusiones y Recomendaciones

Las tasas de deforestación han incrementado en gran magnitud en Bolivia, las mismas que, aunque no se perciban en las cuentas nacionales del país ocasionan un costo. Los resultados del presente estudio muestran que los mismos son significativos en relación al PIB, el costo representaría una cifra mayor al 10% del PIB y si se compara con el presupuesto destinado a educación para el año 2017, el monto asciende a 7.6% del PIB y con el presupuesto destinado a salud donde la cifra asciende a 7% del PIB, se observa que el costo por deforestación es un monto considerable (Ministerio de Economía y Finanzas Públicas., 2016). Si bien en el segundo periodo las tasas de regeneración han

Documento de Trabajo IISEC-UCB No. 01/19, Abril 2019

aumentado comparado con el primer periodo de estudio, las mismas no compensan el incremento de las tasas de deforestación.

Los departamentos a tomar mayor consideración por la deforestación son sin duda los del oriente, Santa Cruz, Beni y Pando. Esto se debe a que la suma de su área forestal equivale a más del 70% del total de área forestal en Bolivia y su deforestación en el primer periodo y segundo llega a aproximadamente 6% y 10% de esa superficie, respectivamente.

Si bien los resultados muestran que el mayor costo provocado por la deforestación es el de las emisiones de dióxido de carbono, no se puede afirmar que los costos por pérdida de biodiversidad y variación del ciclo hidrológico no puedan llegar a ser mayores. Debido a que los recursos naturales tienen valor por su propia existencia, en el caso de la biodiversidad, su vivencia no se limita exclusivamente al consumo humano. Por otro lado, el valor del agua no se limita al riego para agricultura, que en el caso de Bolivia, una gran parte de la demanda de agua es alimentada por la lluvia. Es decir, poner una valoración económica a un recurso natural es bastante delicado, debido a que puede llegar a valores infinitos por su importancia para la vida, en éste caso, no existiría vida sin agua o sin bosques. Sin embargo, sí es posible vivir con un poco menos de bosque, más aún cuando la transformación de bosque genera beneficios económicos y es fuente de supervivencia para muchos. Es por eso que éste tipo de estimaciones planteadas por el presente estudio contribuyen a dar una idea sobre los costos ocasionados por la deforestación, el cual puede servir de guía para la toma de decisiones.

Bolivia al no tener un mercado de carbono, no se puede definir un precio propio para el país. Sin embargo, los precios globales son justamente usados para eso (Gayer T., 2017), poder estimar los costos por emisiones de dióxido de carbono a pesar de no tener un precio, ya que exista un mercado o no, las emisiones van a ocasionar daño. Tanto las emisiones de carbono, como su costo

han aumentado de un periodo a otro, debido al incremento de las tasas de deforestación y por la variación del precio de carbono, que cada vez tiende a aumentar. (World Bank, 2017; World Bank Ecofys 2017).

Entre los resultados más interesantes de la pérdida de biodiversidad están que mayores tasas de deforestación no necesariamente van a implicar una mayor pérdida de biodiversidad. A nivel nacional las tasas del primer periodo al segundo han crecido, sin embargo, el número de RAE perdido ha sido menor en el segundo periodo. Esto implica que la pérdida de RAE por deforestación no solo depende de si la misma incrementa o no, si no que la misma se ve influida por el lugar donde se deforesta, es decir, si el lugar de deforestación no presenta niveles altos de RAE, la misma no se verá afectada en gran magnitud.

Los resultados de la variación del ciclo hidrológico muestran que es más significativa la deforestación de los vecinos que la deforestación del mismo lugar en donde cae la lluvia, lo cual lleva a pensar en políticas donde se considere que las decisiones tomadas en un lugar, llegan a afectar los resultados de otros lugares. En éste caso, la deforestación de un lugar afecta significativamente de forma inversa la precipitación de otro lugar.

Por otro lado, la regeneración de los bosques tanto a nivel local como la de los vecinos, tiene una relación positiva con la cantidad de lluvia. Por lo que se recomendaría no tomar tan a la ligera el dicho de que los bosques son agua verde.

Dentro de las recomendaciones planteadas, se propone realizar un plan de estudio de los bosques en Bolivia. Donde se considere la proporción de biomasa, biodiversidad existente y evapotranspiración del bosque, para la toma de decisión de una deforestación (en caso de ser inevitable) donde los costos sean menores.

