

# Servicios ecosistémicos: evaluación y valoración económica del secuestro de CO<sub>2</sub> en bosques y áreas protegidas del Área de Conservación Guanacaste -ACG, Costa Rica

Marissa Castro, Paula Palma, Vivian Ochoa y Claudeano Neto

## Resumen

### 1. Introducción

En los últimos años cambios significativos en el ciclo del carbono y sus consecuentes efectos en el clima global han llevado a la comunidad científica a poner énfasis en la medición y monitoreo de los distintos componentes del flujo de carbono entre ecosistemas y la atmósfera (IPCC, 2013). Si bien el dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) junto con otros gases de efecto invernadero son intercambiados constantemente entre ecosistemas terrestres y marinos con la atmósfera (Bonan, 2016), el aumento exponencial de las perturbaciones antropogénicas de las últimas décadas ha contribuido a un incremento de aproximadamente el 40% desde el año 1750 (Lamarque, 2011). Según el quinto informe del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, 2013) existe gran evidencia de que incrementos en las concentraciones de CO<sub>2</sub> podrían inducir mayores alteraciones en la configuración climática del planeta e incrementar la frecuencia de eventos extremos como sequías e inundaciones, por lo que el mantenimiento de los sumideros de carbono terrestre y oceánico es fundamental para su mitigación. De acuerdo a la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (2005), la biósfera absorbe aproximadamente 1 a 2 gigatoneladas de carbono al año o un equivalente al 20% de las emisiones de combustibles fósiles, por ello el almacenamiento y secuestro de carbono es considerado como uno de los principales servicios ecosistémicos para la regulación del clima en el planeta.

Es mundialmente aceptado que las áreas protegidas conservan biodiversidad y ecosistemas de gran valor, proveyendo de un amplio rango de beneficios sociales y

económicos a través de los servicios ecosistémicos (Kettunen et al., 2013). Dentro de los ecosistemas terrestres, los bosques desempeñan un papel importante en el secuestro de CO<sub>2</sub> a través de los procesos de fotosíntesis, respiración, descomposición y combustión de biomasa (Beer et al., 2010). La capacidad fotosintética de las plantas para fijar el carbono como compuestos orgánicos y almacenarlos en biomasa y en el suelo (Derwish et al. 2009; Bassi y ten Brink, 2013) es conocida generalmente como producción primaria y se apoya casi exclusivamente en la energía solar (Woodwell y Whittaker, 1968). Un indicador ampliamente utilizado para analizar la acumulación fotosintética de carbono en la vegetación es la Producción Primaria Neta (NPP) que generalmente es calculada en base a la relación de absorción total de carbono atmosférico o Producción Primaria Bruta (GPP) menos la energía utilizada para mantener la planta, también conocida como respiración (Ruimy et al., 1994). Esta relación se mantiene continua a través del tiempo, lo que significa un almacenamiento y secuestro adicional cada año (Tallis et al., 2011). Dado que la energía solar juega un rol importante en la estimación de la productividad, un número considerable de productos de sensores remotos, bajo condiciones controladas (Jensen, 1996), son usualmente utilizados para aproximar propiedades biofísicas fundamentales de los bosques. Los cuales, además de ser recolectados sistemáticamente a grandes distancias y para áreas geográficas extensas (Jones y Vaughan, 2010), pueden emplearse para deducir datos de secuestro y almacenamiento de carbono en los ecosistemas (Running, 2004).

Si bien el concepto de servicios ecosistémicos todavía se encuentra en discusión (Braat y de Groot, 2012), es innegable su importancia en la reestructuración de la relación entre el ser humano y la naturaleza (Seppelt et al., 2011; Braat y de Groot, 2012). Iniciativas mundiales, como los informes de la Economía del Medio Ambiente y la Biodiversidad (TEEB, 2010), el Sistema de Contabilidad Económica del Medio Ambiente de las Naciones Unidas (SEEA, 2012) y el programa de Contabilidad de Riqueza y Valoración de los Servicios de los Ecosistemas del Banco Mundial (WAVES), promueven el establecimiento de marcos normativos y metodologías de valoración que apoyen la formulación de políticas y los procesos de toma de decisiones a diferentes escalas. En el contexto forestal,

a pesar de que existe un amplio conocimiento por parte de los tomadores de decisión sobre la importancia de las políticas de conservación de bosques y programas de restauración, estas involucran una gran inversión, por lo que se vuelve indispensable conocer además sus beneficios en términos monetarios, de lo contrario, los bosques permanecerían siendo subvalorados (Derwish et al., 2009).

En los últimos años, se han desarrollado una variedad de métodos de valoración y cuantificación, tanto a nivel biofísico (Brown S., 2002; Balvanera et al., 2005; Turner et al., 2005, Gibbs et al., 2007; Kushida et al., 2007; Kalacska et al., 2008; Cui et al., 2016) como del valor monetario del secuestro y/o almacenamiento de carbono de distintos ecosistemas presentes en Áreas Protegidas – AP's (Aevermann y Schmude, 2015; Alam et al., 2016; Barrera y Maldonado, 2014; Bautista-Hernández y Torres-Pérez, 2003; Dieter y Elsasser, 2002; Estrada et al., 2014; Jerath, 2012; Kulshreshtha et al., 2000; Nowak y Crane, 2002; Paletto et al., 2015; Siwar et al., 2016; Sonwa et al., 2016; Valera, 2014; Van Breugel et al., 2011; Vásquez et al., 2013; Villalobos y Pratt, 1999; Wise y Cacho, 2005; Zarate-Barrera y Maldonado, 2015). Sin embargo, se ha observado que las tasas de secuestro y almacenamiento total de carbono en bosques, en especial de ecosistemas tropicales, son altamente variables geográficamente y no pueden ser transferidos de un área a otra, aún dentro del mismo país (Derwish et al., 2009), por lo que es necesario una estimación a nivel local.

De acuerdo al Marco Central del Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica el proceso de valoración de cualquier servicio ecosistémico se estructura en dos etapas: la cuantificación biofísica y la valoración económica (SEEA, 2012). La primera permite expresar el flujo de bienes naturales a través de la compilación de datos en unidades físicas que posteriormente son ligados en una segunda etapa a unidades monetarias que sirven para demostrar el valor de los bienes naturales en términos económicos. Estas estimaciones no solo son empleadas para demostrar la importancia de los sistemas ecológicos para beneficio de los seres humanos (TEEB, 2010) sino también para el análisis de políticas públicas, sistemas de monitoreo e implementación de incentivos que promuevan el desarrollo sostenible (Braat y de Groot, 2012).

Costa Rica posee una amplia experiencia en la implementación de políticas de gestión ambiental y de reconocimiento a los bienes de la naturaleza. La Ley Forestal No. 7575, promulgada en el año 1996, prohíbe cualquier tipo de cambio en la cobertura boscosa del país y reconoce como servicios ambientales aquellos que son brindados por el bosque y que contribuyen a la mitigación de gases de efecto invernadero, la protección del agua para consumo urbano, la conservación de la biodiversidad para distintos fines y la provisión de belleza escénica para la recreación y ecoturismo (FONAFIFO, 2000). En el marco de dicha ley nace el programa de Pago por Servicios Ambientales (PSA), una iniciativa que consolidó la eliminación de las altas tasas de deforestación del país a través de la implementación de incentivos sociales entre otros (Pagiola, 2008).

El Área de Conservación Guanacaste (ACG) es una de once áreas dedicadas a la conservación del medio ambiente en Costa Rica y posee una amplia historia de restauración ecológica y puesta en práctica de políticas de conservación de bosques (Allen, 2001). Esta región biogeográfica se extiende desde la costa del Pacífico marino integrando tres ecosistemas forestales tropicales principales: bosque seco, bosque húmedo y bosque nuboso. Si bien la mayoría de los estudios en la ACG se orientan a comprender las complejas dinámicas de los ecosistemas (Kalacska et al., 2004; Sánchez-Azofeifa y Portillo, 2011), funciones ecológicas (Quesada et al., 2004; Sánchez-Azofeifa et al., 2009) y sus procesos (Janzy, 2000; Leiva et al., 2009; Calvo-Alvarado et al., 2009) muy pocos han explorado su potencialidad en el contexto de la valoración del servicio de secuestro y almacenamiento de carbono.

En este contexto, el objetivo de esta investigación es evaluar la capacidad de los bosques del Área de Conservación Guanacaste (ACG) en Costa Rica para la provisión del servicio ecosistémico de secuestro de dióxido de carbono en sus dos componentes: biofísico y económico. Además, considerando que las áreas protegidas almacenan aproximadamente el 15% del carbono global (Campbell et al., 2008), estimamos variaciones anuales en el secuestro de carbono a nivel de las áreas protegidas del ACG y su equivalente en términos monetarios.

## 2. Revisión bibliográfica

### 2.1 Métodos de cuantificación de secuestro de CO<sub>2</sub>

Existen diferentes métodos y fuentes de datos empleados para estimar el flujo de carbono y el almacenamiento en ecosistemas terrestres. De acuerdo a Chen et al. (2005) existen cinco métodos convencionales:

- Las estimaciones biométricas proporcionan información confiable de la biomasa terrestre a partir de mediciones de sumideros de carbono en sitios de muestreo estructuralmente definidos en inventarios forestales. Sin embargo, estos carecen de continuidad y los resultados son demasiado puntuales en el contexto de un ecosistema.
- El enfoque eco-fisiológico estudia la respuesta directa de plantas individuales a los procesos de intercambio de dióxido de carbono y vapor de agua utilizando instrumentos de alta medición. A pesar de que este método proporciona datos a detalle, es limitado cuando se quieren expresar cantidades a nivel de ecosistema, además de requerir instrumental específico.
- Las estimaciones micrometeorológicas en torres situadas por encima de superficies vegetadas como el dosel de un bosque, proporcionan mediciones directas y continuas del intercambio directo de gases y carbono entre las plantas y la atmósfera, relación también conocida como Intercambio Neto del Ecosistema (NEE). Este se estima utilizando datos de covarianza de Foucault, medidas climáticas y otros datos biofísicos, que si bien cuentan con menos potencial para errores humanos, son muy costosos de implementar y mantener, razón por la cual el número de lugares de muestreo es limitado.
- Los enfoques de modelamiento de procesos ecosistémicos como la asimilación de carbono por las plantas se valen de un conjunto de herramientas informáticas para proveer un número útil de simulaciones de procesos biofísicos y pruebas de escenarios de captura de carbono a múltiples escalas. Si bien son de bajo costo, la disponibilidad de datos para la parametrización es una limitación ya que se necesitan de correcciones meticulosas que validen sus resultados.
- El uso de sensores remotos constituye una medida prometedora para estudios de carbono a grandes escalas. Dado que los productos de teledetección son fáciles de recopilar y con frecuencias confiables de disposición, estos son generalmente utilizados para aproximar variables biofísicas que permitan inferir cantidades de carbono secuestrado en distintos ecosistemas. Sin embargo, estos necesitan de

correcciones meticulosas y se pueden ver limitadas por la disponibilidad de resoluciones espaciales y espectrales.

Si bien ninguno de los métodos anteriormente descritos es considerado como el más eficaz (Chen et al., 2005), dependerá en muchos casos de los objetivos y recursos del estudio a realizarse. En muchos casos, una combinación de métodos, sean registros de campo y/o de modelado con aplicaciones de teledetección u otros, pueden llegar a proporcionar buenos resultados (Matsushita y Tamura, 2002).

Dado que tanto el almacenamiento como el secuestro de carbono son el resultado de procesos dinámicos que se distribuyen de forma heterogénea en el espacio geográfico, su espacialización en un contexto geográfico constituye un paso importante en la valoración del servicio (Fisher, 2008). Los desafíos en el mapeo sistemático de servicios ecosistémicos a nivel general fueron establecidos por Maes y otros (2012), sin embargo también destacan su importancia para identificar regiones con altos valores para la prestación de un determinado servicio y por ende promover la conservación de los mismos.

#### 2.1.1 Productividad primaria como indicador de secuestro de carbono

La productividad de los ecosistemas suele utilizarse para evaluar la cantidad de bienes como los alimentos, la madera, entre otros, que los ecosistemas proporcionan a la sociedad, y se constituye en una de las métricas más importantes utilizadas para evaluar el secuestro de carbono en los ecosistemas terrestres. La producción primaria neta (NPP) representa la cantidad neta de carbono que se añade a la biomasa de las plantas como ramas y hojas, y generalmente se expresa por unidad de espacio y tiempo (Running, 2004). Según Bonan (2016) también se refiere al proceso biofísico mediante el cual la vegetación produce energía química útil neta de la fotosíntesis, es decir, las plantas absorben la energía luminosa y producen carbohidratos a partir del CO<sub>2</sub> atmosférico. Esta se calcula usualmente restando la respiración autotrófica (RA) de la planta del total de energía absorbida también conocida como Productividad Primaria Bruta (GPP). El balance principal entre la absorción total de carbono durante la fotosíntesis (GPP) y la pérdida total de carbono durante la respiración (RA) se explica por las siguientes fórmulas:

$$NPP = GPP - RA$$

$$RA = R_m + R_c$$

La respiración autotrófica (RA) está compuesta por la suma de las energías requeridas para el mantenimiento ( $R_m$ ) y el crecimiento ( $R_c$ ) de las plantas (Bonan, 2016). La vegetación es un productor primario terrestre de biomasa e involucra procesos aún más

complejos con organismos vivos o heterótrofos que llegan a incidir en el balance de productividad y usualmente se conoce como respiración heterotrófica (RH), el desequilibrio entre NPP y RH también se conoce como Productividad Neta del Ecosistema (NEP) (Luyssaert et al., 2007). Sin embargo, su estimación requiere del uso de variables y mediciones más complejas, que en consecuencia limitan su uso como indicador final.

### 2.1.2 Uso de sensores remotos en la estimación del secuestro de carbono

Dado que las tasas fotosintéticas pueden derivarse de estimaciones de absorción de la radiación solar en la superficie terrestre (Jones y Vaughan, 2010), el uso de sensores remotos en conjunción con modelos de productividad emergen como una buena alternativa para el análisis de los flujos de carbono. Dos métricas de la producción primaria terrestre: producción primaria bruta (GPP) y producción primaria neta (NPP) han sido el centro de una gran cantidad de estudios y modelos publicados en recientes décadas, en 1997 Cramer y otros compararon diecisiete modelos globales que calculaban los flujos estacionales de NPP, de los cuales cinco eran modelos basados en información satelital (CASA, GLO-PEM, SDBM, SIB2 y TURC), la mayoría de los cuales utilizaban relaciones de índices de vegetación espectral con aproximaciones de la Fracción de Radiación Fotosintéticamente Activa absorbida por las plantas (FAPAR) y la eficiencia de uso ligero (LUE) entre los más importantes (Jones y Vaughan, 2010).

Los procedimientos de percepción remota actuales miden las señales de la vegetación fotosintéticamente activa (Baret y Guyot, 1991), también definidas como verdor para Chuvieco y Huete (2010) cuyas propiedades radiativas se registran particularmente en dos regiones del espectro electromagnético, la región espectral roja que absorbe la clorofila (0,6 a 0,7  $\mu\text{m}$ ) y la región no absorbente del infrarrojo cercano (0,7 a 1,1  $\mu\text{m}$ ) donde existe una significativa dispersión foliar (Chuvieco y Huete, 2010). Esta relación se utiliza a menudo para estimar índices de vegetación espectral y transformaciones como el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), que a pesar de algunas limitaciones para obtener mediciones directas son utilizadas especialmente para desarrollar relaciones predictivas de variables biofísicas de productividad generalmente basadas en modelos empíricos y semiempíricos (Grace et al., 2007). Si bien el NDVI es quizás uno de los índices más utilizados para estimar la productividad (Matsushita y Tamura, 2002), variaciones como el Índice de Vegetación Ajustado para el Suelo (SAVI) (Huete, 1988), su transformación o TSAVI (Baret et al., 1989), el Índice de Vegetación Perpendicular (PVI) (Richardson and Wiegand, 1977) o el Índice de Vegetación Mejorado (EVI) (Huete, 2002)

son empleados con el fin de mejorar las estimaciones y reducir el ruido del sensor en la imagen (Jones and Vaughan,2010).

En general, el estudio de Cramer (1997) también estableció que el uso del concepto de eficiencia de uso de la luz (LUE) para la conversión de la Radiación Fotosintéticamente Activa (APAR) a biomasa es adecuado para el uso con observaciones de percepción remota, ya que proporciona tanto el momento del periodo activo y los valores cuantitativos de FPAR. Con el fin de reflejar la dinámica del carbono anual relacionada con la productividad (NPP) se suele multiplicar la eficiencia, que es la integral anual de la radiación absorbida por la vegetación, por la sumatoria de APAR (Monteith, 1972). Un modelo mundialmente conocido que proporciona estimaciones de GPP y NPP es MODIS Global (Running, 2004) el cual utiliza un algoritmo basado en un cálculo estándar de NDVI y LAI / FPAR entre otros flujos de datos.

Para Turner et al. (2005) la relación entre GPP y el NPP varía entre ecosistemas y puede verse afectada por la resolución espacial del sensor empleado, sin embargo, la incorporación de datos de mediciones directas como el Índice de Área Foliar (LAI), registros meteorológicos, y calibración en base a mediciones directas de NPP y GPP apoyaría la mejora de estos algoritmos en escalas más finas.

