

**UNIVERSIDAD MENDEL EN BRNO**

**Facultad de Silvicultura y Tecnología de la Madera**

**Departamento de Botánica Forestal, Dendrología y Geobioenología**

Comparación de la cantidad de carbono secuestrado en la biomasa superior  
y subterránea en varios tipos de uso de la tierra alrededor de Oxapampa,  
Perú

**Diploma tesis**

**2022/2023**

**Bc. Karolína Chalupová**

## **Agradecimientos**

Primero quiero agradecerme mi supervisando de tesis Ing. Lenka Ehrenbergerová, Ph.D., por su orientación profesional, valiosos consejos, disposición y tiempo dedicado. Además, el Ing. Jiří Volánek por su ayuda y valiosos consejos durante los análisis de laboratorio. Muchas gracias al Ing. Jorge Mattos por la realización de la pasantía de estudio, en base a la cual se pudo elaborar este trabajo. Senora Ing. Kelly Ayala por su asistencia con la recopilación de datos de campo y la consulta de seguimiento. También agradezco a la Ing. Diana Rodríguez, Ing. Jose Santos y otros expertos locales y estudiantes por toda su ayuda en el campo. Por último, pero no menos importante, me gustaría agradecer a IFER (Institute for Forest Ecosystem Research, s.r.o.) por proporcionar una licencia de software como parte del apoyo a los estudiantes, con la que se pudo realizar el procesamiento de datos restante en la República Checa.

**Autor de tesis:** Bc. Karolína Chalupová

**Título de tesis:** Comparación de la cantidad de carbono secuestrado en la biomasa aérea y subterránea en diferentes tipos de uso suelo alrededor de la Ciudad de Oxapampa, Perú

**Abstrakt:**

El trabajo presentado compara la cantidad de carbono fijado en diferentes tipos de uso de suelo alrededor de la Ciudad de Oxapampa en Perú. La investigación tuvo lugar en otoño de 2022 y se centró en tres tipos principales de landuse: plantaciones agroforestales de café, bosques tropicales montanos y sistemas silvopastoriles. La recolección de datos se realizó con la ayuda de la tecnología Field-Map, cuando se compararon un total de 47 áreas de investigación en 6 transectos. Se utilizaron ecuaciones alométricas para determinar la biomasa aérea y subterránea. La evaluación de las reservas de carbono en el suelo se realizó a partir de análisis de suelo mediante el dispositivo Soli-TOC (Elementar). Los resultados del trabajo mostraron que no hubo diferencia estadísticamente significativa entre la cantidad de carbono en la biomasa de los cafetales agroforestales y los rodales forestales. Por el contrario, las reservas de carbono del suelo fueron más altas en los rodales forestales en las capas superiores del suelo. A profundidades más bajas (20-30 cm), por otro lado, ya no se registró la diferencia entre los usos del suelo estudiados. Los valores promedio de carbono en el suelo (%) para los sistemas agroforestales de café y las profundidades individuales fueron los siguientes: H ( $7,6 \pm 3,8$ ); 0-10 ( $5,1 \pm 1,8$ ); 10-20 ( $3,8 \pm 0,8$ ); 20-30 ( $3,4 \pm 0,7$ ). Para hábitats forestales: H ( $34,2 \pm 12,1$ ); 0-10 ( $22,4 \pm 14,7$ ); 10-20 ( $9,5 \pm 6,2$ ); 20-30 ( $7,3 \pm 5,8$ ). Los valores de carbono del suelo para los sistemas silvopastoriles fueron: H ( $12,1 \pm 4,7$ ); 0-10 ( $7,3 \pm 3,3$ ); 10-20 ( $5,3 \pm 2,3$ ); 20-30 ( $3,7 \pm 2,1$ ).

**Palabras clave:** carbono, secuestro de carbono, uso de la tierra, cambio climático, agroforestería, café, Perú

**Author's name:** Bc. Karolína Chalupová

**Title of the thesis:** Comparison of the amount of carbon sequestered in aboveground and belowground biomass in different types of land use around the city of Oxapampa, Peru

**Abstract:**

The present work compares amount of sequestered carbon in different types of land use in the vicinity of Oxapampa in Peru. Research was conducted in the autumn of 2022 with focus on three main types of land use: coffee agroforestry plantations, montane tropical forests and silvopastoral systems. Data collection was carried out with Field-Map technology, where 47 study plots on 6 transects were compared. To estimate aboveground and belowground biomass allometric equations were used. The evaluation of soil carbon stocks was determined based on soil analysis using a Soli-TOC device (Elementar). The results showed that there was no statistically significant difference between the amount of carbon bound in the biomass of agroforestry coffee plantations and forest ecosystems. Soil carbon stocks were highest in forest stands in the upper soil layers. At lower depths (20–30 cm) the difference between the studied ecosystems was no longer registered. Average soil carbon values (%) for coffee agroforestry systems and particular depths were as follows: H ( $7,6 \pm 3,8$ ); 0–10 ( $5,1 \pm 1,8$ ); 10–20 ( $3,8 \pm 0,8$ ); 20–30 ( $3,4 \pm 0,7$ ). For study plots in forest ecosystems: H ( $34,2 \pm 12,1$ ); 0–10 ( $22,4 \pm 14,7$ ); 10–20 ( $9,5 \pm 6,2$ ); 20–30 ( $7,3 \pm 5,8$ ). Soil carbon stocks values for silvopasture systems were: H ( $12,1 \pm 4,7$ ); 0–10 ( $7,3 \pm 3,3$ ); 10–20 ( $5,3 \pm 2,3$ ); 20–30 ( $3,7 \pm 2,1$ ).

**Key words:** carbon, carbon sequestration, land use, climate change, agroforestry, coffee, Peru

# CONTENIDO

<b>1</b>	<b>INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVO DE LA TESIS</b> .....	<b>3</b>
<b>3</b>	<b>INVESTIGACION LITERARIA</b> .....	<b>4</b>
<b>3.1</b>	<b>Selva tropical lluviosa</b> .....	<b>4</b>
<b>3.2</b>	<b>Cafetales en sistemas agroforestales</b> .....	<b>6</b>
<b>3.3</b>	<b>Pastos</b> .....	<b>9</b>
<b>3.4</b>	<b>Carbono, dióxido de carbono y su secuestro</b> .....	<b>10</b>
<b>3.5</b>	<b>Carbono en biomasa</b> .....	<b>15</b>
<b>3.6</b>	<b>Carbono en el suelo</b> .....	<b>15</b>
<b>3.7</b>	<b>Carbono en la selva tropical</b> .....	<b>16</b>
<b>3.8</b>	<b>Carbono en plantaciones agroforestales de café</b> .....	<b>19</b>
<b>3.9</b>	<b>Carbono en pastizales tropicales</b> .....	<b>20</b>
<b>3.10</b>	<b>Opciones de Pago por Secuestro de Carbono</b> .....	<b>22</b>
<b>4</b>	<b>METODOLOGÍA DE TESIS</b> .....	<b>26</b>
<b>4.1</b>	<b>Relaciones territoriales más amplias</b> .....	<b>26</b>
<b>4.1.1</b>	<b>República del Perú</b> .....	<b>26</b>
<b>4.1.2</b>	<b>Oxapampa</b> .....	<b>25</b>
<b>4.2</b>	<b>Recopilación de datos en el campo</b> .....	<b>30</b>
<b>4.2.1</b>	<b>Diseño de áreas de prueba</b> .....	<b>30</b>
<b>4.2.2</b>	<b>Transectos</b> .....	<b>31</b>
<b>4.3</b>	<b>Cálculo de la biomasa aérea y subterránea</b> .....	<b>36</b>
<b>4.4</b>	<b>Método de muestreo y evaluación del suelo</b> .....	<b>40</b>
<b>4.4.1</b>	<b>Muestreo de suelos y posterior procesamiento</b> .....	<b>40</b>
	<b>Determinación del carbono del suelo</b> .....	<b>43</b>
<b>5</b>	<b>RESULTADOS</b> .....	<b>45</b>
	<b>Transectos</b> .....	<b>45</b>
	<b>Árboles en usos individuales del suelo</b> .....	<b>47</b>
	<b>Carbono en biomasa</b> .....	<b>50</b>
	<b>Carbono en el suelo</b> .....	<b>56</b>
	<b>Resultados de otras mediciones de suelo</b> .....	<b>57</b>
	<b>Reacciones del suelo</b> .....	<b>57</b>
	<b>Conductividad</b> .....	<b>59</b>
<b>6</b>	<b>DISCUSIÓN</b> .....	<b>61</b>

<b>7</b>	<b>CONCLUSIÓN</b> .....	<b>66</b>
<b>8</b>	<b>SUMMARY</b> .....	<b>69</b>
<b>9</b>	<b>SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY</b> .....	<b>71</b>
<b>10</b>	<b>SEZNAM OBRÁZKŮ</b> .....	<b>83</b>
<b>11</b>	<b>SEZNAM GRAFŮ</b> .....	<b>84</b>
<b>12</b>	<b>SEZNAM TABULEK</b> .....	<b>85</b>
<b>13</b>	<b>PŘÍLOHY</b> .....	<b>86</b>

## LISTA DE ABREVIACIONES

AGB	above-ground biomass
ALS	sistema agroforestal
BIOAY	La Reserva de Biosfera Oxapampa Asháninka Yánesha
CO <sub>2</sub>	dióxido de carbono
DBH	diameter at breast height
FAO	Food and Agriculture Organization
CCCs	Carbon Capture Certificates
CH <sub>4</sub>	metan
CIF	Climate Investment Fund
CP4D	Carbon Payments for Development
FIP	Forest Investment Program
IFER	Institute for Forest Ecosystem Research, s.r.o.
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
MINAM	Ministerio del Ambiente
RBD	root biomass density
REDD+	Reducing emission from deforestation and degradation
SERNANP	Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado
TDL	bosque tropical
UNDP	United Nations Development Programme
UNESCO	United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Change
WRI	World Resources Institute
WWF	World Wildlife Fund

# 1 INTRODUCCIÓN

El carbono es el componente básico de todas las sustancias orgánicas y forma parte de los procesos biológicos y bioquímicos de nuestro planeta (Berner et Lasaga, 1989). En forma de compuestos inorgánicos, se encuentra principalmente en dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) o metano (CH<sub>4</sub>). La liberación de los gases mencionados tuvo y tiene una serie de efectos negativos y es la causa del cambio climático global. Es por eso que el monitoreo de carbono dentro de la investigación parcial es un tema importante al que se debe seguir prestando suficiente atención. Es por eso que el monitoreo de carbono dentro de la investigación parcial es un tema importante al que se debe seguir prestando suficiente atención.

La mayoría de las reservas de carbono se almacenan globalmente en los suelos, donde el carbono se representa principalmente en forma orgánica. Su liberación puede ser un proceso natural o apoyado antropogénicamente. La conversión del uso de la tierra es especialmente significativa en las regiones tropicales, que ha causado entre el 12 y el 20 % de las emisiones globales causadas por actividades antropogénicas durante las últimas dos décadas (Harris et al., 2012).

La vegetación también retiene una gran cantidad de carbono. Los bosques de todo el mundo regulan el ciclo del carbono y se consideran una de las mejores opciones para el secuestro natural de carbono (National Grid, 2023). Este es capturado en forma de dióxido de carbono de la atmósfera y posteriormente convertido en biomasa en el proceso de fotosíntesis. Los bosques representan casi la mayoría (92 %) de la biomasa terrestre mundial (Kayler et al., 2017) y secuestran aproximadamente 352-536 Gt de carbono (IPCC, 2007).

Su potencial es objeto de muchas investigaciones, que tienen como objetivo mejorar las prácticas actualmente implementadas. Si bien en el pasado el secuestro de carbono se abordaba solo dentro de los ecosistemas forestales, recientemente también se ha discutido ampliamente su almacenamiento en varios tipos de landuse (uso de la tierra). Este tema también es abordado en la tesis de diploma presentada, que compara la cantidad de carbono fijo en los siguientes tipos de terrenos: bosque tropical montano, sistemas silvopastoriles (en adelante, pasturas) y cafetales agroforestales.

Los conocimientos adquiridos a través de los estudios de carbono nos permiten comprender mejor el ciclo global del carbono y mejorar continuamente las prácticas en

la gestión del carbono y la política de cambio climático global. La implementación de mecanismos individuales que conduzcan a la reducción de los impactos negativos sobre el clima depende principalmente del estudio del terreno y el monitoreo regular de las reservas de carbono. En el futuro, es probable que estos se evalúen en su gran mayoría mediante sensores remotos, pero la calibración seguirá siendo métodos de determinación que utilicen métodos terrestres para estimar las reservas totales de carbono (Asner et al., 2010).

Los estudios de secuestro de carbono también son útiles para los propietarios de tierras, quienes pueden recibir recompensas financieras por secuestrar carbono en sus tierras.

Los bosques peruanos, como el resto de la selva amazónica, están siendo deforestados continuamente a un ritmo alarmante. Las prácticas agroforestales antes mencionadas, que también están ampliamente representadas en Perú, pueden ser una de las posibilidades para apoyar el secuestro de carbono en un paisaje deforestado. En el marco de este trabajo, fue principalmente una comparación de las reservas de carbono en tipos de terrenos individuales. Los hallazgos podrían ser utilizados por los agricultores locales, quienes eventualmente podrían participar en el comercio de créditos de carbono.

La realización de la tesis final se llevó a cabo gracias a una pasantía de estudios en Perú en la empresa OXAPAMPA-PE EIRL. Para los fines de la tesis de diploma, la recopilación de datos dendrométricos se llevó a cabo en cooperación con expertos locales y estudiantes. Gracias a esto, fue posible procesar una gran cantidad de datos en el cálculo a través de ecuaciones alométricas. Las muestras de suelo fueron tomadas por la propia autora. Los análisis de suelo posteriores se llevaron a cabo en el laboratorio de la Universidad de Mendel en Brno (MENDELU). Para el procesamiento posterior de los datos, se utilizó el software Field-Map, que fue proporcionado como parte del apoyo a los estudiantes por parte del Instituto de Investigación en Ecosistemas Forestales, s.r.o. (IFER). Todos los cálculos y representaciones gráficas se realizaron utilizando Microsoft Excel.

## **2 OBJETIVO DE LA TESIS**

La tesis presentada tiene como objetivo comparar la cantidad de carbono fijado en los tres usos de suelo más extendidos en la zona de bosque tropical montano del Perú. Los usos del suelo (landuses) estudiados son los siguientes: bosque húmedo tropical montano, cafetales agroforestales y pastizales con árboles (sistemas silvopastoriles). El objetivo parcial del trabajo fue la determinación de la biomasa aérea y subterránea, para lo cual se midieron 47 parcelas de prueba en 6 transectos (440 árboles en total). Estos datos se calcularon posteriormente utilizando ecuaciones alométricas, de las que se derivó la cantidad total de carbono unido. La determinación de las reservas de carbono en el suelo se realizó a partir de una investigación de suelos, en el marco de la cual se tomaron muestras de suelo en el bosque (6), sistemas agroforestales de café (7) y pastizales con plantas lenosas dispersas (5). Para la implementación del trabajo se utilizó una búsqueda bibliográfica y la propia investigación de campo en la zona de Oxapampa en Perú, donde se realizó el muestreo de suelo y la toma de datos para la determinación de biomasa antes mencionados mediante un dispositivo con software especializado Field-Map. La evaluación de los resultados del suelo se realizó en el obra mediante análisis de laboratorio con el dispositivo Soli-TOC (Elementar). Además, se midieron la reacción del suelo y la conductividad. Otro objetivo del trabajo fue conocer las posibilidades de pagos por secuestro de carbono en los terrenos estudiados.

### **3 INVESTIGACION LITERARIA**

#### **3.1 Selva tropical lluviosa**

Selva tropical lluviosa (TDL) representa un bioma zonal de bosques perennifolios ubicados en regiones ecuatoriales de macroclima húmedo a perhumido. La mayor parte de la TDL se extiende en la zona de clima tropical entre los 10° norte y los 10° sur de latitud (Jeník, 1995). De estos, el 53,8 % de TDL se encuentran en América Central y del Sur, el 28 % en Asia y Oceanía y el 18,2 % en África (Soepadmo, 1993). Como resultado de la deforestación, quema, plantaciones básicas u otra conversión del bosque a uso secundario, se produce una reducción continua de su superficie. Actualmente, los TDL ocupan el 6 % de los ecosistemas terrestres (WWF, 2020).

El clima aquí se caracteriza por temperaturas anuales constantes (25-27 °C durante el día) y precipitaciones totales (2000-3000 mm). En las zonas montañosas pueden caer anualmente hasta 10.000 mm de precipitación. Sobre la base de las temperaturas medias y los totales de precipitación, aquí no se pueden distinguir las estaciones individuales, como es habitual en las regiones tropicales (es decir, la estación lluviosa y la estación seca). Debido a las altas temperaturas, la humedad y la presencia de acidez del suelo, se aceleran los procesos de meteorización. La fertilización y la lateritización se producen en los suelos locales, que suelen tener varias decenas de metros de profundidad, cuando se extrae el ácido silícico y, por el contrario, aumenta la proporción de óxidos de hierro y aluminio. Los tipos de suelo dominantes en estas condiciones son oxisoles o ultisoles. Por el contrario, en lugares donde el suelo está permanentemente húmedo, los gleosoles u organosoles aparecen con mayor frecuencia (Jeník, 1995).

Las selvas tropicales son el ecosistema con mayor biodiversidad. Ofrecen una gran cantidad de refugios y nichos ecológicos (Storch, 2019). Todas las formas de vida están representadas aquí. Se informa que en un área de 10 km<sup>2</sup> pueden existir hasta 1500 plantas con flores, 750 especies de árboles, 400 especies de aves y 150 especies de mariposas (Johnson, 2023). La coexistencia mutua de un número tan grande de especies en un área determinada se trata mediante el efecto Janzen-Connell, que apunta a la capacidad de coexistencia mutua cuando no existe una dominancia significativa de algunos individuos a expensas de otras especies (Storch, 2019).

Aquí predominan las dicotiledóneas o palmeras arbóreas. Según el autor (Jeník, 1995), en un bosque tropical de tierras bajas se pueden distinguir cinco capas básicas: la capa

superior de árboles, la capa intermedia de árboles, la capa inferior de árboles, la capa de árboles enanos y hierbas más altas, y la capa inferior.

### *Selva tropical de montaña*

Los bosques nubosos tropicales de montaña se encuentran en altitudes de 1500 a 3500 m sobre el nivel del mar en el área de las zonas de condensación. Hay un enfriamiento del aire húmedo muy cálido que sube desde las tierras bajas hacia altitudes más altas donde el vapor de agua se condensa en la superficie de la vegetación. Los bosques de montaña de las regiones tropicales a menudo se denominan lugares con la mayor diversidad de especies. Tienen un alto endemismo y son altamente vulnerables a las actividades antropogénicas, como la deforestación o la quema de rodales (Funk et Putz, 2004).

Algunas teorías atribuyen la diversidad de especies de las montañas tropicales a la alta capacidad de carga de este ambiente. Como resultado de las altas temperaturas y la alta precipitación total, hay una mayor formación de biomasa, es decir, una mayor cantidad de recursos. La consecuencia es la presencia de poblaciones más viables con una menor tasa de extinción debido a un ambiente estable. Las barreras del terreno junto con las altas temperaturas favorecen la especiación de especies y, por lo tanto, aumentan la biodiversidad (Storch, 2019).

Dentro del bosque de montaña, algunos autores distinguen el bosque de montaña de la cordillera inferior, que se extiende entre los 900 y los 2600 m. En comparación con el bosque lluvioso, hay una disminución notable en la presencia de palmas y bejucos. Los árboles tienen raíces en forma de placa y una gran cantidad de epífitas. Crecen a alturas de 20-30 metros. También distinguen el bosque de montaña de la zona de media altitud (2700-3000 m), donde se encuentran representados principalmente árboles de mayor porte con briófitas epífitas, helechos y orgúideas. La última variante es el bosque de montaña de la zona de altura superior, que se encuentra en altitudes superiores a los 3000 m. Aquí, la altura del suelo de los árboles desciende significativamente, por debajo de los 10 metros (Stančík, 2005).

### **3.2 Cafetales en sistemas agroforestales**

#### ***Agrosilvicultura***

La agrosilvicultura, una combinación de silvicultura y agricultura, tiene como objetivo crear una gestión cuidadosa y sostenible (Martiník et al., 2020). Representa un sistema agrícola donde los árboles se cultivan junto con cultivos agrícolas o ganado. Según Ehrenbergerová (2014), el objetivo de los sistemas agroforestales (SVA) es optimizar y diversificar la producción. Además de ser un sector económico, la agrosilvicultura también es un campo científico (Martiník et al., 2020).

En comparación con el monocultivo de árboles o cultivos, dentro de la agrosilvicultura puede producirse una mayor producción de estos productos básicos, lo que se debe principalmente a una menor competencia entre especies (Martiník et al., 2020). La madera en la agrosilvicultura aporta beneficios a los agricultores en forma de leña, materiales de construcción o producción de frutas. Tienen un efecto positivo en el microclima y almacenan carbono en su biomasa aérea y subterránea. Dentro de estos sistemas, se da una mejor gestión del agua, cuando la presencia de plantas leñosas impide la escorrentía superficial (Raskin et Osborn, 2019). Según Ehrenbergerová (2014), especialmente la presencia de plantas de la familia *Fabaceae* tiene un efecto positivo en las propiedades del suelo.

#### ***Agroforestería en los trópicos***

La agrosilvicultura en los trópicos se considera una forma tradicional de agricultura. En las áreas tropicales húmedas, a menudo encontramos cultivos en barbecho, el sistema Taungya, huertos familiares, una combinación de diferentes cultivos o sistemas de cultivos intercalados. Las áreas mencionadas son propensas a la lixiviación y al agotamiento de los nutrientes en el suelo debido a las fuertes lluvias. En las zonas tropicales altas predominan los sistemas agroforestales con café y té o fincas ganaderas más pequeñas. También podemos encontrar pastos marinos mejorados o sistemas silvopastoriles aquí. La principal amenaza para estas áreas es la erosión del suelo (Nair, 1993).

La agrosilvicultura debería garantizar una producción sostenible en las zonas tropicales y, por lo tanto, evitar la agricultura nómada y la quema. En áreas húmedas, las ALS a menudo se cultivan en una forma que imita la estructura de los bosques nativos. En la Amazonía, este concepto se implementa mediante la siembra de cultivos anuales y,

posteriormente, árboles de sombra en los entresuelos. Después de la cosecha de cultivos anuales, puede comenzar el cultivo de especies tolerantes a la sombra. Los árboles plantados (dependiendo de la especie) se pueden cosechar a partir del tercer año después de la plantación. También se cultivan cultivos importantes en las ALS de las regiones tropicales, como especies del género *Coffea* (árbol de café) o *Theobroma* (árbol de cacao). Por supuesto, se pueden cultivar con mayor producción en plantaciones de monocultivo, pero su conversión a la agrosilvicultura permite, especialmente a los pequeños agricultores reducir su dependencia de los fertilizantes industriales y, por lo tanto, cultivar cultivos en agricultura orgánica. Además, algunas especies pueden dar frutos en agroforestería hasta por la mitad de tiempo que en los monocultivos mencionados (Martinić et al., 2020).

En Perú, el tipo de agroforestería más representado son los llamados sistemas Multiestratos y el método agroforestal de cultivo de café o cacao. Los sistemas agroforestales multiestratos o multinivel tratan de aproximarse a la estructura del bosque original. A menudo son establecidos por plantas leñosas de rápido crecimiento capaces de fijar nitrógeno en varias combinaciones con otras especies nativas (Lojka, 2016). El cultivo de cacao en condiciones locales a menudo se lleva a cabo bajo la sombra de masas forestales sueltas. Sin embargo, es necesario asegurar el acceso parcial de luz, humedad requerida y buen crecimiento de los individuos en el marco de la competencia de malezas (PUR Projet, 2015). El café generalmente se cultiva aquí bajo la cubierta de especies Inga. Los frutos de los cafetos son la principal producción de ALS, mientras que la madera de los árboles de sombra se utiliza para la construcción de estructuras o como combustible. Los sistemas de cultivo de café en Perú son en su mayoría de dos pisos. También se pueden encontrar sistemas donde el tercer piso está compuesto por otras especies, lo que aumenta la biodiversidad y reduce el riesgo de ocurrencia de plagas y enfermedades individuales. La agrosilvicultura se considera una posible solución en Perú que puede reducir la deforestación, reemplazar la producción de coca y también restaurar tierras degradadas (Miller, 2023).

### ***Cafetales en sistemas agroforestales***

La planta del café (*Coffea arabica* L.) proviene de África tropical, desde donde se extendió a Yemen, luego a Turquía y a principios del siglo XVII fue importada a Holanda (Hoskovec, 2011). Según Ehrenbergerová (2014), actualmente se cultiva entre los 25°

norte y los 30° sur de latitud. En gran medida, el café se produce principalmente en Brasil, Colombia, México, India, Indonesia y Etiopía (Hoskovec, 2011).

El cafeto, que crece de 6 a 15 metros (Ehrenbergerová, 2014), prospera mejor en altitudes de 1100 a 1500 metros sobre el nivel del mar. Se siente cómodo con las fluctuaciones de temperatura durante el día y la noche, por lo que las zonas montañosas son un hábitat ideal para sus requerimientos de crecimiento (Hoskovec, 2011). Es una especie amante de la sombra, lo que la hace apta para sistemas agroforestales. Al mismo tiempo, por lo tanto, las plantaciones de café se establecieron inicialmente a la sombra de los rodales forestales. Posteriormente, los agricultores comenzaron a cambiar al cultivo sin sombra, principalmente por la disponibilidad de fertilizantes químicos y la mayor producción en monocultivos, donde se cultivan en mayor número de individuos por hectárea. Sin embargo, el cultivo de café en monocultivo trae consigo una mayor susceptibilidad a la propagación de plagas y enfermedades. En este sentido, son mejores los ALS, que además no requieren pesticidas, herbicidas y otros compuestos químicos. El uso de árboles de sombra permite menores aportes de energía, reduce la erosión y mejora las propiedades del entorno del suelo (Ehrenbergerová, 2014).

Según Ehrenbergerová (2014), el cafeto en Perú se cultiva con mayor frecuencia en el este de los Andes. En la región de Pasco, el café se cultiva en sistemas agroforestales en un área de hasta 40 hectáreas. Los árboles de sombra más comunes son los individuos del género *Inga* de la familia *Fabaceae*. Los individuos del género *Ficus*, *Cedrela odorata* o *Rethrophyllum rospigliosi* también se utilizan como árboles de sombra en el Perú (Ehrenbergerová, 2014). Actualmente, estas especies suelen ser sustituidas por otros árboles introducidos, como *Pinus* spp., *Eucalyptus* spp. o *Acrocarpus fraxinifolius* (Ehrenbergerová et al., 2016). Sin embargo, la idoneidad de estos árboles es discutible. Es importante estudiar los impactos negativos de las especies no nativas para evitar su presencia dominante en el paisaje, como fue el caso según Ehrenbergerová (2014) en los Andes de alta montaña en Perú con individuos del género *Eucalyptus*.

Se pueden otorgar varias certificaciones en el marco del cultivo del café. Uno de ellos es, por ejemplo, la certificación FairTrade, que promueve la equidad en el pago de los productos y asegura que una cierta cantidad de dinero vaya al productor primario. La certificación Rainforest Alliance indica productos que se cultivan de forma respetuosa con el medio ambiente, por ejemplo, en sistemas agroforestales (Ehrenbergerová, 2014).

### **3.3 Pastos**

Los pastos son áreas con vegetación de pastos permanentes que se han utilizado para pastoreo durante mucho tiempo. Tienen una importancia económica y social fundamental y proporcionan una gama de servicios ecosistémicos. Los sistemas de pastoreo se dividen básicamente en rotativos y continuos. El pastoreo rotacional representa la alternancia de dos o más pastos, donde durante el intercambio crece otra área, no utilizada en ese momento. Por otro lado, el pastoreo continuo tiene lugar durante todo el año o durante toda la temporada (Mládek et al., 2006). En América del Sur, el pastoreo se lleva a cabo de forma continua durante todo el año, lo que a menudo genera mayores ganancias para la producción de carne. En la mayoría de los casos, estos son sistemas de producción con insumos financieros mínimos sin el uso de aditivos para piensos, herbicidas, fertilizantes y otras sustancias para regular el crecimiento de la vegetación local (Gomez et Jahn, 1993).

Los sistemas pastorales se representan con mayor frecuencia en Perú en tres formas principales. Estos pueden ser sistemas impulsados por la comunidad en cooperación con empresas que se centran principalmente en las ganancias económicas y que se adaptan más fácilmente a las nuevas tecnologías. La cría de ovinos está muy extendida aquí, con las razas Criollo, Corriedale, Junín y Merino. Las razas parda, suiza y Simmenthal son importantes razas de ganado. Entre los camellos predominan las alpacas blancas Huacaya o Suri. Además, los pastos se coordinan dentro de la comunidad. Las empresas no participan en la producción aquí, y todo el trabajo lo realizan las familias, especialmente las mujeres y los niños. En la sierra central, la crianza de ovinos, bovinos y equinos es la más abundantemente representada en las comunidades. Las alpacas se crían principalmente en las provincias del sur. La producción de estos sistemas no es muy alta. El último grupo son los pastos en propiedad familiar. Esta es principalmente un área pequeña, que representa una importante fuente de sustento para las familias locales. En este caso, el pastoreo también se realiza en terrenos municipales (Vera, 2006). El sobrepastoreo, la deforestación y la degradación del suelo relacionada son los principales problemas de los pastos peruanos. El crecimiento de la población y la expansión de las áreas agrícolas también tienen una influencia significativa. El problema mencionado se está resolviendo actualmente en varios niveles. El manejo de los pastos se puede mejorar a través de procedimientos técnicos, manejo adecuado del agua, manejo sustentable de pastos o brindando educación en el área del problema que se atiende (Vera, 2006).

### **3.4 Carbono, dióxido de carbono y su secuestro**

#### ***Carbono***

El carbono (C) puede ocurrir solo, es decir, libres o en compuestos individuales (principalmente carbonatos). En la tierra, se encuentra como elemento en forma de grafito o diamante. En estado gaseoso, el carbono se presenta como dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>), monóxido de carbono (CO) o metano (CH<sub>4</sub>). También se encuentra en el carbón, el petróleo, el gas natural y forma parte de todas las sustancias orgánicas. Tiene una reactividad relativamente baja, donde las reacciones con otros elementos solo ocurren a temperaturas más altas (Vacík, 1999). Según Simek et al. (2021), la mayor parte del carbono de la corteza terrestre está contenido en materia orgánica y carbonatos. Sin embargo, según los autores, las reservas de carbono activo son principalmente los océanos, los suelos, los ecosistemas terrestres y la atmósfera.

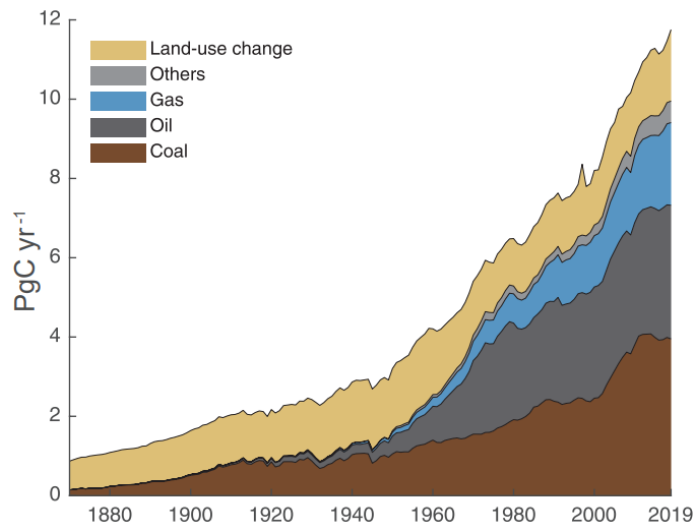
A nivel mundial, se almacena más carbono en los suelos que en la vegetación. Las estimaciones de las existencias mundiales oscilan entre 352 y 536 Gt de carbono en la biomasa forestal aérea (IPCC, 2007). Por el contrario, las estimaciones de almacenamiento total de carbono en el suelo son de aproximadamente 1500-2400 Gt (Friedlingstein et al., 2020).