Se recomienda que Bolivia sea partícipe del mercado de carbono, como un incentivo para reducir las emisiones de dióxido de carbono, que si bien no son

Documento de Trabajo IISEC-UCB No. 01/19, Abril 2019

altas si se considera al sector energético, de transporte e industrial, el panorama cambia cuando se toma en cuenta las emisiones por el cambio de uso de suelo. Ésta propuesta no es tan lejana de la realidad, considerando los efectos del cambio climático y la necesidad de alcanzar los objetivos de la COP23. Además, países vecinos como Colombia y Chile ya son parte de este mercado (World Bank, 2017).

Dados los resultados de la variación del ciclo hidrológico y tomando en cuenta el índice de escasez, se recomienda optar por medidas de reciclaje y re uso del agua disponible. Debido a que la oferta de agua tiende a reducirse por las presiones a los recursos naturales, mientras la demanda es creciente por el incremento poblacional.

Dentro de las recomendaciones metodológicas se recomienda que en estudios futuros se pueda estimar un precio de carbono local. El cual puede ser realizado usando alguna de las tres metodologías IAM presentadas, para poder tener estimaciones más precisas sobre el costo de las emisiones de dióxido de carbono.

Por otro lado, se recomienda hacer estudios diferenciados de las especies existentes en un área boscosa, debido a que la deforestación llega a afectar de distinta manera a la biodiversidad. El presente estudio opta por estimaciones centrales para poder tener resultados del agregado de la biodiversidad, en donde el objetivo no es diferenciar especies.

Asimismo, para la variación del ciclo hidrológico, se recomienda en un futuro usar modelos más sofisticados como el empleado por Costa H.M., (2016). El cual usa un modelo de fuente y destino (source and destination) donde es posible considerar el lugar de donde proviene la lluvia por evapotranspiración de los bosques y el lugar de destino.

Finalmente, para tener un mejor análisis de los resultados se recomienda realizar estimaciones de los beneficios de la deforestación, lo cual facilitaría un

Documento de Trabajo IISEC-UCB No. 01/19, Abril 2019

estudio de costo-beneficio de la deforestación. Dicho objetivo representa una investigación per sé, motivo por el cual no pudo realizarse en el presente análisis. El mismo debe ser realizado en la misma desagregación que el presente estudio, es decir, a nivel municipal, departamental y nacional.

Dicho esto, se espera que futuras investigaciones puedan abordar las recomendaciones planteadas previamente. Mediante el cual se tendrían resultados más precisos para la toma de decisiones sobre el cambio de uso de suelo en Bolivia.

“Solo después de que el último árbol se haya cortado, el último río se haya envenenado, el último pez se haya capturado, solo entonces entenderás que el dinero no se puede comer”

Proverbio Indio

Bibliografía

Ackerman, Frank; Stanton, Elizabeth A. (2012) : Climate risks and carbon prices: Revising the social cost of carbon, *Economics: The Open-Access, Open-Assessment EJournal*, Vol. 6, Iss. 2012-10, pp. 1-25, <http://dx.doi.org/10.5018/economics-ejournal.ja.2012-10>

Agudelo Torres, G., & Franco Ceballos, L., & Franco Arbeláez, L. (2015). Aplicación de la econometría espacial para el análisis de la miseria en los municipios del departamento de Antioquia. *Semestre Económico*, 18 (37), 103-127.

Andersen L, (2009) “Bolivia's high CO₂emissions” Monday Morning Letter, INESAD. La Paz.

Andersen LE, Branisa B, Canelas S (2016) Quemas y Chaqueo. *El ABC del Desarrollo en Bolivia* (pgs 190-200).

Andersen LE, Doyle AS, del Granado S, Ledezma JC, Medinaceli A, Valdivia M, et al. (2016) Net Carbon Emissions from Deforestation in Bolivia during 1990-2000 and 2000-2010: Results from a Carbon Bookkeeping Model.

Andersen, L. E.; Busch, J.; Curran, E.; Ledezma, J.C.; Mayorga, J.; Ruiz, P. (2014) Impactos socioeconómicos y ambientales de compensaciones por la reducción de emisiones de deforestación en Bolivia: resultados del modelo OSIRIS-Bolivia. *Revista Latinoamericana de Desarrollo Económico*, 22, pp. 7-48.

