

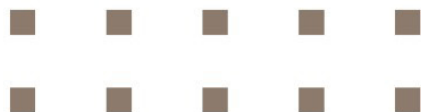


EDITORIAL
NAVEGANTE



LA REGULACIÓN DEL BOSQUE AMAZÓNICO A PARTIR DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

RILDO ROJAS TUANAMA
RODIL TELLO ESPINOZA
SEGUNDO CÓRDOVA HORNA



Rildo Rojas Tuanama

Perfil: Profesional forestal con experiencia academica e investigación. Con mas de 10 años de experiencia universitaria como docente y con participación en mas de 5 proyectos de investigación en la UNAP. Asimismo, participación como especialista-consultor en proyectos de inventarios forestales, manejo forestal, zonificación ecologica economica, ordenamiento territorial y evaluación de impacto ambiental, siempre en el ámbito forestal.

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0661-2780>

Afiliación: Universidad Nacional de la Amazonía Peruana.

Rodil Tello Espinoza

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9413-6037>

Afiliación: Universidad Nacional de la Amazonía Peruana.

Segundo Córdova Horna

Perfil: Docente universitario en la Facultad de Ciencias Forestales, con Maestría en Ciencias Forestales con mención en Manejo Forestal (UNAP), Doctorado en Ambiente y Desarrollo Sostenible, con experiencia en manejo de bosques tropicales, manejo de viveros y transformación primaria de la madera

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1743-7212>

Afiliación: Universidad Nacional de la Amazonía Peruana.

LA REGULACIÓN DEL BOSQUE AMAZÓNICO A PARTIR DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Rildo Rojas Tuanama

Rodil Tello Espinoza

Segundo Córdova Horna



EDITORIAL
NAVEGANTE

Todas nuestras publicaciones son sometidas a revisión doble-ciego de pares académicos (*Peer Review Double Blind*ed).

Esta publicación cuenta con licencia Creative Commons Reconocimiento - NoComercial - SinObraDerivada 3.0 Unported License.



ISBN: 978-628-7623-55-2

© Rildo Rojas Tuanama

© Rodil Tello Espinoza

© Segundo Córdova Horna

2024

DOI: <https://doi.org/10.5281/zenodo.10684194>

©Editorial Navegante

www.editorialnavegante.com

Queda prohibida la reproducción bajo cualquier modalidad de toda o una parte de esta obra sin autorización expresa del titular de los derechos.

Diseño de carátula y composición: Editorial Navegante

Edición electrónica: Editorial Navegante

Editado en Colombia/ *Published in Colombia*

LA REGULACIÓN DEL BOSQUE AMAZÓNICO A PARTIR DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Rildo Rojas Tuanama

Rodil Tello Espinoza

Segundo Córdova Horna



EDITORIAL
NAVEGANTE

ÍNDICE

ÍNDICE DE FIGURAS	9
ÍNDICE DE TABLAS.....	10
INTRODUCCIÓN	14

CAPÍTULO I

LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS	16
1.1. Aspectos generales e incidencia en la sociedad	17
1.2. Tipos de servicios ecosistémicos	19
1.3. Los cuidados ambientales	23

CAPÍTULO II

LA REGULACIÓN DE LOS BOSQUES	26
2.1. Los servicios ecosistémicos de regulación en los bosques.....	27
2.2. El plagio del carboncillo	31
2.3. Aprovechamiento del secuestro del carbono en los bosques.....	34

CAPÍTULO III

BIOMETRÍA FORESTAL, LA BIOMASA Y LA DINÁMICA DE LOS BOSQUES AMAZÓNICOS..... 37

3.1. ¿Qué se entiende por biometría?	38
3.1.1. Acerca de los sistemas biométricos forestales	39
3.2. La biomasa	40
3.2.1. Tipos de bioenergía	41
3.2.2. Bondades de la biomasa	42
3.3. Dinámica del bosque.....	43
3.4. El bosque amazónico	44
3.4.1. Los bosques y los recursos forestales del Perú.....	45
3.5. La conservación del bosque amazónico	45

CAPÍTULO IV

SECUESTRO DE CARBONO Y DINÁMICA EN LA BIOMETRÍA DE UN APROVECHAMIENTO FORESTAL EN EL CENTRO DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA FORESTAL, PUERTO ALMENDRA, LORETO, PERÚ 47

4.1. Objetivos de la investigación	48
4.1.1. Objetivo general	48
4.1.2. Objetivos específicos.....	48
4.2. Hipótesis	48
4.3. Método de investigación	49
4.4. Diseño de la investigación.....	49

4.5. Población y muestra.....	49
4.5.1. Clima	51
4.5.2. Ecología.....	51
4.5.3. Fisiografía	51
4.5.4. Suelos.....	51
4.6. Procedimientos, técnica e instrumentos de recolección de los datos.....	52
4.7. Técnicas de procesamiento y análisis de datos.....	52
4.7.1. Ecuaciones básicas para cálculos matemáticos	55
4.8. Resultados.....	62
4.8.1. Variación de la densidad, de la superficie base según clase de diámetro, tipo de bosque	62
4.8.2 Variación de la riqueza, índice de diversidad e Índice de Valor de Importancia (IVI)	73
4.8.3. Dinámica del Rodal entre censo y tipo de bosque.....	76
4.8.4. Crecimiento en diámetro de especies del rodal.....	87
4.8.5. Dinámica del equivalente del dióxido de carbono de la biomasa aérea y subterránea.....	90
4.9. Análisis.....	94
4.10. Propuesta	103
4.11. Conclusiones	103
4.12. Recomendaciones	106

CAPÍTULO V

CONSIDERACIONES FINALES	107
-------------------------------	-----

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	112
---------------------------------	-----

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1	
<i>Ciclo del carbono</i>	33
Figura 2	
<i>Diseño de la investigación</i>	49
Figura 3	
<i>Plano de ubicación del área de investigación</i>	50
Figura 4	
<i>Estándar de stock del carbón</i>	55
Figura 5	
<i>Número de árboles muertos y reclutados</i>	78
Figura 6	
<i>Variación del dióxido de carbono equivalente (tCO₂e/ha) sobre el suelo y dentro del suelo por tipo de bosque y año de evaluación</i>	95

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1	
<i>Coordenadas del lindero de la parcela permanente.....</i>	<i>52</i>
Tabla 2	
<i>Factores de conversión conforme al manual del IPCC</i>	<i>59</i>
Tabla 3	
<i>Data Individual Parcelas I.....</i>	<i>61</i>
Tabla 4	
<i>Data Individual Parcelas II.....</i>	<i>61</i>
Tabla 5	
<i>Variación espacio temporal del número de árboles/ha por tipo de bosque y censo</i>	<i>62</i>
Tabla 6	
<i>ANOVA para densidad de árboles/ha entre evaluaciones y tipo de bosque del rodal.....</i>	<i>63</i>
Tabla 7	
<i>Densidad promedio de árboles, error estándar y límite de confianza por año de evaluación.....</i>	<i>64</i>
Tabla 8	
<i>Densidad promedio de árboles, error estándar y límite de confianza por tipo de bosque del rodal y prueba de rangos múltiples de Tukey.....</i>	<i>65</i>
Tabla 9	
<i>Variación espacio temporal del diámetro promedio y el número de árboles para el rodal con bosque denso.....</i>	<i>66</i>
Tabla 10	
<i>Variación espacio temporal del diámetro promedio y el número de árboles para el rodal con bosque regular.....</i>	<i>66</i>

Tabla 11

Variación espacio temporal del diámetro promedio y el número de árboles para el rodal con bosque ralo 67

Tabla 12

Cambios del diámetro promedio de los árboles según tipo de bosque y año de evaluación 67

Tabla 13

ANOVA para DAP entre evaluaciones y tipo de bosque 68

Tabla 14

Densidad promedio de árboles, error estándar y límite de confianza por ipo de bosque del rodal 69

Tabla 15

Diámetro promedio de árboles, error estándar, límite de confianza por tipo de bosque del rodal y prueba de rangos múltiples de Tukey 69

Tabla 16

Variación del área basal (m^2/ha) del rodal por tipo de bosque y denso 70

Tabla 17

ANOVA para el área basal (m^2/ha) entre evaluaciones y tipo de bosque del rodal 71

Tabla 18

Área basal del rodal (m^2/ha), error estándar y límite de confianza por año de evaluación 72

Tabla 19

Área basal (m^2/ha), error estándar, límite de confianza por tipo de bosque del rodal y prueba de rangos múltiples de Tukey 72

Tabla 20

Especies, individuos, índice de Shannon e índice de Simpson para el bosque estudiado en la escala multi temporal 74

Tabla 21

Índice de Valor de Importancia (IVI) de las 26 principales especies que contribuyen con más del 50 % del valor total en el periodo 2010-2016 75

Tabla 22	
<i>Dinamismo y escala de calificación del rodal.....</i>	<i>76</i>
Tabla 23	
<i>Mortalidad y reclutamiento absoluto y escala de calificación del rodal</i>	<i>77</i>
Tabla 24	
<i>Tasa (%) anual del dinamismo, mortalidad y reclutamiento</i>	<i>79</i>
Tabla 25	
<i>Comportamiento espacio temporal de los individuos en el rodal.....</i>	<i>80</i>
Tabla 26	
<i>Especies que entraron (INPUT) y salieron (OUTPUT) en el rodal</i>	<i>81</i>
Tabla 27	
<i>Especies con comportamiento espacio temporal con mortalidad de árboles en el rodal</i>	<i>82</i>
Tabla 28	
<i>Especies con comportamiento temporal estable y con reclutamiento final en el rodal.....</i>	<i>84</i>
Tabla 29	
<i>Especies con comportamiento temporal estable en el rodal</i>	<i>85</i>
Tabla 30	
<i>Incremento medio anual (IMA) y su límite de confianza (LC) al 95 % por especie de los árboles con más de dos individuos en la parcela</i>	<i>88</i>
Tabla 31	
<i>Incremento medio anual (IMA) por especie de los árboles con un solo ejemplar evaluado en la parcela.....</i>	<i>89</i>
Tabla 32	
<i>Variación del dióxido de carbono equivalente (tCO₂e/ha) de la biomasa de árboles y bajo el suelo del rodal con bosque ralo</i>	<i>91</i>
Tabla 33	
<i>Variación del dióxido de carbono equivalente (tCO₂e/ha) de la biomasa de árboles y bajo el suelo del rodal con bosque regular</i>	<i>92</i>

Tabla 34

*Variación del dióxido de carbono equivalente (tCO₂e/ha)
de la biomasa de árboles y bajo el suelo del rodal con bosque denso 93*

Tabla 35

*Dióxido de carbono equivalente (tCO₂e/ha) sobre el suelo
y subterránea por tipo de bosque y año del censo 94*

INTRODUCCIÓN

Es indiscutible que todos los bienes que nos proporciona el medioambiente son de gran provecho para el individuo, pues este los emplea para cubrir y satisfacer las necesidades que aseguran su supervivencia. En otros términos, los recursos son elementos empleados para la alimentación, la salud, la economía y la recreación, de tal manera que son consideradas como fuentes de desarrollo. Asimismo, cuando el sujeto aprovecha de dichos recursos naturales, no solo se está beneficiando a sí mismo, sino que contribuye con la comunidad, ya sea para conseguir o alcanzar un óptimo desarrollo sostenible local o, también, para incrementar las actividades turísticas, generando e incrementando ingresos que favorecen a sus habitantes. En este sentido, aprovechar dichos recursos que nos ofrece la naturaleza, gira en torno a tres aspectos o criterios sostenibles: ambiental, social y económico. Desde esta concepción, diremos que se mantiene un equilibrio con la naturaleza, favoreciendo a las futuras generaciones (Orellana y Lalvay, 2018).

Para el Ministerio de Ambiente del Gobierno de Perú (MINAM) si se parte, esta iniciativa que invita a reconocer, valorar y conservar los recursos naturales, centraremos nuestra atención en los bosques, pues son la fuente de primera mano considerada como el principal proveedor de servicios ecosistémicos que permiten regular y controlar los efectos que recaen sobre ellos.

El origen del gran provecho que se adquieren de los bosques concerniente a un ecosistema, podemos expresar que son irremplazables para la existencia de la humanidad. Sin duda alguna, los bosques son de gran impor-

tancia para toda una localidad, pues contribuye con la regulación del clima, disminuye los niveles de riesgos durante el cambio climático, protege los suelos, entre otros, de tal manera que estos beneficios forman parte de los beneficios de los servicios ecosistémicos (MINAM, 2016b). Los bosques cobran mayor importancia debido a que conforman desaguaderos relevantes de carbono, que forman diferentes y abundantes ecosistemas, ya que son agentes de asistencia ecosistémica simples, tal como: la normalización hídrica, la protección de la diversidad, entre otros (Paz, 2017).

No obstante, el medioambiente y sus elementos naturales se ven amenazados por este desaforado uso que la vida humana tiene de ellos. Tanto las externalidades negativas como las sustancias o formas de energía no deseables en concentraciones tales que afecten el confort, salud y bienestar de las personas, la producción en exceso, el descontrol del manejo de los recursos hídricos, las deforestaciones y toda variedad en riesgo de desaparecer son consecuencias directas de la actividad humana.

En definitiva, la preservación de los recursos naturales merece una ampliación de sistemas que se ajusten a la fusión de los valores con la envergadura de los bienes y servicios ecosistémicos que determinen el procedimiento razonable del patrimonio natural del país (MINAM, 2016a,). Entonces, se puede decir que la ciencia ambiental y sus aportes, respecto a la sostenibilidad de los recursos naturales, servirán como punto de partida para reconocer a cabalidad las estructuras y funciones que merecen sus componentes, en este caso, de los bosques o espacios forestales.

CAPÍTULO I

LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

El consumo de bienes de la naturaleza por parte de la raza humana ha traído problemas de equilibrio ambiental a escala global. Los índices de su impacto han sido tales que en este produjeron una gama de pensamientos relacionados con el cuidado ambiental y, por tanto, nuevas formas de dirigirse en discusiones correspondientes a este tema. De ahí que se planteen conceptos científicos que hacen referencia a la naturaleza, que a la vez implican una actitud ética frente a ella. El presente capítulo trata el concepto de servicio ecosistémico y todo aquello relacionado con este, como ecosistema y cuidado ambiental.

Este innovador pensamiento es planteado de acuerdo a ciertos medios que le pueden llevar a un mejor modo de consumo de recursos sin que atente contra la vida natural ni contra la propia en el futuro (Valencia et al., 2017). Eso le llevará a cuidar de los ecosistemas de la naturaleza y a gestionar cada una de sus propias acciones cuando quiera acercarse a ella para consumir algo; pero antes tiene que conocer su estructura y funcionamiento, sin ello los intentos de gestionar serán pasos a tientas en donde

la seguridad se forma a partir de ensayo y error, algo que a la vida natural podría afectar gravemente. Es por ello que, en el presente, se insiste en la relación naturaleza-sociedad y naturaleza-hombre, porque con ellas el cuidado se garantiza.

1.1. Aspectos generales e incidencia en la sociedad

El concepto de ecosistema es entendido universalmente, y de manera simple, como la unidad básica de la naturaleza (Armenteras et al., 2016). Y lo es porque de manera disgregada no sería tal, debido a que cada elemento del conjunto es necesario para mantener un equilibrio. Este se compone de los organismos vivos y de sus factores físicos no vivos. Así pues, un ecosistema puede ser un bosque, en el que conviven roedores, aves y plantas, todos ellos bajo las mismas condiciones climáticas y geográficas.

La presencia de los ecosistemas en el planeta es múltiple. Cada punto de ella posee uno o más de uno y, a la vez, estos varían de tipo, por tanto, de fauna, de flora y de condiciones climáticas. Esta multiplicidad de ecosistemas también trae consigo una serie de recursos naturales cuyo aprovechamiento está a disposición del género humano. Este los selecciona, los trata —cultiva y produce— y los consume. Durante siglos, este ha aprovechado los recursos de distinta manera. Sin embargo, con el pasar de los últimos doscientos años, el avance y optimización de sus recursos tecnológicos ha dado cuenta de varios aspectos de este consumo, tanto positivos como negativos.

Es por ello que, a nivel de la política, en específico la política ambiental, se ha reconocido la importancia del control de recursos mediante una política de gestión (Rodríguez et al., 2017). Así como la administración empresarial y pública, también estos actos de orden ambiental estarán direccionados por los principios de planificación, organización, dirección, evaluación y retroalimentación. Esta gestión ambiental busca que los recursos naturales sean de mayor provecho sin dejar cabos sueltos respecto

a la destrucción de los ecosistemas. En consecuencia, surgen nuevas formas de referirse a estas nuevas políticas ambientales.

El que interesa a este respecto, y es uno de los más importantes, es el concepto de los servicios ecosistémicos o, simplemente, servicios del ecosistema. Según la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO) (2021), se comprende a todos aquellos procesos naturales que favorecen el consumo humano, generalmente, estos están más relacionados con la alimentación, pero también con el esparcimiento y la distracción. Por ejemplo, se tiene el proceso natural de polinización hecha por insectos y aves, y también la formación de suelos en climas húmedos y templados, como las lomas en cerros de alto nivel de salitre.

Además, como servicios que brindan un producto, están sujetos a una estandarización para regular el valor de los mismos. Esto significa que los recursos ecosistémicos son tasables económicamente (Marañón y Madejon, 2016). Aunque esto pueda generar más de una opinión contraria, estos intentos promovidos por organismos internacionales fueron propuestos sobre todo con el objetivo de introducir las inquietudes ecológicas con fines económicos, resaltando la vinculación con la colectividad en los ecosistemas naturales, al mismo tiempo, impulsar la importancia en la preservación de la biodiversidad (Avendaño et al., 2020).

Respecto del interés económico y administrativo, el fin es el de comparar valores y evaluar los gastos naturales. Con esa operacionalización de los recursos naturales es posible no solo tener una idea de cuánto valor tiene un recurso para no malgastarlo, sino para gestionar esas acciones y actividades dañinas en pro de las mejoras medioambientales (Rodríguez et al., 2017). Con todo ello, los gestores podrán predecir su futuro en la producción y el consumo humano.

Por último, es admisible pensar en ellos como servicios básicos, puesto que gracias a estos hay agua y recursos orgánicos que sustentan la alimentación, así como paisajes naturales cuya visita es objeto de diversión,

esparcimiento o tranquilidad. Por estas razones, los recursos ecosistémicos son beneficiosos para el ser humano en cuanto a su sustento, disfrute y salud (Peixoto et al., 2019). Todos los derechos del ser humano. Sin embargo, el impacto que la humanidad ha tenido en ella ha elevado las preocupaciones, y justificadamente.

1.2. Tipos de servicios ecosistémicos

Antes de pasar a esta clasificación, es preciso enfatizar que los servicios ecosistémicos, además de lo ya mencionado, incluyen en un factor socio ecológico pendiente de la regulación de su consumo. Este incluye a los científicos ecologistas, los que se encargan de hacer mediciones de áreas, mapeos y cartografía, clasificación de especies, estructuración de la información.

Asimismo, a la sociedad civil que constituye un valor social agregado a estos servicios en razón de su comportamiento y percepciones, medidas con encuestas, se puede establecer el grado de importancia que ellos otorgan a uno de estos servicios (Sánchez y Vallejos, 2019). En función a ello, la clasificación de los servicios ecosistémicos es posible. Estos se dividen en cuatro tipos: los de apoyo o soporte, los de aprovisionamiento o abastecimiento, los de regulación y los culturales, como indican Avendaño et al. (2020).

Los servicios ecosistémicos de apoyo, de modo idéntico, son aquellos que constituyen el cimiento de los otros tres. Estos se pueden entender como las condiciones que permiten el flujo de todos los demás servicios ecosistémicos (Lescaille et al., 2020). En ese sentido, estos autores sitúan como ejemplo la diversidad de seres vivos, o sea, la biodiversidad. Esto no es una inclusión gratuita, pues la repartición natural de seres vivos por todo el mundo es una condición importante para la formación, o conformación, de ecosistemas, por lo que su cuidado es de gran interés también (Pérez-Mesa, 2019).

Sin embargo, dentro de este grupo también están los productos de esas condiciones. Los frutos de las plantas, los vegetales, las semillas, el agua, el clima y todo aquello de consumo directo para el hombre y para las especies, ya que la función principal de estas condiciones es proporcionar un hábitat de especies, invariable por su posición geográfica y climática pero diverso, con múltiples elementos del ecosistema, para que pueda conservarse la diversidad genética de cada especie (Villarreyña et al., 2020). En pocas palabras, los productos de la naturaleza permiten la existencia de otros productos, como la biodiversidad respecto de las distintas especies de un tubérculo como la papa o de un ave en particular.

La dependencia de suministros o abastecimiento son el resultado de lograr un fundamento de apoyo, aunque se caracterizan más por el hecho de que constituyen beneficios directos para los consumidores (Villarreyña et al., 2020). Si este concepto se enlaza con las actividades económicas es válido decir que a este servicio le corresponde el sector primario de la cadena de producción, porque este conjunto comprende a todas las materias primas usadas en la elaboración de fondos de adquisición para el hombre.

Estas incluyen una variedad de productos orgánicos e inorgánicos. Por ejemplo, los frutos de los cultivos, los animales de la industria ganadera y pesquera, los productos animales naturales como la miel, el abastecimiento de agua a través de diversos medios, los compuestos bioquímicos extraíbles de las plantas usados para la industria farmacéutica, y los minerales extraídos de yacimientos. Aquí, los consumidores son aquellos que poseen los productos en bruto, es decir, sin transformar, y así los consumen, como el agua y los alimentos no procesados; o, si los transforman, estos pasan a ser parte del sector secundario de la cadena de producción, la industria alimentaria, farmacéutica, minera, etc.

Estos servicios también son llamados, y con propiedad, recursos naturales, pues son bienes tangibles (Lescaille et al., 2020) que se encuentran a disposición —en teoría— de cualquier persona y sociedad. Es más, estos constituyen la base de la economía de un país, así como los servicios de

soporte son la base de todos los servicios ecosistémicos, los de abastecimiento son la base de las economías nacionales (López, 2020), incluso unos a diferencia de otros los tienen como recursos básicos y necesarios, sobre todo los que se caracterizan por ser productores de recursos naturales propios de su región y clima como son los países latinoamericanos que poseen la Selva y la Serranía.

Los otros dos servicios de la lista mencionada son cualitativamente distintos a los reseñados, porque la intervención del hombre está presente en todo momento. Si bien la nomenclatura de todos estos implica el concepto de intervención humana, en los dos primeros la intervención está relacionada con el aprovechamiento directo de ellas por medio de la extracción, o sea, el ser humano solamente extrae los recursos que la exclusividad de la naturaleza ha elaborado, sin participación externa. En cambio, los dos servicios ecosistémicos que se tratarán a continuación sí implican una intervención diferente en los procesos y áreas naturales, pero con distintos matices (López, 2020).

Así pues, los servicios ecosistémicos de regulación son los que están en constante monitoreo, evaluación y manejo por parte del ser humano, para beneficio propio y del medioambiente. Para empezar, esta intervención se debe a la inicua acción humana en la naturaleza durante estos dos últimos siglos en que la contaminación se acentuó y se concentró al punto de alterar los ecosistemas de todo el mundo, y esto incluye procesos naturales que regulan los excesos que pudieran producirse dentro del mismo medioambiente. Según De Lima Abouhamad et al. (2017), estos últimos son los que regulan la propiedad del aire, el dominio de gases y otros elementos, aunque naturales, de emisión dañina, descontaminación natural del suelo y de las aguas, etc.

Si estos procesos naturales están siendo afectados de manera negativa, en el futuro, esto se extenderá más a la vitalidad y la tranquilidad de los individuos (Arroyave-Maya et al., 2019). Por lo que, esta intervención no consuntiva, o sea, de la que no hay siquiera consumo, está justificada. Esta

consiste en un control biológico de esos procesos que aseguran su conservación, su mejoramiento y su preservación a futuro (De Lima Abouhamad et al., 2017). Es por ello que también se pueden entender como los servicios cuyos beneficios son alcanzados, por intermedio de, la organización acelerada de los procedimientos naturales del medioambiente, lo que manifiesta justamente su nomenclatura.

El ejemplo más común, pero más importante a efectos de la preservación de la vida, es causada por el acaloramiento, es decir, el cambio climático, que es el almacenamiento y el secuestro o captura del carbono atmosférico hecho por los árboles en su fase de fotosíntesis (Dilas et al., 2020). Aunque también otros elementos del ecosistema como el suelo lo hacen, en conjunto reducen las fuertes emisiones de carbono a pesar de que ellos mismos lo emiten también, pero en pequeñas cantidades.

Se suman a este ejemplo los procesos naturales de fertilización de la tierra, el proceso de las aguas servidas, el control de plagas y polinización, etc. (Villarreyña et al., 2020). Estos procesos se pueden confundir con los servicios de soporte por el hecho de que son naturales ambos. Sin embargo, los de soporte son estrictamente hablando los productos de la naturaleza, mientras que los de regulación son los procesos naturales que garantizan la existencia de esos productos (Contreras, 2016). Como estos se han visto alterados por la presencia de contaminación, la intervención humana es determinante para su consecuente clasificación y preservación.