## 2.2 Metodologías de valoración económica del secuestro de CO<sub>2</sub>

Los bosques poseen un valor económico que va más allá de la provisión de madera y otro tipo de materias primas, tal es el caso de los servicios regulatorios con valores implícitos como el secuestro de dióxido de carbono. Dado que muchos de estos se encuentran en áreas protegidas, estas poseen un valor económico importante ya que ayudan a conservar ecosistemas proveedores de múltiples bienes y servicios que contribuyen al bienestar de las personas<sup>1</sup>, sin embargo, al ser bienes públicos en su mayoría no forman parte de mercados formales, por lo que no existen precios para ellos, careciendo de una expresión explícita de su valor económico (Figueroa, 2010). Ante esta ausencia, existen diferentes técnicas que permiten estimar el valor que los individuos y la sociedad les asignan, como costo de viaje, precios hedónicos, gastos en prevención y mitigación, valoración contingente, entre otros (Sancho Villalobos y Pratt, 1999).

Para valorar económicamente el servicio de secuestro de CO<sub>2</sub>, es necesario atribuirle un valor monetario a la tonelada CO<sub>2</sub>. En la actualidad, existe una gran variedad de

---

<sup>1</sup> Más información sobre el valor económico de las áreas protegidas, se puede encontrar en “Task Force on Economic Benefits of Protected Areas of the World Commission on Protected Areas (WCPA) of IUCN, in collaboration with the Economics Service Unit of IUCN (1998)”

estimaciones diferentes del valor de la tonelada de carbono (Bassi y ten Brink, 2013), dentro de las cuales se encuentra el cálculo del costo de la emisión de una unidad adicional de carbono a la atmósfera o “costo marginal del daño de las emisiones de dióxido de carbono” (Alam et al., 2016, Dieter y Elsasser, 2002; Jerath, 2012; Siwar et al., 2016). Se trata de una estimación monetaria de los impactos económicos causados en la sociedad por la variación climática que produce la emisión de una tonelada métrica adicional de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) a la atmósfera terrestre (Nordhaus, 2011; Macedo, 2014; Diaz, 2014). En general, este tipo de estimación es la que entrega el enfoque metodológico más adecuado para el análisis del servicio de secuestro de carbono (Pearce, 2003), reflejando el daño marginal evitado del cambio climático a la sociedad (Bassi y ten Brink, 2013).

Si consideramos sólo la realidad de un país sería posible llevar a cabo la valoración a través de la estimación del “costo marginal de reducir las emisiones”, sin considerar el costo para la sociedad. Sin embargo, el costo marginal de la reducción de las emisiones puede ser muy específico, y a menudo refleja sólo el costo de la tecnología y otras medidas disponibles para mitigar las emisiones (Kotchen, 2016; Nordhaus, 2011; Pindyck, 2016; Bassi y ten Brink, 2013). Además, generalmente este costo es menor que el costo marginal del daño, lo que se traduce en una subvaloración del servicios de secuestro de CO<sub>2</sub> (Bassi y ten Brink, 2013). Sin embargo, puede ser una estimación útil para establecer el precio mínimo de transacción en los mercados de carbono locales.

Otras alternativas utilizadas son el costo de oportunidad de la tierra (Bautista-Hernández, Torres-Pérez, 2003; Gutiérrez y Lopera, 2001) y el método de transferencia de beneficios (Aevermann y Schmude, 2015; Kulshreshtha et al., 2000; Siwar et al, 2016). Además del uso de los precios de créditos de carbono, en países donde existe mercado de carbono, o el impuesto sobre el carbono, en países en el que por cada tonelada de carbono emitido se aplica una tasa de impuesto que puede ser utilizada como proxy para valorarlo monetariamente (Bassi y ten Brink, 2013). Más información sobre el valor del carbono y detalles para su cálculo se pueden encontrar en los investigaciones realizadas por Aevermann y Schmude, (2015); Alam, Olivier y Paquette, (2016); y, Tol (2005).

### 2.2.1 Costo Social del Carbono (SCC)

El SCC corresponde a la estimación monetaria de los daños globales causados por la emisión de una tonelada métrica adicional de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) a la atmósfera (Pearce, 2003; Nordhaus, 2011; Macedo, 2014; Dias, 2014; Smith y Braathen, 2015). Formalmente se define como el valor presente del impacto global acumulado al emitir una tonelada de carbono adicional hoy, durante todo el tiempo que permanezca en la

atmósfera (Watkiss et al., 2005; Pearce, 2003) y busca capturar cuanto está dispuesta a pagar hoy la sociedad por evitar los daños del cambio climático a futuro (Shaw, et al, 2011). Este SCC incluye los efectos globales en el tiempo de las emisiones de CO<sub>2</sub> independiente de donde ocurren, por lo que no está limitado a un solo país o región, ya que los cambios climáticos que producen las emisiones tienen impacto económico y social a nivel mundial (Van den Bergh y Botzen, 2014).

Si bien el valor del CO<sub>2</sub> debe reflejar el costo marginal social de la emisión de una unidad adicional de CO<sub>2</sub>, el problema con el cálculo es la forma de ponerlo en práctica, ya que una estimación completa del SCC debiera incluir el impacto incremental de una tonelada adicional de emisiones en todos los variados efectos del cambio climático, incluyendo: daños a la infraestructura, propiedad y hábitats naturales producto del alza en el nivel del mar, efectos sobre la productividad de la agricultura (considerando los efectos positivos y negativos en el rendimiento de cultivos en diferentes lugares, y la respuesta de los agricultores a los cambios en el rendimiento), efectos en la salud pública, daños a la propiedad por el aumento en la frecuencia de catástrofes naturales causadas por el cambio climático (inundaciones, incendios, etc), las consecuencias adversas del cambio en el valor de servicios ecosistémicos, entre otras (Nordhaus, 2011; Smith y Braathen, 2015). Esta dificultad genera gran variabilidad e incertidumbre en las estimaciones (Tol, 2005; Nordhaus, 2011). Además, estas estimaciones son muy dependientes del modelo a utilizar (Pearce, 2003).

El enfoque metodológico más comúnmente utilizado para estimar el SCC corresponde a los “Modelos de Evaluación Integrados” (IAMs por su sigla en inglés) que simulan las trayectorias temporales de la concentración atmosférica de CO<sub>2</sub> (basado en un camino hecho de las emisiones de CO<sub>2</sub>), el impacto del aumento de la concentración de CO<sub>2</sub> en la temperatura media global (y otras medidas de cambio climático), las reducciones en el PIB y el consumo previsto como resultado del aumento de la temperatura (Díaz, 2014; Greenstone; Kopits, Wolverton, 2013; Rose et al, 2014). Los tres modelos principales y mayormente citados en la literatura mundial corresponden a: DICE (Dynamic Integrated Climate Economy) desarrollada por Richard Nordhaus, PAGE (Policy Analysis for the Greenhouse Effect) desarrollada por Chris Hope, y FUND (Climate Framework for Uncertainty, Negotiation and Distribution) desarrollada por Richard Tol (Smith y Braathen, 2015).

Tol ha sido el principal investigador en reunir y analizar distintas estimaciones del SCC (Nordhaus, 2011). A través de un meta-análisis, calculó la media de las estimaciones del costo marginal del daño de las emisiones de CO<sub>2</sub> en US\$43/tC, con una desviación

estándar de US\$ 83/tC (Tol, 2005). En otra de sus publicaciones, calcula la media de las estimaciones del SCC en US\$ 23/ tC (Tol, 2008), mientras que en su publicación más reciente, establece la media del valor del SCC en 50 US\$ /tC (Tol, 2009). Nordhaus (2011) estimó el SCC en US\$44/ tC (o US\$ 12/ tonelada de CO<sub>2</sub>), y en la última actualización lo valora en 31 US\$ / tonelada de CO<sub>2</sub> (Nordhaus, 2017). Por su parte, Hope (2006) calcula la media del costo marginal del impacto de una tonelada de CO<sub>2</sub> en US\$ 19 /tC, pero en la versión más actualizada del modelo, calcula el valor de la media del SCC entre US\$50 y 100 / ton CO<sub>2</sub> (Hope, 2011).

A pesar de la incertidumbre de las estimaciones del costo marginal del daño o costo social del carbono, son útiles en proporcionar un valor de referencia para evaluar los costos y beneficios de las políticas de reducción de emisiones (Pearce, 2003; Tol, 2005). Actualmente, gran variedad de países de la OECD utilizan estimaciones del SCC para calcular los beneficios sociales de la reducción de emisiones de dióxido de carbono dentro de la evaluación de proyectos energéticos, de transporte y políticas ambientales (Watkiss y Downing, 2008; Interagency Working Group on Social Cost of Carbon, 2013; Smith y Braathen, 2015).

### 2.2.2 Mercado de Carbono en Costa Rica

Una de las principales políticas aplicadas para mitigar los efectos del cambio climático en el mundo es la venta de créditos de carbono a través de los Mercados de carbono. La primera aproximación de Costa Rica al Mercado de Carbono se da en el año 2007 donde, a través de la Estrategia Nacional de Cambio Climático y el Plan Nacional de Desarrollo 2012 – 2014, planea su compromiso de ser carbono neutral para el año 2021. Esta intención se formaliza mediante la norma nacional de carbono neutralidad o Norma INTE 12-01-06:2011, que define los requisitos bajo los cuales una empresa o institución puede ser certificada como “carbono neutral” (Salgado et al, 2013). Dentro de las especificaciones señala que los participantes pueden complementar las actividades internas de reducción de emisiones con unidades de compensación provenientes de tres fuentes: el Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL), uso de bonos de carbono provenientes del Verified Carbon Standard (VCS) y las “Unidades de Compensación Costarricense” (UCC) (Salgado et al, 2013). Las UCC corresponden a créditos de carbono, con los cuales las empresas pueden compensar aquellas emisiones que luego de un esfuerzo sostenido no han podido reducir, y están expresados en unidades de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) equivalentes de emisiones evitadas, reducidas, removidas y/o almacenadas (FONAFIFO, 2017). Para la formulación, comercialización y transferencias de las UCC, el Ministerio de Ambiente, Energía y

Telecomunicaciones (MINAE) creó el Mercado Doméstico Voluntario de Carbono de Costa Rica (MDVCCR), que fue oficializado el año 2013 a través del Decreto N° 37926 – MINAE “Reglamento y Operación del Mercado Doméstico de Carbono”. Al ser un mercado local voluntario, pueden aplicar todas aquellas personas físicas o jurídicas que tengan interés en expedir, comprar o comercializar UCC y que cumplan con lo establecido en el reglamento y protocolos técnicos de la Junta de Carbono. La Dirección de Cambio Climático (DCC) del MINAE es la encargada de la operatividad administrativa y financiera del mercado doméstico de carbono. Sin embargo, mientras el mercado doméstico se operativiza, el Fondo Nacional de Financiamiento Forestal (FONAFIFO) es la entidad autorizada para desarrollar proyectos y vender unidades de compensación a quienes apliquen por la marca C-Neutral (FONAFIFO, 2017).

En la actualidad, FONAFIFO comercializa anualmente UCC provenientes de tres Proyectos de Compensación de Emisiones de GEI, que corresponden a plantaciones forestales de diferentes haciendas con contrato vigente dentro del Programa Pago por Servicios Ambientales (PSA), que fueron seleccionadas para la cuantificación de carbono almacenado dentro de un área geográfica específica, en donde existe una adicionalidad y contempla un escenario de línea base, emisiones y fugas, para el cálculo del beneficio neto del proyecto (FONAFIFO, 2016). Los tres proyectos tienen un área efectiva total plantada de 5.930,29 hectáreas, dentro de las cuales se encuentran 1.475,5 hectáreas provenientes de 48 contratos de PSA modalidad reforestación en el área de Guanacaste (FONAFIFO, 2016). Según información publicada en la página web de FONAFIFO, las UCC se comercializan a un precio de US\$ 7,5 por tonelada de CO<sub>2</sub> (FONAFIFO, 2017).

Junto con el Mercado Voluntario de Carbono, en septiembre del año 2013, Costa Rica registró ante la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático, el primer proyecto bajo Mecanismo de desarrollo limpio (MDL) forestal denominado “Proyecto de Captura de Carbono en Fincas de Pequeños(as) y Medianos(as) Productores(as) de la Región Brunca, Costa Rica”, y corresponde al primer proyecto país en generar Reducciones de Emisiones Certificadas (o CERs por su sigla en inglés), de las actividades forestales (Navarrete, 2013). Específicamente se generaron 23.080 toneladas de CERs, que fueron transadas a un precio de US\$ 4,15 por tonelada de CO<sub>2</sub> certificada, con el Fondo de Bio-Carbono del Banco Mundial (Navarrete, 2013).

### 3. Métodos

#### 3.1 Área de estudio

El Área de Conservación de Guanacaste (ACG), se ubica entre las áreas administrativas (cantones) de La Cruz y Liberia en la Provincia de Guanacaste y Upala en la Provincia de Alajuela al noreste de Costa Rica, localizada aproximadamente entre las coordenadas 10°51'14.22" N y 85°29'26.37" W comprende un territorio geográfico continuo de aproximadamente 3452 km<sup>2</sup> (Figura 1). El ACG es una de once áreas de conservación a nivel nacional, delimitada por el Sistema Nacional de Áreas de Conservación (SINAC) se rige por la misma estrategia de desarrollo en coordinación con otros actores nacionales. Dado que los bosques tropicales son uno de los ecosistemas más importantes de la zona, se establecen varias áreas protegidas: Parque Nacional Santa Rosa, Parque Nacional Guanacaste, Parque Nacional Rincón de la Vieja, Bahía Junquillal, Chenailles, Estación Experimental Horizontes, Riberino Zapandi, que representan aproximadamente el 2,4% de la biodiversidad terrestre mundial o el 60% en Costa Rica (Janzen, 2000), esto ha contribuido a apoyar una serie de políticas fundamentales de conservación. A pesar de que los Pagos por Servicios Ambientales (PSA) y el ecoturismo representan una de las actividades más rentables relacionadas con la conservación, también se desarrollan actividades ganaderas y agrícolas (INEC, 2015).

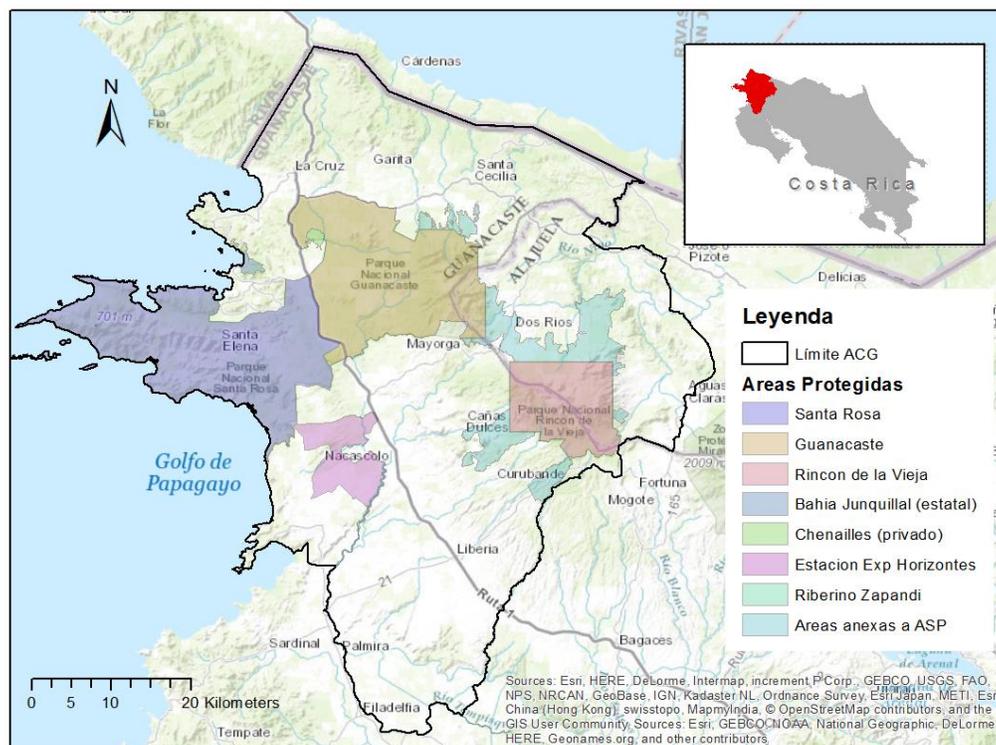


Figura 1. Área de estudio Área de Conservación de Guanacaste - ACG (Costa Rica).

### 3.2 Cuantificación biofísica de CO<sub>2</sub> secuestrado

La cuantificación de CO<sub>2</sub> secuestrado se realizó por tipo de bosque, para esto se integraron datos de Producción Primaria Neta (NPP) obtenidas en base a productos de satélite MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) para la serie de años 2004 a 2014, mismos que fueron adquiridos de forma libre a través de la plataforma EOS (Earth Observing System) y su servicio de datos para descarga en línea (<https://reverb.echo.nasa.gov/reverb/>). El algoritmo empleado, MODIS 17A proporciona estimaciones de NPP espacial y temporalmente continuas sobre una base anual (Running y Zhao, 2015), para este estudio utilizamos la versión 17A3H que recientemente se redujo a una resolución de 500 metros, en base a los productos de fotosíntesis neta (PSN) de 45 y 8 días (MOD17A2H) dado para cada año. El valor de PSN se expresa también como la diferencia entre GPP y la Respiración de mantenimiento (MRP) (GPP-MR).