Andersen, L.E. 2014. La economía del cambio climático en Bolivia: Impactos sobre la Biodiversidad. C.E. Ludeña y L. Sanchez-Aragon (eds), Banco Interamericano de Desarrollo, Monografía No. 192, Washington, DC.

Aragao LE, Malhi Y, Roman-Cuesta RM, Saatchi S, Anderson LO, Shimabukuro YE (2007) Spatial patterns and fire response of recent Amazonian droughts. *Geophys Res Lett* 34(7): L07701. doi:10.1029/2006GL028946

Asafu-Adjaye, J. (2003). Biodiversity Loss and Economic Growth: A Cross-Country Analysis. *Contemporary Economic Policy*, 21(2), 173-185

Documento de Trabajo IISEC-UCB No. 01/19, Abril 2019

Asquith & Vargas (2007) "Fair deals for watershed services in Bolivia." Natural Resource Issues No. 7. International Institute for Environment and Development. London, UK.

Azqueta D (2007). Los Problemas Ambientales. Introducción a la Economía Ambiental. Segunda Edición. (1-32)

Balance Hidrológico (s.f) Obtenido del Departamento de Geología de la Universidad Sonora de Mexico. Extraído de: <http://gaia.geologia.uson.mx/academicos/lvega/ARCHIVOS/BALANCE.htm>

Baronio, A., Vianco, A., & Rabanal, C. (2012). Una introducción a la econometría espacial: Dependencia y heterogeneidad. Cátedra de econometría.

BID-CEPAL (2014) La Economía del Cambio Climático en el Estado Plurinacional de Bolivia. Banco Interamericano de Desarrollo y CEPAL, Monografía del BID 220.

Bradfort A (2014, Diciembre 15) What is Global Warming?. LiveScience, Extraído de <https://www.livescience.com/37003-global-warming.html>

Buttler J (2013, Mayo 10) CO₂ at NOAA's Mauna Loa Observatory reaches new milestone: Tops 400 ppm. NNOA (National Oceanic and Atmospheric Administration), Extraído de <https://www.esrl.noaa.gov/gmd/news/7074.html>

Calvo, N (2014) Análisis de los cambios en la demanda hídrica y el índice de escasez del agua. Andersen L. E & Jemio, L.C, La dinámica del cambio climático (181-211) La Paz, Bolivia. Fundación INESAD.

CIFOR (2017). Más allá del carbono: Salvar los bosques para no quedarnos sin agua. Obtenido de <http://blog.cifor.org/48968/mas-alla-del-carbono-salvar-los-bosques-para-no-quedarnos-sin-agua?fnl=es>

Cliff, A. y Ord, J. (1973): Spatial Autocorrelation. London. Pion

Common, M. S., & Stagl, S. (2008). Introducción a la economía ecológica (No. 333.7 333.7 COM C6I5). Barcelona, España;: Reverté.

Costa, H.M, et al. (2016). Project Economic Valuation of Changes in Amazon Forest Area. Fourth Deliverable of Output Category 2. Final Report on Hydrological Service Mapping.

Documento de Trabajo IISEC-UCB No. 01/19, Abril 2019

Da Rocha HR, Manzi AO, Cabral OM, Miller SD, Goulden ML, Saleska SR, Coupe NR (2009) Patterns of water and heat flux across a biome gradient from tropical forest to savanna in Brazil. *J Geophys Res* 114(G00B12):1–8

Davidson EA, de Araujo AC, Artaxo P, Balch JK, Brown IF, Bustamante MMC, Coe MT, DeFries RS, Keller M, Longo M, Munger JW, Schroeder W, Soares-Filho BS, Souza CM Jr, Wofsy SC (2012) The Amazon basin in transition. *Nature* 481:321–328. doi:10.1038/nature10717

FAN (2005) (Fundación Amigos de la Naturaleza). *Visión de conservación de la biodiversidad en el corredor*

FAO (2015) *Global Forest Resources Assessment 2015: Desk Reference*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Garrod G., Willis K.G, (1999) *Economic Valuation of the Environment: Methods and Case Studies*.