El último tipo de servicio ecosistémico es el cultural. En este, la intervención humana no se debe necesariamente al estricto aprovechamiento, explotación y consumo de un recurso. Aunque si por consumo se entiende de manera simple el hecho de utilizar algo para cierto fin, el servicio ecosistémico cultural brinda esparcimiento, distracción y relajación a las personas (De Lima Abouhamad et al., 2017). Todas de distinto orden, pues pueden ser centros religiosos en los que se festejan cultos o puede ser el ambiente de trabajo para realizar alguna pieza maestra como un lienzo

o una película o simplemente para distraerse a través de experiencias estéticas, todas ellas sin perjuicio del medioambiente.

Otra característica, no menos importante y que se relaciona con la calidad de la intervención humana, que va más allá del mero esparcimiento, es que estos servicios naturales poseen, o se les adjudica, un valor intrínseco (Aguilar-Correa et al., 2019). Esto se debe, sobre todo, a los habitantes nativos que habitan desde antaño esas áreas, por los que su tangibilidad como recurso pasa a ser considerada intangibilidad por su valor histórico y cultural, dependiendo de la legislación que lo permita.

Todos estos servicios ecosistémicos son ese producto que ofrece la naturaleza al consumo humano, aunque sus recursos cada vez más se están agotando por un consumo desmedido. Su manutención, preservación, conservación y todos los tipos de cuidado que se planeen dependen del ser humano, ya que este es capaz, con sus acuerdos y sus herramientas, si no de controlar, por lo menos de reducir su impacto; al fin y al cabo, un bien para la naturaleza es un bien para este. Es por ello que una de sus metas es lograr un consumo responsable sin perjuicios al medioambiente.

1.3. Los cuidados ambientales

Las discusiones acerca de la concepción de asistencia al medioambiente, y en general, de la ecología, admiten la inclusión de temáticas de índole social como la economía, la política y derivados. Estas áreas cuyas conclusiones y logros teóricos están dirigidos a la práctica social protege el confort de la ciudadanía en general. Esto involucra no solo a los participantes mismos, sino también a todos los factores y condiciones determinantes para asegurar su supervivencia, como la nutrición y salud emocional, entre otras.

Ante estas necesidades fundamentales se elaboran propuestas gubernamentales cuya implementación y práctica se denominan políticas públicas, de las que forma parte aquella que se enfoca en el cuidado del medioam-

biente: la política ambiental, cuyos asuntos se articulan bajo la relación hombre-naturaleza (Aguiar et al., 2017). La ejecución de estos proyectos va de la mano de una gestión de recursos naturales; ya sea mala o buena, para todo consumo tiene que haber un registro de todo aquello que se consume, esto significa que son contabilizados, puestos bajo una lupa matemática para tener exactitud en las ideas al momento de tratarlas en una discusión seria.

Un ejemplo de ello es la evaluación monetaria de los recursos naturales hecha por las ciertas organizaciones no gubernamentales (ONG), el Banco Mundial (BM) y la Organización de las naciones Unidas (ONU) en un informe general llamado *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA) o la Valoración del Medio Ambiente Milenario, en el 2005 (como se citó en Peixoto et al., 2019). Si bien un proceso como este puede conllevar a discusiones de orden ético, pues se equipará el valor de la vida al del dinero, esta técnica ha llevado a los gobiernos y a organizaciones privadas a tomar decisiones en función del coste empleado por parte de la naturaleza.

La toma de decisiones con respecto a estos recursos puede admitir esa forma de valoración monetaria. De todas maneras, permite discriminar costes y recursos empleados hasta para preservarla. Justamente allí está la discusión ética porque si en caso los valores monetarios invertidos en un proyecto tienen, al final, un resultado de pérdida monetaria, el plan fracasa como el proyecto de disminución de riesgos del ecosistema.

Otras políticas públicas que van de la mano con los servicios culturales son la declaración de patrimonios naturales y, por tanto, intangibles y de calificativo protegido. Otras, mediante conferencias y reuniones internacionales de carácter político como la de Río de Janeiro en 1992, aunque su incidencia dentro del marco jurisdiccional a nivel internacional no tiene sino poca relevancia (Minaverry, 2020).

Las políticas ambientales y las gestiones correspondientes son llamadas, en este respecto, cuidados del ambiente porque son medidas cautelares

que aseguran un correcto procedimiento de gestión del medioambiente. Para ello, no solo se necesita de la acción de los hombres sin más, también de la inserción de tecnologías porque ellas permiten detectar y leer fenómenos y sus factores de manera precisa. Por ejemplo, cuando se quiere medir un terreno y sus cualidades, se utilizan Técnicas de Localización y Sistemas de información Geográficas para diagnosticar la topografía del mismo.

Asimismo, el control de las tecnologías (Carvajal, 2017), pues parte del deterioro ambiental de estos últimos siglos ha sido por esto. La presencia de aparatos que labraban las tierras para las grandes extensiones del monocultivo, el uso de avionetas para el rocío de pesticidas en un área de los cultivos y zonas aledañas, y la tala de árboles con maquinaria pesada, así como los yacimientos mineros y las zonas y comunidades nativas, la extracción de petróleo con plataformas de perforación, etc.

El impacto ambiental por la contaminación ha reducido 239 millones de hectáreas de bosques (Minaverri, 2020). Evidentemente, esta reducción y aparición de índices de escasez de recursos alertan a cada ciudadano del mundo. Entonces, las ideas innovadoras surgen. Como se indicó antes, el realce de la responsabilidad y la elección de nuevas alternativas dirigen este nuevo tipo de gestión.

CAPÍTULO II

LA REGULACIÓN DE LOS BOSQUES

La función del medioambiente son fuentes de ayuda para la humanidad siempre y cuando sean aprovechados de manera sostenible, esto es, con todos los cuidados necesarios que prevengan una gran alteración de algún o algunos factores de los ecosistemas naturales, pues, si pasara ello, significaría un desbalance que en el futuro puede constituir una catástrofe, como su desaparición. Si eso sucediera, las reservas de recursos naturales como los alimentos escasearían.

Sin embargo, para estas épocas, los efectos de la contaminación han sido objeto de atención y de toma de conciencia. Por ello, las nuevas formas de dirigirse al medioambiente permiten una relación nominal y sustancial con el ser humano (López, 2020). El concepto de servicios ecosistémicos justamente acerca la visión de aprovechamiento a la naturaleza y a la responsabilidad, lo que lleva no solo al consumo, sino también al cuidado y la verificación de los procesos naturales. Es por ello que los servicios base que se toman en este presente capítulo son los servicios ecosistémicos de

regulación, los cuales permiten que se produzcan naturalmente los alimentos y demás recursos naturales.

Lo primero que será tratado es el conjunto de procesos naturales que comprende esta noción, pero teniendo en cuenta que la intervención y el cuidado de estos son *a posteriori* de la incidencia antropogénica. Con este dato se procederá a visualizar uno de los procesos naturales más importante, sino determinante, de la vida: el secuestro de carbono. Para luego avizorar sus beneficios directos en el ser humano.

2.1. Los servicios ecosistémicos de regulación en los bosques

La función del medioambiente son privilegios que pueden tocarse y sentirse, como también, los bienes que no tienen existencia física que son proporcionados por los ecosistemas al ser humano (Lescaille et al., 2020). Sin embargo, como bienes naturales, él procura su cuidado sin intervenir de manera intempestiva en ellos. Justamente, este concepto y todo lo que implica se originan a partir de una toma de conciencia sobre las destructivas consecuencias de sus acciones en la naturaleza. La contaminación que produce la reducción, alteración y destrucción de ecosistemas, como también de sus condiciones, ha tenido consecuencias negativas para la salud, alimentación y bienestar.

El incremento de estos gases se debe a la emisión de los mismos por parte de agentes no naturales como las fábricas, los electrodomésticos, el cigarrillo, el humo automovilístico, otros medios de combustión de hidrocarburos, etc. Según Amable et al. (2017), todos ellos producen a las personas enfermedades respiratorias, alergias, arteriosclerosis y, consecuentemente, problemas de coagulación de la sangre, incluso cáncer cuando la exposición es continua. En conclusión, el impacto ambiental también se extendió al ambiente urbano, por lo que es razonable y válido el hecho de que los cambios que se propongan para con el medioambiente involucren la presencia e intervención medida de sus explotadores.

Estas consecuencias se deben al incremento y concentración de sustancias químicas que naturalmente el medioambiente genera y trata. El gas sin color ni olor, el metano y gases abundantes en la corteza terrestre son emitidos en el proceso de la fotosíntesis, los procesos digestivos de los animales y la putrefacción, pero ciertos seres vivos de la cadena trófica intervienen en ellos, su vida se basa en el consumo de estos, y naturalmente reducen esos químicos nocivos. Esos procesos naturales son los servicios ecosistémicos de regulación.

Como estos procesos naturales han sido alterados drásticamente por la acción humana, su cuidado tiene que necesariamente admitir su intervención. Ello significa garantizar el buen estado y estructura de los ecosistemas que serán, o que son, aprovechados (Merlotto et al., 2019). No obstante, esta tarea debe tener las mejores herramientas tecnológicas y técnicas que, a la vez, se basen en un control ecológico. Es más, el desarrollo de esta tecnología, de corte digital y virtual, además de procurar esos cuidados, también difunde y concientiza a las personas a cuidar de estos recursos y de sus procesos naturales. El uso de la tecnología no es simplemente procedimental, sino que invita a la población a cuidar del medioambiente (Di Pasquo et al., 2018).

Los conocimientos que se derivan de estas aplicaciones tienen sus bases, clasificaciones y mediciones. Los servicios de regulación son de distinto tipo. Según las Naciones Unidas el acuerdo para la Alimentación y la Agricultura, existen ocho funciones de regulación del medioambiente, estas son: El ambiente local, la contaminación atmosférica, la retención y almacenamiento del carbono, la disminución de eventos excesivos, el tratamiento de aguas servidas, la cautela del desgaste y el cuidado de la química del suelo, la polinización, el dominio orgánico de plagas, y la normalización de las corrientes de agua (FAO, 2021).

El primero de estos es el que está muy emparentado con todos los efectos negativos a la salud de las personas, porque la contaminación producida, durante mucho tiempo, por estas ha alterado en las zonas urbanas —que

se han convertido en zonas industriales— la calidad de los aires. Esto implica, entre otras cosas, la presencia de polvo y partículas contaminantes, además del aumento de la temperatura local (Cifuentes et al., 2021). Por lo que, la intervención correspondiente va de la mano con la planificación urbana. La construcción de jardines públicos y privados es un incentivo de conservación porque en conjunto ayudan a reducir las emisiones de gases tóxicos. Respecto del segundo, su tratamiento se verá en el siguiente acápite, debido a su importancia y transversalidad en este tema.

El tercer tipo de servicio ecosistémico, la moderación de fenómenos extremos. Estos se manifiestan como las avalanchas, las inundaciones, la desertificación de suelos, los movimientos telúricos, tsunamis, tornados, etc. Inmediatamente, el concepto que atañe a este servicio es el de resiliencia, la capacidad de resistir grandes perturbaciones sin alterar la estructura del ecosistema. Los ejemplos de estos servicios se encuentran en los manglares, arrecifes de coral, estanques y, en el caso de los bosques, toda la cubierta forestal. Todos estos se refieren a aquellos organismos vivos y elementos no vivos del ecosistema que amortiguan el efecto destructivo de catástrofes naturales (FAO, 2021).

El tratamiento de aguas residuales, que constituye el cuarto tipo, está muy vinculado a la contaminación de los efluentes o aguas servidas con desechos sólidos que provienen de las ciudades. Estos desechos contienen químicos y objetos físicos que en grandes proporciones afectan a los organismos vivos del ecosistema. Si bien estos desperdicios físicos no son fácilmente consumidos por estos servicios, los desechos químicos son tratables dependiendo del nivel de toxicidad que posean. Así, hay especies como moluscos, peces, algas y árboles ribereños que debido a la complejidad de sus sistemas digestivos pueden resistir la ingesta de estos químicos. Y sus ecosistemas también son favorables, como los humedales y pantanos (Huertas, 2020).

De esta manera, naturalmente, ellos garantizan el cuidado del ciclo hidrológico (Perona, 2017). Sin embargo, para que estos servicios sean óptimos

para el aprovechamiento de los recursos, la intervención humana tiene que ir dirigida a la limpieza física de las aguas, pero también a la regulación del caudal para mitigar las altas probabilidades de inundaciones. El aprovechamiento puede consistir en la construcción de represas y centros de control.

El quinto es la normalización de las corrientes de agua, de la misma forma, permite su ciclo hidrológico, pero más que con desperdicios, con la cantidad de agua aprovechada —o desaprovechada— por el consumo humano. La regulación natural viene de la mano con la presencia e influencia de los suelos, por su nivel de infiltración de agua, y los bosques aledaños a las fuentes naturales de agua, por su nivel de absorción y transpiración, que en conjunto fijan un estándar en la regulación de los flujos naturales (Monárrez-González et al., 2018).

El control biológico de plagas, enfermedades y aparición de malezas involucra una participación activa tanto del ser humano como del ecosistema. En relación con el primero, principalmente estos desbalances se presentan en la agricultura, ya sea como plagas de roedores y brote de enfermedades por parásitos, bacterias o intoxicación por malezas. Ante ello, la agricultura ecológica o de precisión tiene alternativas para mitigarlo. Sin embargo, para que no afecte el control natural, este debe limitarse a lo que el ecosistema realiza. Por ejemplo, en él se producen cualidades para el desarrollo de setas depredadoras, arañas, aves insectívoras, entre otras (Parra-León et al., 2021).

La polinización, por su parte, es el servicio ecosistémico natural en el que intervienen especies animales e insectos que transportan el polen cuando se alimentan. Este polvo natural es un elemento determinante en la reproducción de las plantas y, por ende, en los procesos de floración y fecundación de frutos, que más tarde serán de consumo humano. La contaminación del aire, la alteración del ecosistema y el uso de pesticidas afectan ese servicio ecosistémico crucial para la alimentación humana, por lo que su cuidado es necesario.

El octavo servicio es la cautela del desgaste, cuidado de la química del suelo. Al igual que el anterior, no se pueden producir frutos ni alimentos naturales si las condiciones no son óptimas. La agricultura y, en general, el sector agropecuario y los medios de producción afines dependen enormemente de los cultivos que se logran gracias al suelo fértil. Los fenómenos nocivos como la salinización, alcalinización, etc., merman cualquier intento de desarrollo en él; por lo que el mismo ecosistema procura lluvias, especies animales cuya presencia es favorable para este, plantas con gran capacidad de almacenamiento de agua, incluso, con capacidad de disminuir los efectos de los pesticidas (Gaete y Carrasco, 2020).

2.2. El plagio del carboncillo

Las Radiaciones de carboncillo de los últimos años han aumentado de manera exorbitante que su sola presencia constituye el decimocuarto de las radiaciones antrópicas por año, tales como: Vapor de agua (H_2O), Dióxido de carbono (CO_2), Óxido Nitroso (N_2O), Metano (CH_4) y el ozono (O_3), esto es, una cantidad de 7.1 gigatoneladas de anhídrido carbónico en el ambiente (FAO, 2021). El exceso de estos gases se debe a las diferentes actividades del ser humano en estos últimos tiempos como la agricultura y ganadería, por los gases producidos por el ganado y prácticas de tala de maleza, hasta la industria con las combustiones de hidrocarburos producidas por los motores de las máquinas (Pérez, 2018).

La presencia del carbono no es exclusiva en la atmósfera porque también se encuentra en los suelos, el segundo sumidero de este elemento químico después de los océanos (Orjuela, 2018). Es, en otras palabras, un elemento omnipresente en todo el planeta y su presencia tiene origen natural como no natural. Respecto al primero, según la oceanógrafa Galen (Mckinley, 2021), su repartición en el mundo consta de cuatro divisiones: el carbono atmosférico, el carbono terrestre de la bioenergía en embriófitas y en la superficie, el carbón, vegetal, petróleo y gas de depósitos geológicos, y como agrupaciones de átomos en los mares.

En ambos orígenes, el carbono tiende a cambiar de composición química al punto de que este se fusiona con otros elementos como el agua y, en grandes cantidades, ya no es dañino. Ese es el caso del carbono natural, o del ciclo natural, pues como un gas dióxido que en grandes cantidades es nocivo, la estructura del ecosistema lo neutraliza (Orjuela, 2018). Esto se puede visualizar en la siguiente fórmula general, que representa los cambios químicos y también físicos del carbono:

El orden de esta sumatoria es reversible. Si el dióxido de carbono (CO_2) inicia la ecuación, entonces, el proceso de transformación química producirá oxígeno e hidratos de carbono, la base de los glúcidos o carbohidratos, nutrientes para la alimentación. En ese orden es llamado este proceso fijación del carbono. En cambio, si el proceso inicia por estos últimos, el producto de la transformación serán los tres componentes especificados en la primera parte de la fórmula: dióxido de carbono, agua y energía; lo que se llama respiración o combustión liberadoras de carbono (Mckinley, 2021).

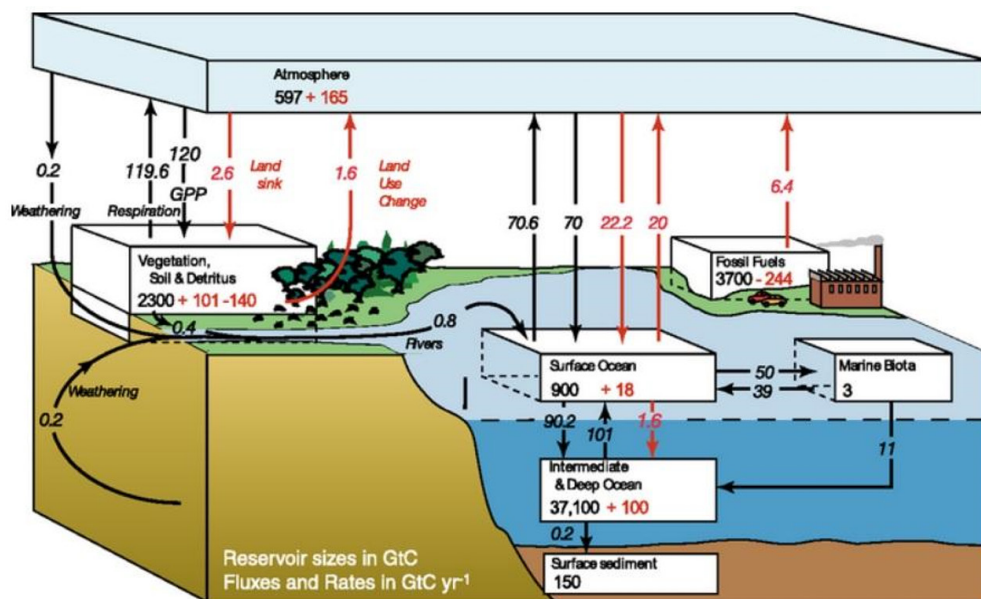
Este proceso es el que ocurre en la naturaleza. De lo que se desprende que la emisión del carbono también es natural, pues es un gas liberado del proceso de alimentación de las plantas. Este proceso es la fotosíntesis. El proceso por el cual el agua y el anhídrido carbónico se combinan para formar carbohidratos y se desprende el oxígeno, aunque su incidencia se extiende más allá del reino de las plantas. Como se infiere de todo lo anterior, este gas es transformado naturalmente en todos los ecosistemas del planeta, pero también es determinante la presencia de factores no vivos como los procesos geológicos.

En la Figura 1, se puede visualizar que la presencia del carbono está representada en cada flecha que señala su recorrido, desde el fondo marino hasta la atmósfera; pero hay dos colores. El color negro representa el flujo natural del carbono, mientras que el color rojo, el flujo antropogénico del mismo. Los flujos naturales poseen valores mayores a diferencia de los antropogénicos, sin embargo, los valores de estos últimos indican un

aumento de emisiones, en el caso de las sumatorias, y una disminución de vegetación y de resiliencia del suelo, en el caso de las sustracciones.

Figura 1

Ciclo del carbono



Nota: Tomado de Mckinley (2021) quien sitúa las magnitudes de la figura entre los años 1750 hasta finales de 1994

Otro elemento de la figura precedente que no es menos importante son los prismas de color blanco que representan los medios naturales o sumideros ecológicos que almacenan el carbono, o como comúnmente se conoce a esta actividad natural, el secuestro del carbono. El principal, como ya se señaló anteriormente, es aquel que sucede en un proceso impulsado por la energía de la luz, se crean moléculas de glucosa a partir del agua y el dióxido de carbono mientras se libera oxígeno como subproducto, de igual forma, la retención de materia orgánica hecha por los suelos y el que corresponde a los procesos metabólicos de los seres vivos (León y Rodríguez, 2020).

Sin embargo, este proceso, para que tenga efectividad a nivel del ecosistema completo, más aún, a nivel global, necesita ser efectuado por miles de plantas. Esto significa que el ecosistema por sí mismo tiene que contribuir a la mitigación del o de los cambios bruscos del clima. Tal es el caso de la Amazonía llamada también, y con justa razón, un pulmón del planeta, debido a que ella como ecosistema fija una gran cantidad de carbono en sus suelos y en el conjunto de sus árboles y bosques (Vicuña et al., 2018), más aún con los ríos que la interceptan. No obstante, en general, todo el conjunto de ecosistemas del planeta contribuye a esta tarea natural.

2.3. Aprovechamiento del secuestro del carbono en los bosques

El carbono secuestrado o almacenado es una fuente, además de alimento para el ecosistema, de beneficios para el ser humano. Como ya se sabe, este proceso natural tiene como finalidad la disminución o remoción y depuración del carbono dañino, el dióxido y monóxido de carbono en la atmósfera si se trata de los bosques (Enríquez y Cremona, 2017). Por lo que, el beneficio principal es asegurar la calidad del aire, lo que se traduce en una posibilidad de disminución de enfermedades respiratorias y cardiovasculares.

Aunque esto significa un primer paso, o uno de tantos, un ecosistema no brinda nunca un solo servicio. La vida urbana se debe a la confluencia de múltiples de estos, como el agua, los alimentos, el aire, los lugares de esparcimiento, etc. En verdad, el concepto de servicios ecosistémicos no son conceptos puros de la naturaleza, sino que están hechos a la medida del ser humano, pero con algo que cambia totalmente la visión clásica del antropocentrismo. Este aprovecha con responsabilidad los recursos naturales y los medios naturales por los que se obtienen y producen, pues es el único que puede arreglar los males que él mismo produjo.

Es así que, teniendo en cuenta estos procesos naturales, se presenta la opción de multiplicar artificialmente los ecosistemas. Esto se da de dos maneras, una es limitando las zonas de aprovechamiento de recursos

tangibles mediante las políticas ambientales que procuran la creación de Áreas Nacionales Protegidas con el propósito fundamental de preservar el excedente de carbono, como elemento necesario en la cadena trófica, y mantener el curso natural de su ciclo (Vicuña et al., 2018).

La otra manera no se aleja de esa finalidad, pero, por el área en que está planificada, su objetivo consiste en la disminución de gases tales como: El Vapor de agua (H_2O), el dióxido de carbono (CO_2), el óxido nitroso (N_2O), el metano (CH_4), y el ozono (O_3) como es notorio, su acumulación en la atmósfera produce una concentración y dispersión del calor debido a la absorción de energía proveniente del Sol. Este efecto es de origen natural, pues el efecto invernadero fue determinante para el surgimiento de la vida y con ciertos factores alterados produce el calentamiento global que disuelve el hielo del ártico e incrementa la sensación térmica, alterando la estructura climática-temporal de un ecosistema.

Esta alternativa es la plantación de árboles y, consecuentemente, la creación de parques —zonas verdes— en zonas urbanas. Estas iniciativas muy difundidas actualmente en colegios e instituciones del Estado y privadas tienen la finalidad de disminuir esos gases y dar cierto performance a la zona urbana en su conjunto. Para Gómez y Boza (2021), esto se designa como objetivos globales urbanos que, como ya se puede avizorar, buscan el bienestar colectivo, mental y físico.

Este tipo de proyectos urbanos, si bien se alejan de lo que convencionalmente se denomina *ecosistema natural*, busca cumplir la misma función: reducir el dióxido y monóxido que emiten los automóviles y las fábricas, pero también regular la temperatura del ambiente urbano, pues la presencia de árboles disminuye las altas temperaturas en verano. Todos estos incentivos de carácter ambiental también son parte de un proyecto social, económico y político que puede entenderse como la descarbonización de la sociedad (Cifuentes-Jara et al., 2021).

En general, la salud, la alimentación y el bienestar del ser humano se complementan con la calidad de su entorno, más si este es sano e irradia químicos saludables más que los tóxicos. Los servicios ecosistémicos de regulación son los procesos que permiten todo esto, y más aún el carbono, pues es una fuente y base de vida de todo organismo biológico (Orjuela, 2018). Además, los ecosistemas son estructuras complejas que requieren de la participación óptima de todos sus elementos. Es por esta razón que estos servicios naturales no están inconexos. El agua, la fertilidad del suelo, las emanaciones de carbono, la calidad del aire, etc., son factores que en conjunto pueden, y de hecho lo hacen, permitir un desarrollo sostenible de la vida.