De acuerdo con la guía del usuario de MOD17 (Running y Zhao, 2015), para un píxel dado de 500 m de resolución, se calculan una serie de variables, algunas diarias y otras anuales. Primero se multiplican estimaciones de FPAR e IPAR para producir APAR diario que se combina con parámetros de eficiencia (extraídos de la Tabla de búsqueda de propiedades del bioma - BPLUT) para estimar el GPP diario. La segunda parte del algoritmo calcula la respiración de mantenimiento (MR) diario y la fotosíntesis de la red, los parámetros también están relacionados con tablas que contienen propiedades físicas por tipo de bioma (BPLUT) además de datos meteorológicos diarios de la Oficina Mundial de Modelización y Asimilación (GMAO). Finalmente, estos componentes se restan para producir una estimación de NPP anual, la serie de pasos descritos previamente se resumen en la Figura 2, posteriores validaciones del producto se realizan usando datos de torres de flujo de carbono, FPAR medido en el suelo y algunos modelos de ecosistemas (Running, 2004).

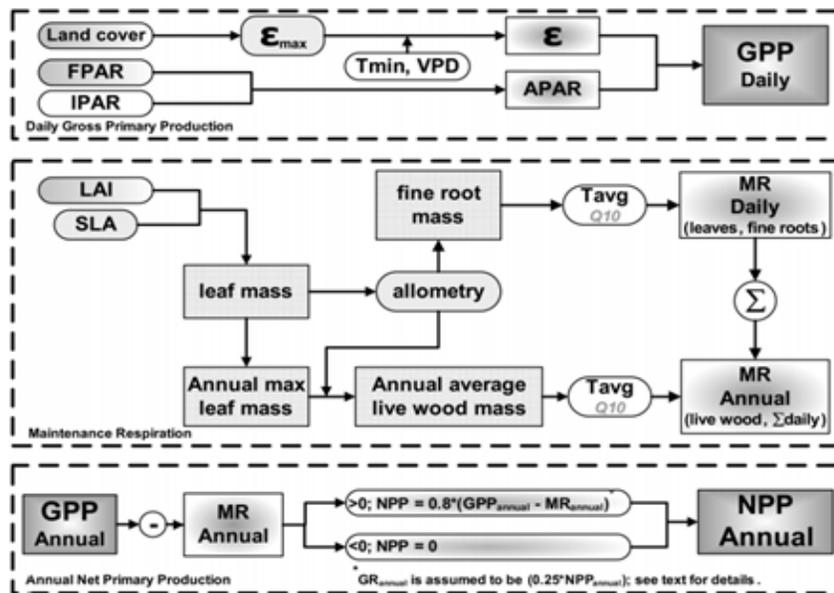


Figura 2. Esquema del algoritmo MOD17 para el cálculo anual de NPP (Fuente: Running y Zhao, 2015).

Los productos de satélite MOD17A3H se encuentran disponibles en proyección sinusoidal (SIN), para propósitos de esta investigación las mismas fueron reproyectadas a UTM WGS 84 Zona 16N y extraídas en base al área de estudio utilizando el software ENVI versión 5.3.

Adicionalmente cada escena fue remuestreada a un tamaño de pixel de 250 metros, en el que cada pixel expresaba la capacidad de secuestro de carbono en unidades de kilogramos de carbono por metro cuadrado ( $KgC/m^2$ ) que consecutivamente fueron convertidas a kilogramos de carbono neto ( $KgC$ ) multiplicando el valor y área de cada pixel expresados finalmente en toneladas de carbono tomando en cuenta que 1000 kg de carbono equivalen a una tonelada de carbono. Dado que la huella de carbono se mide en toneladas de dióxido de carbono al año y las cuentas ambientales de Costa Rica utilizan similar relación (BCCR, 2016), se convirtieron las unidades de toneladas de carbono (tC) a toneladas de dióxido de carbono ( $tCO_2$ ) empleando la relación entre la masa molecular del carbono existente en un mol de dióxido de carbono, que define la existencia de 1 tonelada de carbono (tC) por cada 3.67 toneladas de dióxido de carbono ( $tCO_2$ ) (Clark, 1982). Finalmente, el cálculo de cantidades por área total de tipos de bosque y área protegida se realizó empleando herramientas de procesamiento y modelamiento espacial en ArcMap (ESRI ArcGis 10.2).

Para la cuantificación por tipo de bosque se tomaron como base los mapas de cobertura forestal para los años 2005, 2010 y 2013 generados por el Centre for Earth Observation Sciences (CEOS) de la Universidad de Alberta, los cuales identificaban dos categorías: bosque y no bosque. Para incorporar la clasificación por tipo de bosque, se empleó el mapa de Ecoregiones Terrestres del mundo (Olson et al. 2001) que constituye una regionalización biogeográfica de la biodiversidad terrestre, en la que cada unidad contiene un conjunto distinto de comunidades naturales que comparten una gran mayoría de especies, dinámicas y condiciones ambientales. Ambas capas de información fueron procesadas con herramientas de modelamiento espacial en ArcMap (ESRI ArcGis 10.2) para la obtención de los mapas por tipo de bosque para los años citados (Tabla 1).

**Tabla 1. Información utilizada y fuentes de datos.**

Conjunto de datos	Tipo de datos	Fuente
MODIS: Producción Primaria Neta	Raster (500 m)	NASA LP DAAC
Cobertura Forestal Año 2005	Raster (30 m)	CEOS, University of Alberta
Cobertura Forestal Año 2010	Raster (30 m)	CEOS, University of Alberta
Cobertura Forestal Año 2013	Raster (30 m)	CEOS, University of Alberta
Ecoregiones terrestres del mundo	Vector (polígono)	Olson et al. 2001
Áreas Protegidas de Costa Rica	Vector (polígono)	CENIGA, 2015
Límite Área de Conservación Guanacaste	Vector (polígono)	CENIGA, 2015

La variabilidad espacial y temporal del secuestro de dióxido de carbono en áreas protegidas fue igualmente calculada para el periodo 2004 a 2014, siguiendo similar procedimiento al desarrollado para la cuantificación por tipo de bosque pero en este caso tomando como referencia la cobertura de áreas protegidas localizadas en el ACG, misma que fue obtenida a través del servicio web del Centro Nacional de Información Geoambiental (CENIGA) del Ministerio de Ambiente y Energía (MINAET). Todos los datos fueron expresados en toneladas de dióxido de carbono (TCO<sub>2</sub>) y toneladas de dióxido de carbono por hectárea (TCO<sub>2</sub>/Ha) para la presentación y análisis de resultados.

### 3.3 Valoración económica del CO<sub>2</sub> secuestrado

Teniendo la cuantificación de dióxido de carbono anual secuestrado (desde el año base 2000 al año 2014), se procedió a estimar el valor monetario de la tonelada de dióxido de carbono mediante el método de transferencia de beneficios del “Costo Social del Carbono” (SCC) de la literatura (Tol, 2009; Nordhaus, 2017; Hope, 2011). El método de transferencia de beneficios utiliza valoraciones existentes derivadas de cualquier metodología de valorización y las transfiere a nuevos contextos de paisajes y recursos (Boyd, 2011). Este método tiene la ventaja que evita los costos y el tiempo de desarrollar investigaciones de valorización originales, sin embargo, hay que tener presente que la transferencia de la valorización de un contexto ecológico y social a otro es complicado, debido a que la valorización de ecosistemas es muy dependiente de la localización (Boyd, 2011). Como los beneficios del secuestro de CO<sub>2</sub> estimados por el SCC no están limitados a una región específica sino que se sienten globalmente, y no presentan variación espacial (Canu et al., 2015), es válido utilizar las estimaciones de SCC presentes en la literatura para el cálculo del valor económico del secuestro de dióxido de carbono de los bosques y áreas protegidas del ACG. Además, considerando la gran incertidumbre en los daños causados por los diferentes grados de cambio climático y modelación del SCC (Van den Bergh y Botzen, 2014), utilizamos el precio de la tonelada de dióxido de carbono del mercado de carbono local de Costa Rica y Mecanismo de Desarrollo Limpio.

El valor de la tonelada de dióxido de carbono varía en el tiempo, por lo que para valorar el servicio de secuestro de CO<sub>2</sub>, se recomienda utilizar un rango de valores del SCC (Bassi y ten Brink, 2013). Como límite inferior utilizamos la última actualización de la media del valor del SCC estimada por Tol (2009) y Nordhaus (2017), mientras que en el límite superior utilizamos las estimaciones actualizadas de Hope (2011).

Las estimaciones del SCC se entregan en US\$ del año en que fueron calculadas, por lo que para poder realizar los cálculos se actualizaron los valores considerando las tasas de inflación anuales dentro del periodo de evaluación, es decir, del año en que se realizó la estimación del SCC al año 2016. En la Tabla 1 se presentan las estimaciones de mayor a menor. Además, las estimaciones que están expresadas en US\$/ tonelada de C, se convirtieron a US\$/ ton de CO<sub>2</sub> dividiendo el valor por 3.67<sup>2</sup>. Por ejemplo, el valor del SCC US\$ 50 / tC estimado por Tol (2009), equivale a US\$ 13,62 / ton CO<sub>2</sub>.

---

<sup>2</sup> Esto, porque 1 ton de C equivale a 3,67 ton CO<sub>2</sub>, por lo que un SCC de 50 US\$/ ton C equivale a 50/3,67 = 13,62 US\$/ ton CO<sub>2</sub>

Tabla 2. Estimaciones del Costo Social de Carbono (SCC), por autor.

Costo Social de Carbono Valor US\$	Costo Social de Carbono Actualizado (Dic 2016)	Autor	Modelo Utilizado
13,62 US\$ (1995)/ tC	21.88 US\$ / ton CO <sub>2</sub>	Tol (2009)	Meta – Análisis Modelo FUND
31 US\$ (2010)/ tCO <sub>2</sub>	34,54 US\$ / ton CO <sub>2</sub>	Nordhaus (2017)	Modelo RICE – 2016R
50 - 100 US\$ (2005)/ tCO <sub>2</sub>	63,3 – 126,6 US\$ / ton CO <sub>2</sub>	Hope (2011)	Modelo PAGE09

Como se mencionó anteriormente, FONAFIFO comercializa actualmente los créditos de carbono (UCC) a un precio de US\$7,5 por tonelada de CO<sub>2</sub> (FONAFIFO, 2017). Además, comercializó su primer proyecto de Mecanismo de Desarrollo Limpio a un precio de US\$ 4,15 por tonelada de CO<sub>2</sub> certificada, con el Fondo de Bio-Carbono del Banco Mundial (Navarrete, 2013). En la Tabla 3 se presentan los “precios de mercado de carbono”, que ocupamos también para calcular el valor económico del servicio de secuestro de dióxido de carbono del bosque y las áreas protegidas del ACG.

Tabla 3. Precio de Carbono en mercados de carbono de Costa Rica.

Precio de Carbono Valor US\$ / tCO <sub>2</sub>	Precio de Carbono Actualizado (Dic 2016)	Tipo de Mercado
7,5 US\$ (2016)	7,5 US\$ (2016) / tCO <sub>2</sub>	Mercado Voluntario de Carbono
4,15 US\$ (2015)	4,29 US\$ (2016) / tCO <sub>2</sub>	Mecanismo de Desarrollo Limpio

### 3.4.1 Método de cálculo del valor de carbono secuestrado en los bosques del ACG

Como se recomienda en Bassi y ten Brink (2013), el valor del CO<sub>2</sub> secuestrado por los bosques y áreas protegidas del ACG, se calculó siguiendo los siguientes pasos:

- i. Identificar el tamaño del área del tipo de bosque o área protegida a evaluar (en hectáreas)
- ii. Calcular la capacidad de dióxido de carbono secuestrado anualmente (ton CO<sub>2</sub>/ha/año)
- iii. Escoger un rango del valor monetario del dióxido de carbono (US\$/ton CO<sub>2</sub>).
- iv. Calcular la cantidad total de dióxido de carbono secuestrado (capacidad de secuestro x área total)
- v. Expresar la cantidad de carbono secuestrado en términos monetarios (cantidad

total de dióxido de carbono secuestrado x valor del CO<sub>2</sub>)

De acuerdo a esto, el modelo de valoración del dióxido de carbono secuestrado en los bosques del ACG, se expresa como:

$$CS_i \times S_i \times V_C = SE_{CSi} \quad \text{Ec. 1}$$

Donde  $CS_i$  es la cantidad de carbono secuestrado anualmente (en ton CO<sub>2</sub>/hectárea/año) en el tipo de bosque  $i$ ,  $S_i$  es el área total de superficie (en hectáreas) del tipo de bosque  $i$ , y  $V_C$  es el valor monetario (US\$ 2016) de una tonelada de CO<sub>2</sub>.

## 4. Resultados

### 4.1 Cuantificación biofísica del secuestro de CO<sub>2</sub>

#### 4.1.1 Secuestro y capacidad de secuestro de CO<sub>2</sub> en áreas protegidas

Las estimaciones de Productividad Primaria Neta (NPP) como indicador del servicio de secuestro de carbono se muestran en la Figura 3 para cada año del periodo 2004 a 2014, las mismas están expresadas en toneladas de CO<sub>2</sub> por año (tCO<sub>2</sub>/año). En los mapas las áreas con mayor productividad para el secuestro de CO<sub>2</sub> se presentan en colores más oscuros, zonas que a su vez constituyen mayor cercanía a las partes más elevadas y con mayor humedad, en contraste las áreas que presentan menores registros de secuestro de CO<sub>2</sub> se muestran en colores claros y se localizan generalmente hacia el sur del ACG, áreas que de acuerdo al mapa de tipo de bosque corresponden a bosques secos y áreas de uso agrícola y/o pastoril.

Por otra parte, los valores calculados totales de secuestro de CO<sub>2</sub> por año (2004-2014) para las áreas de protección del Área de Conservación de Guanacaste, oscilaron entre 3.128.970 tCO<sub>2</sub> en su registro más bajo para el año 2005 y 3.892.864 tCO<sub>2</sub> en su pico más alto para el año 2009. Si bien existen variaciones anuales, los valores se mantienen estables entre los años evaluados y las diferencias no son sustanciales Figura 4. Las variaciones anuales por área protegida se presentan con mayor detalle en el Anexo 1 expresadas en toneladas de CO<sub>2</sub> por año (tCO<sub>2</sub> /año).

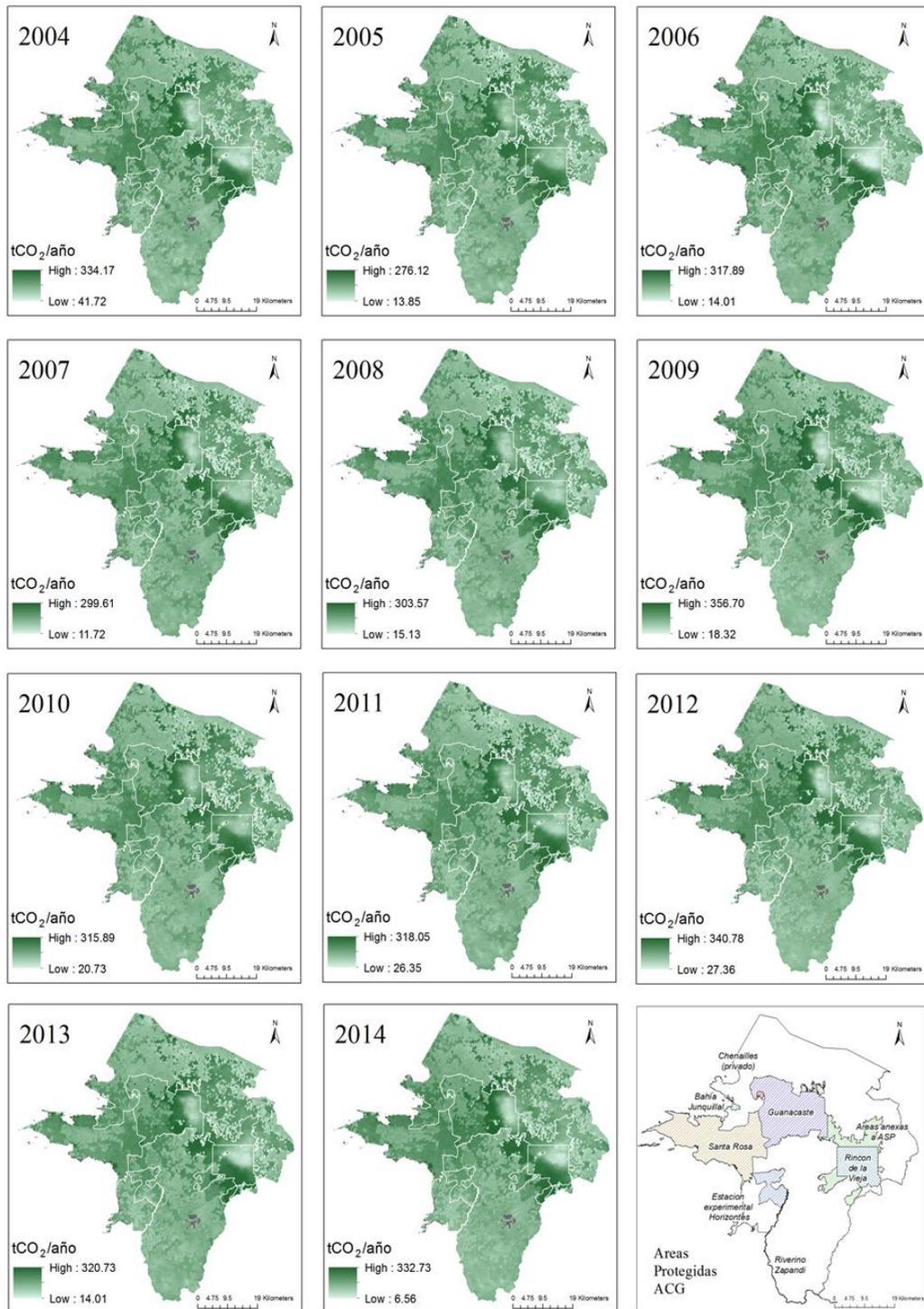


Figura 3. Distribución espacial del secuestro total de CO<sub>2</sub> para el periodo 2004 – 2014 (tCO<sub>2</sub> /año).