#### ***Dióxido de carbono***

El dióxido de carbono es un gas inodoro e incoloro. No es inflamable y menos reactivo que el monóxido de carbono (CO). Se libera durante la combustión perfecta del carbón, la respiración o, por ejemplo, la fermentación. Concentraciones cada vez mayores de este gas provocan cambios atmosféricos y por lo tanto favorecen el efecto invernadero (Vacík, 1999).

Según el IPCC (Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático), el CO<sub>2</sub> es el gas de efecto invernadero más abundante en la atmósfera, donde su participación ha aumentado en un 40 % desde el período preindustrial (IPCC, 2013). Solo se ha observado una disminución en el pasado cuando ha habido alguna desviación a escala global. Ejemplos pueden ser la crisis económica o la reciente pandemia, durante la cual hubo una disminución temporal de las emisiones en un 7 % (Friedlingstein et al., 2020). Por lo tanto, las actividades antropogénicas son la principal causa del aumento de las emisiones. Las emisiones creadas por la actividad humana se dividen básicamente en fósiles y limpias. Las emisiones fósiles surgen de la quema de combustibles fósiles, petróleo o gas,

y según Friedlingstein et al. (2020) representaron el 86 % de todas las emisiones causadas por el hombre entre 2010 y 2019. Las emisiones netas, por otro lado, ocurren durante el manejo de la tierra (conversión de áreas a otros usos o deforestación). La figura adjunta a continuación (Fig. 1) muestra las causas de las emisiones de dióxido de carbono liberadas por actividades antropogénicas entre 1880-2019.



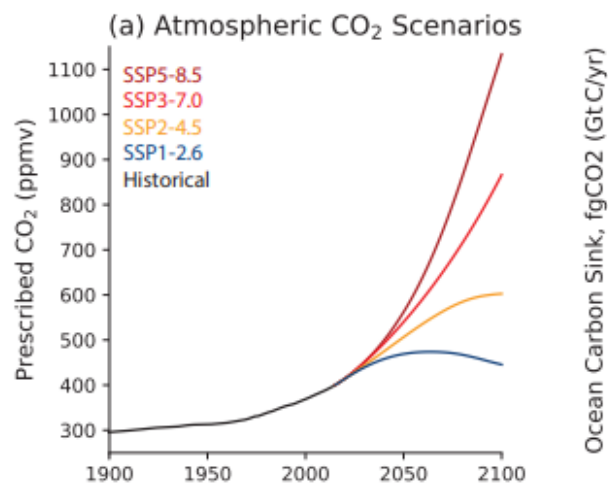
Obr. 1: Příčiny celosvětových antropogenních emisí CO<sub>2</sub> (1880-2019), (IPCC, 2021)

La vida media del CO<sub>2</sub> según los autores Gardi et al. (2015) alcanza aproximadamente los 200 años. Actualmente, su concentración global es de alrededor de 390 ppm. Esto significa que hay 390 moléculas de dióxido de carbono en 1 millón de moléculas de aire. Si no hay reducción de emisiones, es probable que la concentración de dióxido de carbono llegue a 525 ppm para el año 2100. Esto causaría mucho más calentamiento del que se prevé actualmente. En el caso de que no se realizara ninguna intervención en el marco de la normativa, la concentración de CO<sub>2</sub> podría aumentar hasta las 800 ppm. Un calentamiento posterior, en este caso de 5,5 °C, tendría un impacto negativo en aproximadamente el 40 % de las especies, que podrían superar su capacidad de adaptación o llegar a extinguirse (Gardi et al., 2015).

Con base en el Panel Intergubernamental de Cambio Climático (IPCC, 2021), se realizaron 4 predicciones básicas para el desarrollo de escenarios de emisión, las cuales difieren un poco de la afirmación anterior de los autores. El primer escenario (SSP1 – 1.9) prevé una versión en la que las emisiones globales de CO<sub>2</sub> lleguen a cero en 2050. Cuenta con medios de vida sostenibles dentro de toda la sociedad. Además del

crecimiento económico, la prioridad sería la creación de una sociedad más satisfecha con énfasis en la educación y la salud. Este escenario es el único que coincide con los objetivos del Acuerdo de París, donde el calentamiento aceptable es de 1,5 °C. El segundo escenario (SSP1 – 2.6) también contempla una disminución significativa de las emisiones, pero solo después de 2050, cuando el aumento de la temperatura debería estabilizarse en 1,8 °C a finales de siglo. Según el IPCC, el camino intermedio es el tercer escenario (SSP2 – 4.5), cuando las emisiones liberadas se mueven en números actuales. La disminución prevista solo ocurriría en la década de 1950. En este caso, el calentamiento a finales de 2100 ascendería a 2,7 °C (IPCC, 2021).

El cuarto escenario (SSP3 – 7.0) ya prevé un aumento de la temperatura de 3,6 °C para el año 2100. Según el último escenario propuesto (SSP5 – 8.5), se espera que las emisiones casi se dupliquen para 2050. El calentamiento sería de 4,4 °C para 2100 (IPCC, 2021). Los escenarios mencionados representan en la siguiente figura (Fig. 2).



Obr. 2: Scénáře atmosférického CO<sub>2</sub> do roku 2100 (IPCC, 2021)

### ***Secuestro de carbono***

El secuestro de carbono es el proceso de eliminación de carbono de la atmósfera durante un período de tiempo. Las plantas juegan aquí un papel fundamental. Como parte de la fotosíntesis eliminan el carbono atmosférico del CO<sub>2</sub>, que utilizan en la producción de azúcares y otros compuestos utilizados para el crecimiento y el metabolismo. Posteriormente acumulan carbono a lo largo de su existencia. La fijación de carbono depende principalmente del tamaño y la vida útil de las especies individuales (Körner, 2017). Después de que mueren, se libera en forma de dióxido de carbono, monóxido de

carbono o metano (Anderson et Spencer, 1991). Todo el proceso de secuestro comienza de nuevo. Según Johnston et al. (2019) se une al carbono en las plantas leñosas incluso después de su tala. Por lo tanto, persiste en edificios de madera centenarios u otra estructuras de madera.

Las preocupaciones sobre el aumento de la concentración de gases de efecto invernadero en la atmósfera han respaldado y continúan respaldando una serie de métodos de secuestro de carbono por parte de la biomasa vegetal. Debido a su eficiencia económica y alto potencial de secuestro de carbono, la atención se ha centrado principalmente en el secuestro de carbono a través de la silvicultura tropical (IPCC, 1992). Debido a que el dióxido de carbono se distribuye por todo el mundo, no importa si sus compensaciones se producen en la misma región o en el otro lado del mundo (Anderson et Spencer, 1991). Aun así, la silvicultura tropical no puede considerarse la única solución a estos problemas ambientales. Es necesario principalmente reducir las emisiones directamente en la fuente de origen, tanto en la producción primaria como en la explotación (Grubb et al., 1993). Sin embargo, hay una serie de áreas que, si se gestionan adecuadamente, podrían absorber hasta el 15 % de las emisiones globales de CO<sub>2</sub> y otros gases de efecto invernadero. Descubrir este potencial puede ser crucial en el futuro (IPCC, 1992).

Si las plantas fijan carbono intensamente, pero al mismo tiempo hay una liberación intensa de carbono a la atmósfera, el impacto del secuestro en la cantidad de gases de efecto invernadero en la atmósfera es muy pequeño. Por la forma de manejo, los bosques pueden ser un depósito de carbono o su fuente (Harris et al., 2021). Según Larjavaar et al. (2018) el potencial de secuestro aumenta con el aumento de la densidad del rodal, lo que aumenta la reserva de carbono por rodal. Si bien los aclareos reducen las reservas de carbono a corto plazo, a largo plazo contribuyen a lograr los objetivos establecidos de gestión forestal y respaldan el crecimiento de especies de árboles individuales en el rodal y, por lo tanto, su potencial de secuestro (Collalti et al., 2018). El secuestro de carbono también depende de las condiciones naturales y de las especies locales. El ciclo de crecimiento define cuánto tiempo se fijará el carbono en la biomasa vegetal. Los árboles longevos con alta densidad de madera almacenan más carbono que los individuos efímeros, de baja densidad y rápido crecimiento. Esto no significa que solo se deban utilizar árboles longevos y de alta densidad. Sin embargo, es necesario considerar si es mejor centrarse en la prevención de nuevas emisiones de carbono (causadas por la

degradación de los rodales actuales) o en la eliminación activa de CO<sub>2</sub> del aire (Moura-Costa, 1996).

El secuestro y las reservas de carbono están estrechamente vinculados entre sí, sin embargo, la evaluación de los servicios de los ecosistemas a menudo se centra en el secuestro en sí mismo y, por lo tanto, se olvida de las reservas de carbono. Esto puede afectar posteriormente a la gestión del bosque, cuando no se presta tal atención a la protección de las poblaciones. La filosofía mencionada puede entonces apoyar la forestación de nuevas áreas para la venta de bonos de carbono, pero al mismo tiempo puede suprimir la protección de los bosques existentes, ya que no se evalúa la acumulación de reservas de carbono. Así, se produce una disrupción significativa de la permanencia del secuestro (Enríquez de Salamanca, 2022), que es un criterio esencial para el secuestro efectivo de carbono (Canadell et Raupach, 2008).

### **3.5 Carbono en biomasa**

Según Forest Research (2023), la biomasa es todo material biológico procedente de organismos vivos o recientemente fallecidos. Distinguimos la biomasa aérea y subterránea, dentro de la cual se puede acumular carbono. El monitoreo de la biomasa es importante para todos los rodales forestales, especialmente para estimar el carbono presente para los inventarios de emisiones. La cantidad de carbono en la biomasa suele estimarse sobre la base de ecuaciones alométricas o factores de expansión (Lehtonen et al., 2007).

Evans (1992) afirma que las plantas leñosas de rápido crecimiento, plantadas como monocultivos, pueden ser una opción muy eficaz para capturar carbono en la biomasa. Su manejo es más fácil que en rodales diversificados en especies o bosques naturales. Sin embargo, también tienen una serie de desventajas, reducen la diversidad biológica y son menos resistentes a incendios y enfermedades. Tienen un mayor consumo de agua y la erosión alcanza aquí una mayor medida. Las plantaciones de monocultivos, especialmente en los países tropicales, a menudo se componen de especies introducidas, donde no se han detectado efectos negativos sobre las especies y los ecosistemas locales (Moura-Cousta, 1996). Estos árboles también se utilizan a menudo en los sistemas agroforestales mencionados anteriormente, que pueden ser otra opción para almacenar carbono en biomasa.

### **3.6 Carbono en el suelo**

La mayoría de las reservas de carbono se almacenan en los suelos a nivel mundial. Según Friedlingstein et al. (2020), la cantidad total de carbono secuestrado en el suelo se estima en 1500-2400 Gt. El carbono del suelo es principalmente de origen orgánico. En su forma inorgánica, forma parte de diversos compuestos, por ejemplo, carbonatos (Šimek, 2008). La presencia de carbono depende de las propiedades del suelo. Al aumentar la profundidad, su cantidad disminuye, es decir, la representación de C es mayor en las capas superiores. En su artículo, Kutílek (2001) reporta los valores de carbono en materia orgánica en diferentes tipos de suelo hasta una profundidad de 20 cm de la siguiente manera: semidesértico 0,8 %, chernozem 4 %, áreas de suelos permanentemente húmedos 10 % y turba hasta en un 50 %.

El carbono se infiltra en el suelo con mayor frecuencia en forma de material vegetal muerto. La tasa de descomposición de los desechos vegetales en la superficie del suelo

depende de su composición química, condiciones climáticas, humedad y acidez del suelo. La actividad de los microorganismos provoca la descomposición del componente orgánico y se libera nuevamente carbono a la atmósfera. Si la tasa de acumulación es mayor que la tasa de descomposición, hay más reservas de carbono en el suelo. En el caso de que predomine la descomposición microbiana, se libera una mayor cantidad de gases de efecto invernadero (Yeluripati et al., 2018).

El almacenamiento de carbono en el medio ambiente del suelo es según Yeluripati et al. (2018) influenciado por muchos factores, que incluyen el tipo de materia orgánica, las condiciones climáticas o los métodos de manejo anteriores y actuales. El proceso de deposición también está influenciado por la actividad biológica en el suelo, la estructura de las comunidades microbianas, las propiedades del suelo, la temperatura y la humedad. Los suelos con bajo contenido de carbono orgánico muestran un mayor potencial de almacenamiento de carbono (Yeluripati et al., 2018). Según Fagerio (2012), el aumento de la productividad del suelo debido a la fertilización y el riego contribuye a mayores aportes de plantas al suelo y, por lo tanto, a un mayor secuestro. Por otro lado, la aplicación excesiva de fertilizantes minerales puede provocar la liberación de  $N_2O$  del suelo, y esto puede reducir el potencial de secuestro (Yeluripati et al., 2018). Varios estudios demuestran que el carbono en el suelo afecta la dinámica y la disponibilidad de nutrientes, la cantidad de agua retenida, la estabilidad de los agregados y la infiltración (Powlson et al., 2011).

### **3.7 Carbono en la selva tropical**

Las selvas tropicales, que retienen aproximadamente  $90 \text{ t C ha}^{-1}$ , juegan un papel importante en el ciclo del carbono terrestre (Moura-Costa, 1996). Según Brown et al. (1995) el 30 % de las reservas mundiales de carbono se almacena en la selva amazónica.

El secuestro de carbono por parte de los ecosistemas forestales consiste en la función de acumulación y almacenamiento en la biomasa. Cualquier actividad que cambie la cantidad de biomasa afecta la captura de carbono en el rodal (Moura-Costa, 1996). La mayoría de los bosques de las regiones ecuatoriales tropicales están amenazados por la urbanización, la tala incontrolada y, a menudo, ilegal, o la conversión de tierras forestales en zonas agrícolas y pastizales (WRI, 1990). Según Asner et al. (2010), la deforestación y degradación de las selvas tropicales es responsable de aproximadamente el 10-15 % de las emisiones de  $CO_2$ . La degradación de los bosques tropicales a menudo ocurre a través

de la tala selectiva, que se aplica a aproximadamente el 20 % de los bosques tropicales del mundo (Pearson et al., 2017) y es responsable del 6 % de las emisiones de gases de efecto invernadero en las regiones tropicales anualmente (Ellis et al., 2019). Los autores de Asner et al. (2010) encontraron en su estudio que la degradación forestal junto con la tala selectiva aumentaron las emisiones de dióxido de carbono en un 47 %. Posteriormente, el bosque secundario restaurado compensó solo el 18 % de las emisiones de CO<sub>2</sub>.

La mayor parte de la pérdida mundial de bosques se produce en las regiones tropicales. En su mayoría, se trata de intervenciones mineras no sostenibles (ver minería selectiva ya mencionada), que tienen un impacto significativo en el medio ambiente circundante. Es la eliminación de prácticas mineras insostenibles lo que puede conducir a la prevención de la destrucción continua de la vegetación de la selva tropical, con la cual está muy ligada la liberación de reservas de carbono a la atmósfera. En este sentido, el llamado “Reduce Impact Logging” es un enfoque de tala progresiva que tiene como objetivo reducir el daño a la parte restante del rodal después de la tala a través de las pautas de tala aceptadas (Moura-Cousta, 1996).

En general, la pérdida de las reservas de carbono se puede prevenir mediante la protección de los bosques tropicales y la gestión sostenible de la tierra (WRI, 1990). La misma reducción de la cantidad de gases de efecto invernadero en la atmósfera puede ser apoyada por la expansión de los bosques o por el aumento de la tasa de acumulación. La plantación de árboles puede considerarse una solución adecuada. Sin embargo, no es necesario. A menudo es mejor concentrarse en mejorar los rodales existentes que en establecer otros nuevos (Moura-Costa, 1996).

En su estudio, Soepadmo (1993) se ocupó de los problemas del carbono en las selvas tropicales. Contrariamente a afirmaciones anteriores (IPCC, 2007; Friedlingstein et al., 2020), su investigación mostró que la vegetación retuvo la mayor parte del carbono orgánico (58 %), seguido del suelo (41 %) o la lluvia radiactiva (1 %). Según el autor, la producción primaria bruta (es decir, según Ashton et al. (2012) “la cantidad total de C producida durante la fotosíntesis por todos los individuos de plantas en el ecosistema durante un cierto intervalo de tiempo”) fue de alrededor de 100 t C por hectárea/año en una selva tropical. En un bosque húmedo tropical de tierras bajas, la producción neta (es decir, según Ashton et al. (2012) “la cantidad de carbono incorporada en la materia

orgánica recién formada; la diferencia entre el C creado por la fotosíntesis y la cantidad de energía consumida durante la respiración”) fue de 36 t C por ha/año.

Entre 2005 y 2010, las emisiones creadas por la degradación de los ecosistemas forestales fueron abordadas por Pearson et al. (2017). Examinaron la cubierta forestal en 74 países en desarrollo, que en conjunto incluían 2,2 mil millones de hectáreas de bosque. La estimación anual de emisiones para el área investigada alcanzó los 2,1 mil millones de toneladas de CO<sub>2</sub>. De estos, el 53 % provino de la tala, el 30 % de la recolección de leña y el 17 % de incendios forestales. Sin embargo, los valores mencionados diferían según la zona de ocurrencia. En América Central y del Sur, la tala representó hasta el 69 % de las emisiones de carbono. En cambio, en África, este valor fue del 31 %. La recolección de leña, por otro lado, representó el 35 % de las emisiones en Asia y solo el 10 % en América del Sur y Central. Los incendios forestales fueron los más extensos de África, donde número fue tan bajo como el 5 % (Pearson et al., 2017).

### ***Bosques en Perú***

Los bosques de Perú cubren un área de 68 millones de hectáreas, lo convierte en la cuarta área más grande de bosque tropical en el mundo. La tasa de deforestación de los bosques locales en el período 2000-2005 fue del 0,14 %. En los siguientes cinco años (2005-2010), esto aumentó a 0,22 %, con pérdidas anuales estimadas que alcanzan las 122 000 ha (FAO, 2010). La principal causa de la deforestación en el país es el barbecho, el pastoreo o el cultivo ilegal de cultivos (Asner et al., 2010). Debido a la falta de tierra cultivable en las zonas costeras y montañosas, el territorio de la Amazonía peruana fue durante mucho tiempo una compensación de estas localidades (Aquiari, 2007). Un factor importante en la deforestación en Perú es también la minería legal e ilegal (Asner et al., 2010), la expansión de cultivos de coca, la construcción de redes viales, centrales hidroeléctricas o nuevas minas de recursos minerales y gas natural (Blaser et al., 2011). La extracción de hidrocarburos también provoca la fragmentación de los ecosistemas forestales y una mayor pérdida de masas forestales (Perz et al., 2013). Las plantaciones con otros cultivos agrícolas, como la palma aceitera, también se sostienen (Gutiérrez-Vélez et al., 2011).

Perú almacena 6 900 millones de toneladas de carbono en su territorio, la mayor parte de las cuales están atrapadas en la selva amazónica. Según los autores que estudiaron la biomasa aérea en el Perú a través de sensores remotos, el valor promedio medido del stock de carbono de la biomasa aérea fue de 99,3 Mg C ha<sup>-1</sup>. Más del 50 % de las masas

forestales del país tienen reservas de carbono superiores a 100 Mg C ha<sup>-1</sup>, pero solo el 10 % de ellas alcanzan más de 125 Mg C ha<sup>-1</sup>. EL mayor stock de carbono (53 %) en biomasa aérea se midió en la región de Loreto, lo que los autores atribuyen al tamaño de la región y al alto stock de carbono promedio (98,8 ± 29,4 Mg C ha<sup>-1</sup>). Las regiones de Ucayali y Madre de Dios juntas poseen el 26 % del total de reservas de carbono sobre el suelo. Las regiones de San Martín, Amazonas, Cusco, Junín, Huánuco, Pasco y Puno representan en conjunto el 18,5 % del stock total de carbono de biomasa aérea de los bosques peruanos. La disminución de las reservas de C es notable en las zonas más altas (2500-4000 m sobre el nivel del mar) en la región de San Martín, Junín, Huánuco, Pasco y Puno. Los ecosistemas del piedemonte andino (San Martín, Junín y Pasco) son susceptibles a fluctuaciones en las reservas de carbono como parte de procesos naturales o antropogénicos, que incluyen principalmente deslizamientos, deforestación y degradación de los ecosistemas forestales (Asner et al., 2010).

### **3.8 Carbono en plantaciones agroforestales de café**

Los sistemas agroforestales, con el valor agregado del secuestro de carbono, pueden desempeñar un papel importante en la mitigación de los impactos del cambio climático. Aumentan la diversidad de especies y pueden retener una mayor cantidad de reservas de carbono que la agricultura convencional (Solis et al., 2020). Con base en el Protocolo de Kioto, la agrosilvicultura es una estrategia reconocida para el secuestro biológico de carbono (Nair et al., 2009). Actualmente, se ha convertido en el foco de atención de los ambientalistas y ecologistas del mundo, principalmente por sus valores ecológicos, económicos y sociales (Bajigo et al., 2015). A escala global, el potencial de secuestro de los sistemas agroforestales se estima en 12-228 Mg C ha<sup>-1</sup> (Agevi et al., 2017).

La principal fuente de emisión de gases de efecto invernadero en el Perú es precisamente la conversión de bosques y pastizales a tierras agrícolas (MINAM, 2010). Por ello, el establecimiento de plantaciones agroforestales en la naturaleza peruana parece ser una solución atractiva (Ehrenbergerová, 2014; Noponen et al., 2013). Los árboles de sombra se pueden utilizar como leña o material de construcción. Esto alivia la presión demográfica sobre los bosques locales (Ehrenbergerová, 2014), reduciendo la tasa de deforestación y evitando la liberación de reservas de carbono. Según los autores Solís et al. (2020) los sistemas agroforestales de café son importantes en la captura de carbono y apoyan la conservación de especies de árboles comerciales de la Amazonía peruana.

Las condiciones naturales y el tipo de agrosilvicultura son factores que influyen en el secuestro de carbono en los sistemas agroforestales. La densidad y distribución de los árboles de sombra también es importante (Nair et al., 2009). Según algunos autores (Ávila et al., 2001; Ehrenbergerová et al., 2016), el potencial de secuestro es mayor en los sistemas agroforestales de café que en los cafetales sin sombra. Los autores Ehrenbergerová et al (2016), quienes estudiaron el secuestro de carbono en plantaciones agroforestales de café en Perú, afirman que la cantidad de carbono secuestrado en los sistemas agroforestales también depende de las especies de árboles seleccionadas. En Perú, *Inga* spp., es un árbol de sombra común, pero los cafetales con árboles de sombra del género *Pinus* o *Eucalyptus* tienen, según los autores, un mejor potencial de secuestro (Ehrenbergerová et al., 2016).

Los autores Ávila et al. (2001) determinaron que las reservas de carbono promedio de las plantaciones agroforestales de café en Costa Rica eran de 120,9 a 195 Mg C ha<sup>-1</sup>. Por el contrario, los autores de Noordwijk et al. (2002) llegaron a valores de reservas de carbono de 82 Mg C ha<sup>-1</sup> en Indonesia. Estas diferencias significativas pueden ser causadas por las condiciones climáticas, las condiciones ambientales del suelo o la historia del uso de la tierra. Por último, pero no menos importante, los resultados antes mencionados también dependen de las ecuaciones alométricas seleccionadas (Schmitt-Harsh et al., 2012).

### **3.9 Carbono en pastizales tropicales**

En el marco del Protocolo de Kyoto y otros acuerdos posteriores de la ONU, se asumió que el establecimiento de nuevos rodales estaría sujeto al comercio internacional de carbono. Sin embargo, con el tiempo quedó claro que la forestación de los pastizales perturbaba el bienestar socioeconómico de los agricultores locales, para quienes la cría de animales será la principal fuente de sustento. Según los autores, los pastizales de América tropical adecuadamente manejados son una combinación adecuada de beneficios económicos y servicios ambientales, incluido el secuestro de carbono, y por lo tanto son una alternativa adecuada a las áreas reforestadas (Amezquita et al., 2004).

Según los autores White et al. (2000), la contribución de los pastizales a escala global es significativa. En conjunto, ocupan el 40,5 % del área total de los ecosistemas terrestres (White et al., 2000). Sin embargo, algunos autores (Gerber et al., 2013) creen que se subestiman los beneficios de los pastos. Por el contrario, a menudo se los denomina productores de gases de efecto invernadero provocados por la fermentación entérica, que

es una parte natural de la digestión microbiana en los rumiantes. Aquí los microorganismos descomponen los carbohidratos en moléculas simples, liberando metano, que luego ingresa a la atmósfera (Jedlička, 2020). La percepción antes mencionada de los pastos como un manejo ecológicamente insatisfactorio puede eclipsar su potencial para secuestrar reservas de carbono. Un estudio de los autores Reeder y Schuman muestra que los pastos en áreas semiáridas de América que fueron pastoreados por ganado mostraron un efecto positivo de su manejo en la creación de materia orgánica del suelo y su acumulación (Reeder et Schuman, 2002). El potencial de almacenamiento de carbono de los pastos ha sido confirmado por una serie de estudios. Por ejemplo, un estudio del IPCC encontró que los bosques tropicales pueden secuestrar una gran cantidad de reservas de carbono en la biomasa aérea (212 Gt C), pero los pastizales tienen el mayor potencial de almacenamiento de carbono en la biomasa subterránea en los trópicos, hasta 264 Gt C (IPCC, 2000).

Los autores de Amézquita et al. (2004) analizó el secuestro de carbono en pastizales, sistemas silvopastoriles y bosques en América Latina. Concluyeron que las áreas con mayor elevación, pendientes más empinadas con mayor fertilidad y vegetación nativa tenían reservas de carbono en el suelo más altas (234 Mg ha<sup>-1</sup>) que *Brachiaria decumbens* pastos mejorados (162 Mg-ha<sup>-1</sup>), pastos degradados (156 Mg ha<sup>-1</sup>) y pastos del sistema denominado “cut and carrying” (138 Mg ha<sup>-1</sup>). Por el contrario, se registraron menores reservas de carbono para los suelos de las zonas más bajas, con menor inclinación y menor fertilidad.

Para un área de bosque húmedo tropical en la costa atlántica, donde el ambiente es húmedo todo el año, para sistemas de pastoreo con las especies *I. Ciliare*, *B. brizantha* + *A. pintoii*, *A. mangium* + *A. pintoii* a *B. brizantha* en monocultivo, se encontró que tienen mayores reservas de carbono en el suelo que el bosque original. En un bosque tropical subhúmedo en la costa del Pacífico, con una estación seca que dura seis meses, no se detectaron diferencias en las reservas de carbono entre usos de suelo individuales. Por lo tanto, los resultados de los autores señalan que los pastos mejorados y los sistemas silvopastoriles, dependiendo de las condiciones climáticas y naturales, pueden mostrar reservas de carbono en el suelo comparables o mayores que los bosques nativos. Por ello, los autores coinciden en que estos sistemas mejorados con C deben considerarse adecuados y viables (Amézquita et al., 2004).

Las reservas de carbono en los pastizales semiáridos del norte de Kenia fueron estudiadas por Dabasso et al. (2014). Los resultados de valores medidos promedio en diferentes tipos de paisajes y estaciones fueron  $93,01 \pm 15,72$  Mg C ha<sup>-1</sup>. La cantidad promedio de carbono ligado en los pastos correspondió a  $96,23 \pm 14,78$  Mg C ha<sup>-1</sup>. En rodales arbustivos  $115,7 \pm 15$  Mg C ha<sup>-1</sup> y en rodales arbóreos  $85,15 \pm 15,28$  Mg C ha<sup>-1</sup>. La conversión de estos resultados a dióxido de carbono equivalente, según los autores, mostró que los pastos podrían ser importantes en términos de secuestro de carbono.

Del stock total de carbono en los pastos, el 98,39 % se localizó en el ambiente del suelo. Según los autores, esta es la razón por la cual la conversión de pastos a otros usos no sería adecuada, ya que habría una liberación significativa de reservas de carbono (Dabasso et al., 2014). Los autores Wang et al. (2008) encontraron una reducción en las reservas de carbono correspondiente a una pérdida del 22 % del carbono almacenado en su estudio de pastizales en Mongolia convertidos en tierras agrícolas. Según los autores (Dabasso et al., 2014), la movilización del rebaño a través de todo tipo de landus o la propia gestión del pastoreo podrían ayudar a mantener altas reservas de carbono en el suelo.

Los autores (Dabasso et al., 2014) también encontraron que el efecto de la temporada en las reservas de carbono no era perceptible. En la época seca, cuando hay un clima más seco con menor humedad y por lo tanto menor disponibilidad de recursos, se ejerce mayor presión sobre los pastos que en la época lluviosa. Sin embargo, los autores del estudio concluyeron que la falta de humedad en el sitio de investigación no afectó las reservas de carbono del suelo. Dabasso et al. (2014) también apuntan a un posible comercio de compensaciones de carbono que mejoraría el bienestar de los pastores locales en el sitio de investigación. Sin embargo, este estudio no fue suficiente para ingresar al mercado de créditos de carbono y, según los autores, se necesita más investigación dedicada a este tema.

### **3.10 Opciones de Pago por Secuestro de Carbono**

La reducción de la cantidad de carbono en la atmósfera se trata, por ejemplo, en el Protocolo de Kioto y el Acuerdo de París (Gren et Aklilu, 2016), que es un acuerdo internacional vinculante sobre el cambio climático con el objetivo a largo plazo de mantener el aumento en la temperatura media global por debajo de 2 °C. Fue adoptado en 2016 en la conferencia de la ONU en París (Consejo Europeo, 2023). Según el Protocolo de Kioto, el secuestro de carbono es uno de los métodos oficiales que conducen

a su reducción en la atmósfera. El Protocolo de Kioto permite a los países industrializados reducir sus emisiones invirtiendo en proyectos de secuestro de carbono y reducción de emisiones (Es decir, reducciones certificadas de emisiones). El secuestro de carbono está limitado por procesos de aprobación lentos y reglas estrictas bajo el Mecanismo de Desarrollo Limpio del Protocolo de Kioto (Jindal et Kerr, 2013).

Hay una serie de métodos para determinar la cantidad de carbono secuestrado en la biomasa aérea y subterránea. Esto se utiliza en el cálculo de los llamados créditos de carbono, donde cada crédito representa 1 tonelada de CO<sub>2</sub> eliminada de la atmósfera. Varios agricultores y terratenientes pueden así recibir pagos por una gestión adecuada mediante la cual contribuyen al secuestro de carbono, creando compensaciones de carbono adecuadas para la compra por parte de inversores potenciales (Jindal et Kerr, 2013). Por compensación de carbono entendemos los efectos de todas las actividades que conducen a la prevención de nuevas emisiones de CO<sub>2</sub> a la atmósfera o su eliminación completa para que las emisiones creadas en otros lugares sean compensadas (Moura-Costa, 1996). En el marco de las compensaciones de carbono, por lo tanto, no es importante de dónde las compren los inversores. El efecto en la atmósfera será el mismo si se trata de una zona más cercana o más lejana.