Gayer T. (2017, Febrero 28) *The social costs of carbón*. Brookings, Extraído de <https://www.brookings.edu/testimonies/the-social-costs-of-carbon/>

Greenstone, M., Kopits, E., & Wolverton, A. (2013). Developing a social cost of carbon for US regulatory analysis: A methodology and interpretation. *Review of Environmental Economics and Policy*, 7(1), 23-46.

Hope, C. W. (2008). Optimal carbon emissions and the social cost of carbon over time under uncertainty. *Integrated Assessment*, 8(1).

Hope, C., & Newbery, D. (2007). *Calculating the social cost of carbon*.

IAWG, U. (2010). *Technical support document: Social cost of carbon for regulatory impact analysis under executive order 12866*. Interagency Working Group on Social Cost of Carbon, United States Government, Washington, DC.

Ibisch, P. L. y Mérida, G. (2003) *Biodiversidad: La riqueza de Bolivia*. Estado de conocimiento y conservación. Editorial FAN, Santa Cruz de la Sierra.

Interagency Working Group on Social Cost of Carbon (2010). *Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis Under Executive Order 12866*. Washington, DC: U.S. Department of Energy. http://www1.eere.energy.gov/buildings/appliance_standards/commercial/pdfs/smallmotors_tsd/sem_finalrule_appendix15a.pdf.

Documento de Trabajo IISEC-UCB No. 01/19, Abril 2019

Kaimowitz, D. (1997). Factors determining low deforestation: the Bolivian Amazon. *Ambio*, 26(8), 537-40.

Kellner, C. J., Brawn, J. D., & Karr, J. R. (1992). What is habitat suitability and how should it be measured?. In *Wildlife 2001: Populations* (pp. 476-488). Springer Netherlands

Klein, H. S. (2003) *A Concise History of Bolivia*. Cambridge University Press, Cambridge.

Lathuillie`re MJ, Johnson MS, Donner SD (2012) Water use by terrestrial ecosystems: temporal variability in rainforest and agricultural contributions to evapotranspiration in Mato Grosso, Brazil. *Environ Res Lett* 7:24024. doi:10.1088/1748-9326/7/2/024024

Luckow, P., Stanton, E. A., Fields, S., Biewald, B., Jackson, S., Fisher, J., & Wilson, R., (2015). 2015 Carbon Dioxide Price Forecast. *Synapse Energy Economics*

Machicado, C. G., B. Muriel y L. C. Jemio. 2010. "Aporte de los servicios ecosistémicos silvícolas a la economía boliviana." Documento de Trabajo sobre el Desarrollo Nro. 12/2010. La Paz, Bolivia: Instituto de Estudios Avanzados en Desarrollo.

Malhi Y, Aragao LEOC, Galbraith D, Huntingford C, Fisher R, Zelazowski P, Sitch S, McSweeney C, Meir P (2009) Exploring the likelihood and mechanism of a climate-change-induced dieback of the Amazon rainforest. *Proc Natl Acad Sci USA*. doi:10.1073/pnas. 0804619106

Marcinek, J. (2007): Hydrological cycle and water balance - A global survey. In: Lozán, J. L., H. Grassl, P. Hupfer, L.Menzel & C.-D. Schönwiese. *Global Change: Enough water for all? Wissenschaftliche Auswertungen*, Hamburg. Online: www.klima-warnsignale.uni-hamburg.de

Ministerio de Economía y Finanzas Públicas (2016) "Presupuesto 2017 prioriza salud y educación". Extraído http://www.economiayfinanzas.gob.bo/index.php?opcion=com_prensa&ver=prensa&id=3786&categoria=5&seccion=306

Nagy, L., Forsberg, B. R., & Artaxo, P. (Eds.). (2016). *Interactions Between Biosphere, Atmosphere and Human Land Use in the Amazon Basin* (Vol. 227). Springer.