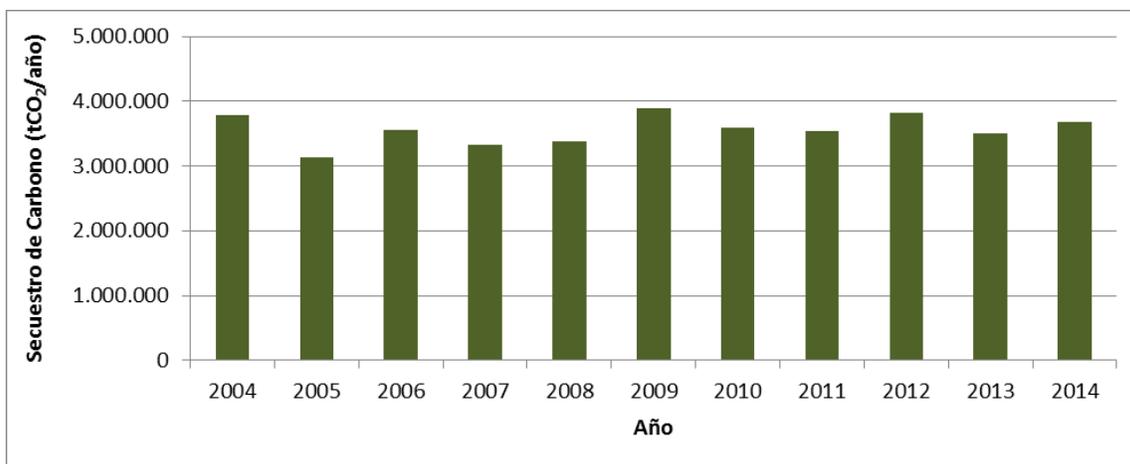


Figura 4. Valores de secuestro de CO<sub>2</sub> (tCO<sub>2</sub>/año) en el Área de Conservación de Guanacaste.

De acuerdo con el cálculo de secuestro total de CO<sub>2</sub> las áreas protegidas del Área de Conservación Guanacaste secuestran un promedio de 3.563.350,83 toneladas de CO<sub>2</sub> anualmente. De la misma manera en la Figura 5 se muestra el promedio de secuestro de CO<sub>2</sub> por año en cada área protegida y se evidencia que Santa Rosa y Guanacaste son las que aportan mayores tasas de secuestro, alcanzando en promedio valores de 1.267.470,52 y 1.119.479,16 tCO<sub>2</sub>/año respectivamente. Las demás áreas tienen contribuciones menores y algunas como Bahía Junquillal, Chenailles, Riberino Zapandi son muy bajas (Anexo 2).

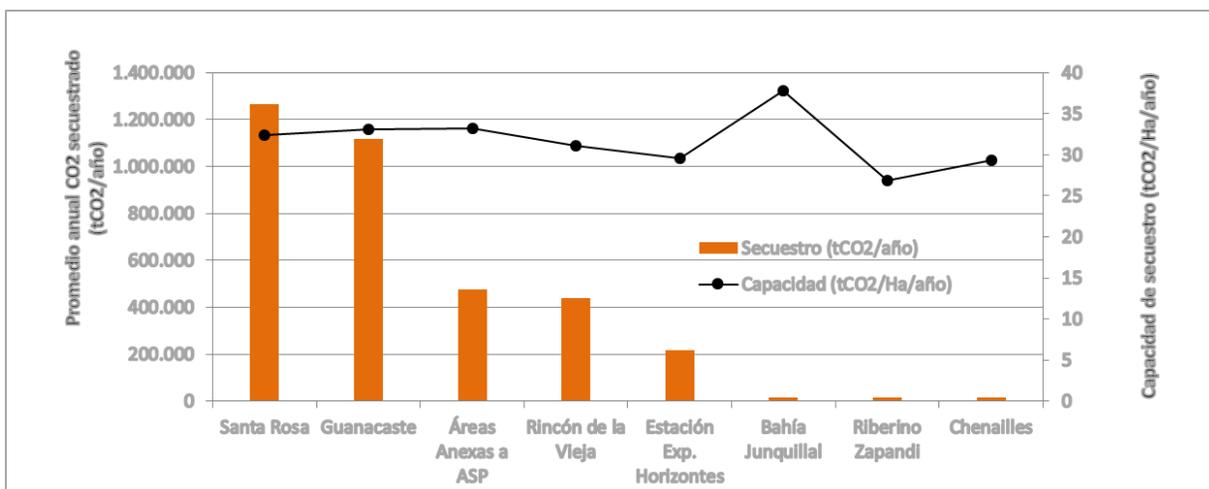


Figura 5. Secuestro de CO<sub>2</sub> (tCO<sub>2</sub>/año) y capacidad de secuestro de CO<sub>2</sub> (tCO<sub>2</sub>/año/ha) en cada una de las áreas protegidas del ACG.

En la misma Figura 5 se puede observar que en términos de densidad de secuestro de CO<sub>2</sub> por hectárea (tCO<sub>2</sub>/año/ha), áreas protegidas de menor extensión como Bahía Junquillal (0,4% del área total) presentan altas tasas de secuestro por hectárea en comparación con otras de mayor extensión como Guanacaste (el porcentaje de la extensión de cada área protegida se muestra en la Figura 6), situación que puede deberse a las características

biofísicas de los ecosistemas que componen dichas áreas protegidas, una comparación detallada de la capacidad de secuestro por área protegida en el periodo 2004 – 2014 se presenta en la Figura 7.

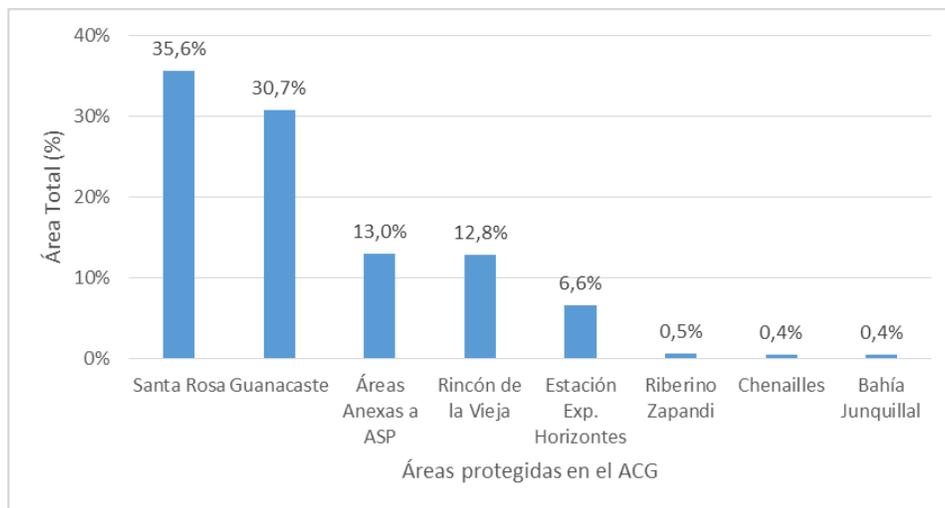


Figura 6. Extensión (%) de cada una de las áreas protegidas del ACG.

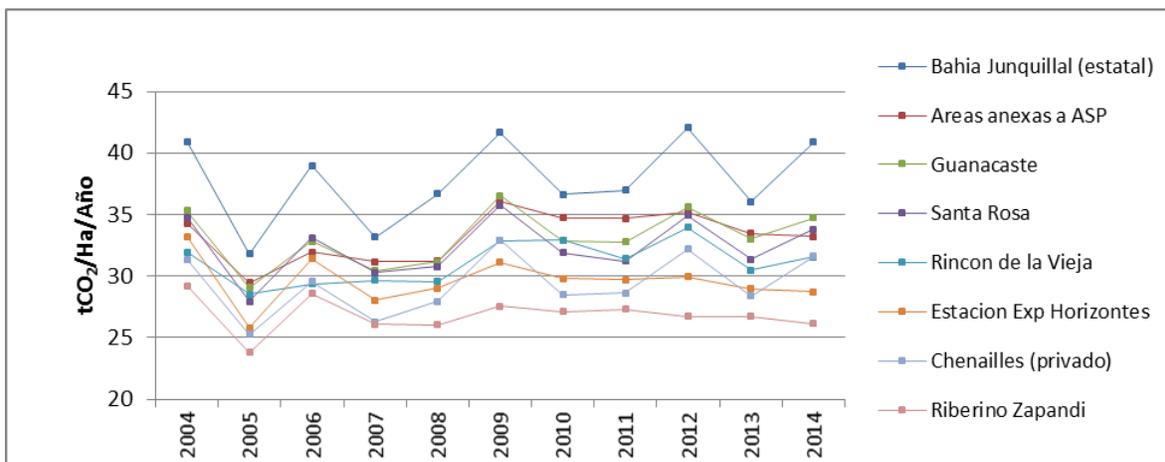


Figura 7. Capacidad de las áreas protegidas para el secuestro de Carbono en el periodo 2004– 2014 en (tC/Ha/año).

#### 4.1.2 Secuestro y capacidad de secuestro de CO<sub>2</sub> por tipo de bosque en ecoregión

En el ACG se identificaron un total de cinco tipos de bosques por ecoregiones (bosque seco centro americano, bosque húmedo estacional de Costa Rica, bosque húmedo itismo-atlántico, manglares del pacífico sur y bosque montano talamancano) y en base a la cobertura boscosa para los años 2005, 2010 y 2013 (Figura 8), se identificó al bosque seco como el ecosistema con mayor extensión en el ACG en contraste con los manglares, que ocupan áreas con menor extensión que sin embargo presentan una singular

productividad. De igual forma, se observa que la cobertura del bosque seco es la que más se ha extendido, registrando un incremento de 6.895 hectáreas desde el año 2005, con respecto a los otros tipos de bosque, el manglar del pacífico también registró un aumento en su cobertura, manteniendo los demás tipos de bosque extensiones similares (Figura 9).

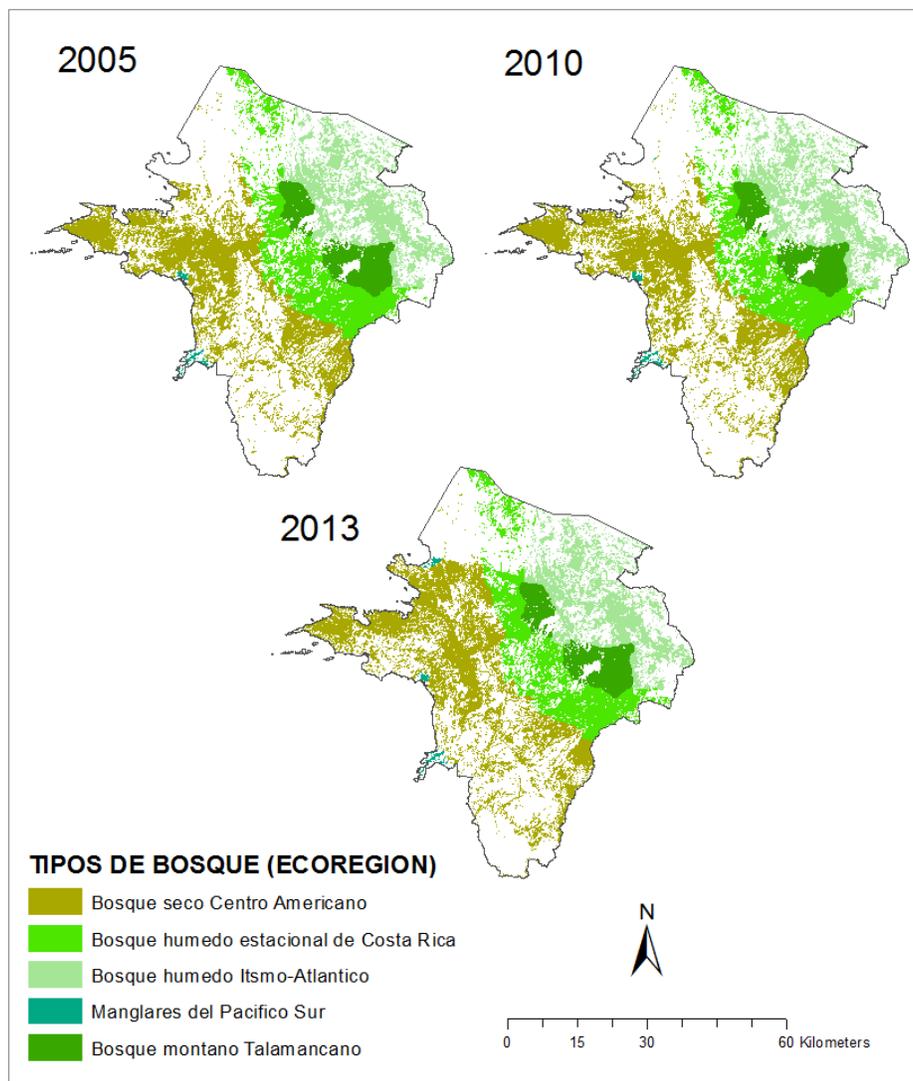


Figura 8. Cambios en el área por tipo de bosque para los años 2005, 2010 y 2013.

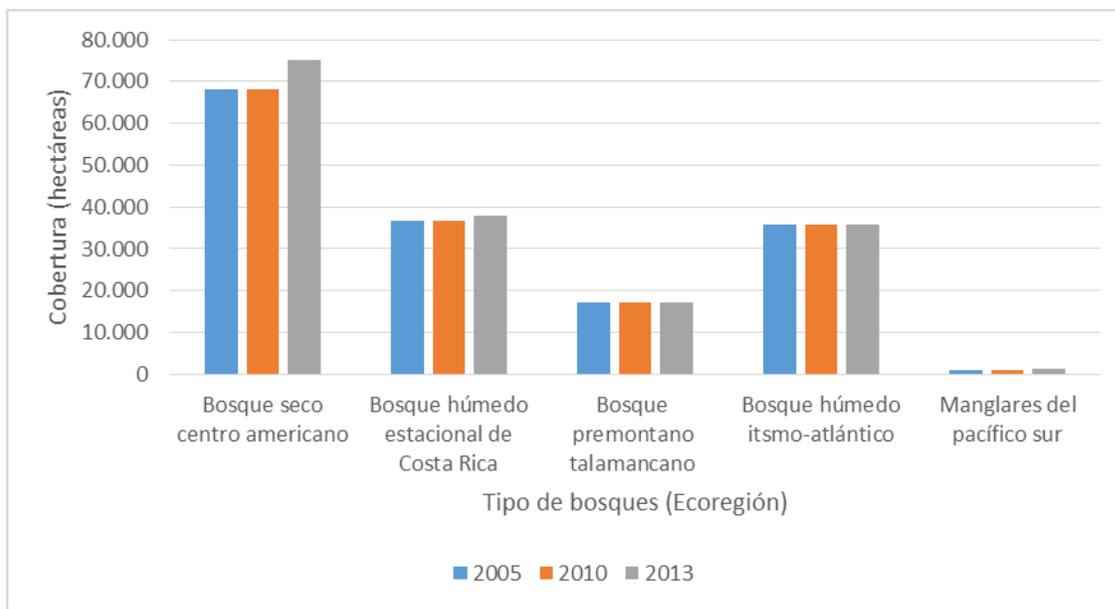


Figura 9. Cambios en el área por tipo de bosque para los años 2005, 2010 y 2013.