Para determinar el monto de los pagos por el secuestro de carbono, es importante conocer la cantidad de carbono secuestrado en un ecosistema y el tiempo que permanece secuestrado en un entorno determinado (Marland et al., 2001). El precio fijado para el secuestro depende de la permanencia del secuestro y de su duración. Por lo tanto, cuanto mayor sea la longitud de la encuadernación, mayor será el precio (Sohngen et Mendelsohn, 2003). Según Enríquez de Salamanca (2022), el precio del carbono aumentará en la próxima década, pero las predicciones a largo plazo no son seguras según el autor. Bousfield et al. (2022) concluyeron que los pagos por secuestro de carbono pueden asegurar la sostenibilidad de la minería en la región amazónica. Según los autores, un precio suficiente para 1 t de CO<sub>2</sub> alcanza los USD 7,90, que un precio que potencialmente ya debería evitar la extracción excesiva y, por lo tanto, proteger los ecosistemas de bosques primarios. Según Lefebvre et al. (2021) las áreas forestadas o reforestadas no generarán grandes ganancias en las primeras décadas porque las reservas de carbono serán muy bajas en los primeros años.

La necesidad de la industria de reducir sus emisiones de CO2 crea oportunidades para el comercio de carbono dentro del sector forestal (Moura-Costa, 1996). Los estados del Apéndice 1 del Protocolo de Kioto pueden comerciar entre sí en el marco del Comercio Internacional de Emisiones (MOE, 2023). Distinguimos entre comercio voluntario y legislativo con derechos de emisión. Los asuntos legislativos incluyen las reducciones de emisiones requeridas y un marco de tiempo en el que se deben lograr las reducciones. Puede haber comercio con compensaciones o transacciones entre el comprador y el productor dentro de los proyectos. Esto puede ser, por ejemplo, el Apoyo de la comunidad local, que a cambio protegerá sus bosques de la deforestación. Otra opción son las transacciones voluntarias, que son realizadas por el gobierno, grandes corporaciones o individuos. El mercado voluntario más grande del mundo es el Chicago Climate Exchange, con sede en los Estados Unidos. Los miembros se comprometen a reducir sus emisiones en un 1 % cada año. Una desventaja del mercado voluntario es la credibilidad de las compensaciones de carbono, debido a la ausencia de un sistema de verificación central y una autoridad de registro (Jindal et Kerr, 2013).

### ***UN-REDD***

Es un programa de cooperación de la UN que se ocupa de reducir las emisiones por deforestación y degradación forestal en los países en desarrollo. Fue creado en 2008 a partir de la experiencia de la FAO el UNDP a UN Medio Ambiente. El objetivo del programa es reducir las emisiones y aumentar la captura de carbono. Incluye 65 países socios, a los que el programa ayuda a cumplir con las condiciones del Acuerdo de París, apoyar la gestión sostenible de la tierra o asegurar el financiamiento climático y así prevenir una mayor deforestación en área tropicales (UN-REDD, 2023).

### ***REDD+***

El Marco de Varsovia para REDD+ fue creado por la Conferencia de las Partes de la UNFCCC (Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático) y fue adoptado en Varsovia en 2013. Incluye varias recomendaciones para lograr las metas establecidas y también está reconocido en el Artículo 5 de el Acuerdo de París. El objetivo es la implementación de actividades en el sector forestal que reduzcan las emisiones de la deforestación y la degradación de las masas forestales, apoyen la gestión forestal sostenible y preserven o incluso aumenten las reservas de carbono en las masas forestales de los países en desarrollo. La implementación de las actividades de REDD+ es voluntaria

y depende completamente de las condiciones y capacidades del país en cuestión o del apoyo recibido (UNCC, 2023). Los costos de transacción son bastante elevados en los proyectos REDD y, a menudo, representan hasta el 25 % de los costos totales (Gren et Aklilu, 2016). Según los autores Cacho et al. (2013), los altos costos de transacción también están presentes en otros proyectos al convertir las compensaciones de carbono en productos comercializables y por lo tanto, representan uno de los principales obstáculos.

Con base en datos del Instituto de Recursos Mundiales (WRI), las emisiones totales de Perú fueron el 0,34 % de las emisiones globales y el 3,5 % de las emisiones de América Latina y el Caribe (ECLAC/OECD, 2016). En el futuro, según los autores Strassburg et al. (2009) espera que el país se convierta en el quinto mayor productor de emisiones de CO<sub>2</sub> de la conversión de tierras a producción agrícola o pastos.

Perú es uno de los 6 países apoyados por pagos de secuestro de carbono bajo la iniciativa de Pagos de Carbono para el Desarrollo (CP4D) del UNDP. Se trata de una iniciativa de apoyo a la acción por el clima que tiene como objetivo reducir las emisiones en aproximadamente 27 millones de t CO<sub>2</sub> durante su vigencia de diez años. Otros países apoyados son Georgia, Ghana, Senegal, Ucrania, Uruguay y Vanuatu (UNDP, 2022). En 2008, Perú se unió oficialmente al programa REDD en la Conferencia de las Partes (COP 14) en Poznań (Robiglio et al., 2014).

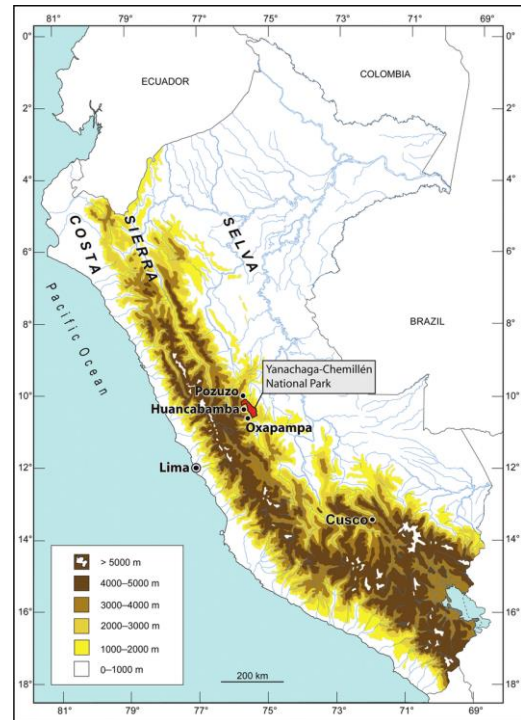
## 4 METODOLOGÍA DE TESIS

### 4.1 Relaciones territoriales más amplias

#### 4.1.1 República del Perú

Peru, con una superficie de 1 285 216 km<sup>2</sup>, es el cuarto país más extenso de América del Sur. Comparte fronteras con Ecuador y Colombia al norte, Brasil al este y Bolivia y Chile al sur. La frontera occidental del estado limita con el Océano Pacífico (Gardi et al., 2015).

El país está dividido en tres regiones geográficas principales (Fig. 3), que incluyen la Cordillera de la Costa del Pacífico, la Sierra de los Andes y la Llanura de la Selva Tropical en el este. La Zona Costera del Pacífico es el área más pequeña, ocupando solo el 12 % de la superficie terrestre total. La zona se caracteriza por lluvias moderadas y extensas planicies con suelo arenoso seco (ECLAC/OECD, 2016).



Obr. 3: Mapa del Perú (Lehr et al., 2012)

En la región de la Cordillera de los Andes (Sierra), que ocupa el 28 % del área total, se encuentra el punto más alto, el Nevado Huascarán, con una altitud de 6,768 m sobre el nivel del mar, las temperaturas aquí son moderadas a bajas dependiendo de la altitud. La última área geográfica de Selva cubre el 60 % del área total del estado. Se divide en Selva Alta (bosque de montaña) y Llano Amazónico (llanura amazónica). La zona se caracteriza por una gran pendiente y típicas planicies peruanas. La cuenca del río Amazonas se caracteriza por altas temperaturas con altos totales de precipitación (ECLAC/OECD, 2016).

Perú es el país con la 17. mayor diversidad de especies en el mundo. Específicamente, aquí se registraron 20 375 especies de plantas, 523 especies de mamíferos, 1847 especies de aves, 446 especies de reptiles y 1070 especies de peces marinos. Lamentablemente, los impactos negativos sobre los ecosistemas hacen que 492 especies de fauna y 777 especies de flora se consideren en peligro de extinción. De estas, 194 especies se encuentran en peligro crítico (MINAM, 2014).

Los tipos de suelo más comunes en el Perú son Leptosoles, Regosoles, Cambisoles, Luvisoles, Acrisoles, Gleisoles y Solonchaks. El contenido más alto de materia orgánica ocurre en las áreas montañosas, donde la descomposición ocurre más lentamente. Los suelos ácidos con textura arcillosa y bajo contenido de nutrientes se encuentran en la región amazónica, donde la precipitación anual es de aproximadamente 2000–5000 mm (Gardi et al., 2015).

#### **4.1.2 Oxapampa**

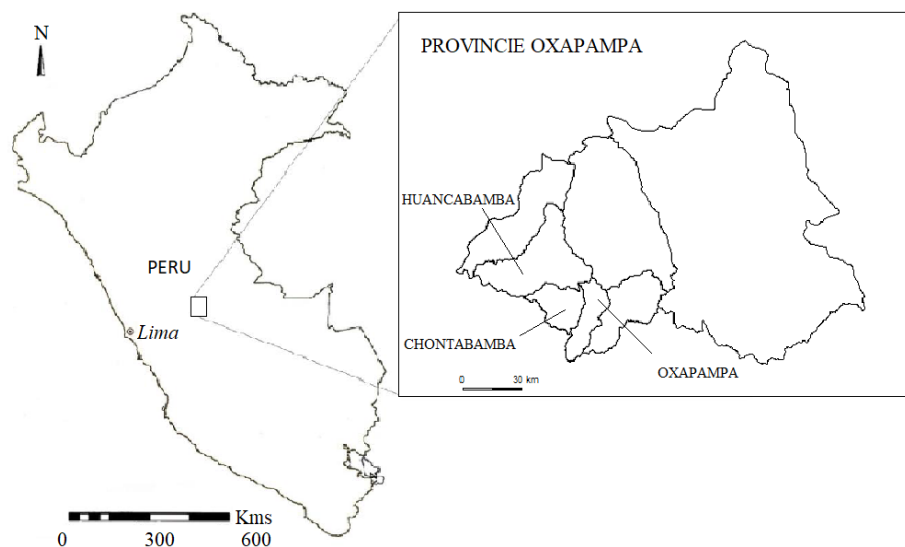
La provincia de Oxapampa (Fig. 4) está ubicada en la parte central del Perú en la región de Pasco. Está dividido en otros 8 departamentos. El territorio de la provincia está muy fragmentado geográficamente (120–5400 m sobre el nivel del mar) y se caracteriza por pendientes extremas con profundas gargantas. Alberga la Reserva Natural de la Biosfera Oxapampa-Ashanika-Yanesha (BIOAY), declarada por la UNESCO en 2010. Es conocida en el mundo científico principalmente por su aislamiento geográfico y su alta biodiversidad. Según la base de datos Tropics y el herbario HOXA, se conocen 9 000 especies de plantas vasculares para la selva central. La reserva está compuesta principalmente por vegetación propia de hábitats más húmedos (Valenzuela et al., 2022). Aronson (2022) distingue los siguientes ecosistemas en la provincia: 1. Bosque amazónico (0–800 m sobre el nivel del mar), 2. Bosque de transición (800–1800 m sobre el nivel del mar), 3. Bosque de montaña (1800–3000 m sobre el nivel del mar), 4. Pastizales altoandinos (3200–4000 m sobre el nivel del mar) y 5. humedales (0–4000 m sobre el nivel del mar).

Parte de la reserva de la biosfera es el Parque Nacional Yanachaga Chemillén (es decir, la zona núcleo), las reservas comunitarias Yanesha y El Sira, o el bosque protegido de San Matías y San Carlos. Algunos bosques de la reserva, especialmente los de las cuencas de Pichis, Palcazú y Pachitea están afectados por actividades antrópicas como la tala, la quema de bosques o la conversión de tierras forestales para uso agrícola. Esto conduce a

la destrucción de hábitats, lo que puede conducir a la pérdida de especies de plantas, incluidas aquellas que antes eran desconocidas para la ciencia (Valenzuela et al., 2022). Un ejemplo puede ser la descripción de seis nuevas especies de la familia *Melastomataceae* en el Parque Nacional Yanachaga Chemillén en 2018 (Michelangeli et Goldenberg, 2018).

#### 4.1.2.1 *Parque Nacional Yanachaga Chemillén*

El Parque Nacional Yanachaga Chemillén, declarado en 1986, se extiende en la selva central peruana. Específicamente en los distritos de Oxapampa, Huancabamba, Pozuzo y Villa Rica. Su superficie es de 122 000 ha. El parque se extiende en lado oriental de los Andes y se extiende hasta la cuenca del Amazonas. La altitud aquí alcanza los 350–4300 metros. El área está conformada por cadenas montañosas que crean biocorredores para especies con un amplio rango de ocurrencia, como el oso de anteojos (*Tremarctos ornatus*), el puma americano (*Puma concolor*), el mono choro (*Lagothrix cana*, *Lagothrix lagotricha*), el pecarí (*Tayassu tajacu*) y otros. Los suelos locales son arcillosos, muy meteorizados y de naturaleza ácida. La precipitación en estos lugares es de 2500–4000 mm por año. Las temperaturas alcanzan los 12–24 °C. La vegetación es variable y su ocurrencia depende de la altitud. Hay especies de poca importancia económica, como *Cedrelinga cateniformis*, *Pouteria torta*, *Simarouba amara*, *Dilotropis purpurea*, *Dipterix micrantha*, *Cedrela odorata* či *Unacaria tomentosa*. En zonas de alta montaña predominan las especies *Retrophyllum rospigliosii*, *Prumnopytis harmsiana* y *Prumnopytis Montana* (Valenzuela et al., 2022).



Obr. 4: Mapa del Perú y provincia de Oxapampa (Ehrenbergerová et al., 2016 - upraveno)

#### 4.1.2.2 Estudió landuse

Se estudiaron un total de 3 tipos de landuse: cafetales agroforestales, masas forestales y pastizales. La investigación tuvo lugar en el otoño de 2022 en Perú y tenía como objetivo determinar la cantidad total de carbono ligado a la vegetación y al suelo. En el próximo texto, los usos de suelo individuales se describirán con más detalle.

#### Áreas en cafetales agroforestales

Se investigaron sistemas agroforestales de café en 22 parcelas en 4 transectos, los cuales se muestran en la siguiente tabla. El mayor número de parcelas de prueba se ubicó en el transecto no. 1.

Tab. 1: Transectos con ocurrencia de plantaciones agroforestales de café

Transecto	Ubicación	Altitud (m sobre nivel del mar)	X (UTM)	Y (UTM)	Número de parcelas
1	Oxapampa	2000	458352	8831456	8
3	Huancabamba	1760	442946	8847737	3
5	Oxapampa	1004	465037	8804328	6
6	Chontabamba	1855	451458	8834635	5

#### Finca San Alberto

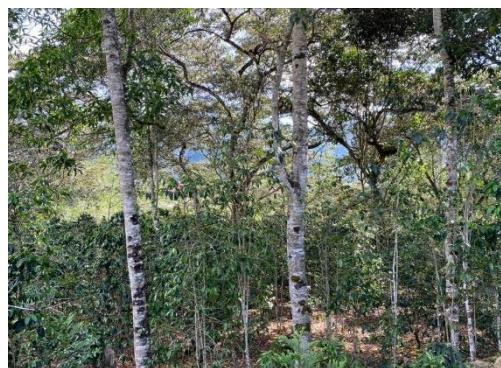
Finca San Alberto (Fig. 5) es una finca ubicada en las afueras del pueblo de Oxapampa a una altitud de 1850–2100 metros. Es propiedad de la familia del Ing. José Santos Ballard. Este es un método agroforestal de cultivo de café en un área de 4,36 ha. La plantación se estableció en 2007. Anteriormente, sus tierras se utilizaban para el pastoreo de ganado. Al mismo tiempo, aquí se cultivan cultivos agrícolas como: *Zea mays*, *Solanum quitoense* o especies de los géneros *Citrus* y *Musa*. Los árboles de sombra en las plantaciones de café son principalmente *Pinus tecunumanni* y *Pinus oocarpa*. También existen individuos del género *Inga* o de la especie *Prumnopitys harmsiana*.

Entre otras cosas, la finca se dedica a la cría de ovejas. Aquí se estableció la apicultura con abejas melíferas (*Apis mellifera*) e individuos del género *Melipona*. La especie de rana endémica *Boana aguilari* también se encuentra aquí. Finca cuenta con la certificación Rainforest Alliance y produce productos en calidad orgánica (es decir, no utiliza productos químicos para tratar los cultivos). A través de la finca transcurre el transecto número 1. El cafetal mismo está dividido por los propietarios en varias parcelas,

las cuales se distinguen por la variedad de café y árboles de sombra. Dentro de las parcelas, se distinguen posteriormente las áreas de investigación. El monitoreo de biomasa se llevó a cabo a lo largo de todo el transecto en 8 parcelas de investigación. Aquí se tomaron 5 muestras de suelo.

### **Finca Yanashaga**

Finca Yanashaga se encuentra a una altitud de 1760 metros sobre el nivel del mar, cerca del pueblo de Huancabamba, que dista aproximadamente 25 km de Oxapampa. Es propiedad del Sr. Walter Espinoza Ayala. Aquí se ubica una plantación agroforestal de café, la cual fue establecida en 2011.



Anteriormente, se utilizaba como pasto. En algunos lugares, hubo rodales con vegetación leñosa secundaria. Por la finca Yanashaga pasa el transecto número 3. Aquí se realizó la toma de datos para los cálculos en 3 parcelas de ensayo con el género Inga. Se seleccionaron dos lugares de investigación para el muestreo del suelo.

### **Áreas forestales**

Con excepción del transecto número 1, todos los transectos realizados (2,3,4,5 a 6) pasaron por tramos con vegetación forestal. Gracias a la reserva de la biosfera, la vegetación aquí no está expuesta a tanta presión de los mineros, como ocurre en otras regiones, por ejemplo. Sin embargo, hubo rodales secundarios en los sitios investigados. La zona menos afectada con signos de vegetación primaria fue el Parque Nacional Yanachaga Chemillén, donde se tomaron dos muestras de suelo. La mayor cantidad de parcelas de prueba en este tipo de uso de la tierra se realizaron en los transectos número 2 y 4. La tabla n. 2 muestra una descripción general de los transectos (5) y las parcelas de prueba (23) estudiadas dentro de los ecosistemas forestales.

*Tab. 2: Transectos noc áreas forestales examinadas*

<b>Transecto</b>	<b>Ubicación</b>	<b>Altitud (m sobre nivel del mar)</b>	<b>X (UTM)</b>	<b>Y (UTM)</b>	<b>Número de parcelas</b>
2	Oxapampa	2319	459387	8834436	8
3	Huancabamba	1760	442946	8847737	4

4	Huancabamba	2409	447552	8850834	6
5	Oxapampa	1004	465037	8804328	2
6	Chontabamba	1855	451458	8834635	3



Obr. 5: Bosque lluvioso de montana, SERNANP (Chalupová, 2022)

## Pastar

Los pastizales (Fig. 8) se estudiaron en dos lugares (Cuadro 3). En cada uno de ellos se llevó a cabo un área de investigación para el seguimiento de la biomasa. Se tomaron muestras de suelo (5) en los transectos número 1, 4 y 5. Las otras dos muestras se tomaron fuera de los transectos.

Tab. 3: Transectos con la ocurrencia de pasturas

Transecto	Ubicación	Altitud (m sobre nivel del mar)	X (UTM)	Y (UTM)	Número de parcelas
3	Huancabamba	1760	442946	8847737	1
4	Huancabamba	2409	447552	8850834	1



Obr. 6: Pasto alrededor de la ciudad de Oxapampa (Chalupová, 2022)

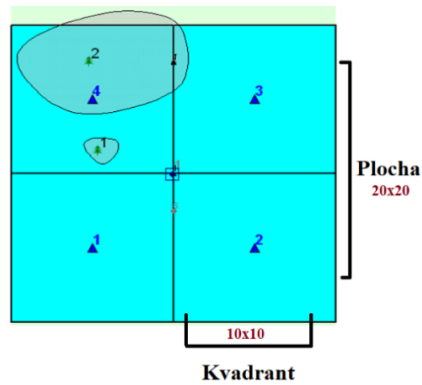
## **4.2 Recopilación de datos en el campo**

La recolección de datos para la determinación del límite de carbono en la biomasa (en el sistema agroforestal solo árboles de sombra) se realizó en seis transectos marcados en cooperación con expertos locales y estudiantes como parte del proyecto „Pro Ambiente de la cooperación Alemana GIZ“. Las muestras de suelo para la determinación del carbono acumulado en el suelo fueron tomadas por el autor.

Los datos para la determinación del límite de carbono total en la biomasa se recopilaban utilizando la tecnología Field-Map, que permite una recopilación de datos rápida y eficiente y su posterior procesamiento en el campo. Para los fines de la tesis se utilizaron Field-Map Project Manager y Field-Map Data Collector. En Perú, este software fue proporcionado por GITEC. El procesamiento posterior de los datos en la República Checa fue posible gracias a la organización de investigación privada IFER (Institute for Forest Ecosystem Research s.r.o., Jílové u Prahy), que proporcionó acceso al autor como parte del apoyo al estudiante.

### **4.2.1 Diseño de áreas de prueba**

Las áreas experimentales estudiadas estaban compuestas por 4 cuadrantes (10x10 m), que para efectos de la tesis se combinaron en un área, con la que posteriormente se realizaron todos los cálculos. Se midieron un total de 47 áreas experimentales con un área de 400 m<sup>2</sup> (un área). Del total, 22 áreas se ubicaron en cafetales agroforestales, 23 en rodales forestales y las dos áreas restantes se ubicaron en potreros. El pequeño número de pastos durante la investigación de biomasa fue causado por la cantidad insuficiente de estos usos de suelo en los transectos creados. El diseño de los transectos estudiados y su ubicación se escogieron inicialmente a los efectos de una investigación en curso previa por parte del Dr. Jesús Hernández Castán de GITEC. Durante las mediciones de campo se registraron individuos con un diámetro  $\geq 5$  cm. Posteriormente se registró su ubicación, altura, espesor (DAP) y nombre local. La siguiente figura (Fig. 9) muestra la forma de las áreas de investigación.



Obr. 7: Imagen argumental del trazado (GITEC, Jorge Mattos Olavarria)

#### 4.2.2 Transectos

Se seleccionaron transectos individuales sobre la base de investigaciones en curso. En el área de estudio (área de reserva de la biosfera), el monitoreo de la biodiversidad y el apoyo a la gestión sostenible están en curso bajo la guía de expertos locales en cooperación con la agencia alemana para la cooperación internacional GIZ (Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit). Además de apoyar la gestión y producción sostenible bajo la marca local BIOAY, era necesario desarrollar un mecanismo de control en estos lugares para monitorear la biodiversidad y cumplir metas sostenibles. Por lo tanto, estos transectos fueron creados por expertos locales, cuyo objetivo es obtener información sobre el estado actual del tema. Además de la flora local, también se estudia la fauna, donde la investigación se dedica ampliamente, por ejemplo, al seguimiento del oso de anteojos.

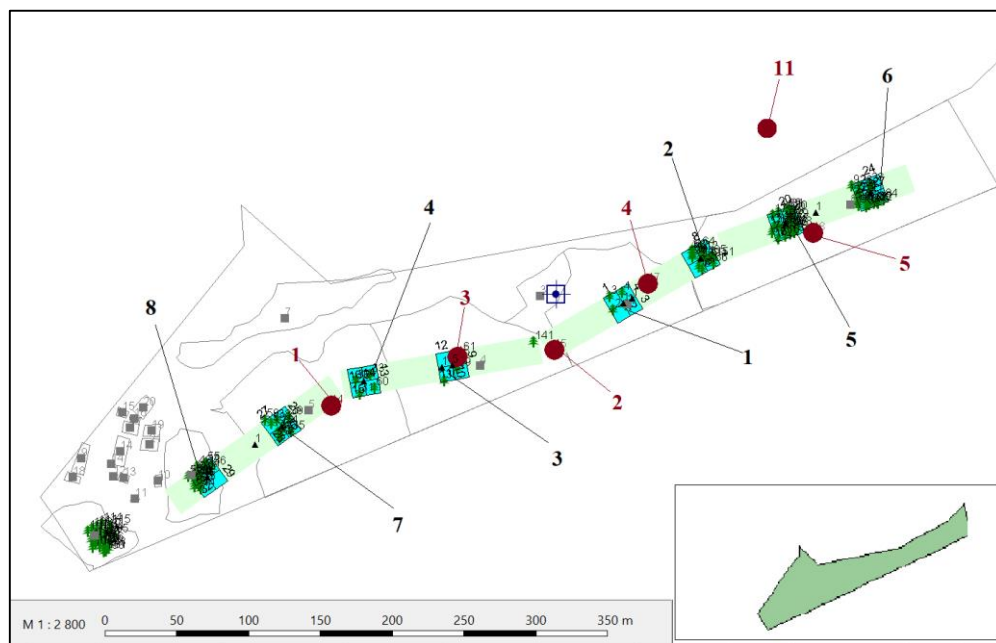
El ancho de todos los transectos realizados fue de 20 m su longitud alcanzó los 560 m, solo los transectos en los que se monitorearon osos tuvieron 600 m de largo, los transectos del primer esquema se utilizaron para determinar la biomasa. Se recomendó la ruta en línea recta, en dirección norte. Los sondeos de suelo se realizaron únicamente en los transectos No. 1, 3, 4, y 5. El resto de las muestras se tomaron en áreas sin transecto.

##### *Transecto 1*

El transecto No. 1, pasando por la finca San Alberto, se extiende a una altura de unos 2000 metros sobre el nivel del mar. El inicio del transecto se ubica en las coordenadas UTM X 457 733, Y 8 831 392 y finaliza en el punto X 458 246, Y 8 831 617. Todas las áreas experimentales están ubicadas en un cafetal. Su longitud alcanza los 560 m su anchura es de 20 m, por lo que la superficie total corresponde a 11200 m<sup>2</sup>. El área se describe con más detalle en el capítulo „Usos de suelo estudiados“. Este es el transecto

mejor desarrollado, debido a la duración del monitoreo y la cercanía al centro de Oxapampa.

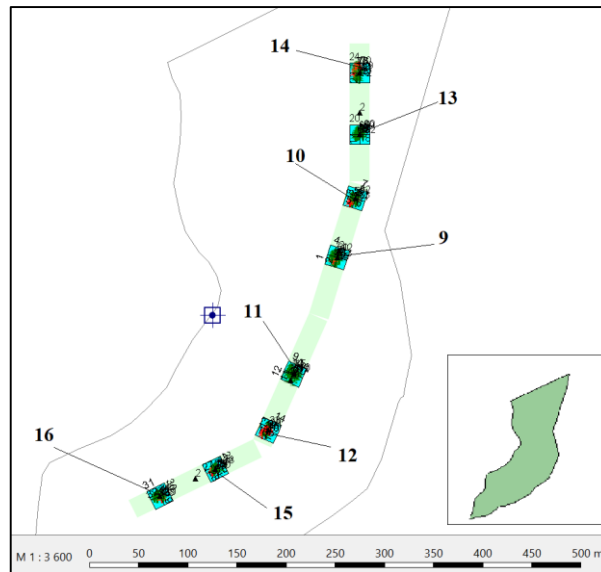
El transecto en el que se realizó la investigación fueron un total de 8 áreas experimentales, cada área constó de 4 cuadrantes con un tamaño de 10x10 m, de los árboles de sombra en los cafetales predominan los individuos de la especie *Pinus tecunumanni*. Otras especies de sombra son *Pinus oocarpa* o especies del género *Musa*. En el siguiente mapa (Fig. 10), los límites de las áreas de investigación individuales se muestran en negro y las muestras de suelo recolectadas en rojo.



Obr. 8: Transecto no. 1 mostrado en el programa Field-Map Data Collector

### **Transecto 2**

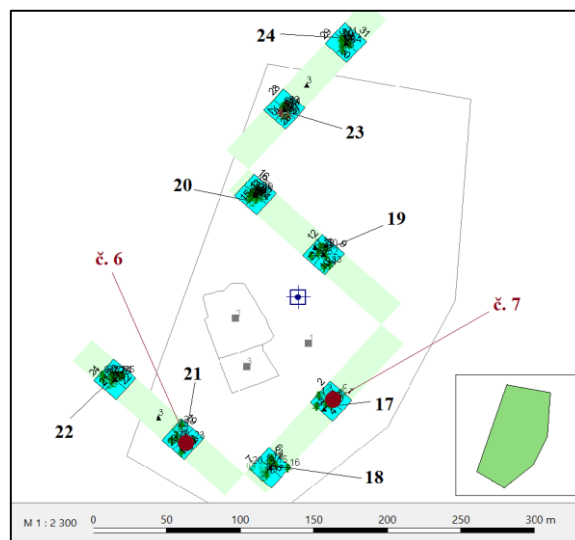
El Transecto No. 2 está ubicado cerca del pueblo de Oxapampa a una altura de 2319 metros. Consiste en áreas puramente experimentales en el bosque. El inicio del transecto se ubica en el punto con coordenadas UTM X 459 315, Y 8 834 237. Tiene una longitud de 560 metros y finaliza en el punto UTM X 459 541, Y 8 834 711. Su área total alcanza los 11200 m<sup>2</sup>. Aquí, la investigación se llevó a cabo en 8 parcelas de prueba (Fig. 11). Aquí no se tomaron muestras de suelo.



Obr. 9: Transecto 2 mostrado en el Field-Map Data Collector

### Transecto 3

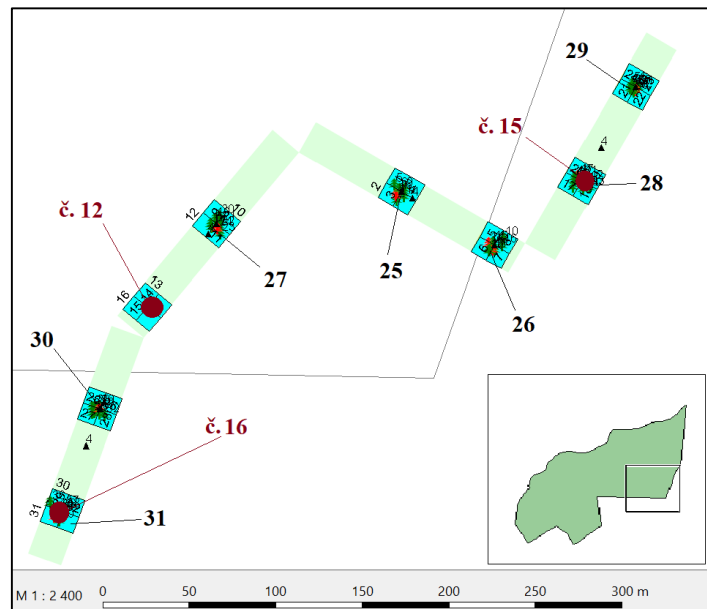
El transecto numero 3 se ubicó en la finca del Sr. Walter en el distrito de Huancabamba. Aquí se realizaron un total de 8 áreas de investigación. La mayoría de las áreas experimentales estaban cubiertas por bosque secundario (20, 22, 23, 24) y cafetales (17, 18, 21). Solo en área No. 19 (Fig. 12) había pasto. El transecto se extiende por 560 metros (desde el punto UTM X 442 800, Y 8 847 699 hasta el punto X 442 998, Y 8 847 936). La recolección de datos para la determinación de la biomasa se realizó nuevamente a lo largo de todo el transecto. A continuación se muestra un mapa que muestra los números de parcela (negro en el perímetro de la parcela) y los números de muestreo del suelo (rojo).