Documento de Trabajo IISEC-UCB No. 01/19, Abril 2019

Nepstad DC, Lefebvre PA, Silva UL Jr, Tomasella J, Schlesinger P, Solorzano L, Moutinho PRS, Ray DG (2004) Amazon drought and its implications for forest flammability and tree growth: a basin-wide analysis. *Glob Chang Biol* 10:704–717

Nowicki, C., A. Ley, R. Caballero, J. H. Sommer, W. Barthlott y P.L. Ibsch. 2004. “Extrapolating Distribution Ranges - BIOM 1.1., a Computerized Bio-Climatic Model for the Extrapolation of Species Ranges and Diversity Patterns.” En: R. Vásquez Ch. y P. L. Ibsch (eds.), *Orchids of Bolivia. Diversity and Conservation Status (Vol. 2)*, pp.39-68 . (Laeliinae, Polystachinae, Sobraliinae with update and complementation of the Pleurothallidinae). Santa Cruz de la Sierra, Bolivia: Editorial FAN.

Oliveira RS, Bezerra L, Davidson EA, Pinto F, Klink CA, Nepstad DC, Moreira A (2005) Deep root function in soil water dynamics in cerrado savannas of central Brazil. *Funct Ecol* 19:574–581

Ordoñez, J. 2011. Ciclo Hidrológico. “Contribuyendo al desarrollo de una Cultura del Agua y la Gestión Integral de Recurso Hídrico” Novoa, Z (eds), Global Water Partnership South America.

PNUD. 2004. Índice de Desarrollo Humano en los municipios de Bolivia. Informe Nacional de Desarrollo Humano 2004. Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo. La Paz.

Riebeek H (2010) Counting the World’s Trees, Global Forest Resources Assessment.

Saad SI, da Rocha HR, Silva Dias MAF, Rosolem R (2010) Can the deforestation breeze change the rainfall in Amazonia? A case study for the BR-163 highway region. *Earth Interact* 14 (18):1–25. doi:10.1175/2010EI351.1

Salati E, Nobre CA (1991) Possible climatic impacts of tropical deforestation. *Clim Change* 19:177–198

SERNAP (2013) Deforestación y regeneración de bosques en Bolivia y en sus Áreas Protegidas Nacionales para los periodos 1990-2000 y 2000-2010. Ed. Servicio Nacional de Áreas Protegidas, Museo de Historia Natural Noel Kempff Mercado y Conservación Internacional – Bolivia. SERNAP, La Paz.

Sheil, D. (2014). How plants water our planet: advances and imperatives. *Trends in plant science*, 19(4), 209-211.

Documento de Trabajo IISEC-UCB No. 01/19, Abril 2019

- Simons., E. Pidcock., R. Yeo., S. (2017, Febrero 14) The social cost of carbon. Carbon Brief, Extraído de <https://www.carbonbrief.org/qa-social-cost-carbon>
- Snyder PK (2010) The influence of tropical deforestation on the northern hemisphere climate by atmospheric teleconnections. *Earth Interact* 14:1–34. doi:10.1175/2010EI280.1
- Sommer, J. H., Nowicki, C., Rios, L., Barthlott, W., & Ibisch, P. L. (2003). Extrapolating species ranges and biodiversity in data-poor countries: The computerized model BIOM. *Revista de la Sociedad Boliviana de Botánica*, 4(1), 171-190.
- Strand, J., Toman M.A., (2015) Economic Valuation of Changes in Amazon Forest Area Project Document Covering Six Project Elements. Development Research Group, Environment and Energy Team (DECEE) The World Bank
- Thornton, P. E., & Running, S. W. (1999). An improved algorithm for estimating incident daily solar radiation from measurements of temperature, humidity, and precipitation. *Agricultural and Forest Meteorology*, 93(4), 211-228.
- Urioste, A. (2010). Deforestación en Bolivia: Una Amenaza mayor al cambio climático. Documento de Trabajo: Foro de Desarrollo y Democracia, Fundación Friedrich Ebert. La Paz.
- USGS Science for Changing World (2017) El ciclo del agua. Extraído de <https://water.usgs.gov/edu/watercyclespanish.html>
- Vásquez Ch. y P. L. Ibisch. 2004. Orchids of Bolivia. Diversity and Conservation Status (Vol. 2) (Laeliinae, Polystachinae, Sobraliinae with update and complementation of the Pleurothallidinae). Santa Cruz de la Sierra, Bolivia: Editorial FAN.
- Viton, P. A. (2010). Notes on spatial econometric models. *City and regional planning*, 870(03), 9-10.
- Wang G, Eltahir EAB (2000) Role of vegetation dynamics in enhancing the low frequency variability of the Sahel rainfall. *Water Resour Res* 36:1013–1021
- Watkinson A. R. (1997) Biodiversity: and ecological perspective, in Tim O’Riordan (ed) *Economics of Biological Resources and Biodiversity: summary*

of a seminar, CSERGE, School of Environmental Sciences, University of East Anglia.