Las estimaciones de secuestro de CO<sub>2</sub> por tipo de bosque se presentan en la Figura 10, y los datos detallados en el Anexo 1, en el mismo se muestra que el bosque seco tropical secuestró un promedio de 2.109.026,26 tCO<sub>2</sub> entre los años 2005 y 2013, siendo las cantidades más altas de secuestro total de CO<sub>2</sub> en comparación con otros ecosistemas de bosque en todos los años evaluados, cantidad que aumenta en correspondencia con su extensión (área). El bosque húmedo estacional y bosque húmedo itsmo-atlántico registran promedios de 1.258.838,17 tCO<sub>2</sub> y 1.015.855,52 tCO<sub>2</sub> respectivamente, siendo el bosque montano y los manglares los que aportan en menor medida valores de secuestro de CO<sub>2</sub>. Adicionalmente, también en misma figura se distinguen incrementos en las tasas de secuestro de CO<sub>2</sub> entre los años 2005, 2010 y 2013, de los bosques seco, humedo estacional y manglares del Pacifico Sur en contraste con el bosque humedo y montano que registran disminuciones desde el año 2010.

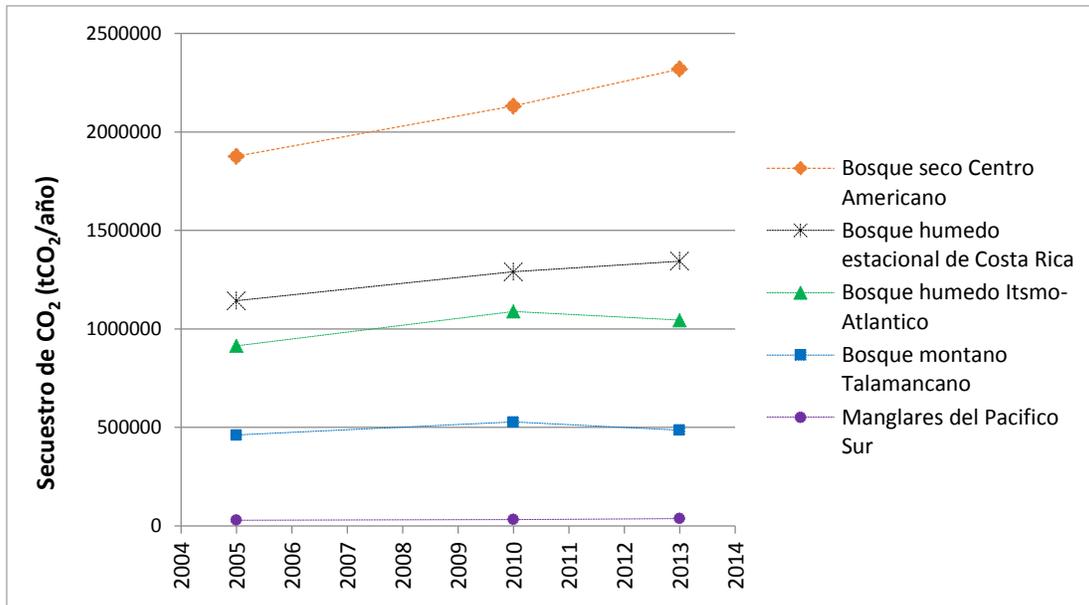


Figura 10. Secuestro total de CO<sub>2</sub> para cada tipo de bosque (Ecorregión).

Por otra parte, en términos de capacidad de secuestro de CO<sub>2</sub> por hectárea, los bosques presentan valores entre 26,85 y 35,49 tCO<sub>2</sub>/año/ha, la Figura 11 muestra una comparación entre los promedios de secuestro y capacidad de secuestro por hectárea de cada tipo de bosque, entre los cuales se destaca el bosque húmedo estacional de Costa Rica ya que presenta las tasas más altas de capacidad de secuestro CO<sub>2</sub>. Los demás tipos de bosques muestran valores similares entre 28 y 29 tCO<sub>2</sub>/Ha, la figura a su vez muestra la elevada capacidad de secuestro de los manglares y bosque montano a pesar de su limitada extensión.

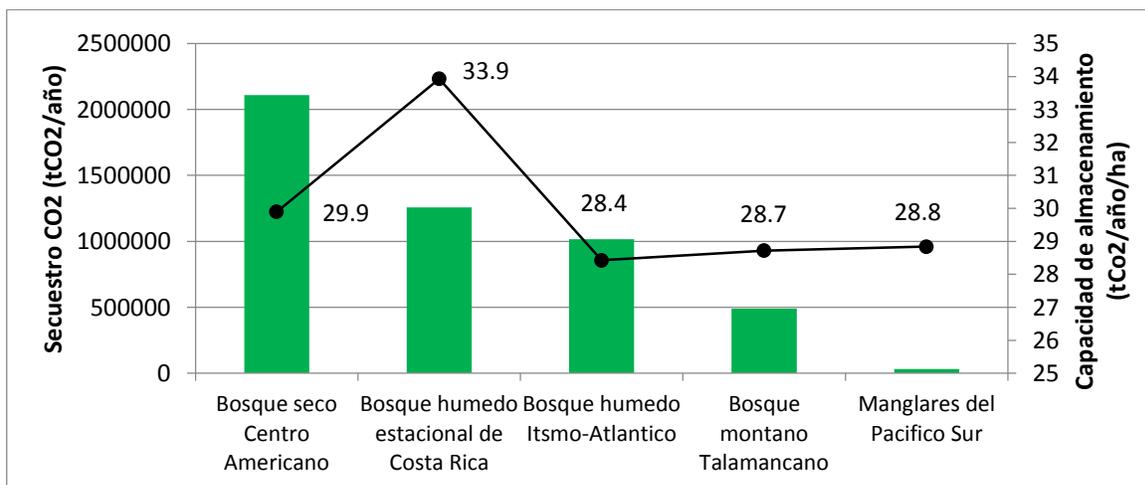


Figura 11. Promedio de secuestro y capacidad anual de secuestro de CO<sub>2</sub> por tipo de bosque.

## 4.2 Valoración económica del secuestro de dióxido de carbono

Como se puede apreciar en la Tabla 2, utilizando como valor de referencia el SCC, entre el año 2004 y 2014 las áreas protegidas del Área de Conservación Guanacaste secuestraron dióxido de carbono valorado entre US\$ 857.627.278 y US\$ 4.962.322.368. Al utilizar como referencia el precio del mercado de carbono local, el CO<sub>2</sub> secuestrado por las áreas protegidas del ACG entre el año 2004 y 2014 se valora en US\$ 293.976.444, mientras que al considerar el precio del mercado mundial de carbono (según la experiencia de Costa Rica en el Mecanismo de Desarrollo Limpio), el CO<sub>2</sub> secuestrado por las áreas protegidas del ACG entre el año 2004 y 2014 se valora en US\$168.154.526. En los Anexos 3 al 10 se presenta el detalle de los cálculos del valor económico del servicio de secuestro de CO<sub>2</sub> por área protegida del ACG, por cada año del periodo de estudio.

En la Tabla 4 también podemos observar que durante el periodo de 2004 al 2014, las áreas protegidas “Santa Rosa” y “Guanacaste”, fueron las que entregaron el mayor valor de CO<sub>2</sub> secuestrado, equivalente a un monto total entre US\$ 59.811.934 – US\$ 1.765.079.457; y US\$ 52.828.222 – US\$ 1.558.986.678, respectivamente. Aunque corresponde también a aquellas áreas de mayor superficie.

Tabla 4. Valor económico del servicio de secuestro de CO<sub>2</sub> por Área Protegida del ACG. Periodo 2004 – 2014. US\$ 2016.

Área Protegida	Valor de Referencia					
	SCC Hope (2011)		SCC Nordhaus (2017)	SCC Tol (2009)	Precio CO <sub>2</sub> MV Costa Rica	Precio CO <sub>2</sub> MDL
	Lím. Superior	Lím. Inferior				
Santa Rosa	1,765,079,457	882,539,728	481,562,752	305,054,807	104,566,319	59,811,934
Guanacaste	1,558,986,678	779,493,339	425,334,912	269,436,244	92,357,031	52,828,222
Rincón de la Vieja	612,158,606	306,079,303	167,013,888	105,798,028	36,265,320	20,743,763
Bahía Junquillal	23,098,912	11,549,456	6,302,025	3,992,134	1,368,419	782,736
Chenailles	18,902,182	9,451,091	5,157,041	3,266,823	1,119,797	640,524
Áreas Anexas a ASP	661,664,067	330,832,033	180,520,354	114,353,948	39,198,108	22,421,318
Estación Exp. Horizontes	300,349,987	150,174,993	81,943,827	51,908,829	17,793,246	10,177,737
Riberino Zapandi	22,082,480	11,041,240	6,024,714	3,816,466	1,308,204	748,293
<b>Total APs ACG</b>	<b>4.962.322.368</b>	<b>2.481.161.184</b>	<b>1.353.859.515</b>	<b>857.627.278</b>	<b>293.976.444</b>	<b>168.154.526</b>

Fuente: Elaboración propia

Al calcular el valor económico del dióxido de carbono secuestrado por los tipos de bosque del Área de conservación Guanacaste, podemos observar que en el año 2005 el bosque seco centroamericano secuestró CO<sub>2</sub> valorado entre US\$ 8.047.803 (precio de CO<sub>2</sub> en MDL) y US\$ 237.494.598 (según SCC estimado por Hope, 2011), el CO<sub>2</sub> secuestrado por el bosque húmedo estacional se valora entre US\$ 4.903.570 y US\$ 144.706.739, el CO<sub>2</sub> secuestrado por el bosque húmedo istmo-atlántico se valora entre US\$ 3.920.718 y US\$ 115.702.314, el CO<sub>2</sub> secuestrado por los manglares del pacífico sur se valora entre US\$ 124.521 y US\$ 3.674.677; y el CO<sub>2</sub> secuestrado por el bosque montano talamancano se valora entre US\$ 1.978.015 y US\$ 58.372.199 (Tabla 5). Si consideramos la totalidad del área boscosa, encontramos que durante el año 2005 los bosques del ACG secuestraron dióxido de carbono valorado entre US\$ 18.974.627 y US\$ 559.950.527.

**Tabla 5. Valor económico del servicio de secuestro de CO<sub>2</sub>, por tipo de bosque del ACG Año 2005. US\$ 2016.**

Tipo de Bosque	Valor de Referencia					
	SCC Hope (2011)		SCC Nordhaus (2017)	SCC Tol (2009)	Precio CO <sub>2</sub> MV Costa Rica	Precio CO <sub>2</sub> MDL
	Lím. Sup	Lím. Inf				
<b>Bosque Seco Centro Americano</b>	237,494,598	118,747,299	64,795,130	41,045,670	14,069,585	8,047,803
<b>Bosque Húmedo Estacional</b>	144,706,739	72,353,370	39,480,022	25,009,348	8,572,674	4,903,570
<b>Bosque Húmedo Istmo Atlántico</b>	115,702,314	57,851,157	31,566,808	19,996,577	6,854,402	3,920,718
<b>Manglares del Pacífico Sur</b>	3,674,677	1,837,338	1,002,554	635,086	217,694	124,521
<b>Bosque Montano Talamancano</b>	58,372,199	29,186,099	15,925,559	10,088,339	3,458,069	1,978,015
<b>Total Bosques ACG</b>	<b>559.950.527</b>	<b>279.975.263</b>	<b>152.770.073</b>	<b>96.775.020</b>	<b>33.172.425</b>	<b>18.974.627</b>

Fuente: Elaboración propia

Como se observa en la Tabla 6, durante el año 2010 el bosque seco centroamericano secuestró CO<sub>2</sub> valorado entre US\$ 9.144.043 (precio de CO<sub>2</sub> del MDL) y US\$ 269.845.198 (según SCC estimado por Hope, 2011), el CO<sub>2</sub> secuestrado por el bosque húmedo estacional se valora entre US\$ 5.533.641 y US\$ 163.300.462, el CO<sub>2</sub> secuestrado por el bosque húmedo istmo-atlántico se valora entre US\$ 4.672.156 y US\$ 137.877.619, el CO<sub>2</sub> secuestrado por los manglares del pacífico sur se valora entre US\$ 140.201 y US\$ 4.137.394; y el CO<sub>2</sub> secuestrado por el bosque montano talamancano se valora entre US\$

2.261.609 y US\$ 66.741.188 (Tabla 6). Si consideramos la totalidad del área boscosa del ACG, encontramos que durante el año 2010 los bosques del ACG secuestraron CO<sub>2</sub> valorado entre US\$ 21.751.651 y US\$ 641.901.861.

Tabla 6. Valor económico del servicio de secuestro de CO<sub>2</sub>, por tipo de bosque del ACG. Año 2010. US\$ 2016.

Tipo de Bosque	Valor de Referencia					
	SCC Hope (2011)		SCC Nordhaus (2017)	SCC Tol (2009)	Precio CO <sub>2</sub> MV Costa Rica	Precio CO <sub>2</sub> MDL
	Lím. Sup	Lím. Inf				
Bosque Seco Centro Americano	269,845,198	134,922,599	73,621,273	46,636,753	15,986,090	9,144,043
Bosque Húmedo Estacional	163,300,462	81,650,231	44,552,906	28,222,860	9,674,198	5,533,641
Bosque Húmedo Istmo Atlántico	137,877,619	68,938,809	37,616,848	23,829,086	8,168,105	4,672,156
Manglares del Pacífico Sur	4,137,394	2,068,697	1,128,796	715,057	245,106	140,201
Bosque Montano Talamancano	66,741,188	33,370,594	18,208,852	11,534,733	3,953,862	2,261,609
<b>Total Bosques ACG</b>	<b>641,901,861</b>	<b>320,950,930</b>	<b>175,128,675</b>	<b>110,938,489</b>	<b>38,027,361</b>	<b>21,751,651</b>

Fuente: Elaboración propia

Por último, como se muestra en la Tabla 7, durante el año 2013 el bosque seco centroamericano secuestró CO<sub>2</sub> valorado entre US\$ 9.951.322 (precio de CO<sub>2</sub> del MDL) y US\$ 293.668.378 (según SCC estimado por Hope, 2011), el CO<sub>2</sub> secuestrado por el bosque húmedo estacional se valora entre US\$ 5.764.036 y US\$ 170.099.536, el CO<sub>2</sub> secuestrado por el bosque húmedo istmo-atlántico se valora entre US\$ 4.481.186 y US\$ 132.241.996, el CO<sub>2</sub> secuestrado por los manglares del pacífico sur se valora entre US\$ 160.021 y US\$ 4.722.294; y el CO<sub>2</sub> secuestrado por el bosque montano talamancano se valora entre US\$ 2.086.719 y US\$ 61.580.089 (Tabla 7). Si consideramos la totalidad del área boscosa del ACG, encontramos que durante el año 2013 los bosques del ACG secuestraron CO<sub>2</sub> valorado entre US\$ 22.443.284 y US\$ 662.312.293.

Tabla 7. Valor económico del servicio de secuestro de CO<sub>2</sub>, por tipo de bosque del ACG. Año 2013. US\$ 2016.

Tipo de Bosque	Valor de Referencia					
	SCC Hope (2011)		SCC Nordhaus (2017)	SCC Tol (2009)	Precio CO <sub>2</sub> MV Costa Rica	Precio CO <sub>2</sub> MDL
	Lím. Sup	Lím. Inf				
Bosque Seco Centro Americano	293,668,378	146,834,189	80,120,899	50,754,061	17,397,416	9,951,322
Bosque Húmedo Estacional	170,099,536	85,049,768	46,407,883	29,397,929	10,076,987	5,764,036
Bosque Húmedo Istmo Atlántico	132,241,996	66,120,998	36,079,293	22,855,094	7,834,241	4,481,186
Manglares del Pacífico Sur	4,722,294	2,361,147	1,288,373	816,144	279,757	160,021
Bosque Montano Talamancano	61,580,089	30,790,044	16,800,760	10,642,752	3,648,110	2,086,719
<b>Total Bosques ACG</b>	<b>662.312.293</b>	<b>331.156.147</b>	<b>180.697.209</b>	<b>114.465.979</b>	<b>39.236.510</b>	<b>22.443.284</b>

Fuente: Elaboración propia

## 5. Discusión

Los bosques tropicales son uno de los ecosistemas que más contribuyen a la regulación del clima en nuestro planeta (Beer et al. 2010). De acuerdo a los resultados de esta investigación el 48.4% del área total del Área de Conservación Guanacaste se encuentra cubierto por bosques, los cuales cumplen con la función ecosistémica de secuestro de CO<sub>2</sub>, constituyéndose el remanente en áreas transformadas con funciones agrícolas y ganaderas que limitan la capacidad máxima de capturar carbono (Wheeler et al. 2016). Nuestro estudio identifica un incremento progresivo en la cobertura boscosa para el año 2013 respecto al año 2005, esto en concordancia con Calvo-Alvarado et al. (2009) quienes estudiaron las dinámicas de deforestación y restauración de bosques en Guanacaste identificando tasas de recuperación significativa del bosque seco tropical, eliminado entre los años 1950 y 1980 bajo la presión de una creciente industria ganadera y de ciertas políticas de colonización. Pero que sin embargo se fueron regenerando hacia el año 2005, identificándose una cobertura de bosque secundario de entre el 23% y 47%, incremento que no solo se explica por políticas de conservación y dinámicas estructurales en los bosques sino también por dinámicas económicas, demográficas y culturales que inciden en el cambio de la cobertura y uso de la tierra. Sanchez-Azofeifa et al. (2017) explican que este proceso de regeneración secundaria se ha convertido a su vez en la cobertura dominante del suelo en la región, caracterizada por un mosaico de bosques secundarios en varias etapas de regeneración como son temprana, intermedia y tardía. Estos procesos hacen del ACG un área con importante potencial para el secuestro de CO<sub>2</sub>, sin embargo precisiones en la estimación de áreas de cobertura boscosa se encontraran directamente ligadas al tipo de estimación empleada (Kalácska et al., 2004).