Obr. 10: Transecto numero 3 mostrado en el Field-Map Data Collector

### ***Transecto 4***

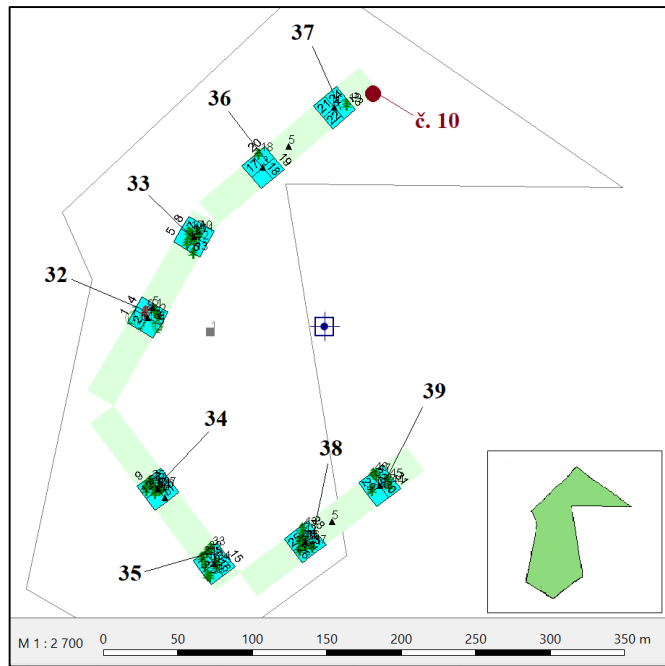
Transecto no. 4 se ubica en el distrito de Huancabamba a una altura de 2409 metros. Se extiende nuevamente por una longitud de 560 m desde el punto con coordenadas UTM X 447 835, Y 8 850 520 hasta el punto UTM X 448 191, Y 8 850 815. Hubo 8 áreas de investigación, pero solo 7 fueron medidas. De estas, 6 parcelas experimentales están ubicadas en un bosque con vegetación secundaria (26, 27, 28, 29, 30, 31) y la parcela restante (25) está ubicada en un potrero. Los lugares de muestreo del suelo están nuevamente marcados en rojo (Fig. 13).



*Obr. 11: Transecto numero 4 mostrado en el Field-Map Data Collector*

### ***Transecto 5***

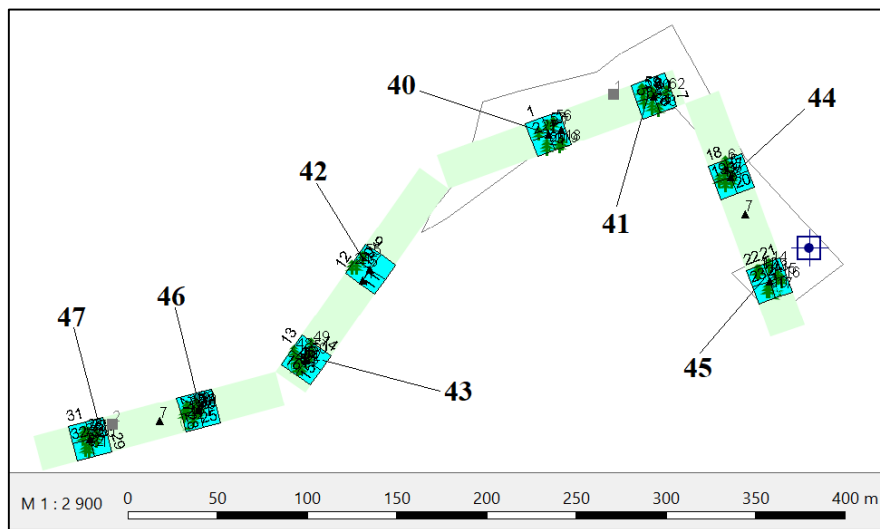
El transecto No. 5 pasa por la finca de San José ubicada en el departamento de Oxapampa. La longitud del transecto es de 560 m y su ancho corresponde a 20 m, el punto de inicio del transecto en coordenadas UTM se ubica en X 465 096, Y 8 804 239 y el punto final en X 465 062, Y 8 804 493. La recolección de datos de campo se llevó a cabo en 8 parcelas de prueba (Fig. 14). Aquí predominan las áreas de investigación sobre cafetales agroforestales (32, 33, 34, 36, 38 y 39). Solo dos áreas de investigación del total tienen vegetación de bosque secundario (35 y 37).



Obr. 12: Transecto numero 5 mostrado en el Field-Map Data Collector

### Transecto 6

El transecto No. 6 (Fig. 15) está ubicado en el distrito de Chontabamba. Se extiende sobre el territorio propiedad de Eva Gómez Ortiz. La longitud del transecto también es de 560 metros y su ancho alcanza los 20 metros. El monitoreo de la biomasa aérea se llevó a cabo en 8 parcelas de investigación. De estas, 5 áreas (40, 41, 44, 46 y 47) representaban sistemas agroforestales de cafetos con dosel de especies del género *Inga* spp. y los 3 sitios de investigación restantes fueron bosque secundario (42, 43, 45).



Obr. 13: Transecto numero 6 mostrado en el Field-Map Data Collector

### 4.3 Cálculo de la biomasa aérea y subterránea

Existen una serie de métodos para determinar las reservas de carbono en la biomasa subterránea y aérea que, según los autores de Sierra et al. (2007) permiten una mejor comprensión de la dinámica del carbono. Probablemente el mejor método para monitorear el intercambio de carbono entre la atmósfera y la biomasa aérea es un inventario forestal a largo plazo (Grace, 2004). Tanto la biomasa total como la cantidad de reservas de carbono dependen de la densidad del rodal, la ubicación geográfica (Poorter et al., 2012) o la composición de especies de las comunidades y su estrategia de crecimiento (Henry et al., 2011). La biomasa aérea y por lo tanto, el secuestro de carbono se ven afectados negativamente por factores antropogénicos, deforestación o cambios demográficos (Lupala et al., 2014).

Las ecuaciones alométricas (Brown et al., 1989) se utilizan con mayor frecuencia para determinar la biomasa aérea, que se adaptan a las localidades investigadas. Brown (1997) afirma que estos cálculos a menudo tienden a subestimar o sobreestimar, lo que lleva a resultados diferentes al calcular la biomasa del mismo sitio usando dos modelos diferentes. Para algunos cálculos, es necesario conocer la altura de los árboles, que pueden no ser siempre visibles a través del dosel continuo. Por lo tanto, a menudo se usan ecuaciones alométricas, donde solo se necesita el diámetro del tallo (Chave et al., 2005). Además de los cálculos mencionados anteriormente, por ejemplo, la estimación por satélite se puede utilizar para determinar la biomasa aérea (Lu et al., 2005).

Como parte de la tesis de diploma, se utilizó la determinación de la biomasa total en base a modelos alométricos. Los datos dendrométricos individuales registrados en campo fueron transferidos a una hoja de cálculo de Microsoft Excel, donde posteriormente fueron analizados. Trabajamos con datos de alturas, espesor total (DAP) y densidad de especies individuales. Los resultados de la biomasa aérea se determinaron con base en las siguientes ecuaciones alométricas (Eq. 1 y Eq. 2).

El primer cálculo de (a) biomasa aérea se realizó utilizando el modelo (Ec. 1) creado por Chave et al. (2014). En su estudio, se ocuparon de la selección de los modelos alométricos más adecuados para determinar la biomasa aérea de los árboles tropicales. La investigación se llevó a cabo en 58 lugares, que diferían en las condiciones climáticas y la composición de especies. Los autores concluyeron que la siguiente ecuación (Ec. 1) era el modelo pantropical más apropiado que se podía aplicar en todos los tipos de

bosques y condiciones bioclimáticas. Sin embargo, incluso este modelo tendió a subestimar la biomasa aérea, en un 20 % en individuos donde el valor de la biomasa aérea fue > 30 Mg. Sin embargo, este modelo fue evaluado por los autores como el mejor en el caso de que se conozcan la densidad, el grosor (DAP) y la altura de los árboles durante el cálculo (Chave et al., 2014).

a) *Ecuación alométrica para especies pantropicales (Eq. 1) (Chave et al., 2014)*

$$AGB = 0,0673 \times (\rho D^2 H)^{0,976}$$

Dónde:

**AGB** = biomasa aérea (kg)

**D** = DBH (cm)

**$\rho$**  = densidad (g.cm<sup>-3</sup>)

**H** = altura del árbol (m)

El segundo cálculo de biomasa aérea (b) se calculó con base en la ecuación de Segura et al. (2006), quienes en su estudio trataron sobre la idoneidad de modelos alométricos para la determinación de biomasa aérea dentro de sistemas agroforestales con café para sombra y cafetos. Como parte de la tesis de diploma, no se midieron los cafetos, por lo que solo se utilizó un cálculo para determinar la biomasa aérea de los árboles de sombra. El modelo elegido se puede utilizar en el cálculo de la biomasa aérea cuando se conoce el DAP. Para calcular (Ec. 2), los autores determinaron el coeficiente a (-0,834) y el coeficiente b correspondiente a 2,223 (Segura et al., 2006).

b) *Ecuación alométrica según Segura et al. (2006) (Eq. 2)*

$$\text{Log}_{10} Y = a + b \times \text{Log}_{10} dbh$$

Dónde:

**Y** = biomasa aérea (kg)

**a** = coeficiente fijo (-0,834)

**b** = coeficiente fijo (2.223)

**DBH** = diámetro a la altura del pecho (cm)

La biomasa del suelo a nivel mundial representa entre el 20 y el 26% de la biomasa total y, por lo tanto, es una importante reserva de reservas de carbono (Handavu et al., 2021). La mayor parte de la biomasa del suelo está representada en los primeros 30 cm por debajo de la superficie de la Tierra (Jackson et al., 1996). Los métodos para su determinación son exigentes y a menudo costosos. La mayoría de las veces, los métodos de la relación raíz × brote o ecuaciones alométricas que requieren conocimiento de la biomasa sobre el suelo se utilizan para determinar la biomasa subterránea. Cuando estos métodos no pueden aplicarse, la biomasa debe medirse físicamente, aunque este es un método de medición destructivo. Estos métodos incluyen extracción de raíces, excavaciones monolíticas u otras sondas de suelo diseñadas para vegetación no arbórea. Los métodos individuales se aplican sobre la base de la composición de las especies, las condiciones naturales y, sobre todo, la precisión de medición requerida (CPW, 2023).

Debido a la cantidad de negativos asociados con la determinación de biomasa subterránea en el campo, el uso de métodos indirectos es una mejor opción. En el caso de la medición destructiva, es aconsejable utilizar los hallazgos para crear otros modelos de regresión para calcular la biomasa aérea o subterránea. Se requiere DBH, altura del árbol, peso de la raíz fresca, peso de la raíz seca y número de especies (CPW, 2023).

Para el cálculo de la biomasa radicular (RBD), se utilizaron ecuaciones alométricas de los autores Cairns et al. (1997), que trataron el tema de la asignación de biomasa radicular de bosques de zonas montañosas, en la tesis de diploma. Según los autores, los supuestos más importantes basados en el análisis de regresión lineal fueron la densidad de biomasa sobre el suelo, la edad y la ubicación geográfica. Al mismo tiempo, estos aspectos explicaron el 84% de las variaciones resultantes (Cairns et al., 1997). Se eligió una ecuación (Eq. 3), que requiere solo la densidad de la biomasa sobre el suelo.

c) *Ecuación de regresión para el cálculo de la biomasa radicular según Cairns et al. (1997) (Ec. 3)*

$$Y (RBD) = [exp (-1,0850 + 0,9256 (\ln A)]$$

Dónde:

$Y (RBD)$  = biomasa radicular en Mg/ha

$A$  = valor de ABD (densidad de la biomasa aérea)

Se utilizó un factor de conversión de 0,5 para convertir la biomasa seca a C (Mg) (Birdsey, 1992; Petersson, 2012). Por lo tanto, los resultados de carbono ascendieron al 50% de la cantidad total de biomasa determinada.

## 4.4 Método de muestreo y evaluación del suelo

### 4.4.1 Muestreo de suelos y posterior procesamiento

El objetivo principal del muestreo de suelos fue determinar la cantidad de carbono acumulado en el suelo en usos del suelo seleccionados (bosque lluvioso tropical de montaña, plantaciones de café en el sistema agroforestal y pastizales). Un objetivo secundario fue medir la reacción y la conductividad del suelo. Con base en el estudio de campo, se encontraron lugares adecuados para el muestreo de suelo para cada tipo de uso de la tierra. Importante en la selección fue la topografía y la pendiente del terreno. Se registró una descripción de los perfiles del suelo (enraizamiento y esqueleto del suelo) en el sitio. El grosor de los horizontes no era significativo aquí y, por lo tanto, no se registró.

Se tomaron un cierto número de muestras de cada tipo de landus: plantación agroforestal de café (7), bosque (6) y pastizal (5). Su número estaba limitado por las opciones disponibles (número de áreas examinadas en el transecto, pendiente del terreno, transporte de muestras por avión y disponibilidad limitada de tiempo para muestrear y procesar muestras en Perú). Las coordenadas de los lugares de muestreo se registraron utilizando Field-Map. Se realizaron tres muestreos (Fig. 16) a una distancia regular para cada sitio seleccionado con el fin de formar una muestra representativa de toda el área.

Originalmente, se debían tomar 5 muestras de 5 profundidades (una muestra de cada profundidad) de cada zanja. En las zonas tropicales, la descomposición de los paíces caducifolios o meteorizadores y el desarrollo del suelo ocurren mucho más rápido que en nuestras condiciones. Como resultado de estos procesos acelerados del suelo y la mala diferenciación en el campo, se tomaron muestras a solo 4 profundidades, de la siguiente manera: H, 0-10, 10-20 y 20-30. Las zanjas de suelo se realizaron en dimensiones de 30x30x30 cm. Las muestras a las mismas profundidades de tres puntos de muestreo alrededor de un punto definido se combinaron para formar una muestra representativa del área examinada. Las muestras de suelo así creadas se secaron posteriormente. Su peso fresco se midió justo después de la extracción y posterior secado.



Rev. 14: Zanja del suelo, pasto San Alberto (Chalupová, 2022)

La diferencia en su peso nos dio la proporción de materia seca en las muestras. Las tablas a continuación proporcionan una visión general de las sondas de suelo por tipo de uso de la tierra.

*Tab. 4: Transecto 1 – Finca San Alberto, resumen de sondas de suelo*

<b>Sonda</b>	<b>Altura (m n. m.)</b>	<b>X (UTM)</b>	<b>Y(UTM)</b>
<b>1.</b>	1963,531	457846	8831458
<b>2.</b>	1972,912	458002	8831496
<b>3.</b>	1964,178	457934	8831491
<b>4.</b>	1995,7	458067	8831543
<b>5.</b>	2004,8	458182	8831578

*Tab. 5: Transecto 3 - Finca Yanashaga, resumen de sondas de suelo*

<b>Sonda</b>	<b>Altura (m n. m.)</b>	<b>X (UTM)</b>	<b>Y(UTM)</b>
<b>6.</b>	1753,4	442863	8847642
<b>7.</b>	1771,9	442968	8847665

*Tab. 6: Sondas de suelo en pastizales*

<b>Sonda</b>	<b>Localidad</b>	<b>Altura (m n. m.)</b>	<b>X (UTM)</b>	<b>Y(UTM)</b>
<b>8.</b>	Prosoya	2457,5	446086	8852465
<b>9.</b>	Prosoya	2438,5	446419	8852108
<b>10.</b>	Sogorno (T5)	1067,88	465057	8804467
<b>11.</b>	San Alberto (T1)	2010,035	458136	8831662
<b>12.</b>	Huancabamba (T4)	2370,9	447896	8850663

*Tab. 7: Sondas de suelo en el bosque*

<b>Sonda</b>	<b>Localidad</b>	<b>Altura (m n. m.)</b>	<b>X (UTM)</b>	<b>Y(UTM)</b>
<b>13.</b>	Rayantambo	2443,18	445812	8853121
<b>14.</b>	Rayantambo	2544,79	445673	8853143
<b>15.</b>	Huancabamba (T4)	2410,06	448149	8850735
<b>16.</b>	Huancabamba (T4)	2373	447838	8850549
<b>17.</b>	NP	2463,1	460858	8834390
<b>18.</b>	NP	2452,9	460895	8834357

### ***Reacción del suelo (pH)***

En la práctica, el pH se determina como activo o intercambiable. En el marco de la tesis de diploma, se midió el pH como activo, mediante el cual se determinó el contenido de iones de hidrógeno ( $H^+$ ) en la solución del suelo. La reacción del suelo afecta a todos los procesos en el suelo, la presencia de nutrientes o elementos de riesgo (Sáňka et Materna, 2004). La condición del suelo depende principalmente de la roca madre y las condiciones climáticas. Las áreas con altas precipitaciones se caracterizan por una reacción ácida del suelo, mientras que las áreas más secas son alcalinas (Whiting, 2015). La Tabla 8 muestra la distribución de la reacción del suelo al medir el pH en la proporción 1:2.5.

*Tab. 8: pH activo del suelo para la proporción 1:2,5 (Borůvka, 2005)*

<b>pH/H<sub>2</sub>O</b>	<b>Reacción</b>
< 4,9	Fuertemente ácido
4,9–5,9	Agrio
6–6,9	Ligeramente ácido
7	neutral
7,1–8	Ligeramente alcalino
8,1–9,4	Alcalino
>9,4	Fuertemente alcalino

La reacción del suelo se midió a partir de muestras ya secas. Se midió en agua destilada utilizando un medidor de pH (Eutech PCSTestr<sup>TM</sup> 35) prestado por el Instituto de Geología y Pedología de la Universidad Mendel en Brno (MENDELÚ). El suelo y el agua se colocaron de acuerdo con ISO / DIS 10390 de 1992 en un recipiente de plástico en una proporción de 1: 2.5, donde se agregaron 20 g de suelo con 50 ml de H<sub>2</sub>O. Después de mezclar minuciosamente la muestra en agua, los valores se midieron y registraron.

### ***Conductividad del suelo***

La conductividad, o conductividad electrolítica específica, nos permite determinar la cantidad de fertilizantes utilizados y se aproxima a las condiciones ambientales locales. Está estrechamente relacionado con el contenido de sal del suelo y los valores disminuyen con el aumento de la humedad. En las zonas más secas, por el contrario, crece con una presencia creciente de sales (Pokorný et al., 2007). Aunque las sales son una parte natural y normal del medio ambiente del suelo, su mayor concentración altera el equilibrio del suelo y limita el crecimiento y la prosperidad de las especies de plantas (Sáňka et Materna, 2004). La conductividad se midió utilizando el mismo instrumento que la reacción del

suelo. Sin embargo, se utilizó una relación diferente entre la muestra de suelo y el agua, a saber, 1:5 (20 g con 100 ml de H<sub>2</sub>O). Los valores resultantes se dan en unidades de  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . La determinación de la salinización del suelo se basó en la división de Šditch (2010), que se muestra en la siguiente tabla.

*Tab. 9: Evaluación de la salinidad según Škarp (2010)*

<b>Suelos</b>	<b>Conductividad (mS/cm)</b>
Sin sal	< 0,7
Medio salinizado	0,7–1,4
Salado	1,4–2,8
Muy salado	>2,8

### **Determinación del carbono del suelo**

Antes del análisis, fue necesario preparar las muestras (5 g) a la fracción de grano deseada y así homogeneizarlas. Esto se logró utilizando un molino oscilante del tipo Retsch MM 400. Cada muestra fue homogeneizada por el aparato durante 4,5 minutos a una frecuencia de 30 Hz. Las muestras tratadas se colocaron en un horno. Después del secado, las muestras se colocaron para su análisis en el instrumento Soli-TOC (Elementar, Langensfeld, Alemania), donde el carbono se determinó mediante la diferenciación de temperatura. Soli-TOC le permite medir la cantidad exacta de C orgánico e inorgánico, cuya forma se puede distinguir utilizando una rampa de temperatura o una combinación de cambios de temperatura (400 ° C, 600 ° C y 900 ° C) junto con la transición de la atmósfera óxica a la anóxica en las inmediaciones de la muestra medida. Por lo tanto, este análisis puede distinguir entre TOC (carbono orgánico total), TIC (carbono inorgánico total) y ROC (carbono oxidable residual) en función de estas propiedades (Anamet, 2023).

Las muestras se colocan principalmente en crisoles de acero o cerámica, donde se puede analizar una cantidad máxima equivalente a 3 g. En este caso, los horizontes inorgánicos se pesaron en la cantidad de 0,2 g. En el caso de los horizontes orgánicos, el peso se redujo a 0,15 g de suelo para detectar de forma fiable el carbono contenido. El número total de muestras fue de 72. Cada uno fue analizado dos veces para descartar errores durante la medición. Se midieron un total de 144 muestras. En los casos en que la desviación típica era superior al 5 %, se volvieron a medir las muestras.

Soli-TOC tiene 89 posiciones en las que se pueden colocar los crisoles. Se analiza una sola muestra durante media hora. El análisis se realiza de forma continua sobre la base de un método predefinido, que en nuestro caso correspondía a DIN19539. Los crisoles se alimentan para su análisis utilizando un alimentador integrado.

## 5 RESULTADOS

### Transectos

En el transecto No. 1, se encontraron 115 árboles de sombra en 8 parcelas. De estos, dos individuos permanecieron sin identificar. La especie más representada fue *Pinus tecunumanni*. También se han identificado las siguientes especies: *Amburana cearensis*, *Cedrela odorata*, *Citrus limon*, *Inga* spp., *Ochroma pyramidalis*, *Pinus oocarpa*, *Pouteria lucuma* y *Podocarpus rospigliosii*. El número de especies individuales, junto con los valores de alturas y promedios, se muestran en la Tabla 10.

Tab. 10: Lista de especies presentes en 8 parcelas de transectos 1

Especies	Número	Altura (m)			DBH (cm)		
		promedio	min.	max.	promedio	min	max
<i>Amburana cearensis</i>	1	5,98			10		
<i>Cedrela odorata</i>	2	9,5 ± 1,6	7,9	11,1	13,2 ± 3,4	9,8	16,6
<i>Citrus limon</i>	2	4,36 ± 0,6	3,806	4,92	13,6 ± 1,1	12,5	14,7
<i>Inga</i> spp.	5	7,05 ± 3,3	5,51	13,6	19,96 ± 13,3	7,6	45
<i>Ochroma pyramidalis</i>	4	11,1 ± 1,8	8,4	12,79	16,1 ± 3,9	10,6	21,4
<i>Pinus oocarpa</i>	2	7,95 ± 1,2	6,75	9,153	16,45 ± 2,15	14,3	18,6
<i>Pinus tecunumanni</i>	74	11,77 ± 8,14	3,75	31,3	18,61 ± 10,6	5,1	48,6
<i>Pouteria lucuma</i>	5	5,8 ± 1,5	3,5	7,7	14,8 ± 3,8	10,3	21,4
<i>Podocarpus rospigliosii</i>	18	2,05 ± 0,3	1,2	2,5	5		
Neurčeno	2	5,3 ± 0,4	4,9	5,8	9,2 ± 3,5	5,7	12,7

Se midieron 78 individuos en el transecto No. 2 (Tabla 11). De estos, 75 no han sido identificados debido a la gran diversidad de especies y al desconocimiento de especies específicas. En las especies especificadas había 2 individuos del género *Podocarpus* y 1 individuo del género *Weinmannia*. La altura y el diámetro promedio más altos se registraron en el género *Podocarpus*.

Tab. 11: Lista de especies presentes en 8 parcelas de transecto 2

Especies	Número	Altura (m)			DBH (cm)		
		promedio	min.	max.	promedio	min	max
Especies no especificadas	75	7,3 ± 2,2	2,5	12,8	10,6 ± 4,5	5	23
<i>Podocarpus rospigliosii</i>	2	10 ± 1,9	8,1	11,9	11,2 ± 2,8	8,4	14
<i>Weinmannia luzoniensis</i>	1	5,5			5,9		

82 individuos fueron medidos en el transecto 3 (Tabla 12). De estos, 55 no eran específicos de la especie por la misma razón que el transecto anterior. Entre las especies arbóreas identificadas más numerosas se encontraba *Inga* s p p. (10) y *Diploptropis martiusii* (6). Durante la encuesta, se encontraron 22 individuos de renovación natural y

21 individuos ya muertos con un volumen promedio de 0,1 m<sup>3</sup>. También se encontraron 34 tocones con una altura promedio de 0,74 metros y un diámetro de 23 cm.

Tab. 12: Lista de especies presentes en 8 parcelas de transecto 3

Especies	Número	Altura (m)			DBH (cm)			
		promedio	min.	max.	promedio	min	max	
<i>Citrus limon</i>	1	5			14,9			
<i>Coffea</i>	7	4,1 ± 0,7	3,4	5,6	5,1 ± 0,2	5	5,5	
<i>Diplotropis martiusii</i>	6	9,4 ± 1,4	7,2	11,8	7,9 ± 1,5	5,1	9,6	
<i>Ficus</i> spp.	1	14,1			16,6			
<i>Inga</i> spp.	10	12,3 ± 2,3	8,9	16	22,26 ± 8,9	6,9	38,5	
<i>Psidium guayava</i>	2	9,9 ± 5,25	4,65	15,15	17,95 ± 7,35	10,6	25,3	
Especies especificadas	no	55	7,7 ± 3,5	4,1	20,4	11,8 ± 6,6	5	31,5

En el transecto No. 4, se registraron dos tipos de uso de la tierra, a saber, el tipo silvopastoril de uso de la tierra y el bosque. 56 individuos fueron localizados aquí (ver Tabla 13). Solo 14 individuos eran específicos de la especie. Además, se registraron 156 árboles muertos. De estos, 144 tenían un volumen promedio de 0,13 m<sup>3</sup>. Se han encontrado abundantes cantidades de briófitos, bromelias y orquídeas en estos árboles. Aquí también se encontraron 52 tocones. De estos, 23 estaban en algún grado de descomposición. Solo se han creado dos tocones recientemente.

Tab. 13: Lista de especies presentes en 8 parcelas de transecto transecto 4

Especies	Número	Altura (m)			DBH (cm)			
		promedio	min.	max.	promedio	min	max	
<i>Amburana cearensis</i>	1	9,1			9,5			
<i>Cecropia</i> spp.	1	15,3			24,1			
<i>Cespedesia macrophylla</i>	3	7 ± 1	5,7	8,1	9,1 ± 3,2	5,5	13,2	
<i>Inga</i> spp.	2	6 ± 0,6	5,4	6,6	7,2 ± 0,5	6,7	7,6	
<i>Lucuma</i> spp.	1	9,5			21,6			
<i>Micranda spruceana</i>	3	6,2 ± 0,4	5,6	6,6	10,5 ± 5,3	5,7	17,9	
<i>Myrsine coriacea</i>	2	11,7 ± 4,6	7,1	16,2	18,1 ± 6,1	12	24,1	
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	1	12,3			13,7			
Especies especificadas	no	42	10,3 ± 4,5	2,5	24,4	14,5 ± 6,8	5,1	30,3

En el transecto No. 5, se registraron 48 árboles. Se identificaron 39 individuos (Tabla 14).

Tab. 14: Lista de especies presentes en 8 parcelas de transecto 5

Especies	Número	Altura (m)			DBH (cm)		
		promedio	min.	max.	promedio	min	max
<i>Anonna</i> spp.	4	4,8 ± 0,9	4	6,1	10,6 ± 2,7	7,5	14,9
<i>Citrus limon</i>	3	5,2 ± 1	4,3	6,6	7,3 ± 1,1	5,7	8,1
<i>Citrus tangelo</i>	5	5 ± 0,7	4,6	6,5	16,7 ± 4,8	10,5	24
<i>Citrus tangerina</i>	2	7,8 ± 1,1	6,8	9	20,1 ± 0,1	20	20,1
<i>Diplotropis martiusii</i>	2	9 ± 2	7	11	15 ± 0,6	14,4	15,5

<i>Ficus</i> spp.		2	6,6 ± 1	5,6	7,6	13,8 ± 0,5	13,3	14,3
<i>Inga</i> spp.		3	10,2 ± 4	7,2	15,9	12,6 ± 5	8	19,5
<i>Persea americana</i>		6	5,3 ± 0,4	4,9	5,9	13,8 ± 4,6	5,5	19,5
<i>Pinus tecunumanni</i>		1	6,6			5,4		
<i>Theobroma cacao</i>		8	4,3 ± 0,6	3,3	5,3	12,8 ± 3,3	7,2	17,2
<i>Vochysia</i> spp.		3	15,6 ± 7,8	4,6	21,5	21,5 ± 10,9	6	29,6
Especies especificadas	no	9	6,9 ± 3,6	4,1	16,9	12,1 ± 8,2	5,3	30,2

En el transecto 6 se registraron 61 individuos, pero sólo 41 fueron identificados (Tabla 15). El resto de los individuos permanecieron sin identificar. La especie más representada aquí fue *Pinus patula*, que alcanzó las alturas medias más altas (14 m). El valor medio más alto de DBH (18,8) se encontró en *Inga* spp.

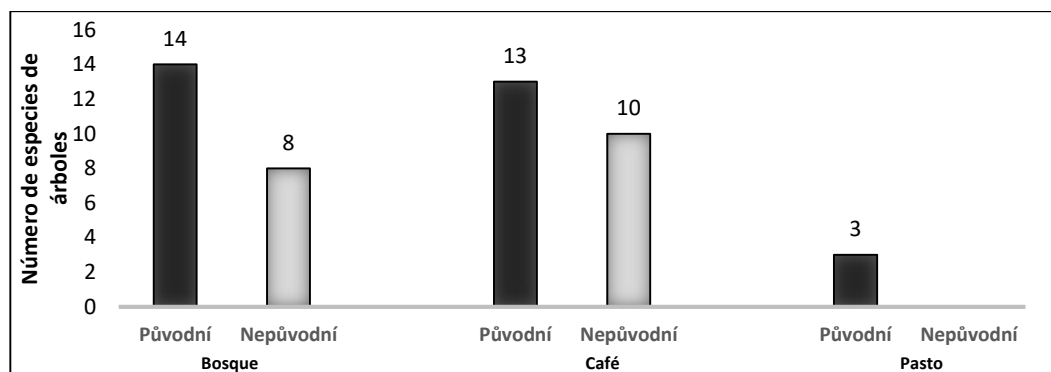
Tab. 15: Lista de especies presentes en 8 parcelas de transecto 6

Especies	Número	Altura (m)			DBH (cm)			
		promedio	min.	max.	průměr	min	max	
<i>Bixa arborea</i>	1	4,7			11,1			
<i>Cecropia</i> spp.	2	9,1 ± 1,2	7,8	10,3	11,8 ± 3,2	8,6	15	
<i>Coffea</i>	2	6,25 ± 0,4	5,9	6,6	6,2 ± 0,2	6	6,4	
<i>Cupressus</i> spp.	4	13,2 ± 3,3	9,5	18,1	17 ± 5	12	25	
<i>Inga</i> spp.	4	10,6 ± 5,1	7,2	19,4	18,8 ± 10,4	8,5	34,5	
<i>Persea americana</i>	2	5,5 ± 0,8	4,7	6,3	9,7 ± 1,6	8,1	11,3	
<i>Pinus patula</i>	16	14 ± 4,1	8,4	22	16,1 ± 6,7	6,9	29,5	
<i>Pinus radiata</i>	1	16,6			11,4			
<i>Piper</i> spp.	2	5,19 ± 0,4	4,76	5,62	7,1 ± 1,6	5,5	8,67	
<i>Podocarpus rospigliosii</i>	4	8,14 ± 2,8	5,6	12,9	7,9 ± 1,9	6	11	
<i>Psidium quayaiba</i>	3	6,6 ± 0,6	6	7,4	11,9 ± 4	6,9	16,7	
Especies especificadas	no	20	9,6 ± 4,7	3,3	18,7	16,8 ± 11,6	5	42,8

### Árboles en usos individuales del suelo

Se midió un total de 440 individuos. De estos, 202 están en parcelas forestales, 221 en plantaciones agroforestales de café y 17 en pastizales. Se han identificado 30 especies de árboles. Se identificaron 22 especies en las parcelas forestales. De estas, 14 especies pueden considerarse nativas del territorio seleccionado. Se han identificado 23 especies en plantaciones de café, de las cuales 13 eran nativas. Sólo 17 individuos fueron encontrados en pastos. De estos, solo 3 fueron identificados. Las especies más representadas en las plantaciones de café agroforestales fueron *Pinus tecunumanni*, *Podocarpus rospigliosii* e individuos del género *Inga*. Las especies más abundantes en el

bosque fueron *Diplotropis martiusii*, *Inga* spp. o *Podocarpus rospigliosii*. La distribución de las especies se muestra en las siguientes tablas (Tabla 16, Tabla 17) y Figura 1.