Wilson, E.O. (1992) *The Diversity of Life*. Cambridge, M.A.: Harvard University Press.

World Bank (2017 Noviembre 1) “More Countries Are Putting a Price on Carbon But Stronger Action Is Needed to Meet Paris Targets: New World Bank Report”. Extraído de: http://www.worldbank.org/en/news/press-release/2017/11/01/more-countries-are-putting-a-price-on-carbon-but-stronger-action-is-needed-to-meet-paris-targets-new-world-bank-report?CID=CCG_TT_climatechange_EN_EXT

World Bank; Ecofys; Vivid Economics. 2017. *State and Trends of Carbon Pricing 2017*. Washington, DC: World Bank. © World Bank. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/28510> License: CC BY 3.0 IGO, extraído de: <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/28510>

Zeng N, Neelin JD, Lau K-M, Tucker CJ (1999) Enhancement of interdecadal climate variability in the Sahel by vegetation interaction. *Science* 286:1537–1540

Anexos

Tabla 24. Resultados a nivel departamental de las emisiones de dióxido de carbono para el primer periodo de tiempo

Departamento	Promedio anual de emisiones de CO ₂ , 1990-2000 (tCO ₂ /año)	Costo anual en Bs de emisiones promedio de CO ₂ , 1990-2000 (Bs/año) en Bs 2017	PIB promedio anual 1990-2000 en Bs 2017	Porcentaje del PIB departamental (1990-2000)	Porcentaje del PIB total (1990-2000)
Santa Cruz	56,588,479	11,020,606,308	29,225,587,979	37.7%	10.8%
Beni	3,798,380	739,734,570	3,869,953,354	19.1%	0.7%
Cochabamba	1,589,242	309,504,929	18,172,269,512	1.7%	0.3%
Pando	1,417,301	276,019,404	811,779,361	34.0%	0.3%
Tarija	839,638	163,519,462	5,272,889,864	3.1%	0.2%
La Paz	622,517	121,235,167	26,755,478,468	0.5%	0.1%
Chuquisaca	530,278	103,271,706	5,867,734,929	1.8%	0.1%
Potosi	32	6,250	5,534,827,838	0.0%	6.15E-10
Oruro	-	-	6,112,437,949	-	-

Fuente. Elaboración propia en base a resultados propios y Andersen (2016).

Tabla 25. Resultados a nivel departamental de las emisiones de dióxido de carbono para el segundo periodo de tiempo

Departamento	Promedio anual de emisiones de CO ₂ , 2000-2010 (tCO ₂ /año)	Costo anual en Bs de emisiones promedio de CO ₂ , 2000-2010 (Bs/año) en Bs 2017	PIB promedio anual 2000-2010 en Bs 2017	Porcentaje del PIB departamental (2000-2010)	Porcentaje del PIB total (2000-2010)
Santa Cruz	63,861,996	13,186,225,020	42,696,750,920	30.9%	9.2%
Pando	7,357,959	1,519,271,408	1,365,250,698	111.3%	1.1%
Beni	7,025,883	1,450,704,340	5,182,671,103	28.0%	1.0%
Cochabamba	6,292,999	1,299,378,522	24,114,994,657	5.4%	0.9%
Tarija	4,490,461	927,190,296	12,707,093,157	7.3%	0.7%
Chuquisaca	2,165,248	447,080,423	7,050,350,261	6.3%	0.3%
La Paz	1,438,699	297,062,486	33,903,134,465	0.9%	0.2%
Oruro	0	0	7,836,188,050	0.0%	0.0%
Potosi	-23,789	-4,912,051	7,981,522,908	-0.06%	0.0%