Un componente adicional de este estudio fue la disgregación de ecosistemas por tipo de bosque y/o ecorregión, lo que permitió identificar cinco tipos de bosque, entre los cuales el bosque seco tropical se identifica como el ecosistema de mayor extensión y por ende con mayor potencial para la prestación del servicio. En términos de secuestro de carbono, el bosque seco presenta tasas de secuestro promedio de 29.9 tCO<sub>2</sub>/ha/año que solo se ve superada por el bosque húmedo estacional con 33.9 tCO<sub>2</sub>/ha/año, esto puede explicarse por sus características biofísicas en cuanto a estratificación, un elevado número de árboles en áreas pequeñas que pueden capturar cantidades de carbono y además un mosaico de parches boscosos en diferentes fases de crecimiento (Hernández, 2014). Sin embargo, si bien la acumulación de biomasa en bosques secos tropicales suele ser menor que en bosques más húmedos, la extensión de su cobertura a nivel del ACG le permite almacenar más carbono (Glenday, 2008). Comparando los valores obtenidos con estudios similares en el área, Cao et al. (2016) calcularon la productividad primaria neta para tres etapas

sucesionales de bosque seco tropical en Santa Rosa, sus resultados identificaron valores de 11.82 mgCO<sub>2</sub>/ha/año para una etapa temprana, 69.37 mgCO<sub>2</sub>/ha/año para etapa intermedia y 27.86 mgCO<sub>2</sub>/ha/año para la etapa tardía. En otras regiones de Costa Rica, por ejemplo, en un estudio de cuantificación en bosques privados en el Área de Conservación Cordillera Volcánica Central (Segura, 1999), se identificaron en el área volcánica capacidades de almacenamiento entre 573.07 y 407.18 tCO<sub>2</sub>/ha. A nivel de biomas en Latinoamérica, en el año 1999 Houghton y DeFries en el año 2002 calcularon un aproximado de 201.85 tCO<sub>2</sub>/ha en bosques secos tropicales, valores más bajos fueron estimados por Brown (1997) y Achard et al. (2004) con 172.49 tCO<sub>2</sub>/ha, finalmente los valores más altos fueron estimados por el IPCC en el año 2006 distinguiendo un promedio de 462.42 tCO<sub>2</sub>/ha. Expandiendo nuestra comparación a estudios localizados en otros países con bosques tropicales, en México, Bautista-Hernández y Torres-Pérez (2003) propusieron valores que oscilan entre 155 y 160 tCO<sub>2</sub>/ha. Si bien los resultados de MODIS sugieren sobrestimaciones y/o subestimaciones en comparación con algunos de los estudios mencionados, cabe recalcar que los métodos de cuantificación y modelos empleados fueron diferentes, además de que son limitados los estudios que tienen como propósito la valoración económica del servicio.

El empleo de la productividad como indicador del secuestro de carbono en base a productos MODIS ha sido empleado y evaluado para múltiples biomas en estudios como el de Turner et al. (2006), quienes realizaron comparaciones de datos del sensor con sitios de medición directa en 9 tipos de ecosistemas en los que se incluyen los bosques tropicales, sus resultados explican ciertas sobreestimaciones en regiones de menor productividad y subestimaciones en áreas de alta productividad que se originan en la parametrización de algunas variables del algoritmo (Yang et al., 2007). Sin embargo, estudios como el de Zhao et al. (2011) especifican que el uso de productos MODIS integrando métodos de validación con datos de campo, otro tipo de sensores como Landsat y mejoras en la parametrización de los datos son ampliamente aceptados. Para propósitos de nuestro estudio MODIS nos permitió realizar el análisis en las escalas regional y temporal deseadas, ya el producto empleado se genera en base a una colección de los mejores datos espectrales obtenidos cada 8 días agregados anualmente, lo que nos permitió contar con los datos requeridos para la valoración económica para un periodo de diez años (2004 a 2014), permitiéndonos una evaluación completa. Sin embargo, entendiendo las limitaciones del uso de sensores remotos, los resultados de nuestro estudio también demuestran la aplicabilidad de los productos MODIS como un método viable para la evaluación del servicio de secuestro de carbono a escalas regionales y para largos periodos de tiempo.

En correspondencia con la cuantificación biofísica, la valoración económica de este estudio señala al Bosque Seco como el ecosistema de mayor potencial en términos de contribución económica al ACG. Teniendo en cuenta el precio de CO<sub>2</sub> comercializado por Costa Rica a través del Mecanismo de Desarrollo Limpio como límite inferior, y el SCC establecido por Hope (2011) como límite superior, en el 2013 el bosque seco aportó con un valor total de US\$ 9.951.322 – US\$ 293.668.378. Al valorar el secuestro de CO<sub>2</sub> de las áreas protegidas, observamos que el Parque Nacional Santa Rosa es quien aporta el mayor beneficio económico en términos de secuestro de CO<sub>2</sub> dentro del ACG, con un valor total entre US\$ 59.811.934 – US\$ 1.765.079.457. Sin embargo el potencial económico del área está directamente asociado con el precio de dióxido de carbono a ocuparse.

De acuerdo con los valores de secuestro obtenidos, presentamos un amplio rango de estimaciones de los beneficios económicos y no seleccionamos un valor en específico, principalmente porque existen distintos criterios de selección del valor del carbono que generalmente obedecen a decisiones políticas. A pesar de las limitaciones y considerando las restricciones, el cálculo del beneficio económico de este servicio ecosistémico puede emplearse como insumo para la toma de decisiones en distintos niveles.

## 6. Conclusiones

Este artículo buscó presentar la metodología y los resultados asociados de la valoración del servicio de secuestro de dióxido de carbono provisto por el Área de Conservación de Guanacaste en Costa Rica. A partir de la metodología propuesta calculamos la Productividad Primaria Neta como indicador del secuestro de CO<sub>2</sub> en el ACG por tipo de bosque y área protegida.

Para la interpretación de los servicios de los ecosistemas monetizados en este estudio, consideramos varios aspectos. Primero, nuestro sistema está basado en el costo social del carbono y el mercado de carbono que son cifras y parámetros cuantificados y monetizados. Lo que resulta que los valores calculados sean sólo aproximaciones. Nuestro reto es que los cálculos contribuyan a mejorar los métodos y limitar la incertidumbre del proceso de valoración.

Asumimos que calcular tales valores genera varias preguntas éticas y morales sobre la "mercantilización" de partes de la naturaleza en bienes de mercado. Pero aceptamos que la aplicación de los principios de mercado a los bienes ambientales puede ayudar a

protección de ellos. Además, el establecimiento de herramientas económicas puede conducir a cambios en las motivaciones para proteger el medio ambiente. El costo evitado para el mantenimiento de las áreas protegidas, tales como el ACG, es una medida importante, aunque incompleta de los beneficios económicos generados por activos naturales. Una política pública de protección de los bosques, cuando tiene éxito, no sólo mantiene el carbono almacenado fijado sino que también aumenta sus tasas de secuestro anualmente como vimos en nuestro estudio.

Si bien el ACG provee de una variedad de servicios ecosistémicos además del de regulación climática a través del almacenamiento y secuestro de carbono, el punto fuerte de nuestra investigación fue ofrecer información desde el punto de vista de los beneficios de los bosques de la ACG, para que los tomadores de decisión puedan comprender la importancia de su conservación.

Para trabajos futuros, proponemos mejorar los métodos de cuantificación de CO<sub>2</sub> con la incorporación de técnicas paralelas, esto permitirá la obtención de datos con mejor resolución y a mejores escalas que consecutivamente proporcionaran mejores estimaciones económicas de su valor en el mercado, que consecutivamente permitan involucrar una tercera etapa en el proceso de evaluación de cualquier servicio ecosistémico que es la toma de decisiones y de políticas de conservación (vía protección de bosques y aprovechar sus servicios de secuestro de dióxido de carbono), proceso que deberá contar con los agentes económicos necesarios para cubrir costos mínimos que garanticen la viabilidad financiera de la políticas de conservación y de esta forma hacer explícita la importancia de los bosques tropicales para la sociedad.

## 7. Referencias

Aevermann, T., J, Schmude. 2015. Quantification and monetary valuation of urban ecosystem services in Munich, Germany. *Zeitschrift für Wirtschaftsgeographie*. Vol 59 (3): 188 – 200.

Alam, M., A, Olivier., A, Paquette. 2016. Measurements and economics of carbon sequestration in temperate tree-based intercropping systems. *Agricultural Resources, Governance and Ecology*. vol 12 (2): 125–136.

Allen, W. (2001). *Green phoenix*. Oxford: Oxford University Press. Retrieved from <http://site.ebrary.com/lib/concordiaab/Doc?id=10269016>;  
<http://site.ebrary.com/lib/gprc/Doc?id=10269016>;  
<http://site.ebrary.com/lib/macewan/Doc?id=10269016>;  
<http://site.ebrary.com/lib/rdcollege/Doc?id=10269016>

Balvanera, P., Kremen, C., & Martínez-Ramos, M. (2005). Applying community structure analysis to ecosystem function: Examples from pollination and carbon storage. *Ecological Applications*, 15(1), 360-375. Retrieved from <http://www.jstor.org/login.ezproxy.library.ualberta.ca/stable/4543359>

Baret, F., Guyot, G., & Major, D. (1989). TSAVI: A vegetation index which minimises soil brightness effects on LAI and APAR estimation. *12th Canadian Conference on Remote Sensing and IGARSS '90*,

Barrera, T. G. Z., J.H, Maldonado. 2014. El valor económico del Blue Carbon en Colombia: Beneficios de la captura y almacenamiento de carbono provistos por las Áreas Marinas Protegidas. *Serie Documentos Cede*, 2012-34, v. 2014–6, p. 76.

Bassi, S. y ten Brink, P. 2013. Step-by-step guidance: climate change mitigation (carbon storage and sequestration). Annex 4, Social and economic benefits of protected areas: an assessment guide. First published by Routledge, 2013.

Bautista-Hernández, J.; Torres-Pérez, J. 2003. Valoración económica del almacenamiento de carbono del bosque tropical del ejido Noh Bec, Quintana Roo, México. *Revista Chapingo, Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, vol 9 (1): 69–75.

Baret, F., & Guyot, G. (1991). Potentials and limits of vegetation indices for LAI and APAR assessment. *Remote Sensing of Environment*, 35(2), 161-173. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257\(91\)90009-U](http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257(91)90009-U)

Beer, C., Reichstein, M., Tomelleri, E., Ciais, P., Jung, M., Carvalhais, N., Papale, D. (2010). Terrestrial gross carbon dioxide uptake: Global distribution and covariation with climate. *Science*, 329(5993), 834. Retrieved from <http://science.sciencemag.org/content/329/5993/834.abstract>

Bonan, G. (2016). *Ecological climatology: Concepts and applications* (Third edition ed.). New York, NY: Cambridge University Press.

Boyd, J. 2011. Economic Valuation, Ecosystem Services, and Conservation Strategy. In measuring Nature's Balance Sheet of 2011 Ecosystem Services Seminar Series. Edited by Coastal Quest and

Gordon and Betty Moore Foundation, 177 – 189. Palo Alto: Gordon and Betty Moore Foundation, 2012. PDF e-book.

Boyland, Mark. 2006. The economics of using forests to increase carbon storage. *Canadian Journal of Forest Research* Vol. 36, n°9: 2223- 2234.

Braat, L. C., & de Groot, R. (2012). The ecosystem services agenda: Bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. *Ecosystem Services*, 1(1), 4-15.  
doi:<http://dx.doi.org/login.ezproxy.library.ualberta.ca/10.1016/j.ecoser.2012.07.011>

Brown, S. (2002). Measuring, monitoring, and verification of carbon benefits for forest-based projects. *Philosophical Transactions. Series A, Mathematical, Physical, and Engineering Sciences*, 360(1797), 1669-1683. doi:10.1098/rsta.2002.1026 [doi]

Calvo-Alvarado, J., McLennan, B., Sánchez-Azofeifa, A., & Garvin, T. (2009). Deforestation and forest restoration in guanacaste, costa rica: Putting conservation policies in context. *Forest Ecology and Management*, 258(6), 931-940.  
doi:<http://dx.doi.org/login.ezproxy.library.ualberta.ca/10.1016/j.foreco.2008.10.035>

Campbell, A. et al. 2008. Carbon Storage in Protected Areas – Technical Report. [s.l: s.n.]. Disponible en: [http://old.unep-wcmc.org/medialibrary/2010/09/24/d8a43698/Carbon\\_storage\\_PAs.pdf](http://old.unep-wcmc.org/medialibrary/2010/09/24/d8a43698/Carbon_storage_PAs.pdf)

Canu, D.M., A, Ghermandi., P.A.L.D, Nunes., P, Lazzari., G, Cossarini., Solidoro, C. 2015. Estimating the value of carbon sequestration ecosystem services in the Mediterranean Sea: An ecological economics approach. *Global Environmental Change* 32: 87–95.

Chen, J., Brosofske, K. D., Noormets, A., Crow, T. R., Bresee, M. K., Le Moine, J. M., . . . Zheng, D. (2004). A working framework for quantifying carbon sequestration in disturbed land mosaics. *Environmental Management*, 33, S210-S221. doi:10.1007/s00267-003-9131-4

Chuvieco, E., & Huete, A. (2010). *Fundamentals of satellite remote sensing* [Fundamentos de teledetección espacial. English]. Boca Raton: CRC Press.

Clark, W. C. (1982). *Carbon dioxide review, 1982*. Oxford: Clarendon Press ;New York.

Cramer, W., Kicklighter, D. W., Bondeau, A., Iii, B. M., Churkina, G., Nemry, B., . . . Intercomparison, T. P. O. F. T. P. N. M. (1999). *Comparing global models of terrestrial net primary productivity (NPP): Overview and key results* Wiley Online Library. doi:10.1046/j.1365-2486.1999.00009.x

Cui, T., Wang, Y., Sun, R., Qiao, C., Fan, W., Jiang, G., . . . Zhang, L. (2016). Estimating vegetation primary production in the heihe river basin of china with multi-source and multi-scale data. *Plos One*, 11(4), e0153971. Retrieved from <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0153971>

Derwisch, S., Schwendenmann, L., Olschewski, R., Hoßlscher, D. 2009. Estimation and economic evaluation of aboveground carbon storage of *Tectona grandis* plantations in Western Panama. *New Forests* (2009) 37:227–240.

Diaz, D. B. 2015. Evaluating the Key Drivers of the US Government's Social Cost of Carbon: A Model Diagnostic and Inter-Comparison Study of Climate Impacts in DICE, FUND, and PAGE. Working Paper. [s.l: s.n.].

Dieter, M., Elsasser, P. 2002. Quantification and Monetary Valuation of Carbon Storage in the Forests of Germany in the Framework of National Accounting. Hamburg: [s.n.].

Glenday, J. 2008. Carbon storage and emissions offset potential in an African dry forest, the Arabuko-Sokoke Forest, Kenya. *Environmental Monitoring and Assessment*, 142(1): 85-95.

Estrada, G. C. D. et al. 2014. The economic evaluation of carbon storage and sequestration as ecosystem services of mangroves: a case study from southeastern Brazil. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, vol. 11(1): 29–35.

Figuerola, E. (2010). Valoración económica detallada de las áreas protegidas de Chile. Proyecto GEF- MMA – PNUD “Creación de un Sistema Nacional Integral de Áreas Protegidas para Chile: Estructura Financiera y Operacional”. Disponible en: <http://www.proyectogefareasprotegidas.cl/wpcontent/uploads/2011/09/valoracion%20economica.ok.24-05-2011.pdf>

Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics*, 68(3), 643-653. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.09.014>

Fondo Nacional de Financiamiento Forestal, FONAFIFO. 2016. Descripción General de Proyectos de Compensación de Emisiones de Gases Efecto Invernadero que utilizan contratos de PSA-modalidad reforestación. Dirección de Desarrollo y Comercialización de Servicios Ambientales. Departamento de Proyectos. Junio, 2016, San José, Costa Rica.

Fondo Nacional de Financiamiento Forestal, FONAFIFO. 2017. Unidades de Compensación de Emisiones de GEI. Disponible en: <http://www.fonafifo.go.cr/inversiones/ucc.html>

Gibbs, H. K., Brown, S., O'Niles, J., & Foley, J. A. (2007). Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: Making REDD a reality. *Environmental Research Letters*, 2(4), 045023. Retrieved from <http://stacks.iop.org/1748-9326/2/i=4/a=045023>

Greestone, 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*, vol. 7(1):23–46.

GRACE, J., NICHOL, C., DISNEY, M., LEWIS, P., QUAIFFE, T., & BOWYER, P. (2007). *Can we measure terrestrial photosynthesis from space directly, using spectral reflectance and fluorescence?* Wiley Online Library. doi:10.1111/j.1365-2486.2007.01352.x

Hope, C. 2006. The Marginal Impact of CO<sub>2</sub> from PAGE2002: An Integrated Assessment Model Incorporating the IPCC's Five Reasons for Concern. *The Integrated Assessment Journal*. Vol. 6 (1): 19–56.