CAPÍTULO III

BIOMETRÍA FORESTAL, LA BIOMASA Y LA DINÁMICA DE LOS BOSQUES AMAZÓNICOS

Los bosques son la fuente de múltiples beneficios que tiene el planeta, pues, mediante la fotosíntesis, transforman la radiación solar en combustible, notoriamente, es fundamental tanto para las plantas como para los seres vivos: las plantas obtienen su propio alimento, mientras que los seres vivos utilizan el oxígeno liberado. Sin embargo, para que el planeta se mantenga saludable, no basta con la actividad de los bosques, sino también con el control de biomasa producida en la naturaleza. Es importante señalar que la biomasa no solo se genera por la descomposición de residuos producidos por la actividad humana, sino también por los procesos ecosistémicos (Avendaño et al., 2020).

En ambos casos existe producción de carbono. No obstante, es preciso recalcar que el carbono producido de manera natural tiene consecuencias menos graves que las generadas por la industria y la quema de fósiles, las cuales son altamente contaminantes y dañinas para el planeta. En ese contexto, los bosques sirven para mitigar los efectos negativos de estas actividades que tienen como agente al hombre. El presente capítulo hace

un bosquejo sobre la importancia de los bosques amazónicos, su dinámica, entre otros aspectos.

3.1. ¿Qué se entiende por biometría?

Biometría se entiende como toda ciencia experimental que fomenta el crecimiento y manejo de teorías, sino también de métodos tanto estadísticos y matemáticos relacionados a la biociencia. En este grupo se incluyen ciencias forestales, ambientales, agrícolas, ecológicas, etc., así como disciplinas aplicadas (Vargas-Larreta et al., 2017).

La biometría también se ha empleado para identificar poblaciones caracterizadas fundamentalmente por sus aspectos biológicos. No obstante, en este caso, solo se tratará en las dimensiones forestales que implican varias actividades: identificación del terreno, muestra y uso de normas dendrométricas. Asimismo, la bioestadística permite estimar variantes desde otra perspectiva maderero, también de la estimación de la bioenergía, así como de la retención de carbono, entre otros minerales importantes para el ciclo del carbono. Por otro lado, la biometría se encarga de evaluar la capacidad del lugar para el desarrollo de la variedad forestal determinada, así como para determinar qué tan efectivo puede ser un suelo y, de este modo, realizar procesos de restauración ecológica (Villarreyna et al., 2020).

Otra de las aplicaciones vitales de la bioestadística dentro de la Ciencia Forestal coincide con las formas de desarrollo de especies arbóreas y grupo de árboles, probablemente, la gran complicación, puesto que es clave para saber qué tan dinámico es un bosque a diferencia de otros.

Buena parte de los sistemas silvopastoriles en la actualidad han incorporado herramientas científicas con el objetivo de mejorar no solo la exactitud en cuanto al bosquejo de recomendaciones de uso, sino también en cuanto a la proyección de los productos que se quieren alcanzar, asimismo, sobre los ecosistemas forestales (Cifuentes et al., 2021). La biometría implica un modelo, desde otro ángulo, tanto descriptivo como matemático para la

conducción razonable y sostenible de la floresta. Estos patrones forman parte del material más evaluado y empleado en el presente, los cuales tienen los siguientes objetivos principales:

1. Hacer y renovar inventarios forestales
2. Calcular bosquejos silvícolas
3. Valorar la rentabilidad vigente y venidera de la producción de los bosques.
4. Analizar el efecto del uso de los bosques sobre otros principios de la floresta
5. Disponer de normativas de uso que incrementen la capacidad para el aprovechamiento de la madera o el importe de la fabricación
6. Diagnosticar el dominio de la perturbación energética de los bosques (Weiskittel, Hann, kershaw y Vanclay, citados por Vargas-larreto et al., 2017).

Un sistema biométrico, como también se le conoce, es de igual modo un portafolio de ecuaciones, cuyo objetivo es obtener información confiable, así como verídica acerca de los sistemas forestales, del volumen, organización de los géneros, la adecuación de la temporada, productividad y desarrollo de la floresta.

3.1.1. Acerca de los sistemas biométricos forestales

Los estudios acerca de los sistemas biométricos forestales se enfocan en la conformación de recopilar, organizar y analizar datos para la valoración y observación cuantitativa de aquellos bienes forestales. En ese sentido, la biometría se encarga, por un lado, de saber cuánto es el volumen de madera que posee un determinado bosque, y por el otro, implica el estudio del suelo, así como la bioenergía y la porción de carboncillo adherido en el suelo.

Queda claro que los estudios biométricos presentan una importancia mayor en el manejo forestal, sin embargo, sus mediciones no solo se dan desde el plano cuantitativo, sino también desde el cualitativo, lo que los hace complejos en su totalidad (Salas y Real, citados en Vásquez-Bautista et al., 2016).

El modelo biométrico se conoce como disciplina desde principios del siglo XIX y fue propuesto por Cotta, desde entonces, y a partir de estas experiencias, se han ido presentando otras categorías no solo para medir el clima, sino también los tipos de suelo, los cuales se han adaptado tanto con el objetivo de describir como para aclarar las variables que influyen en el proceder natural de la floresta, lo que ha proporcionado crecimiento y aprobación de prototipos de géneros con el fin de aprovechar su uso regional y local (Corral et al.: Shaoy Reynolds citados por Vásquez-Bautista et al., 2016).

Por otro lado, el modelo biométrico forestal busca evaluar los diversos procesos que se presentan en el bosque tales como mortalidad de las especies, reclutamiento de la riqueza, así como los procesos normales que suelen aparecer entre las poblaciones forestales.

3.2. La biomasa

La biomasa es toda materia orgánica que se halla acumulada por determinados ecosistemas a través de las épocas. Es una mezcla de la materia orgánica de origen vegetal o animal establecida en la atmósfera como debajo de la tierra. Cuantificarla permite de alguna u otra manera determinar qué cantidad de nutrientes tienen las plantas y todas aquellas especies vegetales. De igual modo, permite saber qué cantidad de carbono tienen los suelos, lo que puede incidir en el cambio climático (Fonseca-González, 2017). El carbono en los ecosistemas se puede hallar en cuatro componentes, también conocidos como compartimentos, los cuales son la necromasa, los sistemas radiculares, la biomasa sobre el suelo (estos pueden ser resi-

duos forestales, así como hojarascas) y, por último, el carbono orgánico del suelo.

Se estima que la bioenergía fue un manantial de energía extraordinario y relevante del mundo, con el comienzo donde el proceso en el que la producción de bienes cambió radicalmente a nivel mundial con la llamada Revolución Industrial, quedando reemplazada debido al empleo del combustible proveniente de los restos fósiles, a pesar de que la bioenergía es contemplada como una potencia, barata, además de limpia y rentable. Entre sus bondades se encuentra que la biomasa puede llegar a sustituir tanto combustibles sólidos, líquidos como gaseosos.

Una de las definiciones más básicas de la biomasa se refiere a que es una materia orgánica, la cual es susceptible de ser empleada como potencia. Su fuente se produce a partir de materia orgánica (fundamentalmente aceites vegetales o grasa animales), se obtiene mediante la descomposición orgánica, así como de aquellas transformaciones artificiales.

Se sabe que la potencia de la bioenergía se origina en la radiación solar, por lo tanto, los desechos orgánicos y los residuos de origen animal pueden llegar a absorber, así como almacenar buena porción de la energía transformada en alimentos que llega al planeta.

3.2.1. Tipos de bioenergía

La biomasa se puede catalogar de la siguiente manera.

3.2.1.1. Bioenergía natural

Es la que se origina en la naturaleza, totalmente respetuosa con el medioambiente.

3.2.1.2. Bioenergía residual

Se trata de los residuos orgánicos producidos a partir de la actividad del hombre (por ejemplo, desechos comunes de hogares, escuelas etc.). De igual modo, todos aquellos residuos provenientes de las actividades silvo-pastoriles pueden servir de fuentes importantes de energía (Sánchez, 2016).

3.2.1.3. Biomasa producida

Se crea a partir de cultivos energéticos donde hay una producción a gran escala de materia biodegradable con el fin de ser aprovechada en el ámbito energético.

3.2.2. Bondades de la biomasa

Muchas son las bondades que la biomasa posee, entre ellas se encuentra la producción de calor, en la cual se emplean residuos que provienen principalmente de árboles secos cuyo origen está en los ecosistemas naturales, así como de aquellos cultivos destinados para tales fines.

Actualmente, la biomasa puede ser aprovechada, sobre todo porque más adelante, se puede transformar en una de las fuentes de energía más relevantes. Sin embargo, y a consecuencia de la capacidad calorífica de la biomasa, se necesitan grandes extensiones de terreno solo para el cultivo de árboles con fines energéticos, lo cual podría acarrear enormes problemas ambientales debido a los impactos ecológicos.

Buena parte de los efectos contaminantes que están en la actualidad afectando de forma progresiva al planeta son respuestas a los inminentes daños generados por los procesos de industrialización que están dejando estragos en el ambiente. Uno de estos fenómenos es el efecto invernadero. En este sentido, los bosques influyen de forma directa en cuanto al ciclo natural, puesto que estos pueden liberar el carbono a la atmósfera captándolo a través de la fotosíntesis para convertirlo en biomasa, al tiempo que

el ser humano libera carbono cuando exhala, así como a través de la descomposición de residuos forestales o plantas (Fonseca-González, 2017).

3.3. Dinámica del bosque

Los bosques como especies albergan una cantidad estimable de especies a nivel global, lo que se traduce en una importancia mayor debido a su destacada participación no solo como reservorios naturales, sino también como almacenamiento de una gran proporción de carbono de origen vegetal, esencial para el denominado ciclo de carbono. De igual modo, los bosques como tal contribuyen a procesos tan importantes como la evapotranspiración, la regulación de la temperatura y a proteger los suelos. Asimismo, ayudan a mantener el agua potable, así como ofrecen protección contra desastres naturales, entre otros fenómenos.

En la actualidad, los bosques ocupan un sitio destacable dentro de la dinámica ecológica, puesto que no solo albergan gran cantidad de carbono, sino que también permiten desacelerar el cambio climático, así como el efecto invernadero como respuesta a los diversos acontecimientos globales de gran incidencia. Por otro lado, los bosques han generado grandes efectos mitigantes, sobre todo en aquellas zonas donde los efectos han sido desfavorables y drásticos.

Un ejemplo de ello ha sido el rol que han ejercido los bosques tropicales cuya naturaleza los ha ubicado como grandes sumideros de biomasa mediante el crecimiento de los árboles (Araujo et al., 2006). Un aspecto relevante es que los bosques al ser grandes masas arbóreas son dinámicas y diversificadas, puesto que el motor de ellas es, por un lado, las perturbaciones (mortalidad), y por el otro, su regeneración a través del reclutamiento, así como del crecimiento que permite, de algún modo, la estructura del mismo.

Otro de los procesos respecto a la dinámica del bosque es la tala selectiva, ya que esta permite no afectar de forma progresiva a los suelos debido a

un proceso que se podría denominar “amistoso” con el medioambiente. Además, permite el aprovechamiento de los residuos que caen en el suelo, teniendo como resultado una mejor calidad y fijación de los minerales, tales como el carbono, entre otros, que pueden llegar a ser efectivos para la salud de los suelos, sobre todo en aquellos que han padecido las acciones drásticas humanas. Asimismo, esta actividad favorece, en cuanto a la presencia de biomasa, al crecimiento y la supervivencia de los árboles (Restrepo et al., 2016).

Buena parte de los procesos de conservación y preservación de los bosques se ha transformado en un propósito clave, así como determinante en cuanto al desarrollo sostenible a escala mundial, puesto que estos pueden proveer una serie de servicios ecosistémicos de gran importancia y ser en su conjunto un espacio megadiverso, pues, como ya se ha mencionado, la floresta acoge numerosas especies de gran importancia para la Tierra.

3.4. El bosque amazónico

Con una extensión de 6 300 000 km², la cuenca amazónica es el área donde se encuentra una gran diversidad de los bosques amazónicos cuya característica es que presentan una elevada diversidad de organismos entre plantas y seres que interactúan de forma armónica. En este caso, los árboles son los más estudiados, debido a que albergan una gran cantidad de organismos. Asimismo, esta región suele ser el ecosistema no solo de grandes extensiones como se ha señalado, sino también es una de las regiones más complejas que existen (Pardo et al., 2020).

Después del Gigante de Sudamérica, nuestro país está de segundo lugar con la más grande extensión de floresta cubriendo un aproximado del 60 % de su territorio, en el cual alberga en su totalidad no solo importantes especies arbóreas, sino también otras especies, así como comunidades nativas de gran importancia para la nación (Ramírez, 2020).

El bosque amazónico, al igual que las demás extensiones arbóreas a nivel mundial, tiene y presenta una importancia debido al papel fundamental que cumple. Sin embargo, por causa de aquellas acciones irresponsables de los seres humanos, los bosques están en constante transformación, lo que ocasiona que estén en proceso de extinción, al igual que muchas de las especies que albergan.

3.4.1. Los bosques y los recursos forestales del Perú

Con un aproximado de 72 millones de hectáreas de bosques, Perú ocupa el segundo lugar en biodiversidad a nivel mundial, asimismo, está en el cuarto puesto de bosques tropicales, además de ubicarse entre los 10 primeros países con la mayor cantidad de poblaciones arbóreas, a lo que se le puede sumar las grandes extensiones como praderas, montañas, etc.

Los bosques en esta región, al igual que en resto del planeta, desempeñan un papel destacado al mitigar los efectos negativos, así como proveer de importantes recursos para el uso del ser humano, animales y plantas. Asimismo, los bosques cumplen un importante papel al desacelerar el efecto invernadero.

Por otro lado, los bosques, debido a su enorme extensión e importancia, constituyen un enorme patrimonio natural intangible para la nación al ser y formar parte de los recursos naturales renovables; además de ser una fuente de energía mediante la creación de biomasa, la cual forma parte del proceso natural de descomposición de los residuos naturales que provienen de los árboles.

3.5. La conservación del bosque amazónico

De acuerdo al MINAD (2016b). La Floresta del Perú se establece en un hábitat de gran superficie con 73 280 426 hectáreas, que simboliza el 57.3 % del territorio nacional, se reportan del modo normal en floresta acuosa amazónica (que abarca el 53.9 % del territorio nacional y abarca el 94.1 %

de la totalidad de la floresta), floresta árida del litoral (3.2 % del territorio nacional y el 5.6 % de la floresta), floresta húmeda o fragmentos de bosques (0.2 % del territorio nacional y 0.3 % de la floresta).

Sin embargo, y a pesar de contar con estos datos, muchos de los bosques en la actualidad se encuentran en amenaza como consecuencia de diversas actividades de extensión de poblaciones que ponen en riesgo permanente a los bosques, lo que puede conllevar a consecuencias mayores y de naturaleza irreversible. De allí que se hace necesaria no solo la intervención por parte del Estado, principal garante de las políticas públicas en materia de ambiente, sino también la convocatoria de todos aquellos que tengan la necesidad de atender de forma responsable a los bosques. Asimismo, se deben determinar leyes y convenios que permitan frenar los procesos degradantes, así como generar procesos de cambio con miras a su preservación y conservación.

CAPÍTULO IV

SECUESTRO DE CARBONO Y DINÁMICA EN LA BIOMETRÍA DE UN APROVECHAMIENTO FORESTAL EN EL CENTRO DE INVESTIGACIÓN Y ENSEÑANZA FORESTAL, PUERTO ALMENDRA, LORETO, PERÚ

Se define la sostenibilidad como un tema relevante en distintos ámbitos, pues busca garantizar el bienestar social de las generaciones futuras. En el contexto forestal, la sostenibilidad toma un papel fundamental, pues su puesta en práctica genera vida. Ahora bien, para poder usar los recursos de manera sostenible, es necesario conocer su estructura.

En la Amazonía se albergan múltiples especies forestales, de las cuales es preciso conocer diversos aspectos como su densidad, diámetro, mortalidad, área basal, riqueza, absorción de CO_2 entre otros, con la finalidad de realizar una planificación óptima y usarlas de manera sostenible. Para ello,

existe una herramienta provechosa: DTIM diseño en Excel, que permite elaborar inventarios, emplear técnica y métodos en la selección de variables, etc.

El presente capítulo busca acordar si la energía en la estadística biológica y la retención del carboncillo de una floresta ubicada en el distrito de San Juan Bautista, provincia de Maynas, departamento de Loreto tiene cambios temporales. La investigación se llevó a cabo, dentro de una extensión práctica de la Universidad Nacional de la Amazonía Peruana.

4.1. Objetivos de la investigación

4.1.1. *Objetivo general*

Determinar si la energía en la estadística biológica y la retención del carboncillo de un aprovechamiento forestal tiene variación en el tiempo.

4.1.2. *Objetivos específicos*

- Determinar la actividad de la organización de un aprovechamiento forestal entre el padrón y el rodal.
- Determinar la actividad en la bioestadística de un aprovechamiento forestal y el indicador de valor de relevancia entre padrón y el rodal.
- Determinar la actividad del anhídrido carbónico equivalente de un aprovechamiento forestal entre padrón y el rodal.
- Comparar la probabilidad de que la actividad en la bioestadística y el dióxido de carbono en un aprovechamiento forestal varían entre padrón y rodal.

4.2. Hipótesis

H_0 : La dinámica en la bioestadística y la retención de carbono en un aprovechamiento forestal no varía en el tiempo.

H_a: La dinámica en la bioestadística y la retención de carbono en un aprovechamiento forestal varían en el tiempo.

4.3. Método de investigación

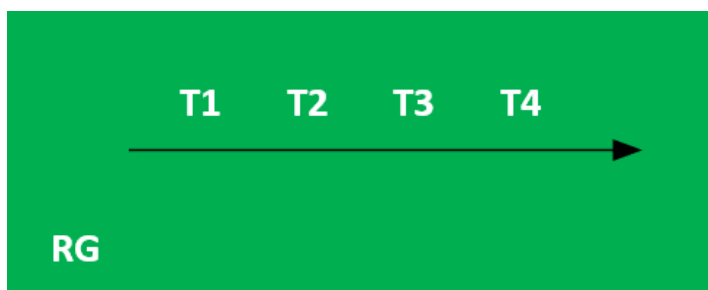
El modelo de estudio se fundamentó en la recopilación, síntesis y análisis de los datos por medio del criterio de la investigación cuantitativa no experimental sobre las variantes fundamentales como crecimiento, mortalidad, reclutamiento, diversidad y retención de carbono en un aprovechamiento forestal después de seis años.

4.4. Diseño de la investigación

Se utilizó la base de datos del inventario hecha por los autores en el 2010, 2011, 2013, 2015 y 2016 en un diseño descriptivo longitudinal, cotejando las observaciones de los años estudiados para calcular los cambios en las variables.

Figura 2

Diseño de la investigación



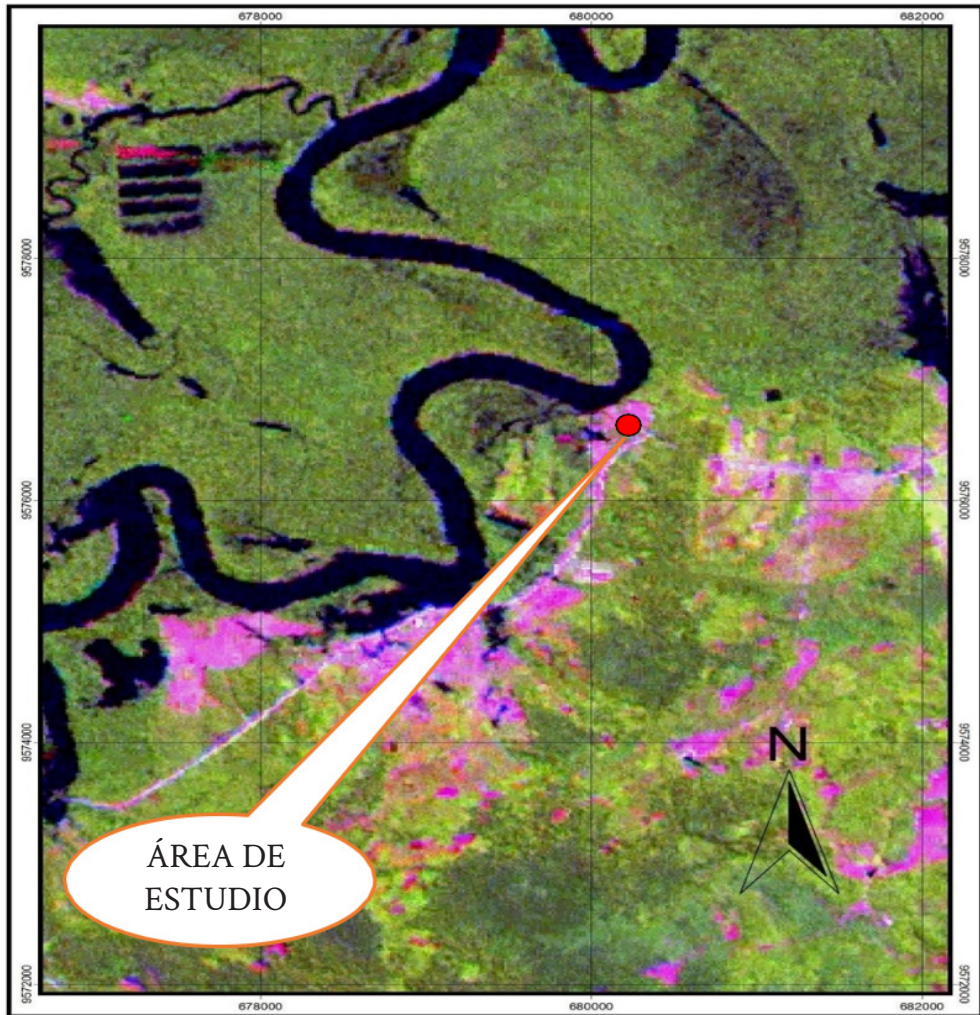
4.5. Población y muestra

La población se constituyó por los árboles con un DAP ≥ 10 cm que se extienden en un bosque de terraza media del río Nanay, ubicado en el interior del Centro de Investigación y enseñanza forestal (CIEFOR) de

la Universidad Nacional de la Amazonía Peruana. Para la investigación la superficie fue de 0.7 hectáreas.

Figura 3

Plano de ubicación del área de investigación



El estudio se llevó a cabo en un bosque de terraza media en el distrito de San Juan Bautista, provincia de Maynas, región Loreto, ubicado en el interior del área experimental del Centro de Investigación y Enseñanza Forestal (CIEFOR) de la Universidad Nacional de la Amazonía Peruana.

4.5.1. Clima

El clima en este sector es particular de los bosques tropicales húmedos, cálidos y lluviosos. De acuerdo con la estación climatológica principal del Centro de investigaciones y enseñanza forestal (CIEFOR) ubicada en Puerto Almendra y los datos suministrados por SENAMHI I quito, la temperatura media anual es de 26.4 °C, máxima de 31.6 °C y mínima de 21.6 °C; precipitación media anual de 2937.47 mm; humedad relativa media anual de 82.1 %, meses más lluviosos de marzo a mayo y diciembre, meses más secos julio y agosto (SENAMHI, 2016).

4.5.2. Ecología

El bosque de esta zona es selva tropical (Bh-T), las características físicas, estructura y estructura vegetal son similares a los bosques que tiene de 2000 mm y menores de 4000 mm de lluvia (Tossi, 1980). En general, existen tres tipos de bosques que se pueden dividir según la topografía: los bosques de terrazas, bosque de varillas y bosques aluviales (Burga, 1994).

4.5.3. Fisiografía

Corresponde a las grandes unidades geográficas físicas. Denominada “Terreno aluvial” caracterizado por un terreno relativamente plano (0 % – 5 %) (Alvan, 1984).

4.5.4. Suelos

Los suelos pertenecen a la serie arenosa de color marrón oscuro, de textura mediana gruesa, de color amarillo-marrón, exageradamente arenoso y rápida permeabilidad con pH de 0.5 a 5.3 y 70 % a 80 % de aluminio cambiante; con pendiente entre 0 % y 4 % (Calderón y Castillo, 1981, citados por Alvan, 1984).

4.6. Procedimientos, técnica e instrumentos de recolección de los datos

Se ha desarrollado un formulario que contiene la siguiente información de campo como herramienta de recolección para el inventario forestal de la parcela permanente del bosque de terraza media aprovechada con los siguientes datos de campo: parcela, faja, subparcela, número del árbol, azimut, altitud, nombre común, nombre científico, DAP, altura comercial (hc), altura total (ht) y la fecha del inventario.

4.7. Técnicas de procesamiento y análisis de datos

Para el procesamiento de datos se utilizaron datos básicos del inventario hecho por el autor en los años 2010, 2011, 2013, 2015 y 2016 donde son evaluados el crecimiento, mortalidad, reclutamiento y diversidad. En donde cada árbol ($DAP \geq 10$ cm) ubicado en la Parcela Permanente (Ver Tabla 1), fueron fichados en el matero por su nombre común, la especie fue registrada in situ por un taxónomo del Herbarium Amazonense (AMAZ), quien realizó la recolecta de material vegetal para su identificación posterior. Una variable relevante es el diámetro del árbol, comúnmente medido a la altura del pecho con cinta diamétrica a 1.30m sobre el suelo (DAP). La altura del árbol corresponde a la longitud entre el nivel del suelo y la cúspide del árbol.