Graf 1: Origen de las plantas lenosas en los usos del suelo estudiados

Tab. 16: Árboles en áreas en el bosque

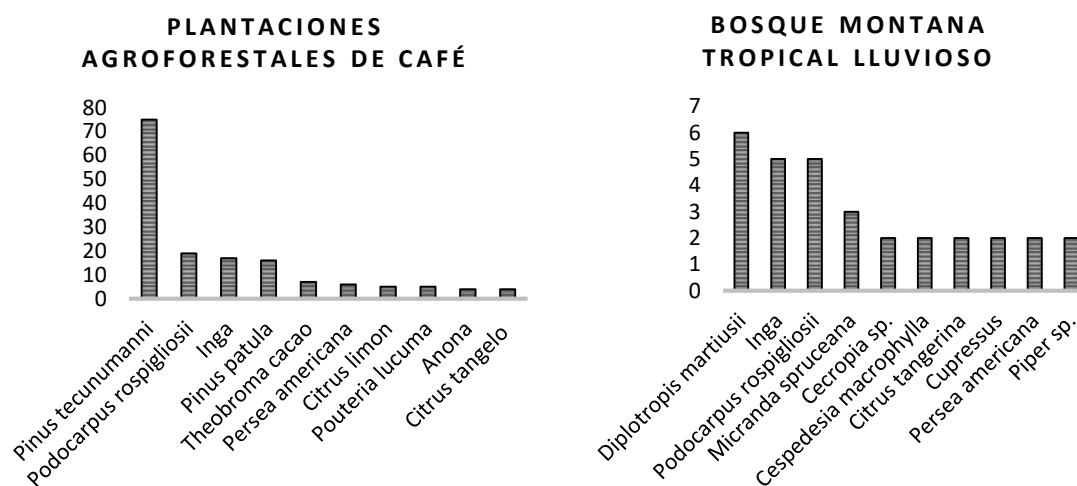
Nombre científico	Familia	Nombre local	Usar	Número
<i>Amburana cearensis</i>	<i>Fabaceae</i>	Roble	Madera, medicamento	1
<i>Bixa arborea</i>	<i>Bixaceae</i>	Achote	Madera, medicamento, alimento	1
<i>Cecropia</i> spp.	<i>Urticaceae</i>	Cetico	Medicamento	2
<i>Cespedesia macrophylla</i>	<i>Ochnaceae</i>	Paco Paco	Frutas, medicamento	2
<i>Citrus limon</i>	<i>Rutaceae</i>	Limon	Frutas, medicamento	1
<i>Citrus tangelo</i>	<i>Rutaceae</i>	Tangelo	Frutas	1
<i>Citrus tangerina</i>	<i>Rutaceae</i>	Tangerina	Frutas	2
<i>Cupressus</i>	<i>Cupressaceae</i>	Cipress	Madera, medicamento	2
<i>Diplotropis martiusii</i>	<i>Fabaceae</i>	Chonta	Madera	6
<i>Ficus</i>	<i>Moraceae</i>	Matapalo	Madera, medicamento	1
<i>Inga</i>	<i>Fabaceae</i>	Pacay	Madera, alimento	5
<i>Micranda spruceana</i>	<i>Euphorbiaceae</i>	Carapacho	Madera, alimento	3
<i>Myrsine coriacea</i>	<i>Primulaceae</i>	Toro negro	Madera	1
<i>Persea americana</i>	<i>Lauraceae</i>	Palta	Madera, medicamento, alimento	2
<i>Piper</i> spp.	<i>Piperaceae</i>	Matico	Medicamento, alimento	2
<i>Podocarpus rospigliosii</i>	<i>Podocarpaceae</i>	Ulcumano	Madera	5
<i>Pouteria lucuma</i>	<i>Sapotaceae</i>	Lucuma	Medicamento, alimento	1
<i>Psidium quayava</i>	<i>Myrtaceae</i>	Quayaba	Madera, medicamento, alimento	1
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	<i>Euphorbiaceae</i>	Palo leche	Madera	1
<i>Theobroma cacao</i>	<i>Malvaceae</i>	Cacao	Medicamento, alimento	1
<i>Vochysia</i> spp.	<i>Vochysiaceae</i>	Quillozisa	Madera	2
<i>Weinmannia luzoniensis</i>	<i>Cunoniaceae</i>	Weymania	Madera	1
<b>Individuos totales</b>				<b>44</b>
<b>El número total de especies que se encuentran en las áreas forestales</b>				<b>22</b>

Tab. 17: Árboles en cafetales

Nombre científico	Familia	Nombre local	Usar	Número
<i>Amburana cearensis</i>	<i>Fabaceae</i>	Roble	Madera, medicamento	1
<i>Annona</i> spp.	<i>Annonaceae</i>	Anona	Medicamento, alimento	4
<i>Cecropia</i> spp.	<i>Urticaceae</i>	Cetico	Medicamento	1
<i>Cedrela odorata</i>	<i>Meliaceae</i>	Cedro	Madera	2
<i>Citrus limon</i>	<i>Rutaceae</i>	Limon	Frutas, medicamento	5
<i>Citrus tangelo</i>	<i>Rutaceae</i>	Tangelo	Frutas	4

<i>Coffea</i>	<i>Rubiaceae</i>	Café	Frutas	9
<i>Cupressus</i>	<i>Cupressaceae</i>	Cipress	Madera, medicamento	2
<i>Diplotropis martiusii</i>	<i>Fabaceae</i>	Chonta	Madera	2
<i>Ficus</i>	<i>Moraceae</i>	Matapalo	Madera, medicamento	2
<i>Inga spp.</i>	<i>Fabaceae</i>	Pacay	Madera, alimento	17
<i>Inga feuillei</i>	<i>Fabaceae</i>	Pacay	Madera, alimento	2
<i>Ochroma pyramidalis</i>	<i>Malvaceae</i>	Huampo	Madera	4
<i>Persea americana</i>	<i>Lauraceae</i>	Palta	Madera, medicamento, alimento	6
<i>Pinus oocarpa</i>	<i>Pinaceae</i>	Pino de ocote	Madera, medicamento	2
<i>Pinus patula</i>	<i>Pinaceae</i>	Pino pátula	Madera, medicamento	16
<i>Pinus radiata</i>	<i>Pinaceae</i>	Pino radiata	Madera, medicamento	1
<i>Pinus tecunumanni</i>	<i>Pinaceae</i>	Pino rojo	Madera, medicamento	75
<i>Podocarpus rospigliosii</i>	<i>Podocarpaceae</i>	Ulcumano	Madera	19
<i>Pouteria lucuma</i>	<i>Sapotaceae</i>	Lucuma	Medicamento, alimento	5
<i>Psidium quayava</i>	<i>Myrtaceae</i>	Quayaba	Madera, medicamento, alimento	3
<i>Theobroma cacao</i>	<i>Malvaceae</i>	Cacao	Medicamento, alimento	7
<i>Vochysia spp.</i>	<i>Vochysiaceae</i>	Quillozisa	Madera	1
<b>Individuos totales</b>				<b>190</b>
<b>Número total de especies encontradas en plantaciones de café</b>				<b>23</b>

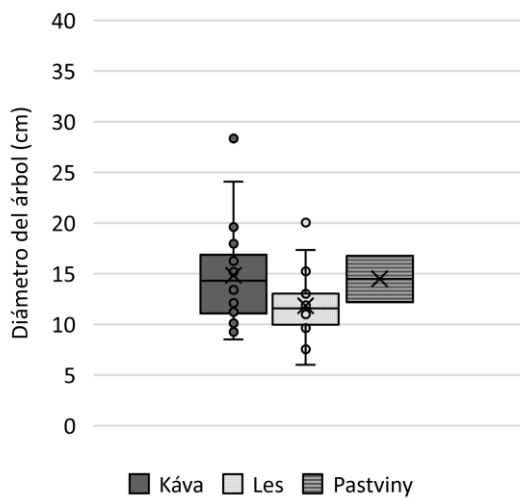
Los gráficos adjuntos (Gráfico 2, Gráfico 3) muestran las especies arbóreas más abundantes registradas en parcelas en plantaciones de café y bosques agroforestales. Solo se identificaron 3 especies de árboles en los pastos, a saber: *Cespedesia macrophylla*, *Myrsine coriacea* y *Psidium quayava*.



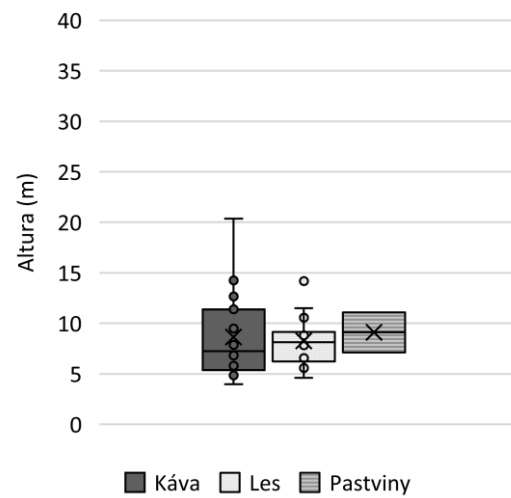
Graf 2: Las especies más representadas en los cafetales Graf 3: Las especies más representadas en el bosque

Los gráficos adjuntos (Gráfico 2, Gráfico 3) muestran las especies arbóreas más abundantes registradas en parcelas en plantaciones de café y bosques agroforestales. Solo

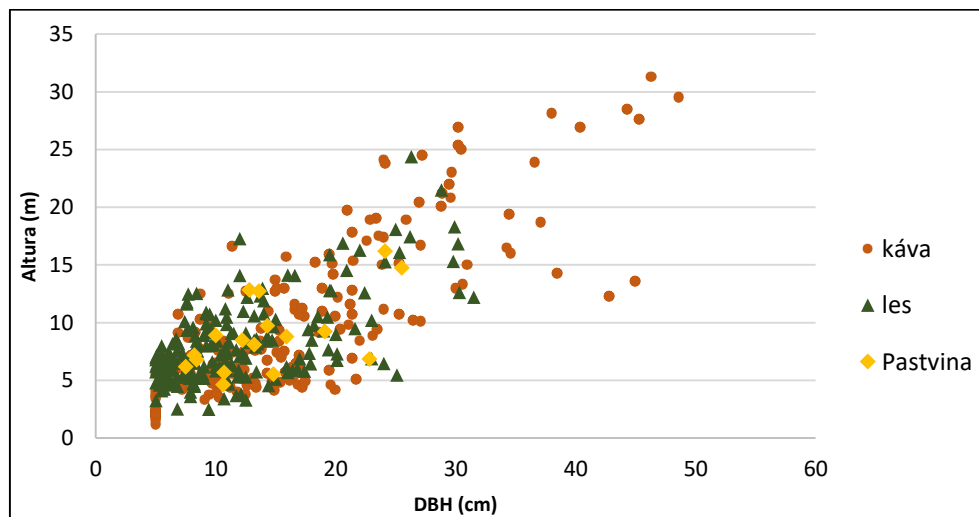
se identificaron 3 especies de árboles en los pastos, a saber: *Cespedesia macrophylla*, *Myrsine coriacea* y *Psidium quayava*.



Graf 4: Diagrama de caja de DBH/landuse



Graf 5: Cuadro de representación de altura/landuse



Graf 6: Relación altura/diámetro para landuse

### Carbono en biomasa

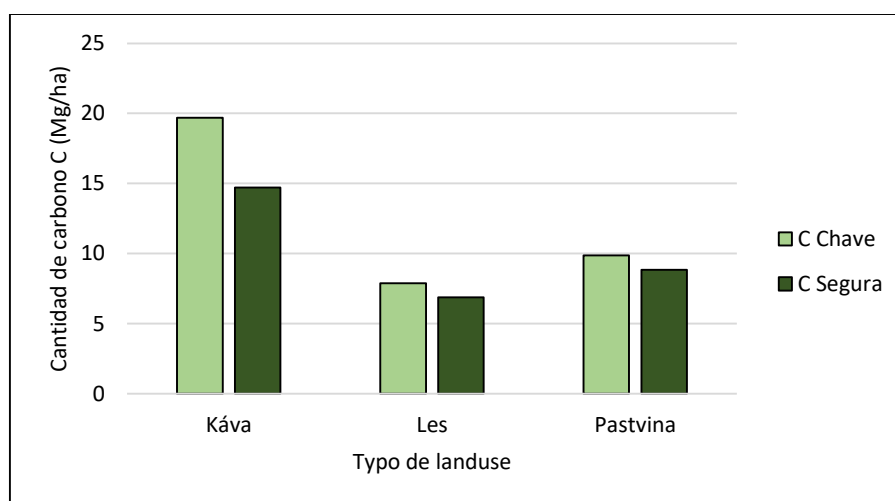
Sobre la base de las ecuaciones alométricas anteriores (véase el capítulo 4.3), se determinó la biomasa total sobre el suelo y subterránea para cada tipo de uso del suelo. El contenido de carbono (Mg/ha) se calculó a partir de la biomasa total (Mg/ha) utilizando un factor de conversión de 0,5 (Birdsey, 1992; Petersson, 2012).

Se utilizaron ecuaciones de dos autores en el cálculo de la biomasa aérea (Chave et al., 2014; Segura et al., 2006), cuyos resultados son ligeramente diferentes dentro de los usos individuales de la tierra (Tabla 18).

La mayor parte del carbono en la biomasa se determinó en sistemas agroforestales con café, seguido de pastizales y solo entonces ecosistemas forestales (Gráfico 7). Con base en la ecuación de Chave et al. (2014), la cantidad total de carbono en las plantaciones agroforestales fue de  $19,7 \pm 21,3$  Mg/ha. Los resultados según la ecuación de Segura et al. (2006) fueron  $14,7 \pm 12,7$  Mg/ha para el carbono. Para las selvas tropicales montañosas, la cantidad de carbono secuestrado fue de  $7,9 \pm 4,8$  Mg/ha (Chave et al., 2014) y de  $6,9 \pm 3,7$  Mg/ha (Segura et al., 2006). En el último tipo de uso del suelo (pastizales), la cantidad total de carbono fue de 9,9 Mg/ha (Chave et al., 2014) y según la ecuación de Segura et al. (2006) de 8,8 Mg/ha. Los valores de carbono por uso de la tierra se muestran con más detalle en los siguientes cuadros 19, 20 y 21.

Tab. 18: Biomasa total media y C por hectárea por uso de la tierra

Landuse	Biomasa (Mg/ha)	Biomasa (Mg/ha)	C (Mg/ha)	C (Mg/ha)
	Chave	Segura	Chave	Segura
Kávová plantáž	$39,4 \pm 42,6$	$29,4 \pm 25,3$	$19,7 \pm 21,3$	$14,7 \pm 12,7$
Les	$15,8 \pm 9,6$	$13,7 \pm 7,4$	$7,9 \pm 4,8$	$6,9 \pm 3,7$
Pastvina	19,7	17,7	9,9	8,8

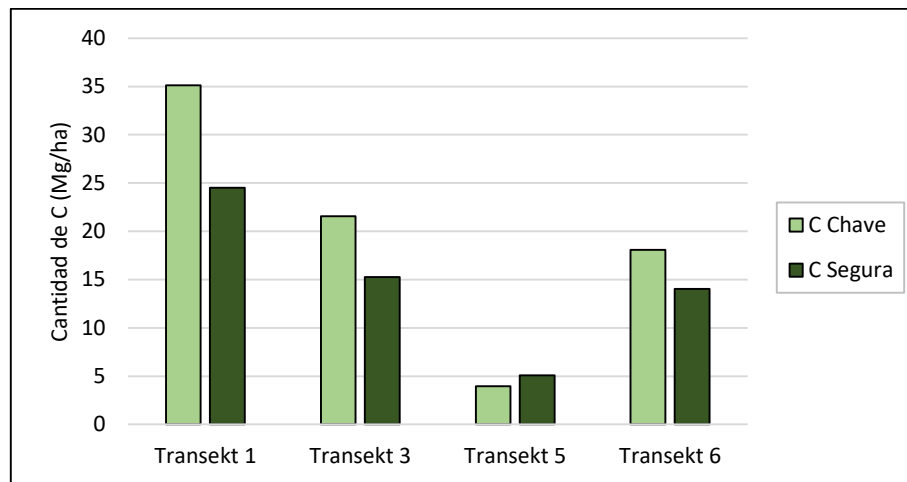


Graf 7: Cantidad promedio de carbono por hectárea en cada uso de la tierra calculada por dos autores

La Tabla 19 muestra que la mayor parte del carbono en **las plantaciones de café agroforestales** se determinó para el transecto 1, donde *Pinus tecunumanii* era la especie dominante de árboles sombreados. Además, para el transecto No. 3 con la especie arbórea dominante *Inga* spp. y el transecto No. 6 con la especie más representada *P. tecunumanii* (Gráfico No. 8).

Tab. 19: Biomasa total y carbono por hectárea en transecciones individuales de plantaciones de café

Transecto	Biomasa (Mg/ha)	Biomasa (Mg/ha)	C (Mg/ha)	C (Mg/ha)
	Chave	Segura	Chave	Segura
1	70,3 ± 140,6	49 ± 75,5	35,1 ± 70,3	24,5 ± 37,8
3	43,1 ± 6,9	30,5 ± 6,9	21,6 ± 3,5	15,3 ± 3,5
5	7,9 ± 7,1	10,1 ± 6,7	4 ± 3,5	5,1 ± 3,3
6	36,1 ± 15,7	28 ± 12,1	18,1 ± 7,9	14 ± 6,1



Graf 8: Cantidad promedio de C (Mg/ha) en plantaciones agroforestales de café

Según los cálculos, la mayor parte del carbono se encontró en las parcelas **forestales en** los transectos No. 5 y 4. La siguiente tabla (Tabla 20) muestra los valores resultantes específicos, que también se muestran en el Gráfico 9.

Tab. 20: Biomasa total y cantidad de carbono (Mg/ha) en transectos forestales individuales

Transecto	Biomasa (Mg/ha)	Bimoasa (Mg/ha)	C (Mg/ha)	C (Mg/ha)
	Chave	Segura	Chave	Segura
2	9,5 ± 3,4	10,9 ± 2,8	4,8 ± 1,7	5,5 ± 1,4
3	12,7 ± 9,8	13,7 ± 9,3	6,4 ± 4,9	6,9 ± 4,7
4	21,4 ± 5,9	16,9 ± 4,2	10,7 ± 3	8,5 ± 2,1
5	23,4 ± 23,2	17,5 ± 17,2	11,7 ± 11,6	8,7 ± 8,6
6	11,9 ± 5,8	9,6 ± 3,3	5,9 ± 2,9	4,8 ± 1,7

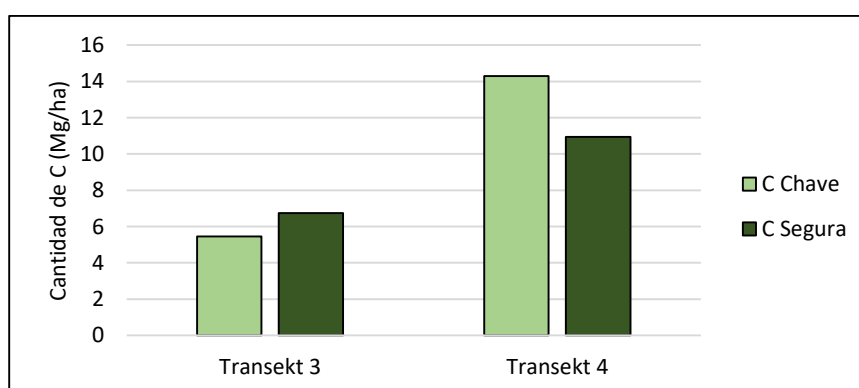


Graf 9: Cantidad media de carbono (Mg/ha) en el bosque

**En los pastos, la mayor cantidad de C se calculó para el transecto No. 4, donde había árboles más altos con diámetros más grandes en 1,3 m. Los valores específicos se muestran en la Tabla 21 y se muestran en el Gráfico No. 10.**

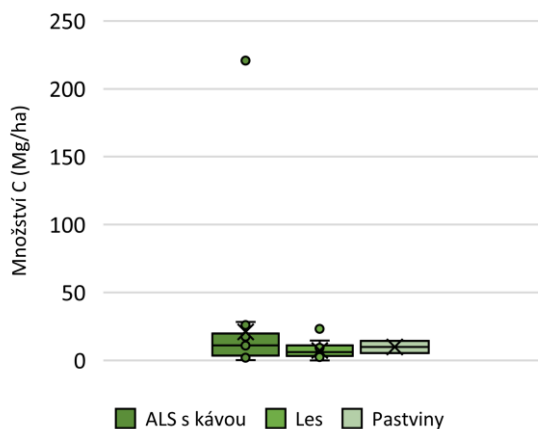
Tab. 21: Cantidad de carbono y biomasa en pastizales

Transecto	Biomasa (Mg/ha)		C (Mg/ha)	
	Chave	Segura	Chave	Segura
3	10,9	13,5	5,4	6,7
4	28,6	21,9	14,3	10,9

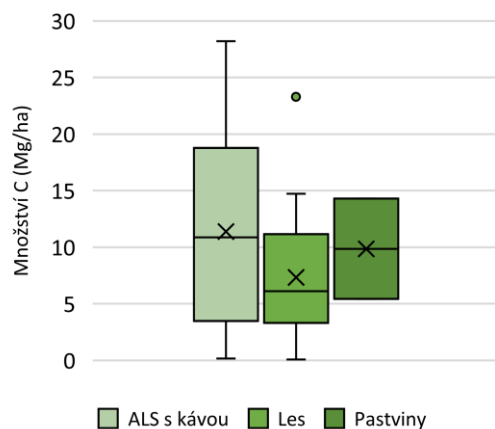


Graf 10: Cantidad media de carbono (Mg/ha) en pastizales

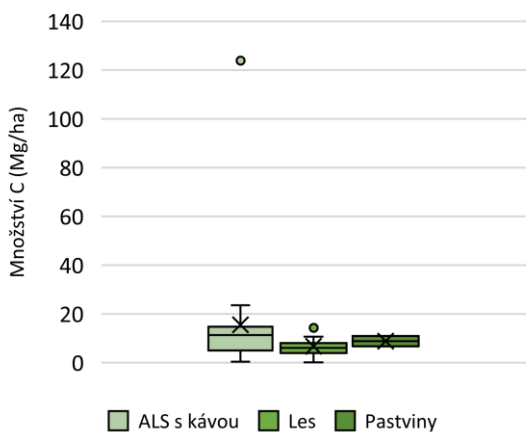
Los cuadros de recuadro a continuación (Figuras 11, 12, 13, 14) muestran los valores de carbono resultantes para cada uso de la tierra basados en dos autores diferentes. En ambos casos, las plantaciones agroforestales de café registraron un extremo significativo en un área. Este extremo se ha omitido de los gráficos de la derecha para mayor claridad.



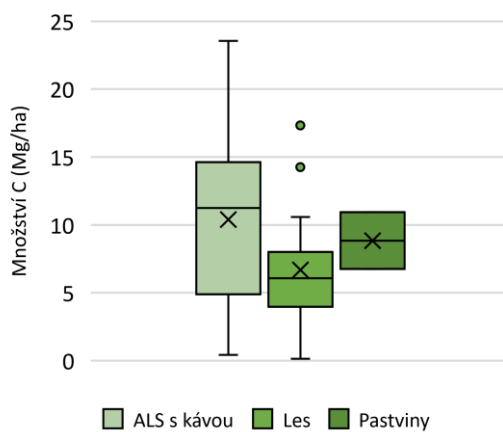
Graf 11: Cantidad de C en landuse, Chave et al. (2014)



Graf 12: Cantidad de C en landuse dle Chave et al. (2014), sin valor extremo

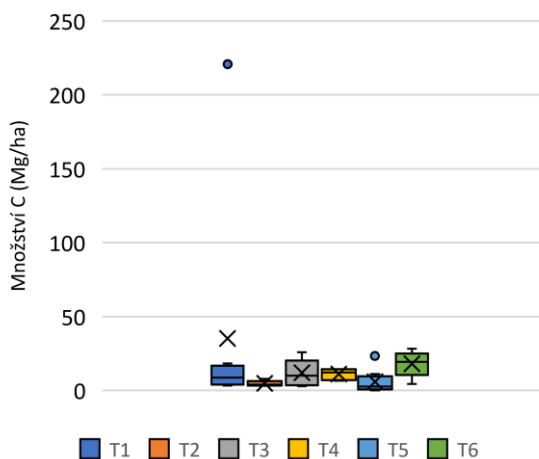


Graf 13: Cantidad de C en landuse, Segura et al. (2006)

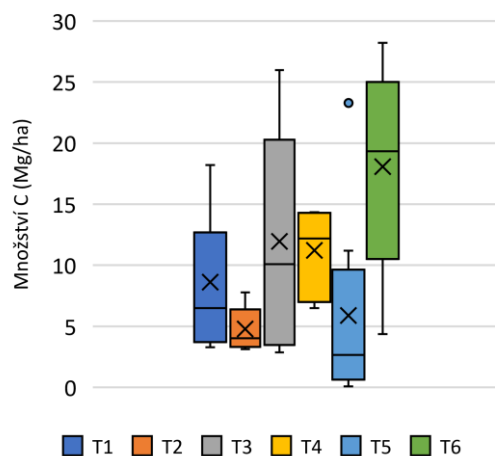


Graf 14: Cantidad de C en landuse dle Segura et al. (2006), sin valor extremo

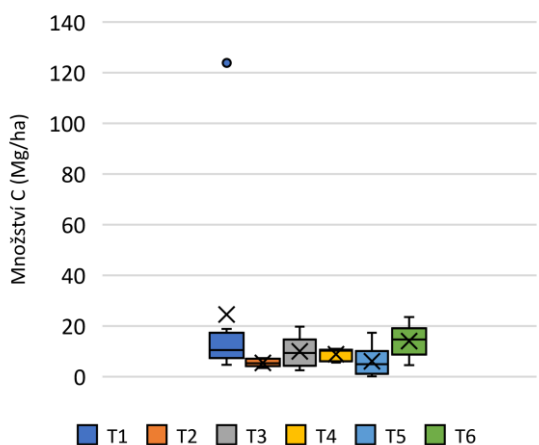
Los gráficos 15, 16, 17 y 18 muestran la cantidad de carbono (Mg/ha) en cada transecto basado en el número de dos autores (Segura et al., 2006; Chave et al., 2014). El extremo ascendente se ha omitido de los gráficos de la derecha para mayor claridad.



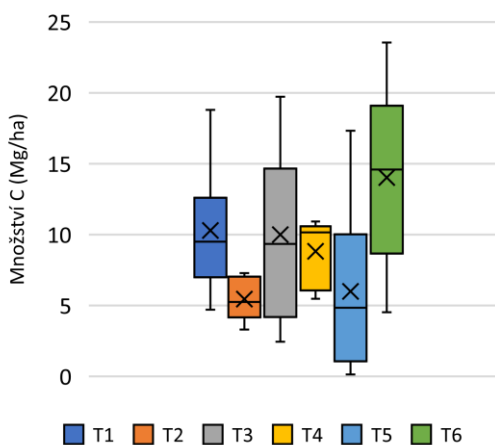
Graf 15: Cantidad de C en transectos, Chave et al. (2014)



Graf 16: Cantidad de C en transectos dle Chave et al. (2014), sin valor extremo



Graf 17: Cantidad de C en transectos, Segura et al. (2006)



Graf 18: Cantidad de C en transectos, Segura et al. (2006), sin valor extremo

Al comparar los resultados de las reservas de carbono para las plantaciones de café agroforestales y los bosques a través del análisis de dispersión (ANOVA), se encontró que la diferencia entre los resultados no es estadísticamente significativa. El valor de p fue 0,178. Los pastos dentro de ANOVA nose pudieron comparar, ya que solo se llevaron a cabo dos parcelas .

## Carbono en el suelo

El objetivo principal de los análisis de suelos fue determinar las diferencias en la cantidad de C ligada en el suelo para cada tipo de uso de la tierra. Además, se midieron el pH y la conductividad, cuyos resultados se dan en el capítulo 5.5. Los valores resultantes muestran que la mayor parte del carbono en el suelo se almacenó en áreas forestales, seguido de pastizales y la menor cantidad de C fue almacenada por suelos de plantaciones de café agroforestales (Tabla 22). Como era de esperar, la cantidad de carbono contenida en el suelo disminuye con la profundidad, en todos los tipos de uso del suelo estudiados. La mayor parte del carbono estaba contenido en la capa orgánica superior H y posteriormente a profundidades de 0 a 10 cm.

Como parte de la determinación de la cantidad total de carbono utilizando el instrumento Soli-TOC, se volvieron a medir algunos valores con una variación de más del 5%. También se midieron muestras con valores altos (alrededor del 40% en todas las profundidades) que parecían ser erróneas. Sin embargo, las mediciones correctivas mostraron que las muestras sí mostraban valores altos. Específicamente, fue la sonda de suelo No. 14. En el sitio de muestreo, se encontraron bosques tropicales de montaña en suelos muy arraigados. Debido a la alta proporción de material orgánico (lluvia radiactiva, raíces) y la baja proporción de suelo, las muestras tomadas de esta sonda fueron excluidas de los resultados.

Tab. 22: El contenido medio de carbono a una profundidad dada de extracción y uso de la tierra  $\pm$  desviación estándar

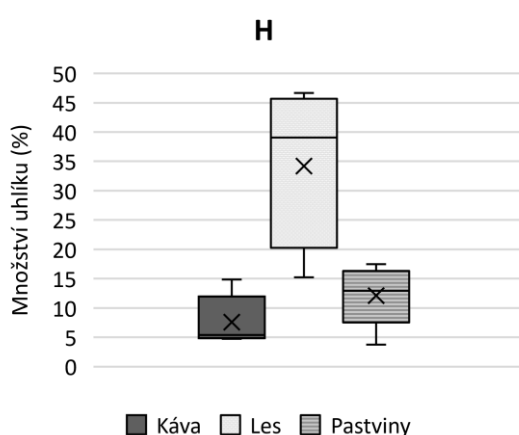
Profundidad de consumo	Café C (%)	Bosque C (%)	Pasto C (%)
<b>H</b>	7,6 $\pm$ 3,8	34,2 $\pm$ 12,1	12,1 $\pm$ 4,7
<b>0-10</b>	5,1 $\pm$ 1,8	22,4 $\pm$ 14,7	7,3 $\pm$ 3,3
<b>10-20</b>	3,8 $\pm$ 0,8	9,5 $\pm$ 6,2	5,3 $\pm$ 2,3
<b>20-30</b>	3,4 $\pm$ 0,7	7,3 $\pm$ 5,8	3,7 $\pm$ 2,1

Los valores de carbono del suelo resultantes se compararon en el análisis de dispersión (ANOVA) y se encontró que las diferencias estadísticamente significativas ocurrieron solo en profundidad: **H** (pasto  $\times$  café, café  $\times$  bosque, pasto  $\times$  bosque), 0-10 (café  $\times$  bosque, pasto  $\times$  bosque) y **10-20** (café  $\times$  bosque). Los valores p específicos se muestran en la Tabla 23.