Hope, C. 2011. The Social Cost of CO<sub>2</sub> from the PAGE09 Model. Economics. Discussion paper No. 2011-39 September 15, 2011. Disponible en:

<http://www.economics-ejournal.org/economics/discussionpapers/2011-39>

Huete, A. R. (1988). A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment*, 25(3), 295-309. doi:[http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257\(88\)90106-X](http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257(88)90106-X)

Interagency Working Group on Social Cost of Carbon, United States Government. 2013. Technical Support Document: Technical Update of the Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis – Under Executive Order 12866.

INEC, Instituto Nacional de Estadística y Censos (Ed.). (2015). *VI censo nacional agropecuario, atlas estadístico agropecuario*. San José, Costa Rica:

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change. (2013). The physical science basis. contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. doi:10.1017/CBO9781107415324.

Janzen D.H. (2000). Guanacaste national park: Tropical ecological and biocultural restoration. rehabilitating damaged ecosystems., pp 143-192.

Jensen, J. R. (1996). *Introductory digital image processing; a remote sensing perspective prentice hall series in geographic information*. United States: Printice Hall : Upper Saddle River, NJ, United States. Retrieved from <http://login.ezproxy.library.ualberta.ca/login?url=http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=geh&AN=2004-034624&site=eds-live&scope=site>

Jerath, M. 2012. An Economic Analysis of Carbon Sequestration and Storage Service by Mangrove Forests in Everglades National Park, Florida. [s.l.] Florida International University.

Jones, H. G., & Vaughan, R. A. (2010). *Remote sensing of vegetation : Principles, techniques, and applications*. Oxford: Oxford University Press.

Kalacska, M., Sanchez-Azofeifa, G. A., Calvo-Alvarado, J. C., Quesada, M., Rivard, B., & Janzen, D. H. (2004). Species composition, similarity and diversity in three successional stages of a seasonally dry tropical forest. *Forest Ecology and Management*, 200(1–3), 227-247. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2004.07.001>

Kalacska, M., Sanchez-Azofeifa, G. A., Rivard, B., Calvo-Alvarado, J. C., & Quesada, M. (2008). Baseline assessment for environmental services payments from satellite imagery: A case study from costa rica and mexico. *Journal of Environmental Management*, 88(2), 348-359. doi:<http://dx.doi.org.login.ezproxy.library.ualberta.ca/10.1016/j.jenvman.2007.03.015>

Kettunen, M., P, ten Brink. 2013. Social and economic benefits of protected areas: an assessment guide. First published by Routledge, 201.

Kotchen, M. J. 2016. Which Social Cost of Carbon? A Theoretical Perspective. NBER Working Paper, vol. 22246.

Kulshreshtha, S. N. et al. 2000. Carbon Sequestration In Protected Areas Of Canada: An Economic Valuation Economic Framework Project. [s.l.: s.n.].

Kushida, K., Isaev, A. P., Maximov, T. C., Takao, G., & Fukuda, M. (2007). *Remote sensing of upper canopy leaf area index and forest floor vegetation cover as indicators of net primary productivity in a siberian larch forest* Wiley Online Library. doi:10.1029/2006JG000269

Lamarque, J. F., et al., Mayorga, E., et al., & Seitzinger, S. P., et al. (2011; 2010; 2010). Global and regional evolution of short-lived radiatively-active gases and aerosols in the representative concentration pathways; global nutrient export from WaterSheds 2 (NEWS 2): Model development and implementation; global river nutrient export: A scenario analysis of past and future trends. *Global Biogeochemical Cycles*, 109; 25; 24, 191; 837; GB0A08-212; 853.

Leiva, J. A., Mata, R., Rocha, O. J., & Gutiérrez Soto, M., V. (2009). [Chronology of tropical dry forest regeneration in santa rosa, guanacaste, costa rica. I. edaphic characteristics]. *Revista De Biología Tropical*, 57(3), 801-815. Retrieved from <http://login.ezproxy.library.ualberta.ca/login?url=http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=cmedm&AN=19928473&site=eds-live&scope=site>

Macedo, I. C. 2004. Quantificação da redução de danos climáticos decorrente de processos para mitigação das emissões de GEE, como subsídio pra avaliação de Políticas Públicas. Campinas: [s.n.].

Maes, J., Egoh, B., Willemsen, L., Liqueste, C., Vihervaara, P., Schägner, J. P., Bidoglio, G. (2012). Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the european union. *Ecosystem Services*, 1(1), 31-39. doi:<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.06.004>

Matsushita, B., & Tamura, M. (2002). Integrating remotely sensed data with an ecosystem model to estimate net primary productivity in east asia. *Remote Sensing of Environment*, 81(1), 58-66. doi:[http://dx.doi.org/login.ezproxy.library.ualberta.ca/10.1016/S0034-4257\(01\)00331-5](http://dx.doi.org/login.ezproxy.library.ualberta.ca/10.1016/S0034-4257(01)00331-5)

Millennium Ecosystem Assessment (MEA). (2005). *Ecosystems and human well-being: The assessment series (four volumes and summary)*. . Washington, DC: Island Press.

Monteith, J. L. (1972). Solar radiation and productivity in tropical ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 9(3), 747. Retrieved from <http://login.ezproxy.library.ualberta.ca/login?url=http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=eih&AN=8906080&site=eds-live&scope=site>

Navarrete, G. 2013. Proyecto de Captura de Carbono en Fincas de Pequeños(as) y Medianos(as) Productores(as) de la Región Brunca, Costa Rica. Ciencias Ambientales. Diciembre 2013, 46: 51-59, ISSN: 1409 – 2158/2013.

Nordhaus, W. 2011. Estimates Of The Social Cost Of Carbon: background and results from the RICE-2011 Model: Cowles Foundation Discussion Paper. New Haven: [s.n.].

- Nordhaus, W. 2017. Revisiting the social cost of carbon. PNAS. Vol. 114 (7): 1518–1523.
- Nowak, D., D.E. Crane. 2002. Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental Pollution* 116: 381–389.
- Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V. N., Underwood, E. C. Kassem, K. R. (2001). *Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on earth: A new global map of terrestrial ecoregions provides an innovative tool for conserving biodiversity* doi:10.1641/0006-3568(2001)051[0933:teotwa]2.0.co;2
- Pagiola, S. (2008). Payments for environmental services in costa rica. *Ecological Economics*, 65(4), 712-724. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.07.033>
- Paletto, A. et al. 2015. Mapping the value of ecosystem services: A case study from the Austrian Alps. *Annals of Forest Research*, vol. 58 (1): 157–175.
- Paruelo, J. M. et al. 2010. Carbon Stocks and Fluxes in Rangelands of the Río de la Plata Basin. *Rangeland Ecology & Management*, vol. 63, n. April 2009:94–108.
- Pearce, D. 2003. The social cost of Carbon and its policy implications. *Oxford Review of Economic Policy* Vol. 19 (3): 362–384.
- Pindyck, R. S. 2016. *The Social Cost of Carbon Revisited*: November. Cambridge: [s.n.].
- Quesada, M., Stoner, K. E., Lobo, J. A., Herrerias-Diego, Y., Palacios-Guevara, C., Munguía-Rosas, M. A., Rosas-Guerrero, V. (2004). *Effects of forest fragmentation on pollinator activity and consequences for plant reproductive success and mating patterns in Bat-pollinated bombacaceous Trees*1 Wiley Online Library. doi:10.1111/j.1744-7429.2004.tb00305.x
- Richardson, A. J., & Wiegand, C. L. (1977). Distinguishing vegetation from soil background. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing*, 43, 1541-1552.
- Rose, S. K. et al. 2014. *Understanding the Social Cost of Carbon: A Technical Assessment*. [s.l: s.n.].
- Ruimy, A., Saugier, B., & Dedieu, G. (1994). *Methodology for the estimation of terrestrial net primary production from remotely sensed data* Wiley Online Library. doi:10.1029/93JD03221
- Running, S. W., & Zhao, M. S. User's guide daily GPP and annual NPP (MOD17A2/A3) products NASA earth observing system MODIS land algorithm. 2015, (Version 3 for Collection 6)
- Running, S. W. (2004). *Global land data sets for next-generation biospheric monitoring* Wiley Online Library. doi:10.1029/2004EO500006
- Salgado, L., M, Dumas., M, Feoli, M, Cedeño. 2013. Mercado Doméstico Voluntario de Carbono de Costa Rica MDVCCR: un instrumento hacia la C-Neutralidad. Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD), Costa Rica.

Sánchez-Azofeifa, G. A., Castro-Esau, K., Kurz, W. A., & Joyce, A. (2009). *Monitoring carbon stocks in the tropics and the remote sensing operational limitations: From local to regional projects* Wiley Online Library. doi:10.1890/08-1149.1

Sánchez-Azofeifa, G. A., & Portillo-Quintero, C. (2011). Extent and drivers of change of neotropical seasonally dry tropical forests. In R. Dirzo, H. S. Young, H. A. Mooney & G. Ceballos (Eds.), *Seasonally dry tropical forests: Ecology and conservation* (pp. 45-57). Washington, DC: Island Press/Center for Resource Economics. doi:10.5822/978-1-61091-021-7\_3

Sánchez-azofeifa, G. A., Guzmán-quesada, J. A., Vega-araya, M., Campos-vargas, C., Durán, S. M., Souza, N. D., ... Rica, D. C. (2017). Can terrestrial laser scanners ( TLSs ) and hemispherical photographs predict tropical dry forest succession with liana abundance ?, 977–988. <http://doi.org/10.5194/bg-14-977-2017>

Segura Madrigal, M. A. 1999. Valoración del servicio de fijación y almacenamiento de carbono en bosques privados en el Área de Conservación Cordillera Volcánica Central, Costa Rica. Tesis Mag. Sc. Turrialba, CR. CATIE. 119 p.

Seppelt, R., Dormann, C. F., Eppink, F. V., Lautenbach, S., & Schmidt, S. (2011). A quantitative review of ecosystem service studies: Approaches, shortcomings and the road ahead. *Journal of Applied Ecology*, 48(3), 630-636. doi:10.1111/j.1365-2664.2010.01952.x

Shaw, R., Pendleton, L., Cameron, D., Morris, B., Bachelet, D., Klausmeyer, K., MacKenzie, J., Conklin, D., Bratman, G., Lenihan, J., Haunreiter, E., Daly, C., Roehrdanz, P. 2011. The impact of climate change on California's ecosystem services. *Climatic Change* (2011) 109 (Suppl 1):S465–S484.

Siwar, C. et al. 2016. Economic Valuation of Soil Carbon Sequestration Services in Malaysia's Forest Sector: a Review of Possible Approaches. vol. 11(1): 14–28.

Smith, S., N.A, Braathen. 2015. Monetary Carbon Values in Policy Appraisal: An Overview of Current Practice and Key Issues. OECD Environment Working Papers, No. 92, OECD Publishing, Paris. <http://dx.doi.org/10.1787/5jrs8st3ngvh-en>

Sonwa, D. J., Nlom, J. H., Neba, S. G. 2016. Valuation of forest carbon stocks to estimate the potential for result-based payment under REDD+ in Cameroon. *International Forestry Review*, vol. 18(1): 119–129.

System of Environmental Economic Accounting (SEEA). (2012). Central framework.

Tallis, H.T. et al. 2011. *INVEST 2.1 beta User's Guide*. The Natural Capital Project, Stanford, <http://stanford.edu/~woodsp/natcap/invest/docs/21/index.html>.

Task Force on Economic Benefits of Protected Areas of the World Commission on Protected Areas (WCPA) of IUCN, in collaboration with the Economics Service Unit of IUCN (1998). *Economic Values of Protected Areas: Guidelines for Protected Area Managers*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB). (2010). *The economics of ecosystems and biodiversity: Mainstreaming the economics of nature: A synthesis of the approach, conclusions and recommendations of TEEB*.

Tol, Richard. S. J. 2005. The marginal damage costs of carbon dioxide emissions: An assessment of the uncertainties. *Energy Policy*, vol. 33(16): 2064–2074.

Tol, Richard. S. J. 2008. The Social Cost of Carbon: Trends, Outliers and Catastrophes. *Economics*. Vol. 2, 2008 – 25.

Tol, Richard. S.J. 2009. The Economic Effects of Climate Change. *Journal of Economic Perspectives*. Vol. 23 (2): 29–51.

Turner, D. P., Ritts, W. D., Cohen, W. B., Maeirsperger, T. K., Gower, S. T., Kirschbaum, A. A., . Gamon, J. A. (2005). *Site-level evaluation of satellite-based global terrestrial gross primary production and net primary production monitoring* Wiley Online Library. doi:10.1111/j.1365-2486.2005.00936.x

Valera, V. 2014. Economic Valuation of Carbon Sequestration in an area located at National Park Waraira repano (Caracas, Venezuela). *Anales de La Universidad Metropolitana*, vol. 14(2): 241–264.

Van Bruegel, M. et al. 2011. Estimating carbon stock in secondary forests: Decisions and uncertainties associated with allometric biomass models. *Forest Ecology and Management*, vol. 262(8): 1648–1657.

Van den Bergh, J.C.J.M., Botzen, W.J.W. 2014. A lower bound of to the social cost of CO<sub>2</sub> emissions. *Nature Climate Change*. Vol. 4: 253 – 258.

Van den Bergh, J.C.J.M., Botzen, W.J.W. 2015. Monetary valuation of the social cost of CO<sub>2</sub> emissions: A critical survey. *Ecological Economics* 114 (2015) 33–46.

Vásquez, J. et al. 2013. Economic valuation of kelp forests in northern Chile: values of goods and services of the ecosystem. *Journal of Applied Phycology*, vol. 26: 1–8.

Villalobos, F. S., Pratt, L. 1999. Estimación del Costo Marginal de los Servicios de Fijación de Carbono en Costa Rica. [s.l: s.n.].

Watkiss, P., Downing, T.E. 2008. The social cost of carbon: Valuation estimates and their use in UK policy. *The Integrated Assessment Journal*. Vol. 8 (1): 85 – 105.

WAVES. Wealth accounting and the valuation of ecosystem services. Retrieved from <https://www.wavespartnership.org/>

Woodwell, G. M., & Whittaker, R. H. (1968). Primary production in terrestrial ecosystems. *American Zoologist*, 8(1), 19-30. Retrieval

Wheeler et al. 2016. Carbon sequestration and biodiversity following 18 years of active tropical forest restoration.

Wise, R.; Cacho, O. A. 2005. Bioeconomic analysis of carbon sequestration in farm forestry: A simulation study of *Gliricidia sepium*. *Agroforestry Systems*, vol. 64(3): 237–250.

Zarate-Barrera, T. G., Maldonado, J. H. 2015. Valuing blue carbon: Carbon sequestration benefits provided by the marine protected areas in Colombia. *PLoS ONE*, vol. 10(5): 1–22.



## Anexos

Anexo 1. Secuestro de CO2 total por Área Protegida del ACG para el periodo 2004 – 2014 (tCO2 /año)

Área Protegida	SECUESTRO DE CARBONO										
	2004 tCO <sub>2</sub> /año	2005 tCO <sub>2</sub> /año	2006 tCO <sub>2</sub> /año	2007 tCO <sub>2</sub> /año	2008 tCO <sub>2</sub> /año	2009 tCO <sub>2</sub> /año	2010 tCO <sub>2</sub> /año	2011 tCO <sub>2</sub> /año	2012 tCO <sub>2</sub> /año	2013 tCO <sub>2</sub> /año	2014 tCO <sub>2</sub> /año
Santa Rosa	1,363,362.14	1,094,007.58	1,297,433.10	1,186,153.86	1,206,254.57	1,401,327.11	1,248,894.92	1,222,632.11	1,369,294.14	1,228,500.31	1,324,315.97
Guanacaste	1,193,515.12	983,134.56	1,108,912.86	1,029,324.35	1,053,620.42	1,234,586.61	1,110,360.83	1,107,945.04	1,203,812.98	1,115,353.88	1,173,704.12
Rincón de la Vieja	451,438.65	403,301.12	415,103.44	418,788.76	417,275.44	464,701.38	464,901.52	443,840.39	479,597.90	430,755.35	445,672.09
Bahía Junquillal	17,962.55	13,959.84	17,113.34	14,559.37	16,095.95	18,291.73	16,071.32	16,215.74	18,442.41	15,808.56	17,935.04
Chenailles	14,515.63	11,685.67	13,684.42	12,163.07	12,933.37	15,229.34	13,189.21	13,244.81	14,907.21	13,125.99	14,627.62
Áreas Anexas a ASP	490,442.44	421,105.83	457,104.95	445,690.55	446,163.06	515,657.28	496,970.26	495,845.20	503,902.60	478,736.98	474,795.29
Estación Exp. Horizontes	241,888.22	187,712.52	228,895.40	204,370.14	211,270.02	226,801.05	217,024.77	216,458.92	217,966.56	211,000.29	209,044.87
Riberino Zapandi	17,250.90	14,063.42	16,879.69	15,414.26	15,397.45	16,269.52	16,016.26	16,123.79	15,790.37	15,793.62	15,427.89
<b>Total APs ACG</b>	<b>3,790,375.65</b>	<b>3,128,970.53</b>	<b>3,555,127.20</b>	<b>3,326,464.36</b>	<b>3,379,010.26</b>	<b>3,892,864.02</b>	<b>3,583,429.09</b>	<b>3,532,305.99</b>	<b>3,823,714.18</b>	<b>3,509,074.99</b>	<b>3,675,522.89</b>

Anexo 2. Capacidad de almacenamiento anual de CO2 por Área Protegida del ACG para el periodo 2004 – 2014 (tCO2/ha/año).