Tabla 1

Coordenadas del lindero de la parcela permanente

Vértices	Coordenadas UTM del lindero	
	Este (m)	Norte (m)
PP	680602.05	9576353.86
V2	680602.02	9576390.48
V3	680678.13	9576352.72
V4	680678.35	9576390.17

La unidad de análisis para la determinar de características biométricas y el secuestro del almacenamiento de carbono en un aprovechamiento forestal es la hectárea. Se utiliza para estimar el equivalente del dióxido de carbono ($\text{tCO}_2\text{e/ha}$) se usó la técnica de GFOI (2016) para REDD+ y de acuerdo a las pautas de la IPCC (2013) (Stocker et al.,2014). La unidad de análisis para el estudio del reclutamiento, crecimiento, y mortalidad es la especie. Los datos recopilados después de verificar la coherencia se importan a una hoja de cálculo para generar datos maestros, luego, se realizó a la limpieza de datos, después de una evaluación cuidadosa para determinar valores de DAP y altura que estaban fuera del rango teórico para este bosque, esta evaluación se realizó en forma electrónica.

Las categorías de diámetro se generaron usando algoritmo de Excel = entero $(\text{DAP}/10)*10$, donde 10 es el ancho de la clase. Las fórmulas del área basal (G) y volumen (V) son las siguientes:

$$G = \frac{\pi * (\text{DAP})^2}{40\,000} \quad (3.1)$$

$$V = G * \text{Altura.total} * 0,65 \quad (3.2)$$

Con estos datos se creó una tabla dinámica en la que se agruparon las especies por clase diamétrica, y también una distribución de frecuencias por clase diamétrica por cada especie.

El índice de valor de importancia (IVI) se calcula tomando la ocurrencia promedio de las especies como porcentaje del número total de tallos en la unidad geográfica (N), el área basal de especies en la unidad geográfica como porcentaje del área total (G) y la frecuencia de las especies como porcentaje de la suma de todas las frecuencias (F) (Curtis y McIntosh, 1950), la fórmula del IVI es:

$$\text{IVI} = \frac{N + G + F}{3} \quad (3.3)$$

La diversidad de especies basada en la dominancia de las especies se calculó utilizando el índice de Simpson siguiente:

$$\text{Índice de Simpson} = 1 - \lambda = 1 - \sum p_i^2 \quad (3.4)$$

Este índice indica la posibilidad de que dos individuos tomados por casualidad sean de la misma variedad (Moreno, 2001).

La diversidad de las especies se calculó dependiendo de la cantidad con el índice de Shannon-Wiener (H) (Moreno, 2001) que tiene la fórmula siguiente:

$$\text{Índice de Shannon-Wiener} = H_1 = - \sum p_i \ln p_i \quad (3.5)$$

Donde:

$$p_i = \frac{n_i}{N} \quad (3.6)$$

El índice de Shannon-Wiener mide el grado medio de incertidumbre para pronosticar a qué tipo pertenece un individuo escogido por casualidad de una colección, adquiere valores entre cero, cuando hay una sola especie, y el logaritmo de S, cuando todas las especies están marcadas por la misma cantidad de individuos.

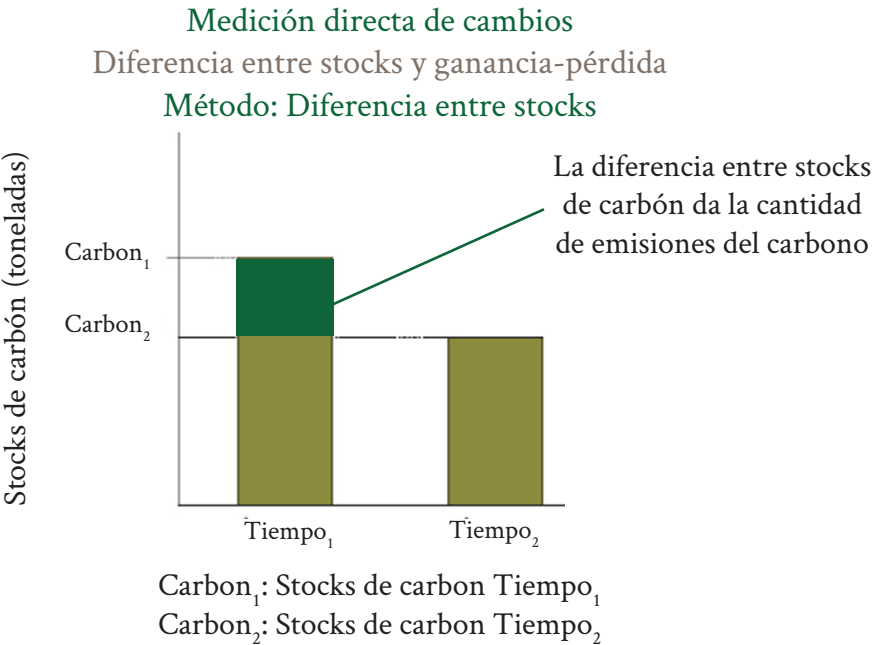
4.7.1. Ecuaciones básicas para cálculos matemáticos

Para evaluar la dinámica arbórea, se tuvieron en cuenta las variables de mortalidad, reclutamiento y aumento del diámetro.

4.7.1.1. Ecuaciones para cálculos de crecimiento

Esto se calculó utilizando las fórmulas empleadas por Sánchez (2016).

Figura 4
Estándar de stock del carbón



a. Incremento medio anual del DAP, G y volumen

$$IMA = \frac{CF - CI}{t}$$

Donde:

IMA = Crecimiento medio

CF anual = Crecimiento final del periodo

CI = Crecimiento inicial

t = Edad entre mediciones en años

4.7.1.2. Ecuaciones para cálculos de las tasas de mortalidad y reclutamiento

Se usó el modelo algebraico adecuado por Sheil et al. (1995):

$$m = 1 - [1 - (N_0 - N_1)/N_0]1/t$$

Donde:

$$N_1 = N_0 (1 - m)t$$

m = Mortalidad por periodos de un año

N_0 = Número total de individuos en la primera muestra

N_1 = Número total de individuos en la segunda muestra

t = Intervalo de tiempo entre muestras

Para el cálculo de las tasas de mortalidad y reclutamiento, se utilizaron las siguientes fórmulas:

$$TM = \{1 - [(N_i - mo)/N_i]1/t\} * 100$$

$$TR = \{1 - [(N_i - re)/N_i]1/t\} * 100$$

Donde:

TM = Tasa de mortalidad

TR = Tasa de reclutamiento

N_i = Número total de individuos en la primera muestra

mo = Número de individuos fallecidos en la segunda muestra

re = Número de individuos reclutados en la segunda muestra

t = Intervalo de tiempo entre años de muestra

Incrementos negativos, causados principalmente, por la pérdida de conchas o de igual manera, por la finura de la madera, se convirtieron a cero, es decir, se considera que no tiene crecimiento en el periodo (Felfili, 1995; Oliveira y Felfili, 2008).

En la segunda medición, los árboles nuevos que pasaron por la muestra percibieron la numeración creciente, en relación con el último individuo, previamente marcado en el levantamiento.

4.7.1.3. Ecuaciones para cálculos de biomasa, carbono y CO₂

Esto se hizo de acuerdo a las pautas del Panel Intergubernamental sobre el Cambio Climático (IPCC) para las buenas prácticas del Uso de la Tierra, Cambio de uso de la Tierra y Silvicultura (UTCUTS) y para REDD+ (reducción de emisiones de gases de efecto invernadero debido a la deforestación y degradación de los bosques). En la primera etapa, se midieron los diámetros a la altura del pecho de todos los árboles de las parcelas de muestras permanentes del BHT que superen un diámetro mínimo de 10 cm. En la segunda etapa, la biomasa y el carbono almacenado es estimado por medio de las ecuaciones alométricas que figuran en REDD+ que se resumen en el documento de GFOI (2006). Estas ecuaciones se desarrollan utilizando variables individuales o una combinación, independientes como en el DAP, la densidad de la madera y la altura total, y de la biomasa sobre el terreno de los árboles como variable dependiente.

La ecuación alométrica para la biomasa de cada floresta que se utilizó está en función de las pautas del IPCC reducido por GFOI (2016) en el video didáctico de campo.

b. Ecuación alométrica para biomasa por árbol (M):

$$M = 0.053825 \times (DM) \times DAP^2 \times At^{0.99}$$

Donde:

DM = Densidad de la madera

DAP = Diámetro a la altura del pecho de cada árbol (1.30 m)

At = (Altura total) Estimación de la Altura del árbol desde el nivel del suelo hasta la punta

c. El volumen del carbono en la Biomasa por árbol (tC):

$$tC = M \times \text{Conversión a Carbón (Factor for AG/BG/CWD)}$$

En la cual:

La obtención de la conversión a carbón está en la Tabla 2:

- Dióxido equivalente de carbono (tCO_2e) a través del árbol sobre el suelo

$$tCO_2e \text{ SS} = tC \times \text{Factor de conversión de carbono a } CO_2$$

- Dióxido equivalente de carbono (tCO_2e bajo el suelo por árbol)

$$tCO_2e \text{ BS} = tCO_2e \text{ SS} \times \text{Factor conversión (Raíces: Proporción de brotes)}$$

- Intervalo de confianza ($\pm tCO_2e / ha$)

$$IC = 1.645 \times (\text{Desviación estándar entre parcelas} / \text{RAIZ}(n))$$

Tabla 2
Factores de conversión conforme al manual del IPCC

Factores de conversión			
Variable	Valor	Fuente	
Densidad de biomasa sobre el suelo		Usaremos un promedio para la región. Pero se deben utilizar especies de árboles individuales de ser posible.	
Raíces: Proporción de brotes	0.37	Según la Tabla 4.4, Orientación IPCC 2006 Volumen 4, Capítulo 4 Tierras forestales	
Factor de conversión de carbono para AG/BG/CWD	0.47		
Factor de conversión de carbono para desechos orgánicos	0.40		
Factor de conversión de carbono a CO ₂	3.67		
Clase de descomposición	[1] sin descomposición	630	Investigación
	[2] descomposición intermedia	500	
	[3] descomposición total	300	
Clase de humedad en desechos orgánicos	[1] Seca	0.15	Investigación
	[2] Mayormente seca	0.20	
	[3] Media	0.50	
	[4] Húmeda	0.70	
Área de la parcela (ha)	0.05		
Área del cuadrado (ha)	0.000025		
Longitud del transecto (m)	25		

- Porcentaje de incertidumbre (% incertidumbre) CO₂e, DAP, HT

Cuando se trabaja con datos de registros forestales, se debe medir la incertidumbre en la práctica (IPCC, 2013), en este contexto, al tratar con inventarios continuos en parcelas permanentes de muestra, el actual proyecto de investigación acepta plenamente la Orientación del IPCC sobre los seguimientos y la gestión de la incertidumbre en los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero.

% incertidumbre= $IC \cdot 100 / \text{Dióxido equivalente de carbono (tCO}_2\text{e/ ha)}$,

Según Stocker et al. (2014), el IPCC (2013), cuando el estudio se construyó a partir de las mediciones de los inventarios forestales en curso, tomarán en cuenta las ecuaciones 6.1 y 6.2 propuestas de la siguiente manera:

$$\text{Media} = \mu_1 - \mu_2 \quad (6.1)$$

$$\text{Desviación estándar} = ((\sigma_1^2 + \sigma_2^2))^{(1/2)} \quad (6.2)$$

Cuando:

μ_1 y μ_2 son los números medios de las entregas en los años t_1 y t_2 ; σ_1 y σ_2 , los desvíos en referencia de las funciones de densidad de probabilidad de las entregas en los años t_1 y t_2 . Límites de confianza del 95 % (esta vez de la media o de la diferencia en las medias) estarán dados aproximadamente por dos desviaciones estándar. Excepto en las muestras de aproximadamente 30, deberían utilizarse una distribución T de Student para evaluar los intervalos de confianza.

vidad del dióxido de carbono equivalente de la bioenergía aérea y telúrica.

Tabla 3
Data Individual Parcelas I

Conjunto	Parcela (plot)					Promedio	Desviación estándar
	1	2	3	...	n		
Biomasa sobre el suelo							
Biomasa subterránea							

Tabla 4
Data Individual Parcelas II

Conjunto	Carbono (tC/ha)	Dióxido de carbono equivalente (tCO ₂ e/ha)	Intervalo de confianza (+/- tCO ₂ e / ha)	Incertidumbre (%)
Biomasa sobre el suelo				
Biomasa subterránea				

4.7.1.4. *Data Individual Parcelas (tCO₂e/ha)*

4.8. Resultados

Después de la eliminación de seis árboles comerciales más antiguos que causaron huecos en el tapiz superior, los efectos de la extracción fueron evaluados durante seis años, la variación espacio temporal de la estructura horizontal del rodal, particularmente en el número de árboles y área basal por clase diamétrica, el dinamismo, reclutamiento y la mortalidad de árboles, el desarrollo de las especies, el índice de diversidad e IVI y la acti-

4.8.1. Variación de la densidad, de la superficie base según clase de diámetro,
tipo de bosque

Tabla 5

Variación espacio temporal del número de árboles/ha por tipo de bosque y censo

Rodal con bosque			
Censo	Ralo	Regular	Denso
2010	438.1	300	457.14
2011	414.29	284	466.67
2013	333.33	264	461.9
2015	323.81	273.08	452.38
2016	338.1	351.85	447.62
Densidad/ha	369.53	294.59	457.14
Error estándar/ha	23.55	15.52	3.37
C.V.	14.25	11.78	1.65

En la Tabla 5, fue comprobado que a nivel temporal el número de árboles es variable en función de la clase de bosque, en un bosque denso donde el número de árboles está poco alterado entre los años 2010 al 2016, presentaron un rango de 19.5 árboles/ha; mientras que el rango de variación en el bosque regular fue de 87.85 árboles/ha, y en el bosque ralo, de 114.29 árboles/ha, pudiéndose advertir que después de la erradicación forestal se produjo una adaptación en el lugar para equilibrar la masa forestal. En el rodal con bosque regular de 300 árboles/ha del 2010 disminuyó paulatinamente hasta el 2015, donde se estimó 273.08 árboles/ha, entre el 2015 y 2016 hubo un aumento en la densidad del rodal 351.85 árboles/ha por incorporación. Esto muestra un proceso de restablecimiento del rodal. En el rodal con bosque ralo, la densidad de árboles menguó de 438.19 árboles/ha registrados en el 2010 a 323.81 árboles/ha en el 2015. En el 2016 se observa un leve progreso, se aumenta a 338.1 árboles/ha; mientras que en el rodal con bosque espeso no se contemplaron modificaciones relevantes en la densidad de árboles, encontrándose variaciones entre 466.67 y 447.62 árboles/ha, esto como una demostración del nivel de equilibrio del rodal.

Tabla 6

ANOVA - densidad de árboles/ha entre evaluaciones y tipo de bosque del rodal

Origen	SC	GI	MC	Fc	Sig.
Modelo corregido	1875907.949 ^a	14	133993.42	3.15	0.000
Año	123802.908	4	30950.73	0.73	0.574
Tipo de bosque	1523788.198	2	761894.10	17.90	0.000
Año * Tipo bosque	241010.131	8	30126.27	0.71	0.685
Error	13751666.015	323	42574.82		
Total	15627573.964	337			

Nota: a. R al cuadrado = 120 (R al cuadrado ajustada = 082)

En ANOVA de la Tabla 6, se confirma que entre la combinación del tipo de bosque del rodal con la fecha de evaluación hay varias estadísticas notables en la densidad de árboles/ha (ANOVA Fc = 3.15; GI tratamientos = 14; GI error = 323; p valor = 0.000). También muestra que están afectados por la variación de la densidad de árboles entre los bosques (ANOVA Fc = 17.90; GI tratamientos = 2; GI error = 323; p valor = 0.000) y no por el tiempo que fueron evaluados (ANOVA Fc = 0.73; GI tratamientos = 2; GI error = 323; p valor = 0.574).

En la Tabla 7, la mortalidad de los árboles se puede observar durante todos los años pasando de 398.4 árboles/ha en el 2010 a 349.7 árboles/ha en el 2015, pero en el 2016 se contempla que hubo un incremento en la densidad a 379.19 árboles/ha. Esto evidencia que el reclutamiento de árboles excedió la mortalidad. Aun cuando, las diferencias numéricas anuales en la densidad de árboles entre periodos de evaluación no fueron estadísticamente diferentes (HSD Tukey, p valor=0.651).

Tabla 7

Densidad promedio de árboles, error estándar y límite de confianza por año de evaluación

Año	Media	Error estándar	Intervalo de confianza al 95%	
			Límite inferior	Límite superior
2010	398.413 a	25.293	348.652	448.173
2011	388.317 a	25.293	338.557	438.078
2012	353.079 a	25.293	303.319	402.840
2013	349.756 a	25.149	300.279	399.232
2014	379.189 a	25.015	329.977	428.401

Nota: Las letras iguales indican que el contraste entre promedio con el HSD Tukey no son estadísticamente diferentes (HSD Tukey, p valor = 0.651).

Esta tabla también muestra que los errores estándar son diferentes entre 25.015 árboles/ha y 25.293 árboles/ha. Asimismo, nos permite admitir la teoría que el cambio en la densidad de árboles en cortos periodos de evaluación es irrelevante y se puede entender que los cambios en la densidad de árboles serán más visibles durante mucho tiempo.

Tabla 8

Densidad promedio de árboles, error estándar y límite de confianza por tipo de bosque del rodal y prueba de rangos múltiples de Tukey

Tipo de bosque		Media	Error estándar	Intervalo de confianza al 95%	
				Límite inferior	Límite superior
Rodal con bosque	regular	294.586 a	18.246	258.689	330.483
	ralo	369.524 b	20.136	329.909	409.139
	denso	457.143 c	20.136	417.528	496.758

Nota: Las letras diferentes indican que el contraste entre promedio con el HSD Tukey son estadísticamente diferentes (HSD Tukey, p valor = 0.000)

En la Tabla 8, se puede observar que la densidad de árboles se puede alterar según el tipo de bosque del rodal. Esto muestra que el bosque catalogado como regular mantuvo una densidad de 294.586 árboles/ha y un error referencial de 18.25 árboles/ha. En el bosque ralo la densidad fue 369.524 árboles/ha y un error referencial de 20.136 árboles/ha, en tanto que el bosque espeso tuvo 457.143 árboles/ha y un error referencial de 20.136 árboles/ha. En la prueba de rangos múltiples de Tukey se contempla que hay estadísticas diferentes muy relevantes entre la densidad media y los tipos de bosques, esto nos permite aceptar la teoría de que en espacios más reducidos la actividad del bosque es evidentemente más estadística (HSD Tukey, p valor = 0.000) y se puede concluir que los cambios en la densidad de árboles se pueden observar a nivel micro del bosque.

Esta diversidad en el bosque influye en el reclutamiento, crecimiento y mortalidad de los árboles. Se percibe que la cantidad de árboles entre las mediciones de los años 2010, 2011 y 2013 decreció en los tres tipos de bosques, y consecutivamente se recuperaron por la incorporación de árboles reclutas. Se observa también que el diámetro promedio del rodal aumenta en este lapso y luego reduce. No hay muestras definidas en este nivel de clase diamétrica.

En las tablas 9, 10 y 11 se observó el diámetro promedio de los árboles por clase diamétrica y el año de valoración donde los números entre paréntesis coinciden con el número de árboles. Se registraron en el bosque espeso árboles con gran diámetro promedio a la altura del pecho (124 cm), 90 cm en el bosque regular y 50 cm en el bosque ralo.

En la Tabla 12, verificamos que, en el rodal con bosque ralo, son menores, los diámetros de los árboles que el del bosque regular. El rango de variación diamétrica para el rodal con bosque ralo fue de 2.12 cm de DAP; para el rodal con bosque regular, 1.69 cm de DAP, y para el rodal con bosque denso, 1.81 cm de DAP.

Tabla 9

Variación espacio temporal del diámetro promedio y el número de árboles para el rodal con bosque denso

Clase diamétrica											
Año	10	20	30	40	50	60	70	80	90-110	120	Total
2010	14.1(58)	24.7(17)	33.4(12)	43.8(4)	52(1)	66(1)	74.7(1)		95(1)	120(1)	23.1(96)
2011	13.9(53)	24.1(17)	33.7(17)	42.3(2)		67.6(2)	76(1)	87.6(1)	98(1)	121(1)	24.4(95)
2013	14.4(49)	24.6(20)	34.5(14)	41.5(4)	50.1(1)	68(1)	77.8(2)		101(1)	124(1)	25.2(93)
2015	14.2(51)	24.9(19)	35.9(14)	41.2(2)		66.8(1)	75.3(2)		110(1)	124(1)	24.5(91)
2016	14.6(52)	24.7(19)	35.1(16)	41.4(4)			74.8(1)		110(1)	124(1)	24.1(94)

Nota: Los números entre paréntesis representan el número de árboles.

Tabla 10

Variación espacio temporal del diámetro promedio y el número de árboles para el rodal con bosque regular

Clase diamétrica											
Año	10	20	30	40	50	60-70	80-90	Total			
2010	14.1(49)	25.7(13)	33.4(8)	45.1(4)			80.0(1)	20.7(75)			
2011	14.5(43)	25(10)	34.6(10)	44.5(4)	52.4(1)	67.8(1)	86.0(1)	22.9(70)			
2013	15.2(29)	22.4(10)	35.0(8)	44.4(5)			90.1(1)	25.9(53)			
2015	15.1(36)	23.4(16)	35.4(9)	44.7(6)	52.2(2)	72.4(1)	90.1(1)	24.9(71)			
2016	14.0(55)	23.6(21)	36.2(7)	42.7(7)	52.6(4)	73.5(1)		22.1(95)			

Nota: Los números entre paréntesis representan el número de árboles.

Tabla 11

Variación espacio temporal del diámetro promedio y el número de árboles para el rodal con bosque ralo

Clase diamétrica						
Año	10	20	30	40	50	Total
2010	12.9(52)	22.9(22)	33.5(11)	43.8(5)	58.1(2)	20.4(92)
2011	13.1(47)	23.6(23)	34.5(11)	44.9(5)	57.5(1)	20.9(87)
2013	14.1(30)	24(20)	33.9(10)	45.1(3)	55(2)	22.9(65)
2015	13.9(27)	24.9(22)	34.3(9)	43.9(5)	54(2)	24.0(65)
2016	13.8(34)	25.1(18)	33.6(13)	44.1(3)	54.1(3)	23.3(71)

Nota: Los números entre paréntesis representan el número de árboles.

Tabla 12

Cambios del diámetro promedio de los árboles según tipo de bosque y año de evaluación

Rodal con bosque			
Censo	Ralo	Regular	Denso
2010	19.46	21.03	23.85
2011	19.02	21.85	24.83
2013	21.13	22.72	24.05
2015	19.26	22.72	23.19
2016	20.58	21.45	23.03
Densidad/ha	19.89	21.95	23.79
Error estándar/ha	0.41	0.34	0.32
C.V.	4.60	3.45	3.04

En el ANOVA, en la tabla 13, verificamos que entre la combinación con las fechas de evaluación y el tipo de bosque del rodal no existen diferencias estadísticas marcadas en la variación del diámetro promedio de los árboles (ANOVA $F_c = 0.841$; Gl tratamientos = 14; Gl error = 323; p valor = 0.624).

LA REGULACIÓN DEL BOSQUE AMAZÓNICO A PARTIR DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Tabla 13

ANOVA para DAP entre evaluaciones y tipo de bosque

Origen	SC	GI	MC	Fc	Sig.
Modelo corregido	973.435a	14	69.531	0.841	0.624
Año	54.749	4	13.687	0.166	0.956
Tipo de bosque	800.009	2	400.005	4.841	0.008
Año * Tipo bosque	116.877	8	14.610	0.177	0.994
Error	26689.435	323	82.630		
Total	27662.870	337			

Nota: a. R al cuadrado = 120 (R al cuadrado ajustada = 082)

Tabla 14

Densidad promedio de árboles, error estándar y límite de confianza por ipo de bosque del rodal

Año	Media	Error estándar	Intervalo de confianza al 95%	
			Límite inferior	Límite superior
2010	21.448 a	1.114	19.256	23.640
2011	21.901 a	1.114	19.708	24.093
2013	22.636 a	1.114	20.444	24.828
2015	21.721 a	1.108	19.541	23.900
2016	21.687 a	1.102	19.519	23.855

Nota: Las letras iguales indican que el contraste entre promedio con el HSD Tukey no son estadísticamente diferentes (HSD Tukey, p valor = 0.936).

En la Tabla 14, se verifica que el diámetro promedio en el 2010 en el rodal fue 21.45 cm con un error estándar de 1.114 cm; en el 2011, de 21.90 cm con un error estándar de 1.114 cm; en el 2013, de 22.54 cm de DAP con un error estándar de 1.114 cm; en el 2015, el DAP promedio del rodal fue 21.72 cm con un error estándar de 1.108 cm. Al finalizar, en el 2016, el DAP promedio del rodal fue 21.69 cm con un error estándar de 1.102 cm. La prueba de rangos múltiples de Tukey muestra que estadísticamente no existen diferencias marcadas del diámetro promedio entre los años evaluados.