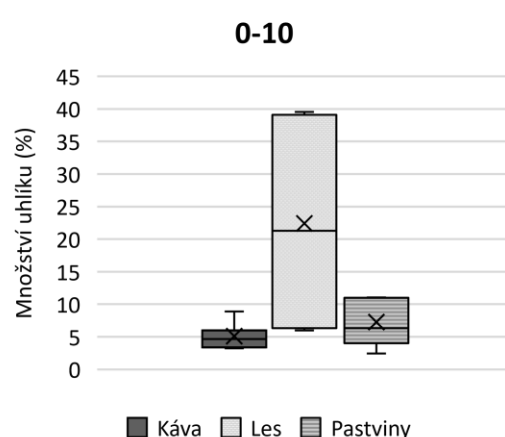
Tab. 23: Valores de p resultantes para el análisis de la varianza del ANOVA

	H	Valor p		
		0-10	10-20	20-30
pasto×café	0,027	0,0754	0,134	0,6044
café×bosque	0,000259	0,0135	0,043	0,118
pasto×bosque	0,00188	0,033	0,14965	0,1865

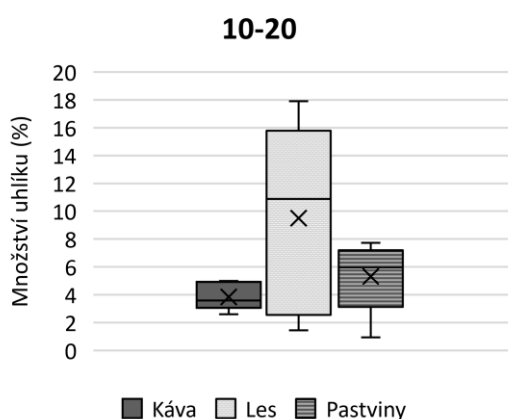
Los siguientes gráficos No. 19, 20, 21 y 22 registran la cantidad de carbono (%) en las profundidades individuales de extracción por uso del suelo.



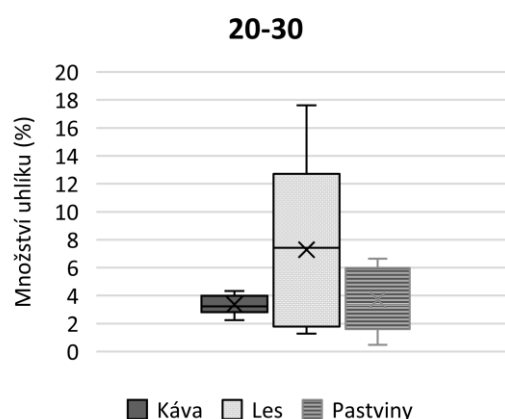
Graf 19: Cantidad de C a profundidad H en landuse



Graf 20: Cantidad de C a profundidad 0-10 en landuse



Graf 21: Cantidad de C a profundidad 10-20 en landuse



Graf 22: Cantidad de C a profundidad 20-30 en landuse

## Resultados de otras mediciones de suelo

### Reacciones del suelo

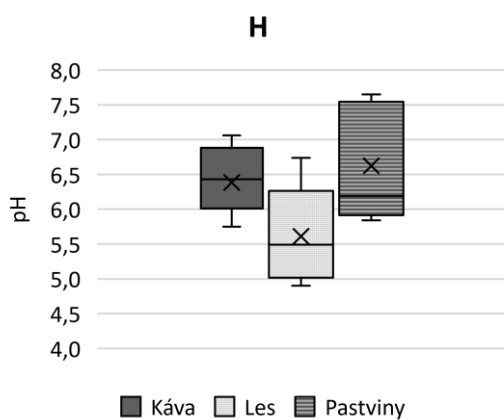
La reacción del suelo (pH) en las plantaciones de café fue de alrededor de 6 (ligeramente ácida). El valor más bajo en las plantaciones de café (5,4; ácido) se midió a una

profundidad de 0-10. Por el contrario, el valor más alto (7.1; ligeramente alcalino) en el horizonte H orgánico superior. El pH promedio en los pastizales fue de 6.4-6.6 (débilmente ácido). El pH más bajo (5,7; ácido) se midió a una profundidad de 0-10. Por el contrario, el valor más alto (7.7; ligeramente alcalino) a profundidad H. Para muestras de suelo en el bosque, el pH promedio fue entre 5.3-5.6 (ácido). El valor más bajo (4,7; fuertemente ácido) se midió para una profundidad de 0-10. El valor más alto (6,7) se midió nuevamente a profundidad H.

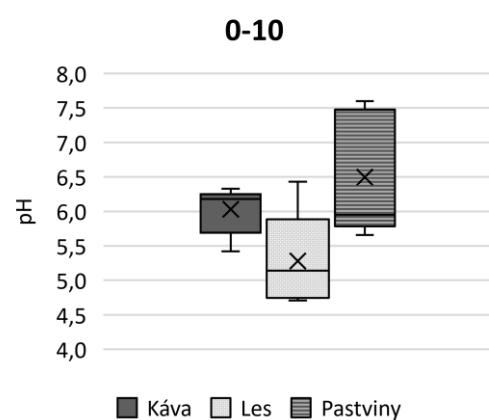
La siguiente tabla (Tabla 24) y los gráficos (23, 24, 25 y 26) muestran el rango de valores de reacción del suelo medidos a profundidades de muestreo específicas.

Tab. 24: pH promedio a una profundidad de muestreo y uso de la tierra dados

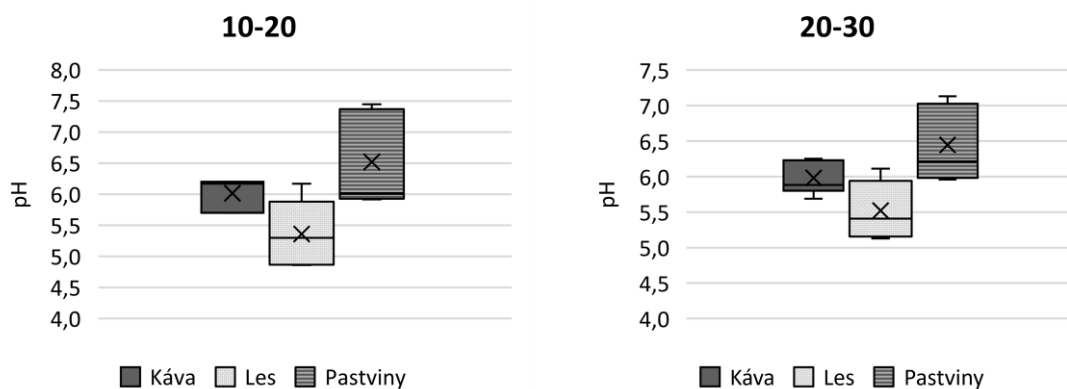
Profundidad de consumo	Café pH	Bosque pH	Paso pH
<b>H</b>	6,4 ± 0,5	5,6 ± 0,6	6,6 ± 0,8
<b>0-10</b>	6 ± 0,3	5,3 ± 0,6	6,5 ± 0,8
<b>10-20</b>	6 ± 0,2	5,4 ± 0,5	6,5 ± 0,7
<b>20-30</b>	6 ± 0,2	5,5 ± 0,4	6,4 ± 0,5



Graf 23: pH a profundidad H por uso del suelo



Graf 24: pH a una profundidad de 0-10 en el landuse



Graf 25: pH a una profundidad de 10-20 en el uso de la tierra

Graf 26: pH a una profundidad de 20-30 en el uso de la tierra

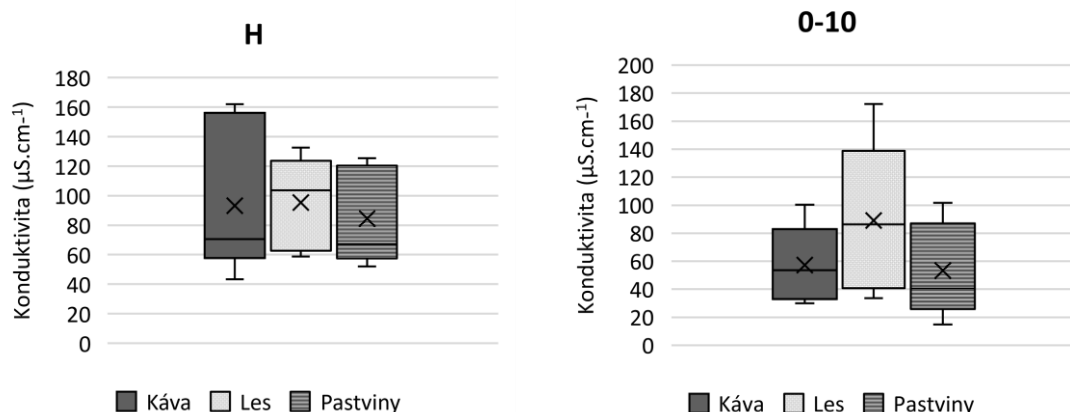
## Conductividad

En casi todos los casos (ver Tabla 25), se registró un descenso gradual de los valores medidos ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ) a profundidades individuales ( $H > 20-30$ ). Todos los resultados según Škarp (2010) corresponden a suelos no salinizados.

Tab. 25: Conductividad media a profundidades de muestreo individuales y uso del suelo

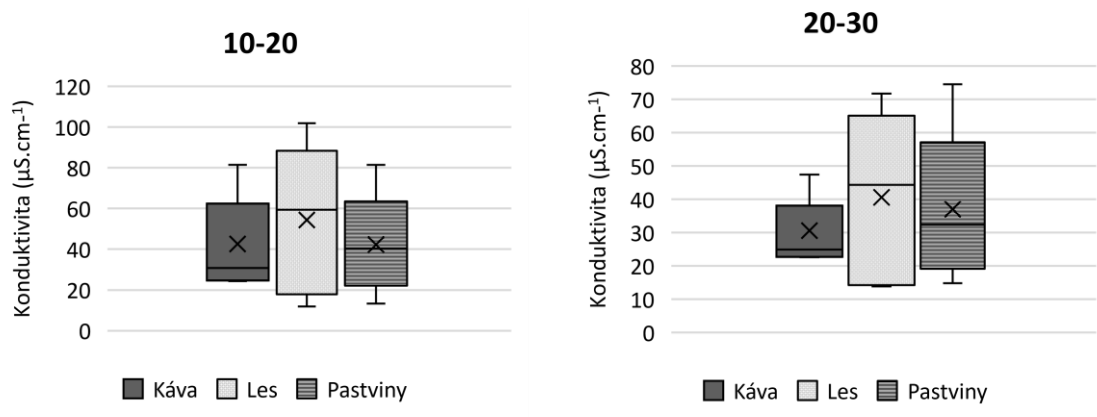
Profundidad de consumo	Café ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )	Bosque ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )	Pasto ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ )
<b>H</b>	93,1 ± 44,5	95,3 ± 28,2	84,5 ± 29,8
<b>0-10</b>	57,2 ± 24,6	89,1 ± 48,9	53,3 ± 30,4
<b>10-20</b>	42,6 ± 20,9	54,4 ± 33	42,3 ± 22,4
<b>20-30</b>	30,6 ± 8,8	40,6 ± 23,2	37 ± 20,5

Los siguientes gráficos 27, 28, 29 y 30 muestran los valores de conductividad ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ) encontrados en cada uso del suelo y profundidad de muestreo específica.



Graf 27: Conductividad ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ) en H

Graf 28: Conductividad ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ) en 0-10



Graf 29: Conductividad ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) en 10-20

Graf 30: Conductividad ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) en 20-30

## 6 DISCUSIÓN

La tesis de diploma compara la cantidad de carbono secuestrado en los tres tipos más abundantes de uso de la tierra (plantaciones de café en sistemas agroforestales, forestales y silvopastoreos) alrededor de la ciudad de Oxapampa. Los cálculos de la biomasa total (aérea y radicular) se basaron en ecuaciones alométricas, que muestran que el carbono más alto en la biomasa total se determinó para las plantaciones de café agroforestales (Chave:  $19.7 \pm 21.3 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ; Segura:  $14.7 \pm 12.7 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ), donde los árboles sombreados dominantes fueron *Pinus tecunumannii* e *Inga* spp. Sin embargo, cabe destacar que estos valores no incluyen la biomasa de las plantas de café, lo que aumentaría aún más la cantidad total de carbono. Además, la mayor cantidad de carbono se determinó para los pastos (Chave:  $9.9 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ; Segura  $8.8 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ) y luego para bosques de montaña (Chave:  $7.9 \pm 4.8 \text{ Mg ha}^{-1}$ ; Segura  $6.9 \pm 3.7 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ). Los resultados del carbono secuestrado en biomasa se compararon mediante análisis de dispersión (ANOVA), donde se encontró que las diferencias entre los usos del suelo no eran estadísticamente significativas.

Los valores de los resultados de las ecuaciones alométricas son mayores para las plantaciones de café debido al mayor número de árboles en las parcelas medidas en comparación con las áreas en bosques o pastizales. Al mismo tiempo, hubo individuos que alcanzaron diámetros y alturas más altos que los árboles en el resto de los usos del suelo estudiados. Además, el ecosistema forestal incluido en la investigación del uso de la tierra es altamente perturbado y muy joven, por lo que debe especificarse que las plantaciones de café y los ecosistemas de silvopastoreo se comparan con el bosque secundario perturbado, lo que explica por qué muestra niveles tan bajos de carbono secuestrado. También se debe enfatizar que los pastos solo se incluyeron marginalmente en la medición y solo 2 áreas de investigación se basaron en ellos en total. Esto puede distorsionar el resultado final y la comparación con otros ecosistemas donde se midieron docenas de áreas.

Las diferencias en los valores anteriores dentro de los usos individuales de la tierra probablemente radican en la elección de ecuaciones alométricas, donde los componentes de error no están incluidos. Según los autores, la ecuación de Chave et al. (2014) puede influir en los resultados en un 20% para la biomasa determinada, que alcanza  $> 30 \text{ Mg ha}^{-1}$ . En la ecuación seleccionada por Segura et al. (2006), el error cuadrático medio es del 2% y la desviación estándar es del 13%.

Un estudio similar fue realizado por Schmitt-Harsh et al. (2012), quienes compararon las reservas de carbono de las plantaciones de café agroforestales de pequeños propietarios con bosques secos mixtos en Guatemala. Sin embargo, los resultados del estudio mostraron que los bosques secundarios secuestraron más carbono ( $139.85 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) en biomasa aérea y radicular que los sistemas agroforestales de café ( $88.55 \text{ Mg ha}^{-1}$ ). Esto difiere con los resultados de la tesis de diploma, dentro de la cual no se registró ninguna diferencia estadísticamente significativa en el potencial de secuestro de los tipos de uso de la tierra mencionados. Los resultados del estudio de Shmitt-Harsh et al. (2012) también son acordados por Noordwijk et al. (2002), quienes compararon las plantaciones de café agroforestales con los bosques secundarios. El estudio también encontró que las emisiones de la deforestación fueron capturadas en parte por los sistemas agroforestales de café. La importancia de las plantaciones agroforestales de café también es confirmada por los autores Ortiz-Ceballos et al. (2020). Estudios similares apoyan el concepto de sistemas agroforestales en relación con el secuestro de carbono.

Según muchos autores (Ávila et al., 2001; Ehrenberger et al., 2016; Noordwijk y otros, 2002; Wintgens, 2004; Zaro et al., 2020), la productividad del secuestro de carbono es mayor en los sistemas agroforestales de café que en las plantaciones de monocultivos cultivados sin sombra. Sin embargo, el grado de fijación depende del árbol de sombreado cultivado. Los resultados de la tesis de diploma mostraron que en las plantaciones agroforestales estudiadas, la mayor cantidad de carbono en biomasa se determinó para el transecto No. 1, de la siguiente manera:  $35.1 \pm 70.3 \text{ Mg ha}^{-1}$  (Chave),  $24.5 \pm 37.8 \text{ Mg ha}^{-1}$  (Segura). La especie de árbol sombreado dominante aquí era *Pinus tecunumanii*. Los pinos tenían entre 7 y 14 años. El alto valor de la desviación estándar se debió a la presencia de extremos pronunciados en las dimensiones de algunos individuos. Inmediatamente después, se determinó la mayor cantidad de carbono para el transecto No. 3 (Chave:  $21,6 \pm 3,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ ; Segura:  $15,3 \pm 3,5 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) con predominio de especies leñosas del género *Inga*, que tenían aproximadamente 12 años de edad. La menor cantidad de carbono determinado en los sitios *Inga* se debe al menor tamaño de los árboles y al menor número de individuos en las parcelas en comparación con las áreas con pinos.

Los resultados del carbono en la biomasa de árboles de plantaciones agroforestales en el transecto No. 1 (ecuación según Chave) están en el rango de los valores determinados de los autores Ehrenbergerová et al. (2016), cuyos resultados oscilaron entre  $27,5 \pm 3,2$  a  $57,5 \pm 4,5 \text{ Mg ha}^{-1}$  para árboles blindados con carbono. Por el contrario, los autores Hergoualc'h et al.

(2012) encontraron valores más bajos, quienes calcularon la cantidad de carbono ligado correspondiente a  $13,9 \text{ Mg ha}^{-1}$  en plantaciones de café con árboles de sombra del género *Inga*. Esto es inferior a los resultados de la tesis de diploma, cuando los valores para plantaciones agroforestales con la misma especie arbórea fueron  $21,6 \pm 3,5 \text{ Mg ha}^{-1}$  (Chave) y  $15,3 \pm 3,5 \text{ Mg ha}^{-1}$  (Segura).

En general, los resultados del estudio de Ehrenbergerová et al. (2016), que se realizaron en el mismo distrito, apuntan a valores más altos de reservas totales de carbono (biomasa aérea, biomasa subterránea y reservas de carbono del suelo) en plantaciones *con especies leñosas sombreadas de Pinus spp.* que en localidades con árboles locales del género *Inga*. La cantidad de carbono ligado en las plantas de café también fue la más alta en el sitio de *Pinus*, según los autores. Sin embargo, esta cifra no fue determinada en la tesis final. En su estudio, los autores Ehrenberger et al. (2016) también revelaron el carbono más secuestrado en el suelo y, posteriormente, en la vegetación. En contraste, Schmitt-Harsh et al. (2012) determinaron la mayor cantidad de reservas de carbono en la vegetación (48%) y luego en el suelo (30%). Desafortunadamente, las muestras de suelo no se tomaron en el presente trabajo de tal manera que sus resultados pudieran convertirse en reservas totales de carbono por hectárea.

Según varios estudios, la fijación de carbono en diferentes tipos de uso de la tierra está influenciada por la edad, la función, el tipo de manejo (Albrecht et Kandji, 2003), las condiciones climáticas y del suelo (Rao et al., 1998) o uso previo del suelo (Vera, 2006). Estos factores también influyeron en la cantidad de carbono orgánico (TOC) y total (CT) en el suelo de las áreas estudiadas. Los resultados de los análisis mostraron que la cantidad acumulada de carbono en todos los tipos de uso de la tierra disminuyó con el aumento de la profundidad. Esto es consistente con los resultados de los autores Ehrenbergerová et al. (2016), donde el carbono relativo del suelo fue más abundante en las capas superiores del suelo y posteriormente disminuyó con la profundidad. Ya se han registrado diferencias estadísticamente significativas en los resultados de carbono del suelo a través del análisis de dispersión, con la mayoría del carbono secuestrado en suelos de bosques tropicales montanos.

Estos resultados son consensuados por los autores de López-Santiago et al. (2019), quienes compararon bosques tropicales caducifolios, sistemas silvopastoriles y pasturas de monocultivo. Llegaron a la conclusión de que la mayor cantidad de carbono orgánico

del suelo en todas las clases de profundidad se acumuló en el bosque. Las mismas conclusiones fueron alcanzadas por los autores Rojas-Solano et al. (2021), quienes compararon la cantidad de carbono del suelo ligado en bosques y pastizales en la región de Turrialba de Costa Rica.

Por el contrario, llegaron a conclusiones diferentes de Amézquita et al. (2004), quienes estudiaron sistemas de pastoreo con *especies I. Ciliare, B. brizantha* + *And. pintoi*, *E. mangium* + *And. pintoi* y *B. brizantha* en monocultivo en una región de bosque tropical húmedo en América Latina en la costa atlántica. Los autores encontraron que estos pastizales fijan una mayor cantidad de carbono del suelo que los bosques nativos. Por el contrario, en el bosque tropical subhúmedo frente a la costa del Pacífico, los autores no encontraron diferencias en las reservas de carbono entre los bosques y los pastizales. Por lo tanto, el estudio de los autores sugiere que los pastos mejorados y los sistemas silvopastoriles, dependiendo de las condiciones climáticas y naturales, pueden mostrar reservas de carbono comparables o incluso más altas en el suelo que los bosques nativos (Amézquita et al., 2004). Dabasso et al. (2014) están de acuerdo con esto, concluyendo en su estudio que los pastos podrían tener un impacto significativo en el secuestro de carbono.

En la parte práctica de la tesis, también se registró la reacción del suelo, que es una propiedad importante del suelo. Con el aumento de la acidez del suelo, los procesos de descomposición se ralentizan, lo que puede conducir al secuestro de carbono en el suelo (Jandl et al., 2007; McCauley et al., 2017; Zhou et al., 2019). Los valores de pH más bajos se registraron en los bosques (5.3-5.6; ácidos), donde los suelos también mostraron las reservas de carbono más altas de todos los tipos de uso de la tierra. Whiting (2015) argumenta que las reacciones del suelo de 5.5 ya experimentan una actividad microbiana reducida. La reacción del suelo en pastizales fue de 6.4-6.6 (débilmente ácido) y en las plantaciones de café 6-6.4 (débilmente ácido), valores que son aceptables para la mayoría de las especies de plantas. El pH óptimo del suelo para las plantas de café está entre 5 y 6 (FAO, 2023). Como parte de las mediciones, también se registró la conductividad o conductividad, sobre la base de la cual se determinó la salinización de los suelos locales. Según Wong et al. (2006), con el aumento de la salinización del suelo, hay una rápida pérdida de carbono en respuesta al aumento de la mineralización. Los resultados de conductividad de los estudios de uso de la tierra mostraron que estas áreas no están saladas, por lo que actualmente se puede descartar el riesgo.

Los resultados del trabajo fueron influenciados por muchos factores, en particular, la elección de las áreas estudiadas, su número y características. En el caso de las mediciones de seguimiento, sería necesario extender los transectos estudiados a otras áreas con pastos. Además, con la ayuda de expertos locales, sería apropiado identificar todas las especies no identificadas que son difíciles de identificar debido a la alta biodiversidad local y que no han sido identificadas para el trabajo actual. Para lograr resultados más precisos, también se recomendaría incluir la biomasa de las plantas de café en los sistemas agroforestales, lo que lamentablemente no se determinó en la tesis de diplomado.

## 7 CONCLUSIÓN

Además de reducir la biodiversidad, la conversión de las selvas tropicales está causando la liberación de una parte significativa de las reservas de carbono, que representan la segunda fuente más grande de emisiones de dióxido de carbono en el mundo después de la quema de combustibles fósiles (Eaton et Lawrence, 2009). El continuo aumento de los gases de efecto invernadero en la atmósfera, incluido el  $\text{CO}_2$  ya mencionado, es la causa del cambio climático global. Estas son las principales razones por las que actualmente existe un creciente interés en el tema del ciclo biogeoquímico del carbono (Caro et al., 2014) y su secuestro dentro de diferentes tipos de uso de la tierra, ya que los científicos de todo el mundo están tratando de descubrir cómo mejorar las prácticas actuales y qué territorios tienen mejor potencial para el secuestro.

De los ecosistemas terrestres, se sabe que los bosques capturan la mayor cantidad de carbono. Sin embargo, según los autores Canadell et Raupach (2008), es muy difícil evaluar cómo se pueden utilizar los ecosistemas forestales a este respecto y qué tipo de gestión para reducir las emisiones aplicar en este tema. Miles et Kapos (2008) enfatizan la necesidad de más investigación para identificar las áreas prioritarias con el mejor potencial para el secuestro de carbono y, por lo tanto, reducir las emisiones de dióxido de carbono, junto con otros beneficios potenciales. El conocimiento obtenido de esta investigación puede ayudarnos a proteger mejor los ecosistemas forestales actuales o secuestrar carbono de la atmósfera de manera más efectiva. Los estudios sobre el secuestro de carbono también son muy importantes para los propietarios de plantaciones agroforestales, que pueden recibir apoyo financiero para el secuestro de carbono o la forestación bajo gestión sostenible. Muchos autores (Dixon, 1994; Solís y otros, 2020; Canadell et Raupach, 2008) cree que la gestión sostenible de las plantaciones agroforestales, junto con la protección de los bosques, puede hacer una contribución significativa al secuestro global de carbono al tiempo que proporciona servicios auxiliares ambientales.

El objetivo del trabajo fue comparar el secuestro de carbono en usos selectos de la tierra (bosque tropical de montaña, plantaciones agroforestales de café, pastizales) alrededor de la ciudad de Oxapampa en Perú. Los resultados del trabajo son el resultado de la investigación realizada en octubre de 2022 en la parte central del Perú. Los datos fueron recolectados utilizando la tecnología Field-Map, que fue proporcionada por GITEC en Perú y posteriormente por la organización privada de investigación IFER en la República

Checa. Para los propósitos de la tesis de diploma, se midieron 47 parcelas de investigación en 6 transectos. Se utilizaron ecuaciones alométricas de Chave et al. (2014) y Segura et al. (2006) para determinar la biomasa aérea. La biomasa radicular se calculó con base en una ecuación de Cairns et al. (1997). La cantidad de carbono en el suelo se determinó sobre la base de análisis de suelo utilizando el instrumento Soli-TOC.

Con base en los cálculos, las mayores reservas de carbono se establecieron para las plantaciones de café agroforestales (Chave:  $19.7 \pm 21.3 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ; Segura:  $14.7 \pm 12.7 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ), seguido de pastos (Khavé:  $9.9 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ; Segura:  $8.8 \text{ Mg C ha}^{-1}$ ) y luego para bosques (Khavé:  $7.9 \pm 4.8 \text{ Mg ha}^{-1}$ ; Segura:  $6.9 \pm 3.7 \text{ mg C ha}^{-1}$ ). Sin embargo, el análisis de dispersión (ANOVA) mostró que las diferencias entre la cantidad de carbono ligado en la biomasa de las plantaciones agroforestales de café y bosque no son estadísticamente significativas. Los pastos no se incluyeron en el cálculo ya que solo se crearon dos parcelas. Para el carbono del suelo, se observó una diferencia estadísticamente significativa entre las plantaciones agroforestales de café y los rodales forestales a profundidades de muestreo H, 0-10 y 10-20. Además, para pastizales y hábitats forestales a profundidades H y 0-10. Una diferencia estadísticamente significativa entre los pastos y el café se registró solo a la profundidad H. Por lo tanto, los reservorios de carbono del suelo tienen el mayor potencial en los ecosistemas forestales.

Los valores resultantes de la tesis no muestran una diferencia estadísticamente significativa entre el carbono secuestrado en la biomasa de usos individuales del suelo. Según los resultados, los sistemas agroforestales son capaces de secuestrar una cantidad similar de carbono en biomasa que los bosques secundarios estudiados. Estos resultados pueden servir para demostrar la importancia de la agroforestería (tanto las plantaciones de café como los sistemas silvopastoriles) en relación con los pagos de secuestro de carbono.

Los pagos para los sistemas agroforestales en Perú podrían hacerse bajo REDD+ o la iniciativa Pagos de Carbono para el Desarrollo (CP4D) del PNUD. Los resultados del trabajo también demuestran la importancia de proteger los ecosistemas forestales, gracias a las altas reservas de carbono en el suelo y, según otros autores, en la investigación bibliográfica también en la biomasa aérea de rodales forestales más antiguos. Por lo tanto, es conveniente realizar pagos de carbono también en estas zonas, lo que reduciría la presión sobre los bosques locales. Los pagos para la protección de los bosques podrían

ser realizados por inversiones CIF (Fondo de Inversión Climática) en Perú a través del Programa de Inversión Forestal (FIP). Sus objetivos están en línea con el programa REDD+ y se aplica especialmente donde ocurren los llamados brotes de deforestación. Otra opción es la empresa privada peruana Peru Carbon Fund, que invierte en proyectos relacionados con la forestación de la Amazonía o la creación de plantaciones con especies de árboles nativos, que en última instancia reducen la presión sobre los bosques locales. La compañía obtiene financiamiento de inversionistas, quienes posteriormente reciben certificaciones de carbono a través de Certificados de Captura de Carbono (CCC).

## 8 SUMMARY

Conversion of tropical rainforest causes biodiversity loss and releases a significant part of carbon stocks. It represents the second largest source of global carbon dioxide emissions after the burning of fossil fuels (Eaton et Lawrence, 2009). The continuous increase of greenhouse gases in the atmosphere, including CO<sub>2</sub>, is considered as the cause of global climate change. That is the main reason why there is a growing interest in the biogeochemical cycle of carbon (Caro et al., 2014) and its binding on different types of land use. Scientists around the world are trying to find out in which ways to improve current practices and which ecosystems have a better potential for carbon sequestration.

From all terrestrial ecosystems forests bind the biggest amount of carbon. According to some authors (Canadell et Raupach., 2008) is very difficult to assess how can forest ecosystems be used in this problematic and what type of emission-reduce management to apply. Therefore, Miles et Kapos (2008) emphasize the implementation of further researches that would discover the priority areas with the best potential for carbon sequestration. This knowledge can help us to improve current protection of forest ecosystems or more efficiently bind carbon from the atmosphere.

The present work is an effort to compare carbon sequestration in selected ecosystems (tropical mountain forest, coffee agroforestry plantations, silvopastoral systems) in the vicinity of Oxapampa. The results of the work are the output of research that took place in October 2022 in the central part of Peru. For data collection Field-Map technology was used, which was provided by GITEC in Peru and subsequently by the private research organization IFER in the Czech Republic. During fieldwork 47 study plots on 6 transects were measured for the purposes of the thesis. Allometric equations by Chave et al. (2014) and Segura et al., (2006) were used to estimate aboveground biomass. Root biomass was estimated with the equation from Cairns et al., (1997). The amount of carbon contained in soil samples was established based on soil analysis using the Soli-TOC device.

Based on allometric equations, the highest carbon reserves were estimated for agroforestry coffee plantations (Chave:  $19,7 \pm 21,3$  Mg C ha<sup>-1</sup>; Segura:  $14,7 \pm 12,7$  Mg C ha<sup>-1</sup>), followed by silvopastoral systems (Chave:  $9,9$  Mg C ha<sup>-1</sup>; Segura:  $8,8$  Mg C ha<sup>-1</sup>) and after that for forest ecosystems (Chave:  $7,9 \pm 4,8$  Mg ha<sup>-1</sup>; Segura:  $6,9 \pm 3,7$  Mg C ha<sup>-1</sup>). However, analysis of variance (ANOVA) showed that the differences between the amount of carbon sequestered in the biomass of coffee agroforestry plantations and forest

were not statistically significant. Pastures were not included in calculation, as only two study plots were created on them. For soil carbon, a statistically significant difference was registered between coffee agroforestry plantations and forest stands at soil depths: H, 0–10, 10–20. Furthermore, in pastures and forest stands at depths of H and 0–10. A statistically significant difference between pastures and coffee plantations was only noted at depth H. Soil carbon reservoirs have the highest potential in forest ecosystems.