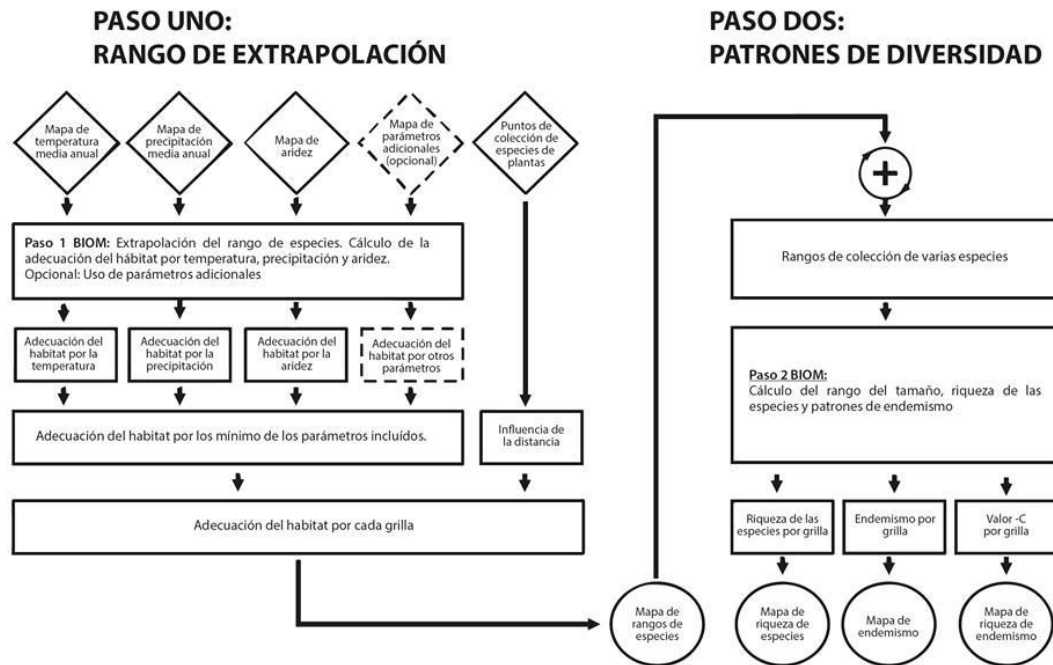
Fuente. Elaboración propia en base a resultados propios y Andersen (2016).

Tabla 26. Resultados más importantes de las emisiones de dióxido de carbono CO₂ y su costo a nivel municipal

Municipio	Promedio anual de emisiones, 1990-2000 (t /año)	Costo anual en Bs 2017 de emisiones promedio, 1990-2000 (Bs/año)	Municipio	Promedio anual de emisiones, 2000-2010 (t CO ₂ /año)	Costo anual en Bs 2017 de emisiones promedio, 2000-2010 (Bs/año)
Pailón	9,650,575	1,879,449,487	San Julián	7,614,855	1,572,315,299
San Julián	9,216,389	1,794,891,667	Pailón	6,689,974	1,381,345,821
Cuatro Cañadas	7,464,864	1,453,782,315	Santa Rosa del Sara	5,670,463	1,170,837,142
San Pedro	5,583,003	1,087,289,820	Yapacaní	4,400,238	908,561,179
Concepción	2,591,038	504,604,686	San Pedro	4,361,505	900,563,486
San Ignacio de Velazco	2,098,928	408,766,219	Charagua	4,338,158	895,742,917
El Puente	1,838,762	358,098,868	El Puente	4,264,625	880,559,689
San Javier	1,765,497	343,830,452	Ascensión de Guarayos	2,902,647	599,338,581
Ascensión de Guarayos	1,462,595	284,840,391	San Matías	2,825,736	583,457,872
Cabezas	1,393,778	271,438,297	Cuatro Cañadas	2,625,808	542,176,755
Riberalta	1,370,789	266,961,235	San Andrés	2,051,266	423,545,419
Santa Rosa del Sara	1,215,455	236,709,788	Villa Tunari	1,990,139	410,923,885
San José de Chiquitos	1,168,005	227,468,979	Cabezas	1,943,603	401,315,056
Warnes	1,124,813	219,057,354	San Javier	1,733,223	357,875,887
Okinawa Uno	1,069,186	208,223,982	Carmen Rivero Tórrez	1,724,548	356,084,672

Fuente. Elaboración Propia

Ilustración 8. Procedimiento del Modelo BIOM



Fuente. Sommer, et al. 2003.