Tabla 15

Diámetro promedio de árboles, error estándar, límite de confianza por tipo de bosque del rodal y prueba de rangos múltiples de Tukey

Tipo bosque	Media	Error estándar	Intervalo de confianza al 95%	
			Límite inferior	Límite superior
Ralo	19,890 a	0,887	18,145	21,635
Regular	21,954 a b	0,804	20,373	23,536
Denso	23,791 b	0,887	22,046	25,536

Nota: Las letras diferentes indican que el contraste entre promedio con el HSD Tukey es estadísticamente diferente, contraste entre DAP promedio bosque ralo y bosque regular (HSD Tukey, p valor = 0.208) y entre DAP promedio bosque regular y bosque denso (HSD Tukey, p valor = 0.287)

En la Tabla 15, se observa que el bosque tuvo un DAP promedio de 19.89 cm y un error estándar de 0.887 cm; el bosque regular, un DAP promedio de 21.95 cm y error estándar de 0.804 cm; el bosque denso, un promedio de 23.79 cm de DAP y un error estándar de 0.887 cm. El DAP promedio de los árboles del bosque ralo y del bosque regular son similares estadísticamente (HSD Tukey, p valor = 0.208), y entre el bosque regular y el denso no existen diferencias estadísticas marcadas entre el DAP promedio (HSD Tukey, p valor = 0.287). El DAP promedio del bosque ralo es diferente estadísticamente del bosque denso (HSD Tukey, p valor = 0.000).

La Tabla 16 muestra un rango de variación del área basal entre el padrón de 1.39 m²/ha para el bosque ralo, 4.68 m²/ha para el bosque regular y para el bosque denso fue 4.64 m²/ha. El rodal con bosque regular tiene el área reducida en comparación con el bosque ralo y bosque denso.

Tabla 16

Variación del área basal (m^2/ha) del rodal por tipo de bosque y denso

Origen	SC	GI	MC	Fc	Sig.
Modelo corregido	18687.849 a	14	1334.846	2.793	0.001
Año	221.400	4	55.350	0.116	0.977
Tipo de bosque	17981.615	2	8990.807	18.815	0.000
Año * Tipo bosque	516.893	8	64.612	0.135	0.998
Error	154348.109	323	477.858		
Total	173035.958	337			

Nota: Letras iguales indican que el contraste entre promedio con el HSD Tukey no son estadísticamente diferentes (HSD Tukey, p valor=0,907).)

Tabla 17

ANOVA para el área basal (m^2/ha) entre evaluaciones y tipo de bosque del rodal

Rodal con bosque			
Censo	Ralo	Regular	Denso
2010	18.56	13.3	29.77
2011	17.91	15.96	34.07
2013	17.22	15.32	34.41
2015	17.17	17.98	33.34
2016	17.75	17.90	31.02
Densidad/ha	17.72	16.09	32.52
Error estándar/ha	0.25	0.87	0.91
C.V.	3.21	12.13	6.24

En el ANOVA, tal como muestra la Tabla 17 se verifica que entre la combinación del tipo de bosque del rodal con periodo de evaluación muestran diferencias estadísticas significativas en el área basal (m^2/ha) del rodal (ANOVA Fc = 2.793; GI tratamientos = 14; GI error = 323; p valor = 0.001).

Esto demuestra que se acepta la teoría de que el área basal del rodal está afectada de manera importante por el tipo de bosque del rodal (ANOVA $F_c = 18.815$; Gl tratamientos = 2; Gl error = 323; $p\text{ valor} = 0.000$), pero no se observa el impacto del periodo de evaluación en el área basal (ANOVA $F_c = 0.116$; Gl tratamientos = 4; Gl error = 323; $p\text{ valor} = 0.977$).

Tabla 18

Área basal del rodal (m^2/ha), error estándar y límite de confianza por año de evaluación

Año	Media	Error estándar	Intervalo de confianza al 95%	
			Límite inferior	Límite superior
2010	20.542 a	2.680	15.270	25.814
2011	22.646 a	2.680	17.374	27.918
2013	22.317 a	2.680	17.045	27.588
2015	22.830 a	2.664	17.588	28.072
2016	22.224 a	2.650	17.010	27.438

Nota: Las letras iguales indican que el contraste entre promedio con el HSD Tukey no son estadísticamente diferentes (HSD Tukey, $p\text{ valor} = 0.907$).

En la Tabla 18, verificamos que el área basal en el 2010 en el rodal fue $20.542\text{ m}^2/ha$ con un error estándar de $2.68\text{ m}^2/ha$; en el 2011, $22.646\text{ m}^2/ha$ con un error estándar de $2.68\text{ m}^2/ha$; en el 2013, $22.317\text{ m}^2/ha$ con un error estándar de $2.68\text{ m}^2/ha$; en el 2015, $22.83\text{ m}^2/ha$ con un error estándar de $2.664\text{ m}^2/ha$. Al finalizar, en el 2016, el área basal del rodal fue $22.224\text{ m}^2/ha$ con un error estándar de $2.65\text{ m}^2/ha$. La prueba de rangos múltiples de Tukey muestra que no existen diferencias significativas estadísticamente del área basal (m^2/ha) entre los años evaluados. Esto nos permite reconocer la hipótesis de que en lapsos cortos de evaluación el cambio del área basal es muy pequeño (HSD Tukey, $p\text{ valor} = 0.907$) y se puede concluir que los cambios en el área basal serán más apreciables en el tiempo cuando el bosque se acerca al equilibrio.

Tabla 19

Área basal (m^2/ha), error estándar, límite de confianza por tipo de bosque del rodal y prueba de rangos múltiples de Tukey

Tipo de bosque		Media	Error estándar	Intervalo de confianza al 95%	
				Límite inferior	Límite superior
Rodal con bosque	regular	17.723 a	2.133	13.526	21.920
	ralo	16.090 a	1.933	12.287	19.893
	denso	32.522 b	2.133	28.325	36.719

Nota: Las letras iguales indican que el contraste entre promedio con el HSD Tukey no son estadísticamente diferentes (HSD Tukey, p valor = 0.850).

En la Tabla 19, se puede observar que el área basal del rodal cambia según el tipo de bosque del rodal. Esto demuestra que el bosque clasificado como ralo tuvo un área basal de $17.723 m^2/ha$ y un error estándar de $2.133 m^2/ha$; en el bosque regular, $16.090 m^2/ha$ y un error estándar de $1.933 m^2/ha$; tanto que el área basal para el bosque denso fue $32.522 m^2/ha$ con un error estándar de $2.133 m^2/ha$. La prueba de rangos múltiples de Tukey muestra que el área basal del rodal con bosque ralo y del bosque regular son similares estadísticamente (HSD Tukey, p valor = 0.850), y el área basal del bosque denso es significativa estadísticamente, lo que marca la diferencia de los otros tipos de bosque.

4.8.2 Variación de la riqueza, índice de diversidad e Índice de Valor de Importancia (IVI)

Se verifica que la dinámica biométrica en los lapsos de evaluación fue alternable, variando entre 95 a 106 especies en el rodal; se registraron las entradas de especies nuevas y la salida de otras especies. Desde el 2010 hasta el 2013, el número de especies se minimizó de 103 a 95 y después aumentaron, recuperando la posición inicial de 106 en el 2014, y en el 2016, superando el registro de los años anteriores.

El rodal muestra alta variedad, sus valores cambian entre 0.0204 a 0.0233. Esta estimación se confirma con el valor del índice de Shannon-Wiever que cambió entre 4.48 y 4.61, que caracteriza a una población boscosa con alta variedad, sus valores están más cerca al límite teórico (4.63; 4.64; 4.55; 4.64 y 4.66) de forma respectiva para los años 2010, 2011, 2013, 2015 y 2016, esto corresponde a equivalencia esférica de todas las especies para cada medición lo que demuestra que las especies son idénticas.

Tabla 20

Especies, individuos, índice de Shannon e índice de Simpson para el bosque estudiado en la escala multi temporal

Diversidad							
Años	Especies	Individuos	Dominancia D	Shannon H	Significación $\alpha = 0.05$ *	Simpson 1-D	Significación $\alpha = 0.05$ *
2010	103	354	0.0226	4.48	a	0.9774	a
2011	104	336	0.0233	4.513	a	0.9767	a
2013	95	281	0.0218	4.505	a	0.9782	a
2015	104	301	0.0204	4.608	a	0.9797	a
2016	106	352	0.0215	4.494	a	0.9785	a

En la Tabla 20, se muestra que las variaciones del índice diversidad de Simpson no son diferentes estadísticamente ($p_{\text{valor}} > 0.40$), de la misma manera, el cálculo de la diversidad con medidas de abundancia por medio del índice de Shannon-Wiever no son diferentes estadísticamente ($p_{\text{valor}} > 0.40$).

Comparación realizada con la prueba T de Student para los valores del índice de Shannon y el índice Simpson en el cual las letras iguales indican que no existen diferencias significativas estadísticamente de los valores del índice (H) de Shannon y en el índice de Simpson.

Tabla 21

Índice de Valor de Importancia (IVI) de las 26 principales especies que contribuyen con más del 50 % del valor total en el periodo 2010-2016

Especie	IVI				
	2010	2011	2012	2013	2014
<i>Pourouma tomentosa</i>	16.08	16.47	13.95	13.61	16.37
<i>Alchornea triplinervia</i>	12.11	13.35	15.18	14.10	11.85
<i>Sloanea guianensis</i>	9.34	8.73	10.22	9.03	8.96
<i>Cedrelinga cateniformis</i>	8.95	8.66	7.21	7.44	5.56
<i>Virola elongata</i>	7.77	6.69	7.24	4.67	4.37
<i>Helicostylis tomentosa</i>	7.50	7.60	7.77	8.23	7.72
<i>Matisia malacocalyx</i>	7.49	7.70	6.84	6.83	6.31
<i>Tachigali paniculata</i>	7.43	10.41	9.11	6.42	1.56
<i>Inga tessmannii</i>	6.75	7.11	5.48	5.15	7.29
<i>Hymenolobium excelsum</i>	6.62	5.40	7.60	2.75	4.05
<i>Protium divaricatum</i>	6.34	6.32	7.41	6.91	6.15
<i>Ficus americana</i>	6.21	6.07	7.16	7.33	7.25
<i>Tapirira guianensis</i>	5.95	5.26	4.64	5.76	8.63
<i>Iryanthera grandis</i>	5.86	5.97	7.02	6.54	6.36
<i>Parkia igneiflora</i>	5.58	3.33	0.00	3.73	3.86
<i>Caryocar glabrum</i>	5.38	5.51	6.50	6.10	7.35
<i>Anaueria brasiliensis</i>	5.34	5.46	6.30	5.91	5.49
<i>Alchorneopsis floribunda</i>	4.62	4.17	5.23	6.39	3.60
<i>Eschweilera coriácea</i>	4.41	3.93	4.62	4.27	4.11
<i>Naucleopsis imitans</i>	4.39	4.44	5.44	4.02	4.76
<i>Nectandra viburnoides</i>	4.34	4.45	4.43	4.89	4.61
<i>Diplostropis purpurea</i>	4.22	2.77	3.17	2.92	2.76
<i>Tachigali loretensis</i>	4.04	4.21	5.12	5.07	5.00
<i>Simarouba amara</i>	3.84	1.54	0.00	1.12	1.04
<i>Guatteria megalophylla</i>	3.82	3.11	3.66	3.47	3.45
<i>Ocotea aciphylla</i>	3.82	5.04	1.87	4.80	4.62

La Tabla 21 muestra que la especie que ocupa la primera posición jerárquica en las especies de este rodal es la *pourouma tomentosa* (sacha uvilla), donde el valor del IVI cambia entre 13.61 a 16.47, sucesivamente de *alchornea triplinervia* (zancudo caspi) que cambia entre 12.11 a 15.18 % durante el lapso 2010-2016. Estas dos especies se instalan aprovechando los espacios en el dosel y crean una cobertura para las especies más intolerantes a la propagación solar.

El tercero en el IVI se encuentra la *sloanea guianensis* (huangana) con un valor entre 8.73 a 10.22 %, sucesivamente de *cedrelinga cateniformis* (tornillo) con un valor entre 7.21 a 8.95 %.

4.8.3. Dinámica del Rodal entre censo y tipo de bosque

Tabla 22
Dinamismo y escala de calificación del rodal

Número de árboles/ha		
Período	Dinamismo	Escala de calificación
2010–2011	15.0	Bajo
2011–2013	18.6	Bajo
2013–2015	28.6	Bajo
2015–2016	37.1	Bajo

Nota: Escala de valoración de acuerdo al número de árboles individuales reclutados y muertos.

En la Tabla 22 se puede observar que la dinámica del bosque está basada en la regeneración natural, presentando un mínimo dinamismo del rodal, cuyos valores cambiaron entre 15 a 37.5 árboles por año por hectárea, de acuerdo a Sánchez, en la escala de valoración se considera como bajo (0 a 60 árboles/ha), y conforme a los individuos muertos y reclutados en cada periodo se considera, según la escala de valoración, como bajo. Esto demuestra que los cambios derivados del reclutamiento y la mortalidad de individuos a través de los años es bajo, luego del aprovechamiento de

pocos árboles, esto nos señala que el aprovechamiento de seis árboles de 269 representa el 2.23 % del total, porcentaje que no cambian significativamente la dinámica del bosque, y se consideran bajo.

Tabla 23

Mortalidad y reclutamiento absoluto y escala de calificación del rodal

Número de árboles/ha				
Período	Mortalidad	Calificación	Reclutas	Calificación
2010–2011	20.0	Bajo	10.0	Bajo
2011–2013	34.4	Bajo	2.9	Bajo
2013–2015	21.4	Bajo	35.7	Bajo
2015–2016	18.6	Bajo	55.7	Bajo

En la Tabla 23, se puede visualizar que la mortalidad se considera baja. Esta cambió entre 10.7 a 20 árboles/ha y el reclutamiento entre 2 a 55.7 árboles/ha. El más alto reclutamiento se muestra entre el 2015 y 2016 con 55.7 árboles/ha, por lo cual se le contempla como un rodal con reclutamiento bajo. Luego del aprovechamiento, se pudo observar una mortalidad de 20 árboles/ha y 10 árboles reclutas; entre el 2011 y 2013, la mortalidad baja a 17 árboles/ha y 3 árboles reclutas, después, se mantiene alrededor de 10.7 a 18.6 árboles/ha y el reclutamiento se eleva de 17.8 árboles a 55.7 árboles/ha.

En la Figura 5, se puede visualizar la distribución del número de árboles por clase diamétrica, y se presenta una curva de tipo J invertida en el último año de evaluación (2016).

Figura 5
Número de árboles muertos y reclutados

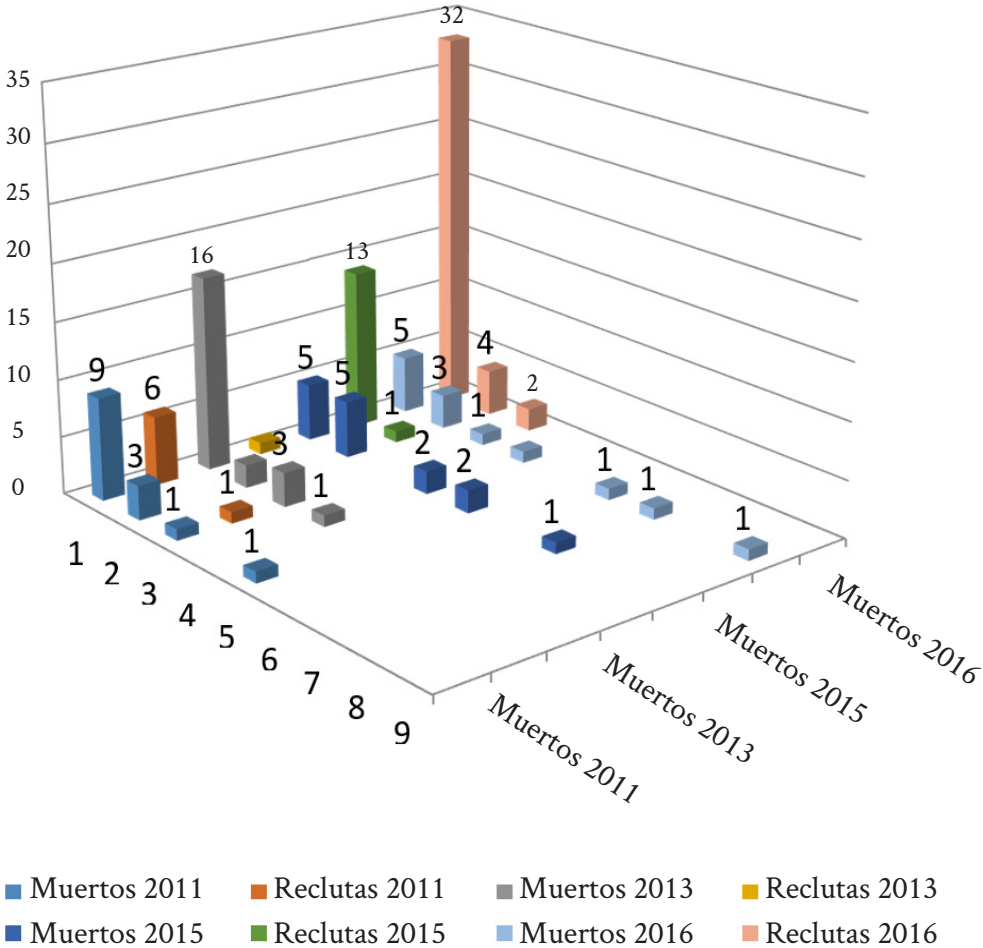


Tabla 24

Tasa (%) anual del dinamismo, mortalidad y reclutamiento

Período	No	Ns	NF	t (años)	Tasa anual (%)		
					Mortalidad	Reclutamiento	Dinamismo
2010–2011	263	249	256	1	5.47	2.77	4.12
2011–2013	256	232	234	2	4.92	0.43	2.68
2013–2015	234	219	244	2	3.31	5.40	4.36
2015–2016	234	221	260	1	5.72	16.25	10.98

En la Tabla 24, se puede observar que la tasa de mortalidad cambia entre 3.31 % a 5.72 %, mientras que las tasas de reclutamiento tienen más actividad, pues oscilan desde 0.43 % a 5.4 % entre el 2011 y 2015, pero en el último año se pudo observar que la tasa de reclutamiento se elevó al 16.25 %, la más alta dinámica del rodal. Con la que se demuestra que el rodal presenta excelente capacidad de aumentar el número de árboles, de acuerdo al cambio producido en el ambiente por la deforestación de seis árboles veteranos, del crecimiento y supervivencia de los individuos juveniles. Se puede aclarar que el elevado reclutamiento en el último año efectivamente se origina por el ingreso de árboles a la clase diamétrica con $DAP \geq 10$ cm. Por ello, se denota que la tasa de dinamismo también fue elevada en el último año (10.98 %).

En la Tabla 25, se puede notar que en el rodal disetáneo se mantienen las especies con un comportamiento permanente (51.79 %), en su mayoría son especies esciófitas.

Tabla 25

Comportamiento espacio temporal de los individuos en el rodal

Comportamiento espacio temporal de la especie	Número de especies	%
Estable	58	51.79 %
Estable mortalidad final	1	0.89 %
Estable reclutamiento final	7	6.25 %
Input	9	8.04 %
Mortalidad final	3	2.68 %
Mortalidad gradual	2	1.79 %
Mortalidad inicial luego estable	8	7.14 %
Mortalidad y reclutamiento posterior	13	11.61 %
Output	6	5.36 %
Reclutamiento inicial luego estable	3	2.68 %
Reclutamiento inicial y luego mortalidad	2	1.79 %
Total	112	100.00 %

Durante este lapso (2011-2016), nueve especies (8.04 %) entraron por reclutamiento (*input*), seis especies son esciófitas que se asentaron aprovechando la cobertura del rodal, y tres especies fueron heliófitas —una pertenece al género *Cecropia* y dos al género *Miconia*—, que se asentaron aprovechando los espacios creados en el dosel superior. De las seis especies que dejaron de existir de la parcela (5.36 %) una es heliófita efímera, las otras esciófitas. En ocho especies al inicio hubo mortalidad después del ajuste por autorraleo se mantuvieron estables, en otras se observó mortalidad por autorraleo y después produjeron reclutamiento (11.61 %). Esto explica que el dinamismo cambia entre especies, observable en cada una de las especies en las tablas 26, 27, 28 y 29.

Tabla 26

Especies que entraron (INPUT) y salieron (OUTPUT) en el rodal

Especie	Año de evaluación					Input / output
	2010	2011	2013	2015	2016	
<i>Aniba megaphylla</i>				1	1	Input
<i>Aniba perutilis</i>				1	1	Input
<i>Annona duckei</i>					1	Input
<i>Cecropia distachya</i>					2	Input
<i>Inga capitata</i>				1	1	Input
<i>Inga densiflora</i>				1	1	Input
<i>Inga quaternata</i>		1	1	1	2	Input
<i>Miconia myriantha</i>				1	2	Input
<i>Miconia tomentosa</i>		1	1	1	1	Input
<i>Calyptranthes paniculata</i>	1	1	1	1		Output
<i>Guarea guidonia</i>	1	1				Output
<i>Hymenaea oblongifolia</i>	1	1	1			Output
<i>Inga ruiziana</i>	1	1	1			Output
<i>Miconia poeppigii</i>	1	1	1	1		Output
<i>Ocotea olivácea</i>	1	1		1		Output

Tabla 27

Especies con comportamiento espacio temporal con mortalidad de árboles en el rodal

Especie	Año de evaluación						Mortalidad
	2010	2011	2013	2015	2016		
<i>Alchorneopsis floribunda</i>	3	3	3	3	2		Mortalidad final
<i>Cecropia latiloba</i>	2	2	2	2	1		Mortalidad final
<i>Protium divaricatum</i>	5	5	5	5	4		Mortalidad final
<i>Iryanthera lancifolia</i>	3	3	2	2	1		Mortalidad gradual
<i>Virola elongata</i>	10	8	7	5	5		Mortalidad gradual
<i>Alchornea latifolia</i>	2	2	2	1	1		Mortalidad inicial luego estable
<i>Brosimum rubescens</i>	2	2	1	1	1		Mortalidad inicial luego estable
<i>Guatteria megalophylla</i>	3	2	2	2	2		Mortalidad inicial luego estable
<i>Inga brachyrrhachis</i>	2	1	1	1	1		Mortalidad inicial luego estable
<i>Matisia malacocalyx</i>	11	11	7	8	8		Mortalidad inicial luego estable
<i>Miconia splendens</i>	3	3	2	2	2		Mortalidad inicial luego estable
<i>Ocotea myriantha</i>	2	1	1	1	1		Mortalidad inicial luego estable
<i>Parkia igneiflora</i>	3	1	1	1	1		Mortalidad inicial luego estable
<i>Alchornea triplinervia</i>	12	11	9	10	13		Mortalidad y reclutamiento posterior
<i>Cecropia engleriana</i>	1	1			1		Mortalidad y reclutamiento posterior
<i>Cecropia sciadophylla</i>	2	1		1	4		Mortalidad y reclutamiento posterior
<i>Eschweilera albiflora</i>	5	4	2	2	3		Mortalidad y reclutamiento posterior
<i>Guarea macrophylla</i>	3	3	2	2	4		Mortalidad y reclutamiento posterior
<i>Inga lawrina</i>	1	1		1	1		Mortalidad y reclutamiento posterior

Especie	Año de evaluación					Mortalidad
	2010	2011	2013	2015	2016	
<i>Ocotea javitensis</i>	2	1	1	2	2	Mortalidad y reclutamiento posterior
<i>Pourouma tomentosa</i>	18	18	13	12	17	Mortalidad y reclutamiento posterior
<i>Simarouba amara</i>	2	1	1	1	1	Mortalidad y reclutamiento posterior
<i>Siparuna pachyantha</i>	1	1	1	1	2	Mortalidad y reclutamiento posterior
<i>Socratea exorrhiza</i>	2	4	3	4	6	Mortalidad y reclutamiento posterior
<i>Tapirira guianensis</i>	6	5	3	4	9	Mortalidad y reclutamiento posterior
<i>Zygia basijuga</i>	3	3	2	2	3	Mortalidad y reclutamiento posterior

Tabla 28

Especies con comportamiento temporal estable y con reclutamiento final en el rodal

Especie	Año de evaluación						Reclutamiento
	2010	2011	2013	2015	2016	2016	
<i>Tachigali paniculata</i>	3	3	3	2	2	2	Estable mortalidad final
<i>Brosimum utile</i>	1	1	1	2	2	2	Estable reclutamiento final
<i>Caryocar glabrum</i>	5	5	5	5	7	7	Estable reclutamiento final
<i>Hyeronima oblonga</i>	3	3	3	3	4	4	Estable reclutamiento final
<i>Hymenolobium excelsum</i>	3	2	3	2	4	4	Estable reclutamiento final
<i>Licaria brasiliensis</i>	1	1	1		2	2	Estable reclutamiento final
<i>Ocotea longifolia</i>	1	1	1	2	2	2	Estable reclutamiento final
<i>Sterculia apetala</i>	2	2	2	3	3	3	Estable reclutamiento final
<i>Diploptropis purpurea</i>	3	2	2	2	2	2	Reclutamiento inicial luego estable
<i>Ocotea aciphylla</i>	4	5	2	4	4	4	Reclutamiento inicial luego estable
<i>Ocotea oblonga</i>	1	2	2	2	2	2	Reclutamiento inicial luego estable
<i>Eschweilera bracteosa</i>	2	2	1	1	1	1	Reclutamiento inicial y luego mortalidad
<i>Eschweilera coriácea</i>	4	3	3	3	3	3	Reclutamiento inicial y luego mortalidad