The results of diploma thesis do not show a statistically significant difference between the bound carbon in the biomass of study land uses. The results of the work also show that agroforestry systems are able to bind similar amount of carbon as disturbed secondary forests and silvopastoral systems. These results can demonstrate the importance of agroforestry (coffee plantations and silvopastoral systems) in relation to carbon sequestration payments.

Payments for agroforestry systems can be done within the framework of the REDD+ program or the UNDP Carbon Payments for Development (CP4D) initiative. The results of the work also demonstrate the importance of protecting forest ecosystems, thanks to the measured high soil carbon stocks and according to several authors in the literature part of thesis also in the aboveground biomass of older forests ecosystems. It is appropriate to make payments for carbon in these areas as well, which would reduce the pressure exerted on local forests. Payments for forest could be made through CIF (Climate Investment Fund). Its goals are in line with REDD+ program and it focuses especially on places with large scale of deforestation. Another option is a private Peruvian company called Peru Carbon Fund which focuses on reducing pressure on local forests ecosystems due afforestation or establishing plantations with native tree species.

## 9 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

AGEVI, H. et al. 2017. CARBON STOCKS AND STOCK CHANGES IN AGROFORESTRY PRACTICES: A REVIEW. *Tropical and Subtropical Agroecosystems* [online]. Mexico: Universidad Autónoma de Yucatán, 20(1), 101-109. [cit. 2023-04-01]. ISSN 1870-0462. Dostupné z: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=93950595004>

AGUIAR, Ch. et al. 2007. *An Analysis of Malnutrition Programming and Policies in Peru* [online]. University of Michigan. 66 pp. [cit. 2023-04-01]. Dostupné z: [https://www.mef.gob.pe/contenidos/pol\\_econ/documentos/An\\_Analysis\\_of\\_Malnutrition\\_Programming\\_and\\_Policies\\_in\\_Peru.pdf](https://www.mef.gob.pe/contenidos/pol_econ/documentos/An_Analysis_of_Malnutrition_Programming_and_Policies_in_Peru.pdf)

ALBRECHT, A.; KANDJI, S. T. 2003. Carbon sequestration in tropical agroforestry systems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* [online]. říjen, 2003, 99(1-3), 15-27. [cit. 2023-03-31]. Dostupné z: [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00138-5](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00138-5)

AMÉZQUITA, M. C. et al. 2004. Carbon Sequestration in Pastures, Silvo-Pastoral Systems and Forests in Four Regions of the Latin American Tropics. *Journal of Sustainable Forestry* [online]. The Haworth Press, Inc, 21(1), 31-49. [cit. 2023-03-31]. Dostupné z: [https://doi.org/10.1300/J091v21n01\\_02](https://doi.org/10.1300/J091v21n01_02)

ANAMET. 2023. *Analyzátor organického uhlíku v pevných vzorcích soli TOC cube* [online]. Analytical and measuring and testing. [cit. 2023-04-02]. Dostupné z: <https://www.anamet.cz/analyzator-organickeho-uhlíku-v-pevných-vzorcích-soli-toc-cube/>

ANDERSON, J. M.; SPENCER, T. 1991. *Carbon, nutrient and water balances of tropical rain forest ecosystems subject to disturbance: Management implications and research proposals* [online]. France, Paris: UNESCO, May 1991, 95. [cit. 2023-03-31]. Dostupné z: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000093872>

ARONSON, T. B. 2022. *AVES: Oxapampa y la selva central*. Lima, Perú: Pida Service. ISBN 978-612-49002-0-4.

ASHTON, M. T. et al. 2012. *Managing Forest Carbon in a Changing Climate* [online]. Springer Science+Business Media B.V. [cit. 2023-04-01]. ISBN 978-94-007-2232-3. Dostupné z: 10.1007/978-94-007-2232-3\_9

ASNER, G. P. et al. 2010. High-resolution forest carbon stocks and emissions in the Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* [online]. 107(38), 16738-16742. [cit. 2023-04-01]. Dostupné z: <https://doi.org/https://doi.org/10.1073/pnas.1004875107>

ÁVILA, G. et al. 2001. Almacenamiento, fijación de carbono y valoración de servicios ambientales en sistemas agroforestales en Costa Rica. *Agroforesteria en las Americas* [online]. 8(30), 32-35. [cit. 2023-03-31]. Dostupné z: [https://www.researchgate.net/publication/288653502\\_Almacenamiento\\_fijacion\\_de\\_carbono\\_y\\_valoracion\\_de\\_servicios\\_ambientales\\_en\\_sistemas\\_agroforestales\\_en\\_Costa\\_Rica](https://www.researchgate.net/publication/288653502_Almacenamiento_fijacion_de_carbono_y_valoracion_de_servicios_ambientales_en_sistemas_agroforestales_en_Costa_Rica)

BAJIGO, A. 2015. Estimation of Carbon Stored in Agroforestry Practices in Gununo Watershed, Wolayitta Zone, Ethiopia. *Journal of Ecosystem & Ecography* [online]. 5(1), 2-5. [cit. 2023-04-01]. ISSN 2157-7625. Dostupné z: <https://doi.org/10.4172/2157-7625.1000157>

- BERNER, R. A.; LASAGA, A. C. 1989. Modeling the Geochemical Carbon Cycle. *Scientific American* [online]. 206(3), 74-81. [cit. 2023-04-01]. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/24987179>
- BIRDSEY, R. A. 1992. *Carbon Storage and Accumulation in United States Forest Ecosystems: General technical report WO – Svazek 59* [online]. Washington D.C.: U.S. Department of Agriculture, Forest Service. 51 pp. [cit. 2023-04-02]. Dostupné z: [https://books.google.cz/books?hl=cs&lr=&id=LSJFAAAAYAAJ&oi=fnd&pg=PA1&dq=Birdsey,+Richard+A.+1992.+Carbon+storage+and+accumulation+in+United+States+forest+ecosystems&ots=l4wHtYa21K&sig=qcwE-jAJWsRk2nvCosQ6DuGDanE&redir\\_esc=y#v=onepage&q=Birdsey%20Richard%20A.%201992.%20Carbon%20storage%20and%20accumulation%20in%20United%20States%20forests%20ecosystems&f=false](https://books.google.cz/books?hl=cs&lr=&id=LSJFAAAAYAAJ&oi=fnd&pg=PA1&dq=Birdsey,+Richard+A.+1992.+Carbon+storage+and+accumulation+in+United+States+forest+ecosystems&ots=l4wHtYa21K&sig=qcwE-jAJWsRk2nvCosQ6DuGDanE&redir_esc=y#v=onepage&q=Birdsey%20Richard%20A.%201992.%20Carbon%20storage%20and%20accumulation%20in%20United%20States%20forests%20ecosystems&f=false)
- BLASER, J. et al. 2011. *STATUS OF TROPICAL FOREST MANAGEMENT 2011: Technical Series No 38*. Yokohama, Japan: INTERNATIONAL TROPICAL TIMBER ORGANIZATION, 419 s. ISBN 4-902045-78-8.
- BORŮVKA, L. 2005. *PEDOGEOCHEMIE*. Praha: Česká zemědělská univerzita v Praze, Katedra pedologie a geologie, 256 s. ISBN 80-213-1309-9.
- BOUSFIELD, Ch. G. et al. 2022. Carbon payments can cost-effectively improve logging sustainability in the Amazon. *Journal of Environmental Management* [online]. 314(7). [cit. 2023-04-04]. Dostupné z: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115094>
- BROWN, F. et al. 1995. Uncertainty in the biomass of Amazonian forests: An example from Rondônia, Brazil. *Forest Ecology and Management* [online]. 75(1), 175-189. [cit. 2023-04-03]. Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(94\)03512-U](https://doi.org/10.1016/0378-1127(94)03512-U)
- BROWN, S. et al. 1989. Biomass Estimation Methods for Tropical Forests with Applications to Forest Inventory Data. *Forest Science* [online]. 35(4), 881-902. [cit. 2023-04-04]. Dostupné z: <https://doi.org/https://doi.org/10.1093/forestscience/35.4.881>
- BROWN, S. 1997. *Estimating Biomass and Biomass Change of Tropical Forests: a Primer*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations. ISBN 92-5-103955-0.
- CACHO, O. J. et al. 2013. Transaction costs of carbon offset projects: A comparative study. *Ecological Economics* [online]. (88), 232-243. [cit. 2023-03-31]. Dostupné z: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2012.12.008>
- CAIRNS, M. A. et al. 1997. Root biomass allocation in the world's upland forests. *Oecologia* [online]. 111(1), 1–11. [cit. 2023-04-02]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s004420050201>
- CANADELL, J. G.; RAUPACH, M. R. 2008. Managing Forests for Climate Change Mitigation. *Science* [online]. červen 2008, 320(5882), 1456-1457. [cit. 2023-03-31]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1126/science.1155458>
- CARO, D. et al. 2014. Global and regional trends in greenhouse gas emissions from livestock. 2014. *Climatic Change* [online]. 126(1), 203-216. [cit. 2023-04-01]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10584-014-1197-x>

COLLALTI, A. et al. 2018. Thinning Can Reduce Losses in Carbon Use Efficiency and Carbon Stocks in Managed Forests Under Warmer Climate. *Journal of Advances in Modeling Earth Systems* [online]. 10(10), 2427-2452. [cit. 2023-04-03]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1029/2018MS001275>

CPW. 2023. *Methods for Below Ground Biomass* [online]. Climate Policy Watcher [cit. 2023-04-02]. Dostupné z: <https://www.climate-policy-watcher.org/carbon-stocks/methods-for-belowground-biomass.html>

DABASSO, B. H. et al. 2014. Carbon stocks in semi-arid pastoral ecosystems of northern Kenya. *Pastoralism* [online]. 4(5), 1-8. [cit. 2023-04-04]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1186/2041-7136-4-5>

DINERSTEIN, E. et al. 1995. *Evaluación del estado de conservación de las ecorregiones terrestres de América Latina y el Caribe* [online]. Washington, D.C: Banco Internacional de Reconstrucción y Fomento, Banco Mundial. 135. [cit. 2023-03-31]. ISBN 0821332961. Dostupné z: <https://documents1.worldbank.org/curated/en/917091468269687252/pdf/14996010spanish.pdf>

DIXON, R. K. et al. 1994. Integrated land-use systems: Assessment of promising agroforest and alternative land-use practices to enhance carbon conservation and sequestration. *Climatic Change* [online]. 27(1), 71–92. [cit. 2023-04-01]. ISSN 0165-0009. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/BF01098474>

EATON, J. M.; LAWRENCE, D. 2009. Loss of carbon sequestration potential after several decades of shifting cultivation in the Southern Yucatán. *Forest Ecology and Management* [online]. 258(6), 949-958. [cit. 2023-04-01]. Dostupné z: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.10.019>

ECLAC/OECD. 2016. *Environmental Performance Reviews. Peru 2016: Highlights and recommendations 2016: Highlights and recommendations* [online]. Santiago: United Nations. 75. [cit. 2023-03-31]. Dostupné z: [https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/40172/S1600312\\_en.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/40172/S1600312_en.pdf?sequence=1&isAllowed=y)

EHRENBERGEROVÁ, L. 2014. Agrolesnictví a plantáže kávovníku. *Živa: časopis přírodnický* [online]. Nakladatelství Academia, SŠ AV ČR, leden, 2014, 23-24. [cit. 2023-03-31]. ISSN 0044-4812. Dostupné z: <https://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/agrolesnictvi-a-plantaze-kavovniku.pdf>

EHRENBERGEROVÁ, L. et al. 2016. Carbon stock in agroforestry coffee plantations with different shade trees in Villa Rica, Peru. *Agroforestry Systems* [online]. 15 října 2015, (90), 433–445. [cit. 2023-03-31]. Dostupné z: <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10457-015-9865-z>

ELLIS, P. W. et al. 2019. Reduced-impact logging for climate change mitigation (RIL-C) can halve selective logging emissions from tropical forests. *Forest Ecology and Management* [online]. 438, 255-266. [cit. 2023-04-03]. Dostupné z: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.02.004>

ENRÍQUEZ DE SALAMANCA, A. 2022. Climate Change Mitigation in Forestry: Paying for Carbon Stock or for Sequestration?. *Atmosphere* [online]. 13(10), 1-12. [cit. 2023-04-04]. Dostupné z: <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/atmos13101611>

EVANS, J. 1992. *Plantation forestry in the tropics* [online]. Second edition. New York: Oxford University Press Inc. 403. [cit. 2023-03-31]. ISBN 0-19-854682-3. Dostupné z: [https://books.google.cz/books?hl=cs&lr=&id=h1oF-88qKRcC&oi=fnd&pg=PA3&dq=Evans,+J+\(1992\).+Plantations+Forestry+in+the+Tropics,+Oxford+University+Press,+Oxford,p.+403&ots=9Gwp3kvA4S&sig=ot8QUWg-BclDPHVUuQGWMYPRsvI&redir\\_esc=y#v=onepage&q&f=false](https://books.google.cz/books?hl=cs&lr=&id=h1oF-88qKRcC&oi=fnd&pg=PA3&dq=Evans,+J+(1992).+Plantations+Forestry+in+the+Tropics,+Oxford+University+Press,+Oxford,p.+403&ots=9Gwp3kvA4S&sig=ot8QUWg-BclDPHVUuQGWMYPRsvI&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false)

Evropská rada, 2023. *Pařížská dohoda o změně klimatu* [online]. Evropská rada: Rada Evropské unie, 2023 [cit. 2023-02-19]. Dostupné z: <https://www.consilium.europa.eu/cs/policies/climate-change/paris-agreement/>

FAGERIA, N. K. 2012. Role of Soil Organic Matter in Maintaining Sustainability of Cropping Systems. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* [online]. 43(16), 2063-2113. [cit. 2023-03-31]. Dostupné z: <https://doi.org/https://doi.org/10.1080/00103624.2012.697234>

FAO, 2023. *Coffee plant & site selection* [online]. Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). [cit. 2023-04-01]. Dostupné z: <https://www.fao.org/3/ae939e/ae939e03.htm>

FAO. 2010. *Global Forest Resources Assessment 2010: Main report* [online]. Rome: FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS. [cit. 2023-03-31]. ISBN 978-92-5-106654-6. Dostupné z: <https://www.fao.org/3/i1757e/i1757e.pdf>

Forest Research. 2023. *What is biomass* [online]. 2023. Forest Research. [cit. 2023-04-02]. Dostupné z: <https://www.forestresearch.gov.uk/tools-and-resources/ftth/biomass-energy-resources/general-biomass-information/what-is-biomass/>

FRIEDLINGSTEIN, P. et al. 2020. Global Carbon Budget 2020. *Earth System Science Data* [online]. 12 (4), 3269–3340 [cit. 2023-03-16]. Dostupné z: [doi:https://essd.copernicus.org/articles/12/3269/2020/](https://essd.copernicus.org/articles/12/3269/2020/)

FUNK, A.; PUTZ, M. 2004. Anolis z guatemalských mlžných lesů. *Živa: časopis přírodnický* [online]. (4), 174-175. [cit. 2023-04-02]. Dostupné z: <https://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/anolis-z-guatemalskych-mlznych-lesu.pdf>

GARDI, C. et al. 2015. *Soil Atlas of Latin America and the Caribbean* [online]. L-2995 Luxembourg: Publications Office of the European Union, 176 pp. [cit. 2023-03-31]. ISBN 978-92-79-46513-0. Dostupné z: <https://doi.org/10.2788/85346>

GERBER, P. J. et al. 2013. *TACKLING CLIMATE CHANGE THROUGH LIVESTOCK: A GLOBAL ASSESSMENT OF EMISSIONS AND MITIGATION OPPORTUNITIES* [online]. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). [cit. 2023-04-01]. ISBN 978-92-5-107921-8. Dostupné z: [https://www.researchgate.net/publication/289509969\\_Tackling\\_climate\\_change\\_through\\_livestock\\_A\\_global\\_assessment\\_of\\_emissions\\_and\\_mitigation\\_opportunities](https://www.researchgate.net/publication/289509969_Tackling_climate_change_through_livestock_A_global_assessment_of_emissions_and_mitigation_opportunities)

GOMEZ, P. O.; JAHN, E. 1993. Opportunities and constraints for production of marketable products from temperate grassland systems with minimal financial inputs. *Grasslands for our World*. Wellington, NZ: SIR Publishing, 563-567 pp.

GRACE, J. 2004. Presidential Address: Understanding and Managing the Global Carbon Cycle. *Journal of Ecology* [online]. 92(2), 189-202. [cit. 2023-04-04]. Dostupné z: <https://www.jstor.org/stable/3599585>

GREN, M.; AKLILU, A. Z. 2016. Policy design for forest carbon sequestration: A review of the literature. *Forest Policy and Economics* [online]. 70, 128-136. [cit. 2023-03-31]. Dostupné z: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.forpol.2016.06.008>

GRUBB, M. et al. 2019. *The 'Earth Summit' Agreements: A Guide and Assessment: An Analysis of the Rio '92 UN Conference on Environment and Development* [online]. London: Earthscan Publications Ltd. 180. [cit. 2023-03-31]. ISBN 9780429273964. Dostupné z: <https://doi.org/10.4324/9780429273964>

GUTIÉRREZ-VÉLEZ, V. H. et al. 2011. High-yield oil palm expansion spares land at the expense of forests in the Peruvian Amazon. *Environmental Research Letters* [online]. 6(4). [cit. 2023-04-02]. ISSN 1748-9326. Dostupné z: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/6/4/044029>

HANDAVU, F. et al. 2021. Aboveground and belowground tree biomass and carbon stocks in the miombo woodlands of the Copperbelt in Zambia. *Carbon Management* [online]. 12(3), 307-321. [cit. 2023-04-03]. Dostupné z: <https://doi.org/https://doi.org/10.1080/17583004.2021.1926330>

HARRIS, N. L. et al. 2012. Baseline map of carbon emissions from deforestation in tropical regions. *SCIENCE* [online]. 336(6088), 1573-1576. [cit. 2023-04-01]. Dostupné z: <https://doi.org/doi: 10.1126/science.1217962>

HARRIS, N. L. et al. 2021. Global maps of twenty-first century forest carbon fluxes. *Nature Climate Change* [online]. 11(3), 234–240. [cit. 2023-04-03]. ISSN 1758-6798. Dostupné z: <https://www.nature.com/articles/s41558-020-00976-6>

HENRY, M. et al. 2011. Estimating tree biomass of sub-Saharan African forests: a review of available allometric equations. *Silva Fennica* [online]. 45(3B), 477-569. [cit. 2023-04-03]. Dostupné z: <https://doi.org/https://doi.org/10.14214/sf.38>

HERGOUALC'H, K. 2012. Changes in carbon stocks and greenhouse gas balance in a coffee (*Coffea arabica*) monoculture versus an agroforestry system with *Inga densiflora*, in Costa Rica. *Ecosystems and Environment* [online]. 148, 102-110. [cit. 2023-04-04]. Dostupné z: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.11.018>

HOSKOVEC, L. 2011. *COFFEA ARABICA* L. – kávovník arabský. *Botany* [online]. [cit. 2023-04-02]. Dostupné z: <https://botany.cz/cs/coffea-arabica/>

CHAVE, J. et al. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* [online]. Springer-Verlag, 145(1), 87–99. [cit. 2023-04-04]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s00442-005-0100-x>

CHAVE, J. et al. 2014. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology* [online]. 20(10), 3177–3190. [cit. 2023-04-02]. Dostupné z: <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/gcb.12629>

IPCC. 1992. *Climate Change 1992: The Supplementary Report to the IPCC Scientific Assessment* [online]. Great Britain, Cambridge: CAMBRIDGE UNIVERSITY PRESS. [cit. 2023-03-31]. ISBN 0-521-43829. Dostupné z: [https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/05/ipcc\\_wg\\_I\\_1992\\_suppl\\_report\\_full\\_report.pdf](https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/05/ipcc_wg_I_1992_suppl_report_full_report.pdf)

IPCC. 2000. *Land Use, Land-Use Change, and Forestry: Summary for Policymakers* [online]. Intergovernmental Panel on Climate Change. [cit. 2023-04-10]. ISBN 92-9169-114-3. Dostupné z: <https://archive.ipcc.ch/pdf/special-reports/spm/srl-en.pdf>

- IPCC. 2007. *Climate Change 2007 Synthesis Report* [online]. Geneva, Switzerland: Intergovernmental Panel on Climate Change. 104pp. [cit. 2023-03-31]. ISBN 92-9169-122-4. Dostupné z: [https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ar4\\_syr\\_full\\_report.pdf](https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ar4_syr_full_report.pdf)
- IPCC. 2013. Summary for Policymakers. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis* [online]. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press. [cit. 2023-04-01]. Dostupné z: [https://www.climate2013.org/images/report/WG1AR5\\_SPM\\_FINAL.pdf](https://www.climate2013.org/images/report/WG1AR5_SPM_FINAL.pdf)
- IPCC. 2021. *Climate Change 2021: The Physical Science Basis*, 2391 pp. [online]. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press. [cit. 2023-04-02]. Dostupné z: doi:10.1017/9781009157896
- JACKSON, R. B. et al. 1996. A global analysis of root distributions for terrestrial biomes. *Oecologia* [online]. 108(3), 389–411. [cit. 2023-04-02]. Dostupné z: <https://doi.org/doi:10.1007/BF00333714>
- JANDL, R. et al. 2007. How strongly can forest management influence soil carbon sequestration?. *Geoderma* [online]. 137(3-4), 253-268. [cit. 2023-04-05]. Dostupné z: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2006.09.003>
- JEDLIČKA, M. 2020. Vliv struktury krmné dávky dojníc na produkci skleníkových plynů. *Náš chov* [online]. 2020 [cit. 2023-03-22]. Dostupné z: <https://naschov.cz/vliv-struktury-krmne-davky-dojnic-na-produkci-sklenikovyh-plynu/>
- JENÍK, J. 1995. *Ekosystémy: Úvod do organizace zonálních a azonálních biomů : skripta pro posluchače přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy*. Praha, Česko: Karolinum, 135 s. ISBN 80-7184-040-8.
- JINDAL, R.; KERR, J. 2013. *PAYMENTS FOR CARBON SEQUESTRATION SERVICES* [online]. USAID. [cit. 2023-03-31]. Dostupné z: <https://doi.org/https://sanremcrsp.cired.vt.edu/wp-content/uploads/2013/11/PESbrief2.1.CarbonSequestration.pdf>
- JOHNSON, H. J. 2023. Rainforest. *NATIONAL GEOGRAPHIC* [online]. National Geographic Society. [cit. 2023-04-03]. Dostupné z: <https://education.nationalgeographic.org/resource/rain-forest/>
- JOHNSTON, C. M. T.; RADELOFF, V. 2019. Global mitigation potential of carbon stored in harvested wood products. *PNAS* [online]. 116(29), 14526-14531. [cit. 2023-04-02]. Dostupné z: <https://doi.org/https://doi.org/10.1073/pnas.1904231116>
- KAYLER, Z. et al. 2017. Global Carbon [online]. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Climate Change Resource Center. [cit. 2023-04-01]. Dostupné z: <https://www.fs.usda.gov/ccrc/topics/global-carbon>
- KEITH, H. et al. 2019. *Accounting for carbon stocks and flows: storage and sequestration are both ecosystem services* [online]. Melbourne. [cit. 2023-04-03]. Dostupné z: [https://seea.un.org/sites/seea.un.org/files/carbon\\_accounts\\_london\\_group\\_oct\\_2019\\_hkeith.pdf](https://seea.un.org/sites/seea.un.org/files/carbon_accounts_london_group_oct_2019_hkeith.pdf)
- KÖRNER, Ch. 2017. A matter of tree longevity: Tree longevity rather than growth rate controls the carbon capital of forests. *SCIENCE* [online]. 355(6321), 130-131. [cit. 2023-04-03]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1126/science.aal2449>

- KUTÍLEK, M. 2001. Půda a bilance CO<sub>2</sub> v ovzduší: Rezervoár organického uhlíku. *Vesmír* [online]. 80(153), 153-155. [cit. 2023-04-02]. Dostupné z: <https://vesmir.cz/cz/casopis/archiv-casopisu/2001/cislo-3/puda-bilance-co-2-ovzdusi.html>
- LARJAVAARA, M. et al. 2018. Global variation in the cost of increasing ecosystem carbon. *Nature Climate Change* [online]. 8(1), 38-42. [cit. 2023-04-03]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1038/s41558-017-0015-7>
- LEFEBVRE, D. et al. 2021. Assessing the carbon capture potential of a reforestation project. *Scientific Reports* [online]. 11(1), 1-10. [cit. 2023-04-03]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-99395-6>
- LEHR, E. et al. 2012. Two new species of Phrynopus (Anura, Strabomantidae) from high elevations in the Yanachaga-Chemillén National park in Peru (Departamento de Pasco). *ZooKeys* [online]. 235, 51-71. [cit. 2023-04-03]. Dostupné z: <https://doi.org/10.3897/zookeys.235.3885>
- LEHTONEN, A. et al. 2007. Uncertainty estimation of biomass expansion factors for Norway spruce in the Czech Republic. *Annals of Forest Science* [online]. 64(2), 133–140. [cit. 2023-04-02]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1051/forest:2006097>
- LEÓN, B. 2006. Introducción a las plantas endémicas del Perú. *Revista Peruana De Biología* [online]. 29. prosince 2006, 3(2), 9-22. [cit. 2023-03-31]. ISSN 1727-9933. Dostupné z: <https://doi.org/https://doi.org/10.15381/rpb.v13i2.1782>
- LOJKA, B. 2016. *Multistrata agroforestry as an alternative to slash-and-burn farming in Peruvian Amazon*. Agroforestry Research Developments, Chapter: 13, 383-398 pp. ISBN 978-1-63485-094-0
- LÓPEZ-SANTIAGO, J. G. et al. 2019. Carbon storage in a silvopastoral system compared to that in a deciduous dry forest in Michoacán, Mexico. *Agroforestry Systems* [online]. 93(1). [cit. 2023-04-04]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10457-018-0259-x>
- LU, D. et al. 2005. Satellite estimation of aboveground biomass and impacts of forest stand structure. *PHOTOGRAMMETRIC ENGINEERING & REMOTE SENSING* [online]. 71(8), 967-974. [cit. 2023-04-04]. Dostupné z: <https://www.alice.cnptia.embrapa.br/handle/doc/17490>
- LUPALA, Z. J. et al. 2014. Management, Growth, and Carbon Storage in Miombo Woodlands of Tanzania. *International Journal of Forestry Research* [online]. [cit. 2023-04-03]. Dostupné z: <https://doi.org/https://doi.org/10.1155/2014/629317>
- MARLAND, G. 2001. Accounting for sequestered carbon: The question of permanence. *Environmental Science & Policy* [online]. 4(6), 259-268. [cit. 2023-04-03]. Dostupné z: [https://doi.org/10.1016/S1462-9011\(01\)00038-7](https://doi.org/10.1016/S1462-9011(01)00038-7)
- MARTINÍK, A. et al. 2020. *Když se řekne agrolesnictví: Didaktická pomůcka - stručně a přehledně o agrolesnictví*. Brno: Mendelova univerzita v Brně. ISBN 978-80-7509-748-4, 66s.
- MCCAULEY, A. et al. 2017. *Soil pH and Organic Matter* [online]. Montana university, 4449–8. [cit. 2023-04-05]. Dostupné z: <https://apps.msuextension.org/publications/pub.html?sku=4449-8>

MICHELANGELI, F. A.; GOLDENBERG, R. 2018. New and noteworthy Melastomataceae from the Yanachaga-Chemillén National Park and surrounding areas in Oxapampa, Pasco, Peru. *Phytotaxa* [online]. Auckland, New Zeland: Magnolia Press, 374(3), 185-210. [cit. 2023-03-31]. ISSN 1179-3155. Dostupné z: <https://doi.org/10.11646/phytotaxa.374.3.1>

MICHELSON, A. 2009. *First South American Workshop for the World Temperate Grasslands Conservation Initiative: defining the South American Strategy* [online]. [cit. 2023-04-02]. Dostupné z: <https://www.iucn.org/sites/default/files/import/downloads/grasslandsworkshopoct08.pdf>

MILES, L.; KAPOS, V. 2008. Reducing Greenhouse Gas Emissions from Deforestation and Forest Degradation: Global Land-Use Implications. *Science* [online]. American Association for the Advancement of Science, 13. června 2008, 320(5882), 1454-1455. [cit. 2023-03-31]. ISSN 1095-9203. Dostupné z: <https://doi.org/10.1126/science.1155358>

MILLER, M. L. 2023. Agroforestry In Peru And Its Potential For Ecosystem Restoration: PERUVIAN FORESTS AND THEIR BIGGEST THREAT: DEFORESTATION. *Green Marked* [online]. [cit. 2023-04-02]. Dostupné z: <https://greenmarked.it/agroforestry-in-peru-and-its-potential-for-ecosystem-restoration/#top>

MINAM. 2010. *El Perú y el Cambio Climático: Segunda Comunicación Nacional del Perú a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre Cambio Climático* [online]. 2010. Perú, Lima: Fondo Editorial del MINAM (Ministerio del Ambiente del Perú). [cit. 2023-03-31].

MINAM. 2014. *Plan / Estrategia: Estrategia Nacional de Diversidad Biológica al 2021: Plan de Acción 2014 - 2018* [online]. 2014. Perú, Lima: Ministerio del Ambiente - MINAM. 114. [cit. 2023-03-31]. Dostupné z: <https://sinia.minam.gob.pe/documentos/estrategia-nacional-diversidad-biologica-2021-plan-accion-2014-2018>

MLÁDEK, J. et al. 2006. *Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích*. Praha, Výzkumný ústav rostlinné výroby [online]. Praha: Výzkumný ústav rostlinné výroby, 104 s. [cit. 2023-04-02]. ISBN 80-86555-76-3. Dostupné z: <http://mendelu.apridal.cz/text/c022.pdf>

MONTANARELLA, L. et al. 2015. *Soil atlas of Latin America and the Caribbean* [online]. Publications Office. [cit. 2023-03-31]. Dostupné z: <https://data.europa.eu/doi/10.2788/912516>

MOURA-COSTA, P. 1996. TROPICAL FORESTRY PRACTICES FOR CARBON SEQUESTRATION. *Dipterocarp Forest Ecosystems: Towards Sustainable Management* [online]. 308-334. [cit. 2023-03-31]. Dostupné z: [https://doi.org/https://doi.org/10.1142/9789814261043\\_0014](https://doi.org/https://doi.org/10.1142/9789814261043_0014)

MŽP, 2023. *Emisní obchodování* [online]. Ministerstvo životního prostředí, 2023 [cit. 2023-02-19]. Dostupné z: [https://www.mzp.cz/cz/emisni\\_obchodovani](https://www.mzp.cz/cz/emisni_obchodovani)

NAIR, P. K. R. 1993. *An Introduction to Agroforestry*. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic Publisher. ISBN 0-7923-2135-9, 499 pp.