Área Protegida	Area Ha	DENSIDAD DE SECUESTRO DE CARBONO										
		2004 tCO <sub>2</sub> /Ha	2005 tCO <sub>2</sub> /Ha	2006 tCO <sub>2</sub> /Ha	2007 tCO <sub>2</sub> /Ha	2008 tCO <sub>2</sub> /Ha	2009 tCO <sub>2</sub> /Ha	2010 tCO <sub>2</sub> /Ha	2011 tCO <sub>2</sub> /Ha	2012 tCO <sub>2</sub> /Ha	2013 tCO <sub>2</sub> /Ha	2014 tCO <sub>2</sub> /Ha
Santa Rosa	39176.02	34.80	27.93	33.12	30.28	30.79	35.77	31.88	31.21	34.95	31.36	33.80
Guanacaste	33796.44	35.31	29.09	32.81	30.46	31.18	36.53	32.85	32.78	35.62	33.00	34.73
Rincón de la Vieja	14127.19	31.96	28.55	29.38	29.64	29.54	32.89	32.91	31.42	33.95	30.49	31.55
Bahía Junquillal	438.74	40.94	31.82	39.01	33.18	36.69	41.69	36.63	36.96	42.03	36.03	40.88

Chenailles	462.81	31.36	25.25	29.57	26.28	27.95	32.91	28.50	28.62	32.21	28.36	31.61
Áreas Anexas a ASP	14298.59	34.30	29.45	31.97	31.17	31.20	36.06	34.76	34.68	35.24	33.48	33.21
Estación Exp. Horizontes	7283.08	33.21	25.77	31.43	28.06	29.01	31.14	29.80	29.72	29.93	28.97	28.70
Riberino Zapandi	590.76	29.20	23.81	28.57	26.09	26.06	27.54	27.11	27.29	26.73	26.73	26.12
<b>Promedio APs ACG</b>	<b>110,173.63</b>	<b>33.89</b>	<b>27.71</b>	<b>31.98</b>	<b>29.40</b>	<b>30.30</b>	<b>34.32</b>	<b>31.80</b>	<b>31.58</b>	<b>33.83</b>	<b>31.05</b>	<b>32.57</b>

### Anexo 3. Secuestro de CO2 (tCO2/año/ha) por tipo de bosque (Ecorregión)

Tipo de bosque	2005		2010		2013	
	Area	Secuestro	Area	Secuestro	Area	Secuestro
	Ha	tCO <sub>2</sub> /año	Ha	tCO <sub>2</sub> /año	Ha	tCO <sub>2</sub> /año
Bosque seco Centro Americano	68,166.96	1,875,944.69	68,169.90	2,131,478.66	75,062.66	2,319,655.44
Bosque humedo estacional de Costa Rica	36,695.93	1,143,023.22	36,695.62	1,289,893.06	37,861.24	1,343,598.23
Bosque humedo Itsmo-Atlantico	35,693.34	913,920.33	35,693.69	1,089,080.72	35,822.89	1,044,565.53
Manglares del Pacifico Sur	1,080.95	29,025.88	1,081.91	32,680.84	1,265.86	37,300.90
Bosque montano Talamancano	17,117.23	461,075.82	17,116.91	527,181.58	17,114.40	486,414.60
<b>Total</b>	<b>158,754.41</b>	<b>1,205,174.37</b>	<b>158,758.03</b>	<b>1,381,557.18</b>	<b>167,127.05</b>	<b>1,425,486.29</b>

Anexo 4. Capacidad de secuestro anual de Carbono por tipo de bosque.

Tipo de bosque	2005	2010	2013
	tCO <sub>2</sub> /año	tCO <sub>2</sub> /año	tCO <sub>2</sub> /año
Bosque seco Centro Americano	27.52	31.27	30.90
Bosque húmedo estacional de Costa Rica	31.15	35.15	35.49
Bosque húmedo Itsmo-Atlántico	25.60	30.51	29.16
Manglares del Pacífico Sur	26.85	30.21	29.47
Bosque montano Talamancano	26.94	30.80	28.42
<b>Promedio Total</b>	27.61	31.59	30.69

Anexo 5. Valor Económico del Secuestro de CO<sub>2</sub> (US\$ 2016), por Área Protegida del Área de Conservación Guanacaste. Año 2004 – 2014

Precio de referencia: SCC Tol (2009)

Nombre AP	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
<b>Santa Rosa</b>	29,830,364	23,936,886	28,387,836	25,953,047	26,392,850	30,661,037	27,325,821	26,751,191	29,960,156	26,879,587	28,976,033
<b>Guanacaste</b>	26,114,111	21,510,984	24,263,013	22,521,617	23,053,215	27,012,755	24,294,695	24,241,837	26,339,428	24,403,943	25,680,646
<b>Rincón de la Vieja</b>	9,877,478	8,824,229	9,082,463	9,163,098	9,129,987	10,167,666	10,172,045	9,711,228	10,493,602	9,424,927	9,751,305
<b>Bahía Junquillal</b>	393,021	305,441	374,440	318,559	352,179	400,223	351,641	354,800	403,520	345,891	392,419
<b>Chenailles</b>	317,602	255,682	299,415	266,128	282,982	333,218	288,580	289,796	326,170	287,197	320,052
<b>Áreas Anexas ASP</b>	10,730,881	9,213,795	10,001,456	9,751,709	9,762,048	11,282,581	10,873,709	10,849,093	11,025,389	10,474,765	10,388,521
<b>Estación Exp. Horizontes</b>	5,292,514	4,107,150	5,008,231	4,471,619	4,622,588	4,962,407	4,748,502	4,736,121	4,769,108	4,616,686	4,573,902
<b>Riberino Zapandi</b>	377,450	307,708	369,328	337,264	336,896	355,977	350,436	352,788	345,493	345,564	337,562
<b>Total APs</b>	<b>82,933,419</b>	<b>68,461,875</b>	<b>77,786,183</b>	<b>72,783,040</b>	<b>73,932,745</b>	<b>85,175,865</b>	<b>78,405,429</b>	<b>77,286,855</b>	<b>83,662,866</b>	<b>76,778,561</b>	<b>80,420,441</b>

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 6. Valor Económico del Secuestro de CO<sub>2</sub> (US\$ 2016), por Área Protegida del Área de Conservación Guanacaste. Año 2004 – 2014.

Precio de referencia: SCC Nordhaus (2017)

Nombre AP	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
<b>Santa Rosa</b>	47,090,528	37,787,022	44,813,339	40,969,754	41,664,033	48,401,838	43,136,830	42,229,713	47,295,420	42,432,401	45,741,874
<b>Guanacaste</b>	41,224,012	33,957,468	38,301,850	35,552,863	36,392,049	42,642,621	38,351,863	38,268,422	41,579,700	38,524,323	40,539,740
<b>Rincón de la Vieja</b>	15,592,691	13,930,021	14,337,673	14,464,964	14,412,694	16,050,786	16,057,698	15,330,247	16,565,312	14,878,290	15,393,514
<b>Bahía Junquillal</b>	620,426	482,173	591,095	502,881	555,954	631,796	555,103	560,092	637,001	546,028	619,476
<b>Chenailles</b>	501,370	403,623	472,660	420,112	446,719	526,021	455,555	457,476	514,895	453,372	505,238
<b>Áreas Anexas ASP</b>	16,939,882	14,544,995	15,788,405	15,394,151	15,410,472	17,810,802	17,165,353	17,126,493	17,404,796	16,535,575	16,399,429
<b>Estación Exp. Horizontes</b>	8,354,819	6,483,590	7,906,047	7,058,945	7,297,266	7,833,708	7,496,036	7,476,491	7,528,565	7,287,950	7,220,410
<b>Riberino Zapandi</b>	595,846	485,751	583,024	532,409	531,828	561,949	553,202	556,916	545,399	545,512	532,879
<b>Total APs</b>	<b>130,919,575</b>	<b>108,074,642</b>	<b>122,794,094</b>	<b>114,896,079</b>	<b>116,711,014</b>	<b>134,459,523</b>	<b>123,771,641</b>	<b>122,005,849</b>	<b>132,071,088</b>	<b>121,203,450</b>	<b>126,952,561</b>

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 7. Valor Económico del Secuestro de CO<sub>2</sub> (US\$ 2016), por Área Protegida del Área de Conservación Guanacaste. Año 2004 – 2014.

Precio de referencia: Límite superior, SCC Hope (2011)

Nombre AP	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
<b>Santa Rosa</b>	172,601,646	138,501,359	164,255,030	150,167,079	152,711,829	177,408,012	158,110,097	154,785,225	173,352,638	155,528,140	167,658,402
<b>Guanacaste</b>	151,099,014	124,464,835	140,388,369	130,312,462	133,388,345	156,298,665	140,571,681	140,265,842	152,402,724	141,203,801	148,590,941
<b>Rincón de la Vieja</b>	57,152,133	51,057,922	52,552,096	53,018,657	52,827,070	58,831,195	58,856,532	56,190,193	60,717,095	54,533,627	56,422,087
<b>Bahía Junquillal</b>	2,274,059	1,767,315	2,166,549	1,843,216	2,037,747	2,315,733	2,034,629	2,052,913	2,334,809	2,001,364	2,270,576
<b>Chenailles</b>	1,837,679	1,479,406	1,732,448	1,539,845	1,637,365	1,928,034	1,669,754	1,676,793	1,887,253	1,661,750	1,851,856
<b>Áreas Anexas ASP</b>	62,090,013	53,311,998	57,869,487	56,424,423	56,484,243	65,282,212	62,916,435	62,774,002	63,794,069	60,608,102	60,109,084
<b>Estación Exp. Horizontes</b>	30,623,049	23,764,405	28,978,157	25,873,260	26,746,784	28,713,013	27,475,336	27,403,699	27,594,566	26,712,637	26,465,081
<b>Riberino Zapandi</b>	2,183,964	1,780,430	2,136,969	1,951,446	1,949,317	2,059,721	2,027,659	2,041,271	1,999,061	1,999,472	1,953,171
<b>Total APs</b>	<b>479,861,557</b>	<b>396,127,669</b>	<b>450,079,104</b>	<b>421,130,388</b>	<b>427,782,699</b>	<b>492,836,584</b>	<b>453,662,123</b>	<b>447,189,938</b>	<b>484,082,215</b>	<b>444,248,893</b>	<b>465,321,198</b>

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 8. Valor Económico del Secuestro de CO<sub>2</sub> (US\$ 2016), por Área Protegida del Área de Conservación Guanacaste. Año 2004 – 2014.

Precio de referencia: Límite inferior, SCC Hope (2011)

Nombre AP	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
<b>Santa Rosa</b>	86,300,823	69,250,680	82,127,515	75,083,539	76,355,914	88,704,006	79,055,048	77,392,613	86,676,319	77,764,070	83,829,201
<b>Guanacaste</b>	75,549,507	62,232,417	70,194,184	65,156,231	66,694,172	78,149,332	70,285,840	70,132,921	76,201,362	70,601,900	74,295,471
<b>Rincón de la Vieja</b>	28,576,066	25,528,961	26,276,048	26,509,328	26,413,535	29,415,598	29,428,266	28,095,096	30,358,547	27,266,814	28,211,043
<b>Bahía Junquillal</b>	1,137,029	883,658	1,083,275	921,608	1,018,874	1,157,867	1,017,315	1,026,456	1,167,405	1,000,682	1,135,288
<b>Chenailles</b>	918,839	739,703	866,224	769,922	818,682	964,017	834,877	838,397	943,626	830,875	925,928
<b>Áreas Anexas ASP</b>	31,045,006	26,655,999	28,934,743	28,212,212	28,242,121	32,641,106	31,458,218	31,387,001	31,897,035	30,304,051	30,054,542
<b>Estación Exp. Horizontes</b>	15,311,524	11,882,202	14,489,079	12,936,630	13,373,392	14,356,506	13,737,668	13,701,849	13,797,283	13,356,318	13,232,541
<b>Riberino Zapandi</b>	1,091,982	890,215	1,068,484	975,723	974,658	1,029,860	1,013,829	1,020,636	999,530	999,736	976,585
<b>Total APs</b>	<b>239,930,778</b>	<b>198,063,835</b>	<b>225,039,552</b>	<b>210,565,194</b>	<b>213,891,350</b>	<b>246,418,292</b>	<b>226,831,061</b>	<b>223,594,969</b>	<b>242,041,107</b>	<b>222,124,447</b>	<b>232,660,599</b>

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 9. Valor Económico del Secuestro de CO<sub>2</sub> (US\$ 2016), por Área Protegida del Área de Conservación Guanacaste. Año 2004 – 2014.

Precio de CO<sub>2</sub>, Mercado Voluntario Costa Rica

Nombre AP	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
<b>Santa Rosa</b>	10,225,216	8,205,057	9,730,748	8,896,154	9,046,909	10,509,953	9,366,712	9,169,741	10,269,706	9,213,752	9,932,370
<b>Guanacaste</b>	8,951,363	7,373,509	8,316,846	7,719,933	7,902,153	9,259,400	8,327,706	8,309,588	9,028,597	8,365,154	8,802,781
<b>Rincón de la Vieja</b>	3,385,790	3,024,758	3,113,276	3,140,916	3,129,566	3,485,260	3,486,761	3,328,803	3,596,984	3,230,665	3,342,541
<b>Bahía Junquillal</b>	134,719	104,699	128,350	109,195	120,720	137,188	120,535	121,618	138,318	118,564	134,513
<b>Chenailles</b>	108,867	87,643	102,633	91,223	97,000	114,220	98,919	99,336	111,804	98,445	109,707
<b>Áreas Anexas ASP</b>	3,678,318	3,158,294	3,428,287	3,342,679	3,346,223	3,867,430	3,727,277	3,718,839	3,779,270	3,590,527	3,560,965
<b>Estación Exp. Horizontes</b>	1,814,162	1,407,844	1,716,715	1,532,776	1,584,525	1,701,008	1,627,686	1,623,442	1,634,749	1,582,502	1,567,837
<b>Riberino Zapandi</b>	129,382	105,476	126,598	115,607	115,481	122,021	120,122	120,928	118,428	118,452	115,709
<b>Total APs</b>	<b>28,427,817</b>	<b>23,467,279</b>	<b>26,663,454</b>	<b>24,948,483</b>	<b>25,342,577</b>	<b>29,196,480</b>	<b>26,875,718</b>	<b>26,492,295</b>	<b>28,677,856</b>	<b>26,318,062</b>	<b>27,566,422</b>

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 10. Valor Económico del Secuestro de CO<sub>2</sub> (US\$ 2016), por Área Protegida del Área de Conservación Guanacaste. Año 2004 – 2014.

Precio de CO<sub>2</sub>, Mecanismo de Desarrollo Limpio (MDL).

Nombre AP	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
<b>Santa Rosa</b>	5,848,824	4,693,293	5,565,988	5,088,600	5,174,832	6,011,693	5,357,759	5,245,092	5,874,272	5,270,266	5,681,316
<b>Guanacaste</b>	5,120,180	4,217,647	4,757,236	4,415,801	4,520,032	5,296,377	4,763,448	4,753,084	5,164,358	4,784,868	5,035,191
<b>Rincón de la Vieja</b>	1,936,672	1,730,162	1,780,794	1,796,604	1,790,112	1,993,569	1,994,428	1,904,075	2,057,475	1,847,940	1,911,933
<b>Bahía Junquillal</b>	77,059	59,888	73,416	62,460	69,052	78,472	68,946	69,566	79,118	67,819	76,941
<b>Chenailles</b>	62,272	50,132	58,706	52,180	55,484	65,334	56,582	56,820	63,952	56,310	62,752
<b>Áreas Anexas ASP</b>	2,103,998	1,806,544	1,960,980	1,912,012	1,914,040	2,212,170	2,132,002	2,127,176	2,161,742	2,053,782	2,036,872
<b>Estación Exp. Horizontes</b>	1,037,700	805,287	981,961	876,748	906,348	972,977	931,036	928,609	935,077	905,191	896,803
<b>Riberino Zapandi</b>	74,006	60,332	72,414	66,127	66,055	69,796	68,710	69,171	67,741	67,755	66,186
<b>Total APs</b>	16,260,712	13,423,284	15,251,496	14,270,532	14,495,954	16,700,387	15,372,911	15,153,593	16,403,734	15,053,932	15,767,993

Fuente: Elaboración propia.

Anexo 11. Tasas de inflación histórica anual en EEUU, % (2000 – 2015)

Año	CPI (promedio anual)
2000	3.4
2001	2.8
2002	1.6
2003	2.3
2004	2.7
2005	3.4
2006	3.2
2007	2.8
2008	3.8
2009	-0.4
2010	1.6
2011	3.2
2012	2.1
2013	1.5
2014	1.6
2015	0.1

Fuente: Bureau of Labor Statistics (BLS). Disponible en <http://www.bls.gov/cpi/>