LA REGULACIÓN DEL BOSQUE AMAZÓNICO A PARTIR DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Tabla 29

Especies con comportamiento temporal estable en el rodal

Especie	Año de evaluación					Reclutamiento
	2010	2011	2013	2015	2016	
<i>Alchornea schomburgkii</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Anaueria brasiliensis</i>	6	6	6	6	6	Estable
<i>Aniba taubertiana</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Aspidosperma schultesii</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Astrocaryum chambira</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Attalea maripa</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Buchenavia grandis</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Caryodaphnopsis fosteri</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Casearia arbórea</i>	3	3	3	3	3	Estable
<i>Cavanillesia umbellata</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Cedrelinga cateniformis</i>	7	7	5	6	6	Estable
<i>Chrysophyllum prieurii</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Couma macrocarpa</i>	3	3	3	3	3	Estable
<i>Crepidospermum prancei</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Cybianthus resinosus</i>	1	1		1	1	Estable
<i>Dialium guianense</i>	3	3	3	3	3	Estable
<i>Ecclinusa lanceolata</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Endlicheria bracteata</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Endlicheria krukovii</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Endlicheria sprucei</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Eschweilera grandiflora</i>	2	2	2	2	2	Estable
<i>Eschweilera tessmannii</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Ficus americana</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Guatteria elata</i>	3	3	3	3	3	Estable
<i>Handroanthus incana</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Helicostylis tomentosa</i>	8	8	6	8	8	Estable
<i>Inga tessmannii</i>	6	6	4	4	6	Estable
<i>Iryanthera grandis</i>	7	7	7	7	7	Estable
<i>Iryanthera tessmannii</i>	1	1	1	1	1	Estable

Especie	Año de evaluación					Reclutamiento
	2010	2011	2013	2015	2016	
<i>Jacaranda copaia</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Leonia glycyarpa</i>	2	2	2	2	2	Estable
<i>Licania blackii</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Licania macrocarpa</i>	4	4	4	4	4	Estable
<i>Macoubea guianensis</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Miconia symplectocaulos</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Naucleopsis imitans</i>	4	4	4	3	4	Estable
<i>Nectandra acuminata</i>	2	2	2	2	2	Estable
<i>Nectandra lineatifolia</i>	1	1		1	1	Estable
<i>Nectandra viburnoides</i>	4	4	3	4	4	Estable
<i>Osteophloeum platyspermum</i>	2	2	2	2	2	Estable
<i>Parkia nítida</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Pouteria cuspidata</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Protium ferrugineum</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Protium hebetatum</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Pseudolmedia laevis</i>	2	2	2	2	2	Estable
<i>Pterocarpus amazonum</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Remijia pedunculata</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Sloanea guianensis</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Sterculia peruviana</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Swartzia benthamiana</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Tachigali loretensis</i>	3	3	3	3	3	Estable
<i>Tachigali macbridei</i>	3	3	3	3	3	Estable
<i>Tetrastylidium peruvianum</i>	1	1	1	1	1	Estable
<i>Theobroma subincanum</i>	2	2	2	2	2	Estable
<i>Tovomita laurina</i>	1		1	1	1	Estable
<i>Tovomita spruceana</i>	1	1		1	1	Estable
<i>Virola multinervia</i>	2	2	2	2	2	Estable
<i>Xylopia benthamii</i>	1	1	1		1	Estable

4.8.4. Crecimiento en diámetro de especies del rodal

La Tabla 30 nos indica que el incremento medio anual (IMA) de los árboles sobrevivientes cuando se inicia la primera remediación fueron 270 con un incremento media anual de 0.85 ± 0.13 cm /año. Esto demuestra la existencia de numerosos árboles con baja densidad básica de la madera. Así, también se denota que las especies *Alchorneopsis floribunda* (huacapú) que tuvo 3 árboles en la parcela creció a un equilibrio de 2.42 ± 2.43 cm/año, esto nos señala la existencia abundante variabilidad en el crecimiento individual de la especie, *Inga tessmannii* (bijao shimbillo) con seis (6) árboles creció 2.01 ± 2.28 cm/año, *Tachigali loretensis* (huacapú blanco) con 3 árboles creció 1.69 ± 0.4 cm/año, *Tachigali macbridei* (tachigali) con 3 árboles creció 1.41 ± 1.06 cm/año, *Pourouma tomentosa* (sacha uvilla) con 18 árboles creció 1.42 ± 0.52 cm/año, *Alchornea triplinervia* (zancudo caspi) con 12 árboles creció 1.18 ± 0.84 cm/año; *Brosimum rubescens* (palisangre) que tuvo 2 árboles creció con un equilibrio de 4.78 ± 8.77 cm/año.

Y en la Tabla 31 se demuestra el incremento medio anual de estas especies que tuvieron un solo árbol en la parcela. Como era de esperar la tasa de crecimiento general en la parcela es más rápida porque contiene gran cantidad de especies de árboles de rápido crecimiento caracterizado por una baja densidad básica de la madera; y un crecimiento más lento en las maderas dura

Tabla 30

Incremento medio anual (IMA) y su límite de confianza (LC) al 95 % por especie de los árboles con más de dos individuos en la parcela

Id	Especie	N	IMA±LC	Id	Especie	N	IMA±LC
1	<i>Pouroma tomentosa</i>	18	1.42±0.52	27	<i>Hymenolobium excelsum</i>	3	0.82±0.12
2	<i>Alchornea triplinervia</i>	12	1.18±0.84	28	<i>Guatteria elata</i>	3	0.69±0.42
3	<i>Matisia malacocalyx</i>	11	0.46±0.17	29	<i>Miconia splendens</i>	3	0.57±0.75
4	<i>Helicostylis tomentosa</i>	9	0.63±0.45	30	<i>Iryanthera lancifolia</i>	3	0.49±0.49
5	<i>Virola elongata</i>	8	0.78±0.65	31	<i>Casearia arbórea</i>	3	0.46±0.52
6	<i>Cedrelinga cateniformis</i>	8	0.21±0.16	32	<i>Dialium guianense</i>	3	0.37±0.04
7	<i>Iryanthera grandis</i>	7	0.72±0.32	33	<i>Guarea macrophylla</i>	3	0.21±0.19
8	<i>Inga tessmannii</i>	6	2.01±2.28	34	<i>Zygia basijuga</i>	3	0.07±0.1
9	<i>Tapirira guianensis</i>	6	1.52±1.13	35	<i>Brosimum rubescens</i>	2	4.78±8.77
10	<i>Anaueria brasiliensis</i>	6	0.4±0.2	36	<i>Pseudolmedia laevis</i>	2	2.06±3.49
11	<i>Caryocar glabrum</i>	5	0.82±0.45	37	<i>Ocotea longifolia</i>	2	1.66±1.75
12	<i>Ocotea aciphylla</i>	5	0.76±0.66	38	<i>Guatteria megalophylla</i>	2	1.18±0.98
13	<i>Protium divaricatum</i>	5	0.65±0.23	39	<i>Nectandra acuminata</i>	2	1.06±0.54
14	<i>Eschweilera albiflora</i>	5	0.41±0.55	40	<i>Virola multinervia</i>	2	1±0.85
15	<i>Hyeronima oblonga</i>	4	1.51±1.59	41	<i>Osteophloeum platyspermum</i>	2	0.88±0.27
16	<i>Naucleopsis imitans</i>	4	0.93±1.08	42	<i>Eschweilera bracteosa</i>	2	0.64±0.51
17	<i>Socratea exorrhiza</i>	4	0.9±0.4	43	<i>Alchornea latifolia</i>	2	0.62±0.62
18	<i>Nectandra viburnoides</i>	4	0.6±0.33	44	<i>Brosimum utile</i>	2	0.62±1.21
19	<i>Licania macrocarpa</i>	4	0.37±0.13	45	<i>Ocotea oblonga</i>	2	0.59±0.02
20	<i>Alchorneopsis floribunda</i>	3	2.42±2.43	46	<i>Simarouba amara</i>	2	0.58±0.34
21	<i>Tachigali loretensis</i>	3	1.69±0.4	47	<i>Leonia glycyarpa</i>	2	0.51±0.12
22	<i>Tachigali macbridei</i>	3	1.41±1.06	48	<i>Ocotea javitensis</i>	2	0.47±0.05
23	<i>Couma macrocarpa</i>	3	1.38±0.73	49	<i>Diploptropis purpurea</i>	2	0.31±0.26
24	<i>Tachigali paniculata</i>	3	1.18±0.82	50	<i>Theobroma subincanum</i>	2	0.3±0.06
25	<i>Eschweilera coriacea</i>	3	1.03±0.76	51	<i>Cecropia latiloba</i>	2	0.16±0.05
26	<i>Sterculia apetala</i>	3	0.82±0.5	52	<i>Eschweilera grandiflora</i>	2	0.14±0.22
			Total			270	0.85±0.13

LA REGULACIÓN DEL BOSQUE AMAZÓNICO A PARTIR DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Tabla 31

Incremento medio anual (IMA) por especie de los árboles con un solo ejemplar evaluado en la parcela

Id	Especie	N	IMA	Id	Especie	N	IMA
53	<i>Cecropia sciadophylla</i>	1	4.15	77	<i>Pouteria cuspidata</i>	1	0.59
54	<i>Ficus americana</i>	1	2.50	78	<i>Aniba taubertiana</i>	1	0.58
55	<i>Inga densiflora</i>	1	1.62	82	<i>Crepidospermum prancei</i>	1	0.45
56	<i>Sterculia peruviana</i>	1	1.52	83	<i>Alchornea schomburgkii</i>	1	0.43
57	<i>Parkia igneiflora</i>	1	1.47	84	<i>Iryanthera tessmannii</i>	1	0.43
58	<i>Parkia nítida</i>	1	1.38	85	<i>Ocotea myriantha</i>	1	0.40
59	<i>Endlicheria krukovii</i>	1	1.30	86	<i>Tovomita laurina</i>	1	0.39
60	<i>Inga capitata</i>	1	1.30	87	<i>Tovomita spruceana</i>	1	0.37
61	<i>Endlicheria sprucei</i>	1	1.08	88	<i>Pterocarpus amazonum</i>	1	0.35
62	<i>Cybianthus resinosus</i>	1	1.01	89	<i>Licania blackii</i>	1	0.32
63	<i>Miconia poeppigii</i>	1	1.00	90	<i>Cecropia engleriana</i>	1	0.30
64	<i>Inga laurina</i>	1	0.87	91	<i>Astrocaryum chambira</i>	1	0.29
65	<i>Macoubea guianensis</i>	1	0.83	92	<i>Eschweilera tessmannii</i>	1	0.29
66	<i>Protium hebetatum</i>	1	0.82	93	<i>Attalea maripa</i>	1	0.28
67	<i>Calyptranthes paniculata</i>	1	0.81	94	<i>Swartzia benthamiana</i>	1	0.27
68	<i>Miconia tomentosa</i>	1	0.80	95	<i>Protium ferrugineum</i>	1	0.27
69	<i>Inga brachyrhachis</i>	1	0.78	96	<i>Ocotea olivácea</i>	1	0.24
70	<i>Jacaranda copaia</i>	1	0.78	97	<i>Inga ruiziana</i>	1	0.23
71	<i>Hymenaea oblongifolia</i>	1	0.70	98	<i>Xylopia benthamii</i>	1	0.22
72	<i>Sloanea guianensis</i>	1	0.67	99	<i>Tetrastylidium peruvianum</i>	1	0.21
73	<i>Ecclinusa lanceolata</i>	1	0.66	100	<i>Remijia pedunculata</i>	1	0.18
74	<i>Endlicheria bracteata</i>	1	0.66	101	<i>Nectandra lineatifolia</i>	1	0.14
75	<i>Aspidosperma schultesii</i>	1	0.63	102	<i>Miconia myriantha</i>	1	0.10
76	<i>Handroanthus incana</i>	1	0.62	103	<i>Miconia symplectocaulos</i>	1	0.07
				104	<i>Cavanillesia umbellata</i>	1	0.05

4.8.5. Dinámica del equivalente del dióxido de carbono de la biomasa aérea y subterránea

Las Tablas 32, 33 y 34 muestran que el porcentaje de incertidumbre cambió entre el 17 % y 35 % para el bosque ralo; para el bosque regular, entre 21 % y 43 %, y para el bosque denso, entre 46 % y 73 %. La Tabla 31 demuestra al rodal con bosque ralo sobre el suelo contribuyó 197.1 ± 46 tCO₂e/ha en el 2010; 203.1 ± 37.6 en el 2011; 188 ± 65.1 en el 2013; 206.7 ± 35.8 en el 2015; 212.8 ± 53.3 tCO₂e/ha en el 2016. A nivel subterráneo contribuyó 72.9 ± 17 tCO₂e/ha en el 2010; 75.1 ± 13.9 en el 2011; 69.6 ± 24.1 en el 2013; 76.5 ± 13.3 en el 2015; 78.7 ± 19.7 tCO₂e/ha en el 2016.

En la Tabla 32, se denota que el rodal con bosque ralo contribuyó 143.4 ± 61.7 tCO₂e/ha en el 2010; 188.4 ± 80.3 en el 2011; 144.8 ± 31.4 en el 2013; 226.1 ± 85.3 en el 2015; 231.2 ± 61.8 tCO₂e/ha en el 2016. A nivel subterráneo contribuyó 53.1 ± 22.8 tCO₂e/ha en el 2010; 69.7 ± 29.7 en el 2011; 53.6 ± 11.6 en el 2013; 83.7 ± 31.5 en el 2015; 85.5 ± 22.9 tCO₂e/ha en el 2016.

La Tabla 33 demuestra que el rodal con bosque denso contribuyó 488.6 ± 284.3 tCO₂e/ha en el 2010; 579.5 ± 268.1 en el 2011; 571.3 ± 293 en el 2013; 524.3 ± 386.8 en el 2015; 505.8 ± 362.5 tCO₂e/ha en el 2016. Aportó a nivel subterráneo 180.8 ± 17 tCO₂e/ha en el 2010; 214.4 ± 99.2 en el 2011; 211.4 ± 108.4 en el 2013; 194 ± 143.1 en el 2015; 187.2 ± 134.1 tCO₂e/ha en el 2016. Esto nos indica que el rodal intervenido se restablece en el tiempo.

Tabla 32

Variación del dióxido de carbono equivalente (tCO₂e/ha) de la biomasa de árboles y bajo el suelo del rodal con bosque ralo

Bosque ralo						
Año	Almacenamiento	Dióxido de carbono equivalente (tCO ₂ e/ha)	Desviación estándar	Intervalo de confianza (+/- tCO ₂ e / ha)	Incertidumbre (%)	
2010	Biomasa	sobre el suelo	197.1	48.5	46.0	23.4 %
		subterránea	72.9	17.9	17.0	23.4 %
2011	Biomasa	sobre el suelo	203.0	39.6	37.6	18.5 %
		subterránea	75.1	14.7	13.9	18.5 %
2013	Biomasa	sobre el suelo	188.0	68.6	65.1	34.6 %
		subterránea	69.6	25.4	24.1	34.6 %
2015	Biomasa	sobre el suelo	206.7	37.7	35.8	17.3 %
		subterránea	76.5	14.0	13.3	17.3 %
2016	Biomasa	sobre el suelo	212.8	56.1	53.3	25.0 %
		subterránea	78.7	20.8	19.7	25.0 %

Tabla 33

Variación del dióxido de carbono equivalente (tCO₂e/ha) de la biomasa de árboles y bajo el suelo del rodal con bosque regular

Bosque regular						
Año	Almacenamiento	Dióxido de carbono equivalente (tCO ₂ e/ha)	Desviación estándar	Intervalo de confianza (+/- tCO ₂ e / ha)	Incertidumbre (%)	
2010	Biomasa	sobre el suelo	143.4	75.0	61.7	43.0 %
		subterránea	53.1	27.7	22.8	43.0 %
2011	Biomasa	sobre el suelo	188.4	97.6	80.3	42.6 %
		subterránea	69.7	36.1	29.7	42.6 %
2013	Biomasa	sobre el suelo	144.8	38.2	31.4	21.7 %
		subterránea	53.6	14.1	11.6	21.7 %
2015	Biomasa	sobre el suelo	226.1	103.7	85.3	37.7 %
		subterránea	83.7	38.4	31.5	37.7 %
2016	Biomasa	sobre el suelo	231.2	75.2	61.8	26.7 %
		subterránea	85.5	27.8	22.9	26.7 %

Tabla 34

Variación del dióxido de carbono equivalente (tCO₂e/ha) de la biomasa de árboles y bajo el suelo del rodal con bosque denso

Bosque denso						
Año	Almacenamiento	Dióxido de carbono equivalente (tCO ₂ e/ha)	Desviación estándar	Intervalo de confianza (+/- tCO ₂ e / ha)	Incertidumbre (%)	
2010	Biomasa	sobre el suelo	488.6	299.4	284.3	58.2 %
		subterránea	180.8	110.8	105.2	58.2 %
2011	Biomasa	sobre el suelo	579.5	282.3	268.1	46.3 %
		subterránea	214.4	104.5	99.2	46.3 %
2013	Biomasa	sobre el suelo	571.3	308.5	293.0	51.3 %
		subterránea	211.4	114.2	108.4	51.3 %
2015	Biomasa	sobre el suelo	524.3	407.3	386.8	73.8 %
		subterránea	194.0	150.7	143.1	73.8 %
2016	Biomasa	sobre el suelo	505.8	381.7	362.5	71.7 %
		subterránea	187.2	141.2	134.1	71.7 %

La Figura 6 y la Tabla 35 demuestran que la porción equivalente de dióxido de carbono ($\text{tCO}_2\text{e/ha}$) estimado de la biomasa sobre la superficie y la subterránea en el rodal con bosque ralo fue $276.08 \text{ tCO}_2\text{e/ha}$, con un error estándar de $5.79 \text{ tCO}_2\text{e/ha}$, con un coeficiente de variación entre censos de 4.69% ; para el bosque regular fue $255.9 \text{ tCO}_2\text{e/ha}$ con un error estándar de $25.92 \text{ tCO}_2\text{e/ha}$ y el C. V. entre censos fue de 22.65% ; para el bosque denso (clímax) fue $731.46 \text{ tCO}_2\text{e/ha}$, con un error estándar de $24.52 \text{ tCO}_2\text{e/ha}$ y C. V. de 7.50% .

Tabla 35
Dióxido de carbono equivalente ($\text{tCO}_2\text{e/ha}$) sobre el suelo y subterránea por tipo de bosque y año del censo

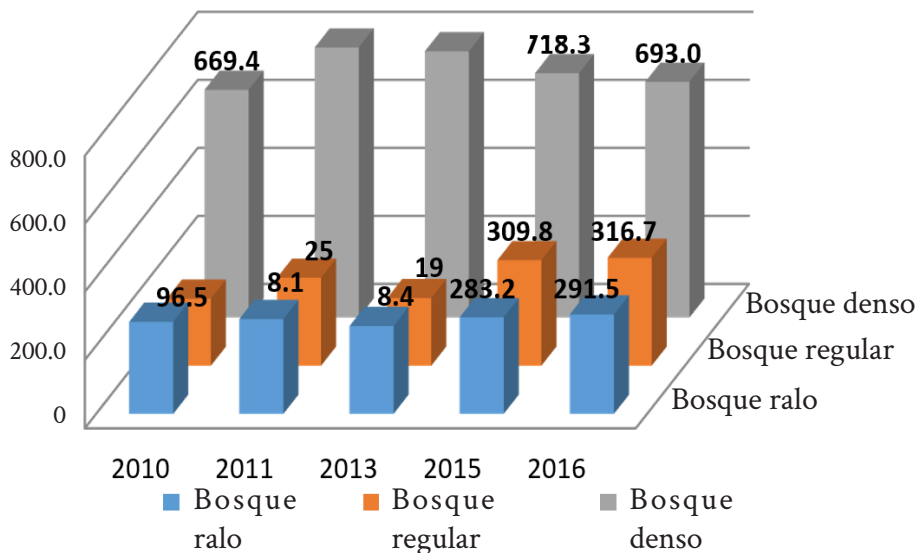
Dióxido de carbono equivalente ($\text{tCO}_2\text{e/ha}$)			
Año	Bosque		
	Ralo	Regular	Denso
2010	270.0	196.5	669.4
2011	278.1	258.1	793.9
2013	257.6	198.4	782.7
2015	283.2	309.8	718.3
2016	291.5	316.7	693.0
Promedio	276.08	255.9	731.46
Error estándar/ha	5.79	25.92	24.52
C.V.	4.69	22.65	7.50

4.9. Análisis

Los árboles extraídos en el área formaron claros en el dosel, lo que modificó la dinámica, la densidad de árboles, el diámetro de los árboles, el área basal, el crecimiento, el reclutamiento y mortalidad; modificando la riqueza, el IVI, del mismo modo, la dinámica del dióxido de carbono equivalente de la biomasa aérea y subterránea.

Figura 6

Variación del dióxido de carbono equivalente (tCO_2e/ha) sobre el suelo y dentro del suelo por tipo de bosque y año de evaluación



Luego de la extracción forestal, se observaron ajustes en el bosque para nivelar la masa boscosa, el primero ocurrió con la mortalidad de árboles y después un alza en el reclutamiento (ver Tabla 1). La mortalidad que se observó en el rodal con bosque ralo y regular se define por la ley del auto-rraleo y la ley de la competencia. Por la ley de la competencia, de acuerdo a Hairston et al. (1960), las necesidades de ninguna especie pueden aislarse lo suficiente para evitar la competencia. Las plantas que compiten por la luz han desarrollado estructuras de soporte especializadas, fotosintéticas y reproductivas que obligatoriamente difieren en propiedades químicas y físicas (Hutchinson, 1959).

Cuando el bosque es más denso (clímax), se incrementa el equilibrio; se generan disminuciones por mortalidad mayormente de árboles delgados, pero de igual modo reclutamientos por la regeneración natural. Aquí, independientemente del recurso por el que compite un grupo de especies de plantas terrestres, la competencia en última instancia se traduce en competencia por el espacio (Hairston et al., 1960).

En el bosque regular preparado se modificó el equilibrio, y las especies esciófitas se afectaron más, se incrementó la mortalidad y se originó más espacio en el dosel, ayudando a un mayor reclutamiento de árboles, la presente, de acuerdo a Arias (2004), es la única forma de que los árboles pueden crecer es reduciendo naturalmente el número de ejemplares (mortalidad o auto raleo). A la vista de la teoría ecológica moderna, parte de la pérdida del espacio en el nicho se puede compensar reduciendo la amplitud de las oscilaciones lo que puede resultar beneficioso para ambas especies (Hutchinson, 1959). Por lo tanto, en el rodal con bosque ralo, las especies de sombra se vieron las más afectadas, pocas llegaron a morir y el reclutamiento fue pausado.

En el rodal con bosque denso no se observaron variaciones sustanciales en la densidad de árboles, como una demostración del nivel de equilibrio del rodal. Los resultados (Ver Tabla 2), apoyan la hipótesis de que la densidad forestal es muy dinámica y sensible a la invasión de árboles (ANOVA $F_c=3.15$; Gl tratamientos=14; Gl error=323; $p\text{ valor} = 0.000$); ejerce influencia por el tipo de bosque del rodal (ANOVA $F_c=17.90$; Gl tratamientos=2; Gl error=323; $p\text{ valor} = 0.000$) y no por los lapsos de evaluación censal (ANOVA $F_c=0.73$; Gl tratamientos=2; Gl error=323; $p\text{ valor}=0.574$). De modo que la mortalidad de las especies esciófitas aumentó, esto puede ejercer influencia en el incremento de reclutas en los años próximos cuando el bosque alcance el equilibrio.

Un aspecto fundamental de la mortalidad del árbol es la sostenibilidad del rodal y queda registrado en todos los censos (Ver Tabla 5), la mortalidad fue crecimiento durante el periodo censal (2010-2015); en el censo del 2016 la densidad de árboles aumentó sustancialmente, pero no fueron diferentes estadísticamente (HSD Tukey, $p\text{ valor} = 0.651$). La densidad promedio para el rodal con bosque regular fue 294.59 árboles/ha; para el bosque ralo, 369.53 árboles/ha, y para el bosque denso, 457.14 árboles/ha, que está más bajo que el bosque contiguo del bosque del Arboreto (Rojas y Vilca, 2017), quienes indicaron que la densidad cambió entre 489 y 561.9 árboles/ha. En espacios más reducidos, la dinámica del bosque (Tabla 6)

fue más evidente estadísticamente (HSD Tukey, p valor = 0.000), de ello se deduce que los cambios en la densidad de árboles serán más pronunciados a nivel microscópico del bosque.

Por otra parte, en el bosque denso (clímax) se apuntó un mayor diámetro (124 cm), 90 cm en el bosque regular y 50 cm en el bosque ralo (tablas 7, 8 y 9). Esta dispersión en la estructura del bosque perjudica el crecimiento, reclutamiento y mortalidad de los árboles. Los árboles más enormes por lo general tienen un área de copa mayor que afecta en el reclutamiento y mortalidad.