NAIR, P. K. R.; KUMAR, B. M.; NAIR, V. 2009. Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* [online]. leden 2009, 172(1), 10 - 23. [cit. 2023-03-31]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/jpln.200800030>

National Grid. 2023. *What is carbon sequestration?* [online]. 2023. National Grid. [cit. 2023-04-01]. Dostupné z: <https://www.nationalgrid.com/stories/energy-explained/what-carbon-sequestration>

- NOPONEN, M. R. A. et al. 2013. Sink or source—The potential of coffee agroforestry systems to sequester atmospheric CO<sub>2</sub> into soil organic carbon. *Agriculture, Ecosystems & Environment* [online]. 175, 60-68. [cit. 2023-04-03]. Dostupné z: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.04.012>
- NOORDWIJK, M. V. et al. 2002. Carbon stock assessment for a forest-to-coffee conversion landscape in Sumber-Jaya (Lampung, Indonesia): from allometric equations to land use change analys. *Science in China Series C Life Sciences* [online]. 45(s1), 75-86. [cit. 2023-04-04]. Dostupné z: <https://doi.org/https://doi.org/10.1360/yc2002-45-s1-75>
- ORTIZ-CEBALLOS, G. C. et al. 2020. Aboveground Carbon Storage in Coffee Agroecosystems: The Case of the Central Region of the State of Veracruz in Mexico. *Agronomy* [online]. 10(3), 382. [cit. 2023-04-01]. Dostupné z: <https://doi.org/https://doi.org/10.3390/agronomy10030382>
- PAN, Y. et al. 2011. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *SCIENCE* [online]. 333(6045), 988-993. [cit. 2023-04-03]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1126/science.1201609>
- PEARSON, T. R. H. et al. 2017. Greenhouse gas emissions from tropical forest degradation: an underestimated source. *Carbon Balance and Management* [online]. 12(3), 1-11. [cit. 2023-04-03]. Dostupné z: <https://cbmjournal.biomedcentral.com/articles/10.1186/s13021-017-0072-2>
- PERZ, S. G. Et al. 2013. Trans-boundary infrastructure and land cover change: Highway paving and community-level deforestation in a tri-national frontier in the Amazon. *Land Use Policy* [online]. 34, 27-41. [cit. 2023-04-02]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2013.01.009>
- PETERSSON, H. et al, 2012. Individual tree biomass equations or biomass expansion factors for assessment of carbon stock changes in living biomass – A comparative study. *Forest Ecology and Management* [online]. 270, 78-84 [cit. 2023-03-18]. Dostupné z: [doi:https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.01.004](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.01.004)
- POKORNÝ, E. et al. 2007. *Metodická pomůcka: Hodnocení kvality půdy v ekologicky hospodařícím podniku*. Náměšť nad Oslavou: Zemědělská a ekologická regionální agentura. ISBN 80-903548-5-8.
- POORTER, H. et al. 2012. Biomass allocation to leaves, stems and roots: meta-analyses of interspecific variation and environmental control. *New Phytologist* [online]. 193(1), 30-50. [cit. 2023-04-03]. Dostupné z: <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2011.03952.x>
- POWLSON, D. S. et al. 2011. Soil carbon sequestration to mitigate climate change: a critical re-examination to identify the true and the false. *European Journal for Soil Science* [online]. 62(1), 42-55. [cit. 2023-03-31]. Dostupné z: <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.2010.01342.x>
- PUR PROJET. 2015. *ALTO HUAYABAMBA, PERU: Progress report*, 45 s. [online]. [cit. 2023-04-02]. Dostupné z: [http://accounts.purprojet.net/upload/\\_documents/15\\_01\\_Alto\\_Huayabamba\\_progress\\_report\\_EN.pdf](http://accounts.purprojet.net/upload/_documents/15_01_Alto_Huayabamba_progress_report_EN.pdf)
- RAO, M. R. et al. 1998. Biophysical interactions in tropical agroforestry systems. *Agroforestry Systems* [online]. Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 38, 3–50. [cit. 2023-03-31]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1023/A:1005971525590>

RASKIN, B.; OSBORN, S. 2019. *PŘÍRUČKA AGROLESNICTVÍ: Agrolesnictví pro Británii*. Victoria Street, Bristol BS1 6AD: Soil Association Limited, Spear House, 51. ISBN 978-80-907955-0-1.

REEDER, J. D.; SCHUMAN, G. E. 2002. Influence of livestock grazing on C sequestration in semi-arid mixed-grass and short-grass rangelands. *Environmental Pollution* [online]. 116(3), 457-463. [cit. 2023-04-01]. Dostupné z: [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00223-8](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00223-8)

ROBIGLIO, V. et al. 2014. Beyond REDD+ readiness: land-use governance to reduce deforestation in Peru. *Climate Policy* [online]. 14(6), 734-747. [cit. 2023-04-02]. Dostupné z: <https://doi.org/https://doi.org/10.1080/14693062.2014.962467>

ROJAS-SOLANO, J. et al. 2021. Carbono en el suelo: comparación entre un área de pastos y un bosque. *InterSedes* [online]. 23(47), 184–205. [cit. 2023-04-04]. ISSN 2215-2458. Dostupné z: <https://doi.org/10.15517/isucr.v23i47.47695>

SÁŇKA, M.; MATERNA, J. 2004. Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR. *Odborný časopis pro životní prostředí edice PLANETA 2004* [online]. Vydává Ministerstvo životního prostředí, 7(11). 84s. [cit. 2023-04-01]. ISSN 1213-3393. Dostupné z: [https://www.mzp.cz/web/edice.nsf/CEFFC9BDDD360E2EC1256FAF0040EEF6/\\$file/indikatory\\_el.pdf](https://www.mzp.cz/web/edice.nsf/CEFFC9BDDD360E2EC1256FAF0040EEF6/$file/indikatory_el.pdf)

SEGURA, M. et al. 2006. Allometric models for estimating aboveground biomass of shade trees and coffee bushes grown together. *Agroforest System* [online]. 68(2), 143–150. [cit. 2023-04-04]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10457-006-9005-x>

SCHMITT-HARSH, M. et al. 2012. Carbon stocks in coffee agroforests and mixed dry tropical forests in the western highlands of Guatemala. *Agroforestry Systems* [online]. Springer Science+Business Media B.V., 86(2), 141–157. [cit. 2023-04-01]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10457-012-9549-x>

SCHROTH, G. et al. 2002. Conversion of secondary forest into agroforestry and monoculture plantations in Amazonia: consequences for biomass, litter and soil carbon stocks after 7 years. *Forest Ecology and Management* [online]. 28. června 2002, 163(1–3), 131-150. [cit. 2023-03-31]. Dostupné z: [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00537-0](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00537-0)

SIERRA, C. A. et al. 2007. Total carbon stocks in a tropical forest landscape of the Porce region, Colombia. *Forest Ecology and Management* [online]. 243(2), 299-309. [cit. 2023-03-31]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.03.026>

SOEPADMO, E. 1993. Tropical rain forests as carbon sinks. *Chemosphere* [online]. 27(6), 1025-1039. [cit. 2023-03-31]. Dostupné z: [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0045-6535\(93\)90066-E](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0045-6535(93)90066-E)

SOHNGEN, B.; MENDELSON, R. 2003. An Optimal Control Model of Forest Carbon Sequestration. *American Journal of Agricultural Economics* [online]. 85(2), 448-457. [cit. 2023-04-03]. Dostupné z: <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1467-8276.00133>

SOLIS, R. et al. 2020. Carbon stocks and the use of shade trees in different coffee growing systems in the Peruvian Amazon – CORRIGENDUM. *The Journal of Agricultural Science* [online]. Cambridge University Press, 158(6), 540-541. [cit. 2023-04-01]. Dostupné z: <https://doi.org/https://doi.org/10.1017/S0021859620000854>

- STANČÍK, D. 2005. Květy „země lidojedů“: IV. Horský mlžný les. *Živa: časopis přírodnický* [online]. 4, 159-162. [cit. 2023-04-02]. Dostupné z: <https://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/kvety-zeme-lidojedu-iv-horsky-mlzny-les.pdf>
- STORCH, D. 2019. Geografické trendy biologické rozmanitosti: Proč je v tropech a v horách tolik druhů?. *Živa: časopis přírodnický* [online]. 5, 206-209. [cit. 2023-04-02]. Dostupné z: <https://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/geograficke-trendy-biologicke-rozmanitosti-proc-je.pdf>
- STRASSBURG, B. et al. 2009. Reducing emissions from deforestation—The “combined incentives” mechanism and empirical simulations. *Global Environmental Change* [online]. 19(2), 265-278. [cit. 2023-04-03]. Dostupné z: <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.11.004>
- ŠIMEK, M. 2008. Skleníkové plyny v půdě: 2. Uhlíkaté plyny – oxid uhličitý a metan. *Vesmír* [online]. 87(674), 674-678. [cit. 2023-04-02]. Dostupné z: <https://vesmir.cz/cz/casopis/archiv-casopisu/2008/cislo-10/sklenikove-plyny-pude.html>
- ŠIMEK, M. et al. 2021. Živá půda 9. Cyklus uhlíku a půdní organická hmota. *Živa: časopis přírodnický* [online]. Nakladatelství Academia, SSČ AV ČR, 174-181. [cit. 2023-04-02]. Dostupné z: <https://ziva.avcr.cz/files/ziva/pdf/ziva-puda-9-cyklus-uhliku-a-pudni-organicka-hmota.pdf>
- ŠKARPA, P. 2020. *Laboratorní výuka z výživy rostlin: multimediální učební texty* [online]. [cit. 2023-04-04]. Dostupné z: [https://web2.mendelu.cz/af\\_221\\_multitext/laborator/index.php?N=1&I=3&J=7&K=2](https://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/laborator/index.php?N=1&I=3&J=7&K=2)
- UNCC. 2023. What is REDD+?. *United Nations Climate Change* [online]. [cit. 2023-03-31]. Dostupné z: <https://unfccc.int/topics/land-use/workstreams/redd/what-is-redd>
- UNDP. 2022. *CARBON PAYMENT FOR DEVELOPMENT: Leveraging carbon markets to enable private investments in support of the SDGs* [online]. [cit. 2023-04-01]. Dostupné z: <https://carboncooperation.undp.org/cpford>
- UN-REDD. 2023. The Programme. *UN-REDD programme* [online]. [cit. 2023-03-31]. Dostupné z: <https://www.un-redd.org/about/programme>
- USUGA, J. C. L. et al. 2010. Estimation of biomass and carbon stocks in plants, soil and forest floor in different tropical forests. *Forest Ecology and Management* [online]. 260(10), 1906–1913. [cit. 2023-03-31]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.08.040>
- VACÍK, J. 1999. *Přehled středoškolské chemie*. 4. vyd. Praha: Státní pedagogické nakladatelství, 366 s. ISBN 978-80-7235-108-4.
- VALENZUELA, L.G. 2022. *Orquídeas de la Reserva de Biósfera Oxapampa Asháninka Yánesha*. Lima, Peru: Jardín Botánico de Missouri - Perú, 431 s. ISBN 978-612-00-7916-4.
- VERA, R. R. 2006. *PERU: Country Pasture/Forage Resource Profiles* [online]. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). [cit. 2023-04-02]. Dostupné z: [https://ees.kuleuven.be/eng/klimos/toolkit/documents/657\\_Peru\\_English.pdf](https://ees.kuleuven.be/eng/klimos/toolkit/documents/657_Peru_English.pdf)
- WANG, Z. et al. 2008. Effects of grassland conversion to croplands on soil organic carbon in the temperate Inner Mongolia. *Journal of Environmental Management* [online]. 86(3), 529-534. [cit. 2023-04-01]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.12.004>

- WHITE, R. et al. 2000. *PILOT ANALYSIS OF GLOBAL ECOSYSTEMS: Grassland Ecosystems* [online]. Washington, DC: World Resources Institute. [cit. 2023-04-01]. ISBN 1-56973-461-5. Dostupné z: [https://files.wri.org/d8/s3fs-public/pdf/page\\_grasslands.pdf](https://files.wri.org/d8/s3fs-public/pdf/page_grasslands.pdf)
- WHITING, D. E. et al. 2015. *Soil pH* [online]. Colorado State University: CMG GardenNotes. [cit. 2023-04-01]. Dostupné z: <https://cmg.extension.colostate.edu/wp-content/uploads/sites/59/2020/01/Garden-Notes-Complete-Set-2020-Final-w-Cover.pdf>
- WINTGENS, J. N. 2004. *Coffee: Growing, Processing, Sustainable Production: A Guidebook for Growers, Processors, Traders, and Researchers* [online]. Darmstad: WILEY-VCH. [cit. 2023-03-31]. ISBN 9783527619627. Dostupné z: <https://doi.org/10.1002/9783527619627>
- WONG, V. N. L. et al. 2006. Carbon Dynamics in Salt-Affected Soils. 18th World Congress of Soil Science [online]. Philadelphia, Pennsylvania, USA. [cit. 2023-04-05]. Dostupné z: <https://www.idd.go.th/18wcss/techprogram/P13421.HTM>
- WRI. 1990. *World Resources 1990-91: Climate Change in Latin America* [online]. United States of America: Oxford University Press 1990, 384 s. [cit. 2023-03-31]. ISBN 0-19-506228-0. Dostupné z: [https://files.wri.org/d8/s3fs-public/pdf/worldresources1990-91\\_bw.pdf](https://files.wri.org/d8/s3fs-public/pdf/worldresources1990-91_bw.pdf)
- WWF. 2020. TROPICAL RAINFORESTS: Why are tropical forests so important?. [wwf.panda.org](http://wwf.panda.org) [online]. WWF - World Wide Fund For Nature. [cit. 2023-03-31]. Dostupné z: [https://wwf.panda.org/discover/our\\_focus/forests\\_practice/importance\\_forests/tropical\\_rainforest/](https://wwf.panda.org/discover/our_focus/forests_practice/importance_forests/tropical_rainforest/)
- YELURIPATI, J. et al. 2018. *Payment for carbon sequestration in soils: A scoping study* [online]. The James Hutton Institute. [cit. 2023-03-31]. Dostupné z: <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.26883.55847>
- ZARO, G. C. et al. 2020. Carbon sequestration in an agroforestry system of coffee with rubber trees compared to open-grown coffee in southern Brazil. *Agroforestry Systems* [online]. 94(2), 799–809. [cit. 2023-04-01]. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s10457-019-00450-z>
- ZHOU, W. et al. 2019. Effects of soil pH and texture on soil carbon and nitrogen in soil profiles under different land uses in Mun River Basin, Northeast Thailand. *PeerJ* [online]. Beijing, China: Creative Commons CC-BY 4.0, 2019. [cit. 2023-04-05]. Dostupné z: <https://doi.org/10.7717/peerj.7880>

## 10 SEZNAM OBRÁZKŮ

OBR. 1: PŘÍČINY CELOSVĚTOVÝCH ANTROPOGENNÍCH EMISÍ CO <sub>2</sub> (1880-2019), (IPCC, 2021) .....	11
OBR. 2: SCÉNÁŘE ATMOSFÉRIKÉHO CO <sub>2</sub> DO ROKU 2100 (IPCC, 2021) .....	12
OBR. 3: MAPA PERU (LEHR ET AL., 2012).....	26
OBR. 4: MAPA PERU A PROVINCE OXAPAMPA (EHRENBERGEROVÁ ET AL., 2016 - UPRAVENO).....	26
OBR. 5: KÁVOVÁ PLANTÁŽ TRANSEKT Č. 1 (CHALUPOVÁ, 2022) .....	<b>¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.</b>
OBR. 6: TRANSEKT Č. 3 (CHALUPOVÁ, 2022) .....	<b>¡ERROR! MARCADOR NO DEFINIDO.</b>
OBR. 7: HORSKÝ DEŠTNÝ LES, SERNANP (CHALUPOVÁ, 2022).....	29
OBR. 8: PASTVINA V OKOLÍ MĚSTA OXAPAMPA (CHALUPOVÁ, 2022) .....	29
OBR. 9: ILUSTRÁČNÍ OBRÁZEK ZKUSNÉ PLOCHY (GITEC, JORGE MATTOS OLAVARRIA) .....	31
OBR. 10: TRANSEKT Č. 1 ZOBRAZENÝ V PROGRAMU FIELD-MAP DATA COLLECTOR .....	32
OBR. 11: TRANSEKT Č. 2 ZOBRAZENÝ V PROGRAMU FIELD-MAP DATA COLLECTOR .....	33
OBR. 12: TRANSEKT Č. 3 ZOBRAZENÝ V PROGRAMU FIELD-MAP DATA COLLECTOR .....	33
OBR. 13: TRANSEKT Č. 4 ZOBRAZENÝ V PROGRAMU FIELD-MAP DATA COLLECTOR .....	34
OBR. 14: TRANSEKT Č. 5 ZOBRAZENÝ V PROGRAMU FIELD-MAP DATA COLLECTOR .....	35
OBR. 15: TRANSEKT Č. 6 ZOBRAZENÝ V PROGRAMU FIELD-MAP DATA COLLECTOR .....	35
OBR. 16: PŮDNÍ ZÁKOPEK, PASTVINA SAN ALBERTO (CHALUPOVÁ, 2022) .....	40

## 11 SEZNAM GRAFŮ

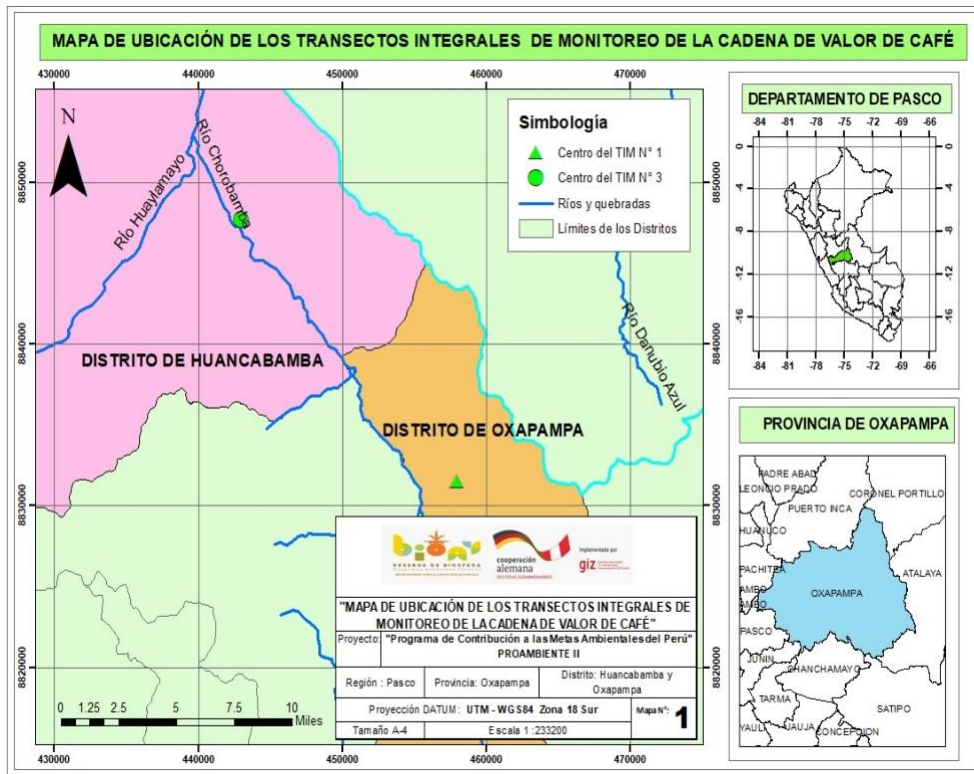
GRAF 1: PŮVOD DŘEVIN VE STUDOVANÝCH LANDUSE .....	45
GRAF 2: NEJZASTOUPENĚJŠÍ DRUHY V KÁVOVÝCH PLANTÁŽÍCH .....	47
GRAF 3: NEJZASTOUPENĚJŠÍ DRUHY V LESE .....	47
GRAF 4: KRABICOVÉ ZNÁZORNĚNÍ DBH/LANDUSE .....	47
GRAF 5: KRABICOVÉ ZNÁZORNĚNÍ VÝŠKY/LANDUSE .....	47
GRAF 6: VZTAH VÝŠKA/PRŮMĚR NA JEDNOTLIVÁ LANDUSE .....	48
GRAF 7: PRŮMĚRNÉ MNOŽSTVÍ UHLÍKU NA HEKTAR V JEDNOTLIVÝCH LANDUSE DLE VÝPOČTU DVOU AUTORŮ .....	49
GRAF 8: PRŮMĚRNÉ MNOŽSTVÍ C (MG/HA) V KÁVOVÝCH AGROLESNICKÝCH PLANTÁŽÍCH ..	49
GRAF 9: PRŮMĚRNÉ MNOŽSTVÍ UHLÍKU (MG/HA) V LESE .....	50
GRAF 10: PRŮMĚRNÉ MNOŽSTVÍ UHLÍKU (MG/HA) V PASTVINÁCH .....	51
GRAF 11: MNOŽSTVÍ C NA LANDUSE DLE CHAVE ET AL. (2014) .....	51
GRAF 12: MNOŽSTVÍ C NA LANDUSE DLE CHAVE ET AL. (2014), BEZ EXTRÉMNÍ HODNOTY ..	51
GRAF 13: MNOŽSTVÍ C NA LANDUSE DLE SEGURA ET AL. (2006) .....	51
GRAF 14: MNOŽSTVÍ C NA LANDUSE DLE SEGURA ET AL. (2006), BEZ EXTRÉMNÍ HODNOTY...	51
GRAF 15: MNOŽSTVÍ C V TRANSEKTECH DLE CHAVE ET AL. (2014) .....	52
GRAF 16: MNOŽSTVÍ C V TRANSEKTECH DLE CHAVE ET AL. (2014), BEZ EXTRÉMNÍ HODNOTY..	52
GRAF 17: MNOŽSTVÍ C V TRANSEKTECH DLE SEGURA ET AL. (2006) .....	52
GRAF 18: MNOŽSTVÍ C V TRANSEKTU DLE SEGURA ET AL. (2006), BEZ EXTRÉMNÍ HODNOTY..	52
GRAF 19: MNOŽSTVÍ C V HLOUBCE H NA LANDUSE .....	54
GRAF 20: MNOŽSTVÍ C V HLOUBCE 0-10 NA LANDUSE .....	54
GRAF 21: MNOŽSTVÍ C V HLOUBCE 10-20 NA LANDUSE .....	54
GRAF 22: MNOŽSTVÍ C V HLOUBCE 20-30 NA LANDUSE .....	54
GRAF 23: PH V HLOUBCE H NA LANDUSE .....	55
GRAF 24: PH V HLOUBCE 0-10 NA LANDUSE .....	55
GRAF 25: PH V HLOUBCE 10-20 NA LANDUSE .....	55
GRAF 26: PH V HLOUBCE 20-30 NA LANDUSE .....	55
GRAF 27: KONDUKTIVITA ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ) V HLOUBCE H .....	56
GRAF 28: KONDUKTIVITA ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ) V HLOUBCE 0-10 .....	56
GRAF 29: KONDUKTIVITA ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ) V HLOUBCE 10-20 .....	56
GRAF 30: KONDUKTIVITA ( $\mu\text{S.cm}^{-1}$ ) V HLOUBCE 20-30 .....	56

## 12 SEZNAM TABULEK

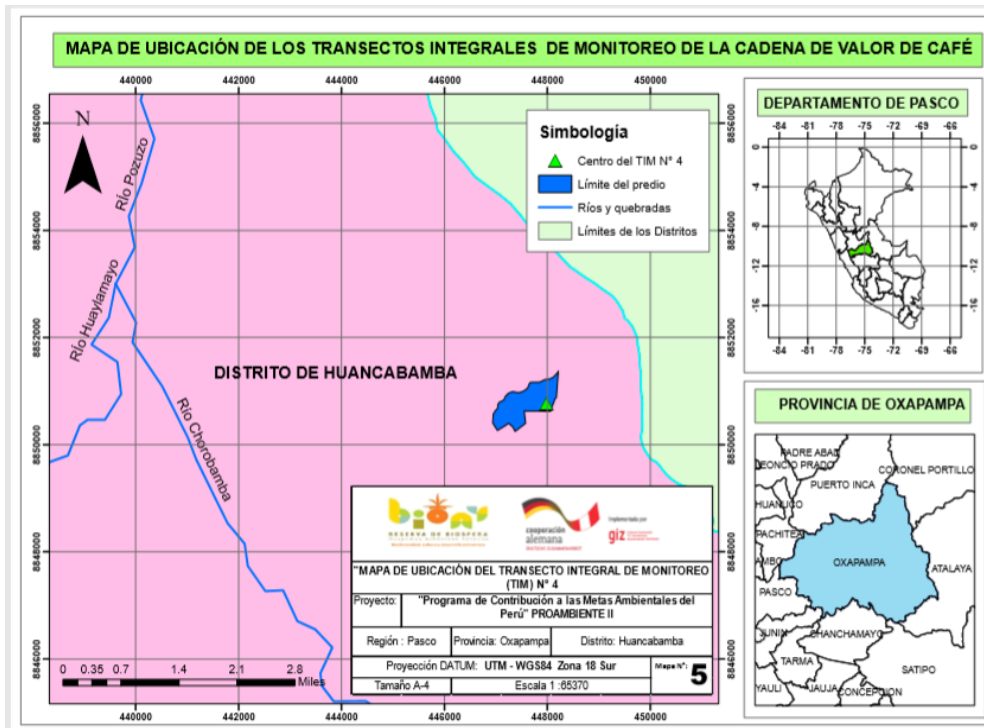
TAB. 1: TRANSEKTY S VÝSKYTEM KÁVOVÝCH AGROLESNICKÝCH PLANTÁŽÍ .....	27
TAB. 2: TRANSEKTY SE ZKOUMANÝMI LESNÍMI PLOCHAMI.....	28
TAB. 3: TRANSEKTY S VÝSKYTEM PASTVIN .....	29
TAB. 4: TRANSEKT 1 – FINCA SAN ALBERTO, PŘEHLED PŮDNÍCH SOND .....	40
TAB. 5: TRANSEKT 3 - FINCA YANASHAGA, PŘEHLED PŮDNÍCH SOND .....	41
TAB. 6: PŮDNÍ SONDY NA PASTVINÁCH .....	41
TAB. 7: PŮDNÍ SONDY V LESE .....	41
TAB. 8: AKTIVNÍ PH PŮDY PRO POMĚR 1:2,5 (BORŮVKA, 2005) .....	42
TAB. 9: HODNOCENÍ ZASOLENÍ PODLE ŠKARPA (2010).....	42
TAB. 10: SEZNAM VYSKYTUJÍCÍCH SE DRUHŮ NA 8 ZKUSNÝCH PLOCHÁCH TRANSEKTU 1 .....	45
TAB. 11: SEZNAM VYSKYTUJÍCÍCH SE DRUHŮ NA 8 ZKUSNÝCH PLOCHÁCH TRANSEKTU 2 .....	45
TAB. 12: SEZNAM VYSKYTUJÍCÍCH SE DRUHŮ NA 8 ZKUSNÝCH PLOCHÁCH TRANSEKTU 3 .....	46
TAB. 13: SEZNAM VYSKYTUJÍCÍCH SE DRUHŮ NA 8 ZKUSNÝCH PLOCHÁCH TRANSEKTU 4 .....	46
TAB. 14: SEZNAM VYSKYTUJÍCÍCH SE DRUHŮ NA 8 ZKUSNÝCH PLOCHÁCH TRANSEKTU 5 .....	46
TAB. 15: SEZNAM VYSKYTUJÍCÍCH SE DRUHŮ NA 8 ZKUSNÝCH PLOCHÁCH TRANSEKTU 6 .....	47
TAB. 16: DŘEVINY NA PLOCHÁCH V LESE .....	48
TAB. 17: DŘEVINY V KÁVOVÝCH PLANTÁŽÍCH .....	48
TAB. 18: PRŮMĚRNÉ CELKOVÉ MNOŽSTVÍ BIOMASY A C NA HEKTAR NA LANDUSE .....	50
TAB. 19: CELKOVÁ BIOMASA A MNOŽSTVÍ UHLÍKU NA HEKTAR V JEDNOTLIVÝCH TRANSEKTECH KÁVOVÝCH PLANTÁŽÍ.....	51
TAB. 20: CELKOVÁ BIOMASA A MNOŽSTVÍ UHLÍKU (MG/HA) V JEDNOTLIVÝCH TRANSEKTECH V LESE .....	52
TAB. 21: MNOŽSTVÍ UHLÍKU A BIOMASY V PASTVINÁCH .....	53
TAB. 22: PRŮMĚRNÝ OBSAH UHLÍKU V DANÉ HLOUBCE ODBĚRU A LANDUSE ± SMĚRODATNÁ ODCHYLKA. 56	
TAB. 23: VÝSLEDNÉ HODNOTY P U ANALÝZY ROZPTYLU ANOVA.....	56
TAB. 24: PRŮMĚRNÝ PH V DANÉ HLOUBCE ODBĚRU A LANDUSE .....	57
TAB. 25: PRŮMĚRNÁ KONDUKTIVITA V JEDNOTLIVÝCH HLOUBKÁCH ODBĚRU A LANDUSE .....	59

# 13 PRÍLOHY

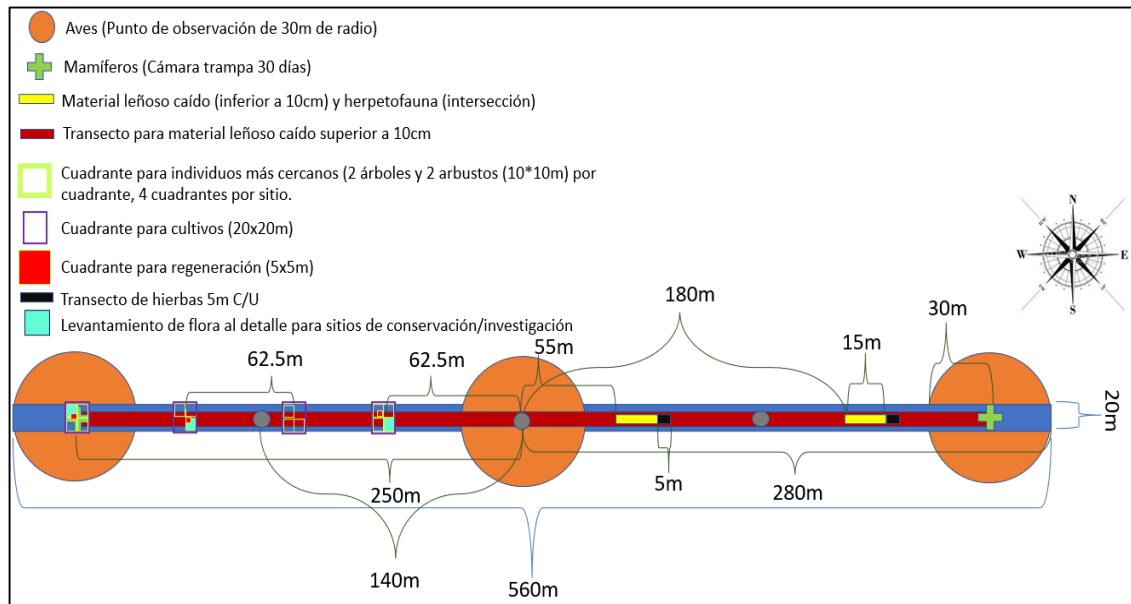
Příloha č. 1 – Mapa realizovaných transektů č. 1 a č. 3 (GITEC, 2022)



Příloha č. 2 – Mapa transektu č. 4 v distrito Huancabamba (GITEC, 2022)



**Příloha č. 3 – Schéma transektu lokálních expertů (GITEC) ve spolupráci s GIZ (GITEC, 2022)**



**Příloha č. 4 – NP Yanachaga Chemillén**



**Příloha č. 5 – Kávová plantáž se stínící dřevinou rodu *Pinus***



**Příloha č. 6 – Kávová plantáž se stínícími druhy rodu *Pinus***



## Příloha č. 7 – Pastvina v okolí města Oxapampa



## Příloha č. 8 – Odběr půdních vzorků