Ilustración 9. Estimación de la elasticidad entre riqueza de especies y consumo per cápita en el largo plazo en Bolivia

Variable explicativa	Coficiente estimado
Constante	5,92 (45,54) ***
Ln (riqueza de las especies)	0,12 (5,41) ***
	# obs = 327
	R ² = 0,080

Fuente: Estimación propia.

Notas: La variable dependiente es el logaritmo del consumo per cápita en 2001.

Los números entre paréntesis son estadísticas *t*.

* Significativo al 10%, ** significativo al 5%, *** significativo al 1%.

Fuente. Andersen (2014).

Tabla 27. Resultados Municipales más destacados de la pérdida de RAE para ambos periodos de estudio

Municipio	Pérdida de RAE 1990-2000	Costo de la pérdida de RAE 1990-2000 en Bs 2017	Municipio	Pérdida de RAE 2000-2010	Costo de la pérdida de RAE 2000-2010 en Bs 2017
Riberalta	(201,899)	373,428,648	San Matias	(115,919)	165,714,724
San Borja	(74,053)	33,849,755	Concepcion	(59,044)	3,606,007
Santa Rosa	(57,693)	8,235,370	Puerto Suarez	(32,976)	50,075,330
Reyes	(50,662)	10,331,780	Exaltacion	(30,159)	962,801
Guayaramerín	(38,770)	56,995,312	Charagua	(16,659)	1,879,335
San Javier	(25,416)	528,248	Carmen Rivero Torrez	(15,553)	7,347,479
El Puente	(24,372)	3,716,330	Santa Ana de Yacuma	(14,997)	2,340,537
Concepcion	(22,547)	1,165,318	Cuatro Cañadas	(13,870)	19,687,264
Urubicha	(20,682)	1,264,307	Riberalta	(11,338)	15,847,892
San Julian	(15,108)	16,009,950	San Buenaventura	(10,793)	3,186,047
Santa Ana de Yacuma	(14,242)	2,106,497	San Ignacio	(10,730)	1,340,041
Carmen Rivero Torrez	(14,222)	4,720,353	El Sena	(10,539)	409,944
San Matias	(12,692)	2,136,802	Cabezas	(9,543)	11,250,910
Magdalena	(12,220)	1,443,573	Santa Rosa	(8,916)	935,936
Puerto Suarez	(11,045)	7,732,821	Baures	(8,422)	340,879

Fuente. Elaboración Propia.

Tabla 29. Provincias y Municipios con Índice de escasez medio, medio alto y alto

Departamento	Provincia	Municipio
La Paz	Omasuyos, Guido Villarroel	Sica Sica, Ayo Ayo, Calamarca, Collana, Colquencha, Patacamaya, Umala, San Pedro de Curahuara, Chacarilla, Papel Pampa, Achacachi, Ancoraimes, Chua Cocani, Huarina, Huatajata, Santiago de Huata.
Oruro	Saucari	Toledo
Potosí	Nor Chichas, Sud Chichas, Tomás Frías	Cotagaita, Vitichi, Tupiza, Atocha, Potosí, Belén de Urmiri, Tinguipaya, Villa Yocalla.
Cochabamba	Quillacollo, Capinota, Mizque.	Capinota, Santibañez, Sicaya, Mizque, Alalay, Vila Vila, Quillacollo, Colcapirhua, Sipe Sipe, Tiquipaya, Vinto.
Chuquisaca	Oropeza, Nor Cinti	Sucre, Poroma, Yotala, Camargo, Incahuasi, San Lucas, Villa Charcas.
Tarija	Gran Chaco, Cercado, Eustaquio Mendez	Tarija, Yacuibá, Caraparí, Villamontes, San Lorenzo, El Puente.
Pando	-	-
Beni	-	-
Santa Cruz	Andrés Ibáñez, Cordillera, Florida, Manuel Caballero, Obispo Santisteban, Vallegrande.	Santa Cruz de la Sierra, Cotoca, El Torno, La Guardia, Porongo, Lagunillas, Boyuibe, Cabezas, Camiri, Charagua, Cuevo, Gutierrez, Samaipata, Mairana, Pampagrande, Quirusillas, Comarapa, Saipina, Montero, General Agustín Saavedra, Minero, Fernández Alonso. San Pedro, Vallegrande, El Trigal, Moro, Postervalle, Pucará

Fuente. Elaboración Propia.