El promedio del diámetro de los árboles del rodal con bosque ralo (19.89 cm) es menor al del bosque regular (21.95 cm), y fue mayor el del bosque denso (23.79 cm), con un rango de variación diamétrica mínimo (Tabla 10). Por el ANOVA (Tabla 11) y la prueba de Tukey (Tabla 12), se admite la hipótesis de que la variación en diamétrico de los árboles en un corto lapso de tiempo no demuestra diferencias significativas estadísticamente (ANOVA p valor = 0.956), (HSD Tukey, p valor = 0.936). No obstante, está influenciado notablemente por el tipo de bosque del rodal (ANOVA; p valor = 0.008), al inicio entre (Tabla 13) el DAP promedio del bosque ralo y del bosque denso (HSD Tukey, p valor = 0.000). Se puede deducir que los cambios en el diámetro de los árboles son más pronunciados a nivel microscópico del bosque.

El área basal del rodal con bosque regular fue inferir que del bosque ralo y el bosque denso (Tabla 14). Aceptamos la hipótesis de que el área basal de los árboles (Tabla 15) está influenciada notablemente por los tipos de bosques (ANOVA; p valor = 0.000). Asimismo, se admite la hipótesis de que en lapsos cortos intercensales el cambio del área basal es mínimo (HSD Tukey, p valor = 0.907). El área basal (Tabla 17) del rodal con bosque ralo y del bosque regular son similares estadísticamente (HSD Tukey, p valor = 0.850), pero el área basal del bosque denso es diferente a los demás.

Por lo antes expuesto, el ANOVA y la prueba de Tukey para comparar la varianza entre cada medición (2010, 2011, 2013, 2015 y 2016) y tipos de bosques de los parámetros diámetro, densidad de árboles y área basal por tipo de bosques nos permiten admitir la hipótesis de que no existe variación relevante entre los censos del diámetro, densidad de árboles y área basal, también se admite la hipótesis de la existencia de los cambios relevantes entre tipos de bosques del rodal del diámetro, densidad de árboles y área basal (periodo 2010-2016).

La dinámica biométrica entre los censos presenta cambios menores por el ingreso y salida de especies (Ver Tabla 18), que afectan la dinámica del rodal. La dominancia individual de las especies es baja y fluctúa menos en el tiempo (varía entre 0.0204 y 0.0233). El rodal se caracteriza por un alto grado de diversidad (índice de Simpson alrededor de 0.98), superior al del bosque de varillas que, de acuerdo con Panduro (1992), cambió entre 0.8 y 0.96 o al índice de Simpson (0.97) encontrado en el bosque inundado del río Nanay por Tello (2008) o al del arboreto “El huayo” que está contiguo al bosque en estudio, que cambió entre 0.9193 y 0.9515 (Rojas y Vilca, 2017).

El índice de Shannon-Wiener cambió entre 4.48 y 4.61, particular de una población boscosa con diversidad alta, puesto que están dentro del intervalo de 3.18 y 5.36 que indico Panduro (1992) para el bosque de varillas que está cercano al área. Aunque, es superior al índice de Shannon-Wiener (3.18) encontrado en la zona que es inundable del río Nanay por Tello (2008), o para el bosque del arboreto “El Huayo”, el cual el índice cambió entre 2.788 y 3.387, o para el bosque primario de la Reserva Alpahuayo Mishana con un índice de Shannon = 3.7741 (Vela, 2013). No obstante, es inferior al Índice de diversidad de Shannon-Weaver (H') = 4.81 para el bosque de la Estação ZF-2 do INPA de la Amazonía Central de acuerdo a Pinto (2008).

Se encontró mayor diversidad en este bosque de terraza media que está dentro del Jardín Botánico “El Huayo” de la Universidad Nacional de la Amazonía Peruana, se observa que está bastante protegida. La compo-

sición florística son diferencias de los valores de los índices de acuerdo a Louman (2001) es el resultado de la adaptación de las especies, porque una comunidad es un grupo de poblaciones de diferentes especies que se encuentran juntas en el mismo tiempo y espacio.

De esta manera, es menester tomar en cuenta las recomendaciones de Ruokolainen y Tuomisto (1998) que hay que reconocer y mapear esta brecha, es importante y urgente para la gestión y uso sostenible de los recursos biológicos.

Las variaciones del índice de diversidad de Simpson y el índice de Shannon-Wiener (Ver Tabla 18) se admite la hipótesis de que la abundancia florística en este rodal no tiene cambios significativos en el tiempo ($p_valor > 0.40$), de hecho, es suficientemente estable a pesar de la alteración producida por la extracción de los árboles comerciales.

Por el IVI (Ver Tabla 19), en el lapso censado, *pourouma tomentosa* (sacha uvilla) fue la más relevante, ya que el IVI cambió entre 13.61 % y 16.47 %; en *alchornea triplinervia* (zancudo caspi), entre 12.11 % y 15.18 %; en *sloanea guianensis* (huangana), entre 8.73 % y 10.22 %, y en *cedrelinga cateniformis* (tornillo), entre 7.21 % y 8.95 %. Finalmente, *alchornea triplinervia* (zancudo caspi) es habitual en claros de bosques.

Ocurre algo parecido con *pourouma tomentosa* (sacha uvilla) y *cedrelinga cateniformis* (tornillo), que requieren claros para desarrollarse. En estas especies, según Flores et al. (2015), los frutos maduros acontecen entre diciembre a enero, inclusive en febrero, por lo cual se aprecia que los claros se originan entre esos meses. Una alta diversidad de especies de una masa forestal es muy importante para la sostenibilidad del ecosistema (Hutchinson, 1959). Para Hutchinson (1959) existe una gran diversidad porque las comunidades de muchos organismos diferentes sobreviven mejor que las comunidades de organismos menos diversos.

En la Tabla 20, se ratifica que la dinámica del rodal está dada por la renovación natural, de acuerdo a la escala de Palacios (1997), el rodal muestra un menor dinamismo, y sus valores variaron entre 15 a 37.5 árboles por año por hectárea. De acuerdo a Sarmiento (2000), la dinámica de la vegetación es el proceso interno de las comunidades vegetales que restaura y mantiene la diversidad de especies en respuesta a cambios ambientales incluidos procesos como sucesión, regresión, composición dinámica inicial, tolerancia, supresión y competencia.

En cada periodo censal la dinámica de árboles muertos y reclutados es clasificada como baja (Ver Tabla 21), mostró que los cambios debido a la mortalidad individual y al reclutamiento fueron mínimos a lo largo del tiempo, aun después del aprovechamiento forestal (2.23 % del total de árboles), que no perturbó notablemente la dinámica del bosque. El espacio creado por la capa crea las condiciones para que el crecimiento y la posible reposición del diámetro de los árboles de hoja ancha durante el periodo del censo cuando la primera categoría de diámetro tiene mayor mortalidad. Sandeville (2009) reportó que en los bosques caducifolios la mayor proporción de árboles muertos se encuentra en las capas inferiores; con el tiempo, el crecimiento individual y las necesidades aumentan, la competencia se vuelve más intensa y el riesgo de mortalidad aumenta. Después de un tiempo, los árboles más débiles morirán debido a la competencia, solo unos pocos árboles permanecerán vivos, donde el tamaño de los árboles también es un indicador de la densidad de rodal (Cancino, 2012). El mayor crecimiento de estas tres etapas ocurre en las clases diamétricas de los árboles del dosel superior porque tienen mejor acceso a recursos como luz y nutrientes (Carvajal y Calvo, 2013).

Carvajal y Calvo (2013) descubrieron que la mortalidad en el último periodo fue de 1.5 %, y el valor de reclutamiento anual, en el último periodo fue de 1.5 %. En la Tabla 22 se contempla que la tasa de mortalidad entre censos fue en descenso de 5.47 % a 4.92 %, 3.31 % y después subió a 5.72 %; los intervalos censales con las tasas de mortalidad más altas fueron de un año, y los intervalos censales más bajas, fueron de dos años. No obstante,

para Pallqui et al. (2014), en Madre de Dios se localizaron tasas de mortalidad y reclutamiento individuales que presentaron valores promedios de $2.12 \pm 0.52 \%$ y $1.92 \pm 0.49 \%$.

Según Lewis et al. (2004b), las tasas de mortalidad disminuyen a medida que aumenta la duración del intervalo censal. La tasa de reclutamiento fue 2.77% , la cual disminuyó de 0.43% a 5.4% y se elevó a 16.25% en el 2016, por lo tanto, las tendencias existentes varían en la tasa de mortalidad. Renó (2015) se encontraron aumentos en las tasas de mortalidad y reclutamiento a lo largo de los censos, pero con diferencias relevantes entre algunos promedios solo en la tasa de mortalidad. No obstante, de acuerdo a Lewis et al. (2004a), en los bosques tropicales la mortalidad individual, la regeneración, el crecimiento del diámetro y la densidad tienden a aumentar significativamente con el tiempo. En la etapa tardía de la sucesión secundaria, la regeneración es abundante en la etapa temprana, pero hay gran mortalidad en la etapa juvenil (Sandeville, 2009).

La alta tasa de reclutamiento en el último año se motivó al ingreso de árboles a la clase diamétrica comprendida entre 10 a 19.9 cm de DAP. Por lo tanto, la tasa de dinamismo igualmente fue alta en el último año (10.98%) por la existencia del bosque ralo.

En el rodal (Ver Tabla 23), la densidad de árboles por especie es continua, las especies con densidad permanente en el periodo censal representaron el 51.79% de la totalidad. Nueve especies entraron a la parcela (*input*), de las cuales seis fueron esciófitas y tres heliófitas como *miconia myriantha* (uva del monte), *miconia tomentosa* (turqui) y *cecropia distachya* (yarumo). Seis de las especies fallecieron, *miconia poeppigii* (rifari) que es una heliófita efímera, las demás esciófitas. En la gran mayoría de las especies se registró mortalidad por autorraleo y después se conservaron estables; en otras hubo reclutamiento de árboles (11.61%) (Tabla 25).

El incremento medio anual (IMA) de las especies del rodal fue 0.85 ± 0.13 cm/año (Ver Tabla 29). *Alchorneopsis floribunda* (zancudo caspi colora-

do) mantuvo un IMA de 2.42 ± 2.43 cm/año, demostrando una gran variabilidad en el crecimiento individual, el IMA para *inga tessmannii* (bijao shimbillo) fue 2.01 ± 2.28 cm/año; para *tachigali loretensis* (huacapú blanco), 1.69 ± 0.4 cm/año; para *tachigali macbridei* (tachigali), 1.41 ± 1.06 cm/año; *pourouma tomentosa* (sacha uvilla) tuvo un IMA de 1.42 ± 0.52 cm/año; *alchornea triplinervia* (zancudo caspi) creció a 1.18 ± 0.84 cm/año; *brosimum rubescens* (palisangre) creció 4.78 ± 8.77 cm/año. El gran crecimiento global (IMA) se motivó por la presencia de especies que crecen rápidamente, que tienen una densidad base de madera más baja; las maderas duras crecen más lentamente. Esto a causa de que, según Sandeville (2009), las especies del clímax tienen un crecimiento lento, pero hasta avanzada edad.

Los valores incertidumbre y los resultados de CO_2e , de acuerdo a los lineamientos de la IPCC, cambió entre 17 % a 35 % para el bosque ralo; para el bosque regular varió entre 21 % a 43 %, y para el bosque denso, entre 46 % a 73 %, para esta variable se debería aumentar el tamaño de la muestra. La cantidad de dióxido de carbono equivalente ($\text{tCO}_2\text{e/ha}$) estimada de la biomasa sobre el suelo y la subterránea en el rodal con bosque ralo fue $276.08 \text{ tCO}_2\text{e/ha}$, con un error estándar de $5.79 \text{ tCO}_2\text{e/ha}$, con un coeficiente de variación entre censos de 4.69 %; para el bosque regular, $255.9 \text{ tCO}_2\text{e/ha}$, con un error estándar de $25.92 \text{ tCO}_2\text{e/ha}$ y C. V. entre censos de 22.65 %; para el bosque denso (clímax), $731.46 \text{ tCO}_2\text{e/ha}$, con un error estándar de $24.52 \text{ tCO}_2\text{e/ha}$ y C. V. de 7.50 %. Esto nos muestra que el rodal intervenido se restablece en el tiempo y que la incertidumbre es el desconocimiento del valor verdadero del CO_2e que se puede explicar cómo una función de la densidad de probabilidad que identifica el rango y la probabilidad de los posibles valores (Málaga et al., 2014). Estos valores son importantes para la planificación REDD+, donde la transferencia de biomasa a materia orgánica muerta se basa en estimaciones de las pérdidas anuales de carbono en la biomasa debido a la mortalidad y la transferencia de carbono a residuos de la deforestación (GFO°I, 2016).

Con base en los resultados encontrados, es importante realizar los censos que incluyan diámetro de la copa variable de los árboles dominantes para

caracterizar cada subtipo de bosques de cada submuestra, como bosque de claros, de construcción, bosques maduros y bosques con árboles sobre maduros para evaluar la influencia que tienen en el crecimiento reclutamiento y mortalidad, de los árboles en el rodal.

4.10. Propuesta

Después de analizar los resultados obtenidos y basado en el estatus del bosque que está integrado al CIEFOR – Puerto Almendra de la Universidad Nacional de Amazonía Peruana, se plantea lo siguiente:

1. La Universidad Nacional de la Amazonía Peruana reactivó el plan maestro del Jardín Botánico del CIEFOR propuesto en el Plan Biodamaz en el 2002.
2. Determinar formalmente, disponer los recursos humanos y financieros para la ejecución. Designar al responsable de esta unidad estructural, quien será el encargado de realizar los trabajos para este caso; se requiere dar inicio al proceso de manejo sostenible de los bosques del CIEFOR – Puerto Almendra y capacitar recursos humanos, especialmente facilitadores y extensionistas para desarrollar planes comunitarios de manejo sustentable orientados a restaurar fragmentos de bosques y otras áreas afectadas con características y hábitat similares.
3. Inclusión de factores ambientales en el desarrollo socioeconómico que afectan a los centros poblados en el área de influencia del CIEFOR eje corrientillo-Llanchama por medio de, la consolidación de competencias locales, donde participen enérgicamente los estudiantes investigadores-extensionistas.

4.11. Conclusiones

1. En el dosel se formaron claros por la extracción de árboles, modificando la dinámica, la densidad de árboles, el diámetro de los árboles, el área basal, el crecimiento, reclutamiento y la mortalidad, por lo cual

alteró la abundancia, el IVI, así también la dinámica del dióxido de carbono equivalente de la biomasa aérea y subterránea. La densidad media de árboles para el rodal con bosque regular fue 294.59 árboles/ha; para el bosque ralo, 369.53 árboles/ha, y para el bosque denso, 457.14 árboles/ha.

2. En el rodal con bosque regular se incrementó la mortalidad y hubo un mayor reclutamiento de árboles, y en el rodal con bosque ralo el reclutamiento se realizó lentamente. En el rodal con bosque denso no se registró variaciones sustanciales en la densidad de árboles. Se comprobó la hipótesis de que la densidad del bosque es muy activa y sensible a las intervenciones en un aprovechamiento forestal, y a su vez la influencia es por el tipo de bosque y no por el lapso de evaluación censal.
3. El diámetro promedio del rodal con bosque ralo fue de 19.89 cm; en el bosque regular, de 21.95 cm, y en el bosque denso, de 23.79 cm. Se asimila la hipótesis de que las variaciones en el diámetro de los árboles en cortos periodos de tiempo no señalan diferencias significativas estadísticamente, también, su influencia es significativa por el tipo de bosque del rodal.
4. El área básica del rodal con bosque ralo se reflejó en $17.72 \text{ m}^2/\text{ha}$, con error estándar de $0.25 \text{ m}^2/\text{ha}$ y 3.21 % de coeficiente de variación entre censos; para el bosque regular, de $16.09 \text{ m}^2/\text{ha}$, con error estándar de $0.87 \text{ m}^2/\text{ha}$ y 12.13 % de coeficiente de variación entre censos; para el bosque denso, de $32.52 \text{ m}^2/\text{ha}$, con error estándar de $0.91 \text{ m}^2/\text{ha}$ y 6.24 % de coeficiente de variación entre censos. Se admite la hipótesis de que el área basal de los árboles se ve significativamente afectada por los tipos de bosques y los cambios en el área basal son pequeños en periodos censales cortos.
5. La dinámica en la biométrica mostró poca variación entre los conteos, debido a la entrada y salida de especies, afectando la dinámica del rodal. El índice de equidad cambia entre 0.0204 y 0.0233, es un rodal con una diversidad alta (índice de Simpson alrededor de 0.98), y el índice de Shannon-Wiener cambió entre 4.48 y 4.61, por lo que se admite la

hipótesis de que la dinámica en la biometría en este rodal no cambia significativamente en el tiempo, de hecho, es suficientemente estable aun cuando, la alteración producida por la deforestación de los árboles comerciales.

6. Durante el censo, *pourouma tomentosa* (sacha uvilla) fue la más resal- tante, su IVI cambió entre 13.61 % y 16.47 %; en *alchornea triplinervia* (zancudo caspi), entre 12.11 % y 15.18 %; en *sloanea guianensis* (huanga- na), entre 8.73 % y 10.22 %, y en *cedrelinga cateniformis* (tornillo), entre 7.21 % y 8.95 %.
7. La dinámica del reclutamiento y la mortalidad en cada lapso del censo para el rodal fue mínima. La tasa de mortalidad entre censos fue deca- yendo de 5.47 % a 4.92 % y 3.31 %, después se elevó a 5.72 %. Las tasas de mortalidad fueron más altas en intervalos censales de un año, y las más bajas, en intervalos de dos años. Las tasas de reclutamiento fueron de 2.77 %, las cuales disminuyeron de 0.43 % a 5.4 % después se eleva- ron a 16.25 % en el año 2016.
8. En el rodal están dominando las especies con densidad de árboles esta- ble en el periodo del censo, estas representan el 51.79 % de la totalidad. Nueve especies entraron a la parcela (*input*), de las cuales seis la cons- tituyen la esciófitas y tres heliófitas como *miconia myriantha* (rifarillo), *miconia tomentosa* (rifari blanco) y *cecropia distachya* (cetico). Seis es- pecies dejaron de existir, *miconia poeppigii* (rifari) que es una heliófita efímera, las demás esciófitas.
9. El incremento medio anual (IMA) del rodal fue 0.85 ± 0.13 cm/año, el IMA en *alchorneopsis floribunda* (zancudo caspi colorado) fue 2.42 ± 2.43 cm/año; para *parainga tessmannii* (bijao shimbillo), 2.01 ± 2.28 cm/año; para *tachigali lorentensis* (huacapú blanco), 1.69 ± 0.4 cm/año; para *tachigali ma- cbridei* (tachigali), 1.41 ± 1.06 cm/año; para *pourouma tomentosa* (sacha uvilla), 1.42 ± 0.52 cm/año; para *alchornea triplinervia* (zancudo caspi), 1.18 ± 0.84 cm/año; *brosimum rubescens* (palisangre) creció 4.78 ± 8.77 cm/año.

10. Los valores de la incertidumbre de los resultados de CO_2 en base a los principios de la IPCC cambiaron entre 17 % y 35 % para el bosque ralo; para el bosque regular, entre 21 % a 43 %, y para el bosque denso, entre 46 % a 73 %. La cantidad de dióxido de carbono equivalente ($\text{tCO}_2\text{e/ha}$) estimada de la biomasa del suelo y la biomasa subterránea en el rodal con bosque ralo fue $276.08 \text{ tCO}_2\text{e/ha}$, con un error estándar de $5.79 \text{ tCO}_2\text{e/ha}$ y un coeficiente de variación entre censos de 4.69 %; para el bosque regular, $255.9 \text{ tCO}_2\text{e/ha}$, con un error estándar de $25.92 \text{ tCO}_2\text{e/ha}$ y coeficiente de variación entre censos de 22.65 %; para el bosque denso (clímax), $731.46 \text{ tCO}_2\text{e/ha}$, con un error estándar de $24.52 \text{ tCO}_2\text{e/ha}$ y coeficiente de variación de 7.50 %.

4.12. Recomendaciones

1. Es importante realizar los censos que incluyan los diámetros variables de la copa de los árboles dominantes para caracterizar cada subparcela con un subtipo de bosque, como bosque de claros, de construcción, bosques maduros y bosque con árboles sobre maduros, y así estimar la influencia que tienen en el crecimiento, reclutamiento y mortalidad, de árboles en el rodal.
2. Las parcelas permanentes en estudio seguirán siendo evaluadas para un seguimiento continuo que permita conocer su composición, estructura, diversidad, crecimiento, y dinámica de crecimiento y contribuir con otros estudios científicos para la toma de decisiones sobre estrategias de manejo forestal.
3. Realizar el establecimiento y levantamiento en parcelas permanentes en diferentes tipos de bosques y áreas de desarrollo de cuencas otorgadas por el estado, para comparar con los resultados de este estudio.
4. Iniciar un plan de desarrollo forestal del Jardín Botánico “El Huayo” para garantizar el desarrollo forestal sostenible del CIEFOR.

CAPÍTULO V

CONSIDERACIONES FINALES

La naturaleza ha brindado desde siempre un sustento al ser humano; alimento y hábitat son los beneficios que este encontraba en ella. Sin embargo, con el pasar del tiempo, este ha ido profundizando y extendiendo los límites de sus actividades con el conocimiento que adquiría y con las herramientas que desarrollaba simultáneamente. Desde la recolección más agreste e incipiente hasta la industria más desarrollada, la naturaleza pasó a ser algo más que un hábitat y un objeto de admiración, se convirtió en un recurso para el ser humano (Orellana y Lalvay, 2018).

Esta incidencia cada vez más notoria en la conciencia de este transformó la visión que de ella se tenía, de vida a recurso y de recurso a vida, teniendo como resultado, en la actualidad, una visión fatalista del futuro de la naturaleza si es que él sigue actuando de manera desmedida sobre ella. Por lo que, la toma de conciencia le hizo tomar riendas en el asunto y asumir una visión que se basa en la responsabilidad. Esta visión ecologista de la naturaleza que se fundamenta en el concepto de sostenibilidad (Aguar et

al., 2017) implica dos cosas: el consumo medido y los medios que garantizan tal consumo.

Así pues, esta visión innovadora permite cambiar la forma de pensar de la gente. La naturaleza y la política aparentemente parecen dos ámbitos muy heterogéneos que no tienen incidencia uno sobre otro. Esta creencia plausible se fundamenta en una visión limitada acerca de lo que son ambas. La primera es vista como el mundo habitado por criaturas distintas a los humanos y que, como no los gobierna más que las leyes de la naturaleza, sus recursos pueden ser aprovechados por este según sus propias leyes. En otras palabras, la naturaleza es un cúmulo de recursos que el ser humano debe y puede consumir (Valencia et al., 2017).

Por otro lado, la política es el ámbito que gobierna al ser humano y sus acciones. Si este emprende un proyecto, esta mediará para que sea efectivo no a nivel personal, sino social; pero esa visión limitada agrega algo más. Cada acción para el ser humano siempre va dirigida en su provecho, pero de manera usurera y egoísta, lo que lleva a no pensar en otras formas de vida, ya sean animales y/o plantas, y por tanto a que el ser humano es uno de los pocos seres, si no el único, que naturalmente está capacitado para destruir la naturaleza.

No obstante, el consumo y desarrollo sostenibles aúnan estos dos ámbitos. Los conceptos, definiciones y creencias derivadas de ellos fueron cambiando y enriqueciéndose de referentes. Esas visiones limitadas acerca de los conceptos de naturaleza y política fueron admitiendo más complejidades. La ética y la política incluyeron en sus campos y discusiones temas acerca de la valoración de los miembros del medioambiente natural, o sea, la conciencia de que estos tienen vida y que por ese mismo hecho tienen que estar protegidas (Vicuña et al., 2018).

Fue entonces en la segunda mitad del siglo XX cuando comienza a formularse las visiones, filosofías y proyectos políticos que incluían el tema ambiental. Todo ello se concretó en jornadas académicas y políticas en

que se discutieron la importancia de los bienes naturales, y el consumo desmedido en el futuro puede comprometer el sustento de las generaciones futuras (Armenteras et al., 2016).

Sin embargo, el avance más grande y más consciente de esta nueva forma de pensar consiste en que la naturaleza puede ser gestionada por la política de manera sostenible, esto es, que sus recursos deben ser aprovechados sin que se dañe irremediablemente aquella. Si este es el caso, que la incidencia sea mínima y sus efectos controlables, pero siempre apuntando a su disminución en el futuro, y también a su conservación, así como preservación.

Las opciones de estas personas en las resoluciones políticas y en toma de decisiones se articulan bajo distintos conceptos que en conjunto constituyen problemáticas y proyectos, y el concepto de sostenibilidad (Peixoto et al., 2019) que es transversal a todas estas discusiones sobre la ecología aparece y reaparece en una amplia gama de conceptos afines a diversas áreas del conocimiento como la economía verde y la economía circular.

Estas ramas del conocimiento de la sociedad inciden en la ecología. Ello se prueba con el hecho de que el conjunto de sus beneficios sea llamado y conocido como los servicios ecosistémicos. Estos conceptos, además de que suponen una valoración de intercambio, es decir, monetaria, disponen a las ciencias prácticas a tener un acercamiento gestor de las mismas. Es por ello que también el concepto de gestión ambiental no es ajeno a esta temática (Paz, 2017).

Por lo tanto, todo intento de consumo y aprovechamiento sostenible en la actualidad va sustentado en una gestión ambiental pertinente, lo cual involucra a científicos expertos y analistas que puedan avizorar los cambios sociales que pudiesen afectar el desempeño de aquellos. Es por ello que los servicios ecosistémicos como tales no son 100 % naturales, antes ha tenido que haber una toma de conciencia de las mismas para poder intervenir —aprovecharlas— en su cauce natural.

Así, los servicios ecosistémicos como soporte, suministro o uso, regulación y cultura están en óptimas condiciones porque el ser humano lo permite. La política ambiental manda establecer áreas protegidas, periodos de caza y agricultura sostenible. Además, la gestión ambiental se vale de la tecnología verde para poder realizar lecturas, descripciones y clasificaciones con el fin de hacer un inventario ecológico, pues una buena gestión eficiente nunca puede dejar cabos sueltos ni menos aprovechar algo en desmedro del objetivo principal.

La importancia que se le asigne a cada servicio ecosistémico varía dependiendo del país en que se encuentren y también de las condiciones naturales cuyo riesgo urge actuar. En este caso, la contaminación ambiental causada por el exceso de gases de efecto invernadero es uno de los mayores problemas del mundo, por consiguiente, afectan los procesos naturales sin los cuales los mismos recursos naturales, alimentos, sobre todo, no existirían (Aguilar et al., 2019). Se trata de regular los servicios ecosistémicos.

En capítulos anteriores se otorgó mayor relevancia al secuestro del carbono, pues esta sustancia química es la base de la cadena alimentaria de todas las especies del planeta (Arroyave et al., 2019), pero su exceso, como componente de hidrocarburos y gases de efecto invernadero, trae una ola de preocupaciones sobre futuros cataclismos en los que la toxificación del medioambiente traería la ruina para el ser humano. De hecho, el dióxido de carbono es un componente, producto y componente natural del proceso de fotosíntesis de las plantas, la conservación y la descomposición de la materia orgánica en los suelos y la inmovilización que se produce en los océanos.

El bosque amazónico es otro gran fijador, acumulador y regulador del carbono en el mundo (Ramírez, 2020). Su cuidado es importante, pues en estos últimos años su deforestación ha sido de proporciones gravísimas y más aún cuando en ella se realizan actividades contaminantes como el lavado de minerales como el oro con azogue y mercurio, cuyos relaves no se disuelven en los ríos. O también como los derrames ocurridos en oleo-

ductos mal cuidados, algo que afecta negativamente la vida del ecosistema y de las comunidades indígenas que las protegen.

Los medios para cuidarla, siguiendo la visión innovadora de la sostenibilidad, se articulan mediante políticas y proyectos ambientales, todos ellos precedidos no solo por buenas intenciones, también por científicos y analistas calificados para ello. Los científicos tienen el conocimiento determinante para la articulación del proyecto, ya que las medidas exactas, los pronósticos y los registros ayudan al analista a estimar los costes y la duración de la gestión.

Es así que el científico in situ realiza los vistazos pertinentes. La dinámica del bosque amazónico, la biomasa de sus aires, aguas y de sus suelos, la biometría de cada especie son indicadores importantes para que pueda determinar qué hacer y cómo hacerlo. La creación de las áreas naturales protegidas son iniciativas determinantes para esto, pero respecto de la sociedad civil también suma a ello las iniciativas de desarrollo urbano sostenible mediante campañas de plantar un árbol o la forestación de zonas con las condiciones pertinentes, etc. (Perona, 2017).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aguiar, S., Camba Sans, G. y Paruelo, J. M. (2017). Instrumentos económicos basados en mercados para la conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en Latinoamérica: ¿panacea o rueda cuadrada? *Ecología Austral* (27).146161<https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/bitstream/20.500.12008/24766/1/Par2017MAR.pdf>
- Aguilar-Correa, C., Valencia-Fuentes, C., Huentemilla-Rebolledo, M., Valderrama-González, D., Rojas-Correa, Á., Méndez-Contreras, M. y Tapiá-Hernández, C. (2019). Percepción sobre servicios ecosistémicos culturales asociados al bosque nativo por parte de un grupo universitario de estudiantes de pedagogía. *Revista Electrónica Educare*, 23(3), 378-401. <https://dx.doi.org/10.15359/ree.23-3.19>
- Alvan, J. (1984). *Estudio del comportamiento germinativo de la especie Alchornea Triplinervia Spreng (zancudo caspi) con diferentes tratamientos*. [Tesis de Ingeniería Forestal, Universidad Nacional de la Amazonia Peruana].
- Amable Álvarez, I., Méndez Martínez, J., Bello Rodríguez, B. M., Benítez Fuentes, B., Escobar Blanco, L. M. y Zamora Monzón, R. (2017). Influencia de los contaminantes atmosféricos sobre la salud. *Revista Médica Electrónica*,

39(5), 1160-1170. http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1684-18242017000500017&lng=es&tlng=es

Araujo Murakami, A., Arroyo Padilla, L., Killeen, T. y Saldias-Paz, M. (2006). Dinámica del bosque, incorporación y almacenamiento de biomasa y carbono en el Parque Nacional Noel Kempff Mercado. *Ecología en Bolivia*, 41(1), 24-45. <http://scielo.org.bo/pdf/reb/v41n1/v41n1a03.pdf>

Arias-Aguilar, D. (2004). Validación del índice de densidad del rodal para el manejo de plantaciones forestales de *Tectona grandis* Lf en el trópico. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 1(1), 9-15. <https://181.193.125.13/index.php/kuru/article/view/593>

Armenteras, D., González, T. M., Vergara, L. K., Luque, F. J., Rodríguez, N. y Bonilla, M. A. (2016). Revisión del concepto de ecosistema como “unidad de la naturaleza” 80 años después de su formulación. *Ecosistemas*, 25(1), 83-89. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2016.25-1.12>

Arroyave-Maya, M. d., Posada-Posada, M. I., Nowak, D. J. y Hoehn, R. E. (2019). Remoción de contaminantes atmosféricos por el bosque urbano en el valle de Aburrá. *Colombia Forestal*, 22(1), 5-16. <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=423957937001>

Avendaño Leadem, D. F., Cedeño-Montoya, B. C. y Arroyo-Zeledón, M. S. (2020). Integrando el concepto de servicios ecosistémicos en el ordenamiento territorial. *Revista Geográfica de América Central* (65), 63-90. <https://dx.doi.org/10.15359/rgac.65-2.3>

Burga, A. R. (1994). *Determinación de la estructura diamétrica total y por especie en tres tipos de bosque en Iquitos - Perú*. [Tesis de Ingeniería Forestal, Universidad Nacional de la Amazonía Peruana].

- Cancino, J. (2012). *Dendrometría Básica*. Universidad de Concepción. http://repositorio.udec.cl/bitstream/11594/407/2/Dendrometria_Basica.pdf
- Carvajal Villaplana, Á. (2017). Tecnologías para el desarrollo sostenible. *Revista de Filosofía de la Universidad de Costa Rica*, 56(144), 89-101. <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/filosofia/article/view/28333/28402>
- Carvajal-Vanegas, D. y Calvo-Alvarado, J. (2013). Tasas de crecimiento, mortalidad y reclutamiento de vegetación en tres estadios sucesionales del bosque seco tropical, Parque Nacional Santa Rosa, Costa Rica. *Revista Forestal Mesoamericana Kurú*, 10(25), 1-12. de <https://181.193.125.13/index.php/kuru/article/view/1371>
- Cifuentes-Jara, M., Brenes, R., Brenes, C., Corrales, L., Vargas, M., Betbeder, J., Fung, E. (enero de 2021). *Los árboles en la ciudad: Carbono como servicio ecosistémico urbano*. <http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/handle/11554/10882>
- Contreras Araque, A. (2016). Valoración económica del servicio ecosistémico de soporte a la pesquería provisto por el ecosistema de manglar en la Ciénaga Grande de Santa Marta. *Revista de Economía del Caribe* (18), 119-139. http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2011-21062016000200005&lng=en&tlng=es
- Curtis, J. T. y McIntosh, R. P. (1950). The interrelations of certain analytic and synthetic phytosociological characters. *Ecology*, 31(3), 434-455. <https://www.jstor.org/stable/1931497>
- De Lima Abouhamad, S., Rojas Ramírez, M. V., Méndez Ramírez, J. L., Salazar Céspedes, K. y Salmerón Alpízar, A. L. (2017). Servicios ecosistémicos de regulación que benefician a la sociedad y su relación con la restauración

- ecológica. *Biocenosis*, 31(1-2), 80-92. <https://revistas.uned.ac.cr/index.php/biocenosis/article/view/1731>
- Di Pasquo, F. M., Klier, G. R., Busan, T. E. y Pallito, N. (2018). Tecnología, Ecología y Problemática Ambiental. *Revista Metropolitana de Sustentabilidad*, 8(3), 159-173. https://ri.conicet.gov.ar/bitstream/handle/11336/124474/CONICET_Digital_Nro.f5a7eee2-95f3-4815-beea-024ee85024b2_A.pdf?sequence=2&isAllowed=y
- Dilas Jiménez, J. O., Ortecho Llanos, R. y Álvarez Ticllasuca, A. (2020). Captura de Carbono: Un enfoque sobre el cambio climático y los servicios ecosistémicos en el Perú. *Alpha Centauri*, 1(2), 2-14. <https://doi.org/10.47422/ac.v1i2.8>
- Enríquez, A. y Cremona, V. (2017). Humedales patagónicos como reservorios de carbono. *Serie de divulgación*, 3, 10-14. https://inta.gob.ar/sites/default/files/imagenes/articulo_enriquez.pdf
- FAO. (2021). *Servicios ecosistémicos y biodiversidad*. Organización de las Naciones Unidas para la alimentación y la Agricultura: <http://www.fao.org/ecosystem-services-biodiversity/es/>
- Felfili, J. M. (1995). Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985–1991). *Journal of tropical ecology*, 11(1), 67-83. doi:10.1017/S0266467400008415
- Flores, M., Alarcón, E. J., Zárate, R., Rengifo, A. M., Flores, J. L. y Mozombite, L. F. (2015). Floración y fructificación de diez especies de plantas del Centro de Investigación y Enseñanza Forestal (CIEFOR). *Folia Amazonica*, 24(2), 1-15. <http://revistas.iiap.gob.pe/index.php/foliaamazonica/article/view/66/116>

- Fonseca-González, W. (2017). Revisión de métodos para el monitoreo de biomasa y carbono vegetal en ecosistemas forestales tropicales. *Revista de Ciencias Ambientales*, 51(2), 91-109. <http://dx.doi.org/10.15359/rca.51-2.5>
- Gaete, N. y Carrasco, J. (2020). *Prácticas de conservación de suelos y aguas para el control de la erosión hídrica*. Ministerio de Agricultura, Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA), Chile. <https://biblioteca.inia.cl/handle/123456789/39715>
- GFOI. (2016). *Integración de las observaciones por teledetección y terrestres para estimar las emisiones y absorciones de gases de efecto invernadero en los bosques: Métodos y Orientación de la Iniciativa Mundial de Observación de los Bosques*. Ginebra, Suiza: Grupo de Observación de la Tierra. https://redd.unfccc.int/uploads/2157_3_gfoimgd_spanish.pdf
- Gómez, W. A. y Boza, F. A. (2021). Cobertura arbórea y captura de dióxido de carbono en los parques urbanos: Caso: Lima Norte. *Revista del Instituto de investigación de la Facultad de Minas, metalurgia y ciencias geográficas*, 24(47), 13-18. <https://doi.org/10.15381/iigeo.v24i47.20638>
- Hairston, N. G., Smith, F. E. y Slobodkin, L. B. (1960). The American Society of Naturalists. *The American Naturalist*, 94(879), 421-425. https://www.zoology.ubc.ca/~purcell/Hairston_etal1960.pdf
- Huertas, M. J. (2020). Evaluación de los servicios ecosistémicos en la ciudad no planificada: El caso de Quetzaltenango. *REVISTARQUIS*, 9(1), 129-145. <https://revistas.ucr.ac.cr/index.php/revistarquis/article/view/40229>
- Hutchinson, G. E. (1959). Homage to Santa Rosalia or why are there so many kinds of animals? *The American Naturalist*, 93(870), 145-159. <https://www.journals.uchicago.edu/doi/pdf/10.1086/282070>

- León, P. y Rodríguez, F. (2020). Valor económico del almacenamiento de carbono en los páramos de la Reserva Ecológica El Ángel. *Revista Geoespacial*, 14(1), 65-82. <https://journal.espe.edu.ec/ojs/index.php/revista-geoespacial/article/download/1596/1237>
- Lescaille-Acosta, J., Lores-Pérez, A., Utria-Sanamé, A. y Pérez-Trejo, J. (2020). Valoración del servicio ecosistémico de aprovisionamiento en fincas caaoteras del municipio Baracoa. *Hombre, Ciencia Y Tecnología*, 24(2), 1-10. <http://www.ciencia.gtmo.inf.cu/index.php/http/article/view/1032>
- Lewis, S. L., Phillips, O. L., Baker, T. R., Lloyd, J., Malhi, Y., Almeida, S. y Vinceti, B. (2004). Concerted changes in tropical forest structure and dynamics: evidence from 50 South American long-term plots. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 359(1443), 421-436. doi:<https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1431>
- Lewis, S. L., Phillips, O. L., Sheil, D., Vinceti, B., Baker, T. R., Brown, S. y Vásquez Martínez, R. (2004). Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. *Journal of Ecology*, 92(6). <https://doi.org/10.1111/j.0022-0477.2004.00923.x>
- López Solano, C. A. (2020). Servicios Ecosistémicos: Implementación de metodologías específicas para una correcta valoración. *Derecho y Realidad*, 18(35), 149- 161. <https://doi.org/10.19053/16923936.v18.n35.2020.10996>
- Louman, B. (2001). Bases Ecológicas. En B. Louman, D. Quirós y M. Nilsson (Eds.), *Silvicultura de bosques latifoliados húmedos con énfasis en América Central* (pp. 91-80). Turrialba, Costa Rica: CATIE. http://201.207.189.89/bitstream/handle/11554/3971/Silvicultura_de_bosques.pdf?sequence=1&isAllowed=y

- Málaga, N., Giudice, R., Vargas, C. y Rojas, E. (2014). *Estimación de los contenidos de carbono de la biomasa aérea en los bosques de Perú*. Ministerio del Ambiente (MINAM). http://www.bosques.gob.pe/archivo/libro_carbono.pdf
- Marañón, T. y Madejon, E. (2016). Funciones del suelo y servicios ecosistémicos: importancia de la materia orgánica. *V Jornadas de la Red Española de Compostaje*, (pp. 13-16). https://digital.csic.es/bitstream/10261/152351/1/Funciones_suelo_servicios_VJorREC_2016.pdf
- McKinley, G. A. (2021). *Carbon and Climate*. Obtenido de McKinley Ocean Carbon Group. Basic information on the major components of the global carbon cycle: <https://galenmckinley.github.io/CarbonCycle/>
- Merlotto, A., Verón, E. M. y Bértola, G. R. (2019). Servicios ecosistémicos de regulación en playas del partido de General Alvarado, Buenos Aires, Argentina. *Revista de geografía Norte Grande* (73), 116-131. <https://dx.doi.org/10.4067/S0718-34022019000200113>
- MINAM. (2016a). *Guía de valoración económica del patrimonio cultural*. Lima: Ministerio del ambiente. Obtenido de <https://www.minam.gob.pe/patrimonio-natural/wp-content/uploads/sites/6/2013/10/GVEPN-30-05-16-baja.pdf>
- MINAM. (2016b). *La conservación de bosques en Perú (2011-2016)* (1era edición ed.). Lima, Perú: Ministerio del Ambiente. <https://www.minam.gob.pe/informessectoriales/wp-content/uploads/sites/112/2016/02/11-La-conservaci%3bn-de-bosques-en-el-Per%3ba.pdf>
- Minaverri, C. (2020). El reconocimiento de los servicios ecosistémicos culturales en el ámbito científico del Derecho Ambiental y de las Ciencias

- Sociales. *LEX - REVISTA DE LA FACULTAD DE DERECHO Y CIENCIAS POLÍTICAS*, 18(25), 107-138. <http://dx.doi.org/10.21503/lex.v18i25.2099>
- Monárrez-González, J. C., Pérez-Verdín, G., López-González, C., Márquez-Linares, M. A. y González-Elizondo, M. d. (2018). Efecto del manejo forestal sobre algunos servicios ecosistémicos en los bosques templados de México. *Madera y bosques*, 24(2), 1-16. doi:<https://doi.org/10.21829/myb.2018.2421569>
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad* (Vol. I). Zaragoza, España: Sociedad Entomológica Aragonesa (SEA). <http://entomologia.re-diris.es/sea/manytes/metodos.pdf>
- Oliveira, A. P. y Felfili, J. M. (2008). Dinâmica da comunidade arbórea de uma mata de galeria do Brasil Central em um período de 19 anos (1985-2004). *Brazilian Journal of Botany*, 31(4), 597-610. <https://www.scielo.br/j/rb-b/a/WFjYB6sWhQdcrPvN9LnXxgQ/?format=pdf&lang=pt>
- Orellana, J. y Lalvay, T. (2018). Uso e importancia de los recursos naturales y su incidencia en el desarrollo turístico. Caso Cantón Chilla, El Oro, Ecuador. *Revista Iberoamericana de Ambiente y Turismo*, 14(1), 65-79. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6517411&orden=0&info=link>
- Orjuela, H. B. (2018). El carbono orgánico del suelo y su papel frente al cambio climático. *Revista de Ciencias Agrícolas*, 35(1), 82-96. <http://dx.doi.org/10.22267/rcia.183501.85>
- Palacios, W. A. (1997). Composición, estructura y dinamismo de una hectárea de bosque en la Reserva Florística El Chunchu, Napo, Ecuador. En P. A. Mena, A. Soldi, R. Alarcón, C. Chiriboga y L. Suárez (Eds.), *Estudios bio-*

lógicos para la conservación. Diversidad, ecología y etnobiología. (pp. 299-303). Quito, Ecuador: Ecociencia.

- Pallqui, N. C., Monteagudo, A., Phillips, O. L., López-González, G., Cruz, L., Galiano, W. y Vásquez, R. (2014). Dinámica, biomasa aérea y composición florística en parcelas permanentes Reserva Nacional Tambopata, Madre de Dios, Perú. *Revista peruana de biología*, 21(3), 235-242. doi:<https://dx.doi.org/10.15381/rpb.v21i3.10897>
- Panduro, D. A. (1992). *Diversidad arbórea de un bosque tipo Varillal en Iquitos*. [Tesis de Ingeniería Forestal, Universidad Nacional de la Amazonia Peruana].
- Pardo-Molina, G., Pereira, L., Feldpausch, T., Vos, V., Aramayo, R., Arancibia, I., Araujo, A. (2020). Composición florística del bosque amazónico de tierra firme del sector Alto Madera, Bolivia. *Ecología en Bolivia*, 55(2), 111-126. http://scielo.org.bo/pdf/reb/v55n2/v55n2_a05.pdf
- Parra-León, V., Guilcapi-Pacheco, E., Velastegui-Cáceres, J. y Ortiz-Cruz, L. (2021). Servicios ecosistémicos generados por el fomento de la agrobiodiversidad, manejo del suelo y del territorio en el Centro de Bioconocimiento de la Estación experimental Tunshi-ESPOCH. *Polo del Conocimiento*, 6(6), 777-794. <https://www.polodelconocimiento.com/ojs/index.php/es/article/view/2787/5930>
- Paz, B. (2017). Bosques en el Perú: importancia, gestión y perspectivas en el contexto del cambio climático. *Investigaciones Sociales*, 21(39), 41-51. doi:<https://doi.org/10.15381/is.v21i39.14660>
- Peixoto Batista, J., Godfrid, J. y Stevenson, H. (2019). La difusión del concepto de servicios ecosistémicos en la Argentina: alcances y resistencias. *Revista*

- SAAP: *Sociedad Argentina de Análisis Político*, 13(2), 313-340. <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/7169678.pdf>
- Pérez Darquea, D. G. (2018). Estudio de emisiones contaminantes utilizando combustibles locales. *INNOVA Research Journal*, 3(3), 23-34. doi:<https://doi.org/10.33890/innova.v3.n3.2018.635>
- Pérez-Mesa, M. R. (2019). Concepciones de biodiversidad y prácticas de cuidado de la vida desde una perspectiva cultural. *Tecné, Episteme y Didaxis: TED* (45), 17-34. <http://www.scielo.org.co/pdf/ted/n45/0121-3814-ted-45-00017.pdf>
- Perona Alonso, M. (2017). Integración de los servicios ecosistémicos en la planificación urbana: los ríos urbanos. *Territorios en Formación* (12), 73-90. doi:<https://dx.doi.org/10.20868/tf.2017.12.3649>
- Pinto, A. C. (2008). *Dinâmica de uma floresta de terra firme manejada experimentalmente na região de Manaus (AM)*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA. https://repositorio.inpa.gov.br/bitstream/1/4973/1/Alberto_Pinto.pdf
- Ramírez, Y. (2020). Manejo forestal de bosques comunales: estrategia para la mitigación y adaptación al cambio climático en comunidades nativas amazónicas del Perú. *Brazilian Journal of Development*, 6(11), 90462-90474. doi:10.34117/bjdv6n11-453
- Renó, I. P. (2015). *Dinâmica temporal e composição florística da comunidade arbórea de floresta ombrófila densa montanhosa, Parque Estadual da Serra do Mar, SP, Brasil*. [Tesis de Maestría, Universidade Estadual Paulista]. <https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/123677/000834113.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

- Restrepo, I., Aldana, A. y Stevenson, P. (2016). Dinámica de bosques en diferentes escenarios de tala selectiva en el Magdalena Medio (Colombia). *Colombia Forestal*, 19(2), 195-208. <https://www.redalyc.org/pdf/4239/423946648005.pdf>
- Rodríguez Córdova, R., Mir Frutos, Z. y Guzmán Alberteris, L. (2017). Incidencia de la valoración económica de bienes y servicios ecosistémicos en la gestión ambiental. *Universidad y Sociedad*, 9(5), 262-267. <http://rus.ucf.edu.cu/index.php/rus>
- Rojas Tuanama, R. y Vilca Tello, J. C. (2017). *Distribución espacial y biometría de la composición florística en el Arboretum "El Huayo", Loreto, Perú*. [Tesis de maestría, Universidad Nacional de la Amazonia Peruana]. <http://repositorio.unapikitos.edu.pe/handle/UNAP/4932>
- Ruokolainen, K. y Tuomisto, H. (1998). Vegetación natural de la zona de Iquitos. En R. Kalliola y S. Flores Paitán (Eds.), *Geoecología y Desarrollo Amazónico: estudio integrado en la zona de Iquitos* (pp. 253-365). Turku, Finlandia: Annales Universitatis Turkuensis.
- Sánchez Cordoves, A. M. y Vallejos Romero, A. (2019). Mapeo del valor social en el marco de los servicios ecosistémicos. *Investigación bibliotecológica*, 33(79), 177-204. <https://doi.org/10.22201/iibi.24488321xe.2019.79.58008>
- Sánchez Rodríguez, D. F. (2016). *Evaluación del carbono almacenado en la biomasa, necromasa y carbono orgánico del suelo de tres diferentes hábitats en la Península de Osa, Costa Rica*. [Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional de Costa Rica]. https://repositorio.una.ac.cr/bitstream/handle/11056/13491/Tesis_Dami%a1n_Felipe_S%a1nchez_Rodr%a1guez.pdf?sequence=1&isAllowed=y

- Sandeville, E. (2009). A dinâmica natural das florestas. *Paisagem e Ambiente. Paisagem Ambiente: Ensaios* (27), 53-70. doi:<https://doi.org/10.11606/issn.2359-5361.v0i27p53-70>
- Sarmiento, F. O. (2000). *Diccionario de ecología: paisajes, conservación y desarrollo sustentable para Latinoamérica*. Quito, Ecuador: Abya Yala. <https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=vt1BF53n3wo-C&oi=fnd&pg=PA1&ots=LmAH8bxL7F&sig=2LNg0HL4WED84Nb4s-40V6C5syKM#v=onepage&q&f=false>
- SENAMHI. (2016). *Boletín Regional del SENAMHI - Loreto*. Ministerio del Ambiente. Iquitos: Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú.
- Sheil, D., Burslem, D. F. y Alder, D. (1995). The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. *Journal of Ecology*, 83(2), 331-333. doi:10.2307/2261571
- Stocker, T. F., Qin, D., Plattner, G.-K., Tignor, M. M., Allen, S. K., Boschung, J., Midgley, P. M. (2014). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of IPCC the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge: Cambridge University Press. <http://dx.doi.org/10.1017/CBO9781107415324>
- Tello Espinoza, R. (2008). *Estructura, composición, crecimiento y potencial del bosque aluvial del río Nanay, Iquitos - Perú, con fines de manejo sostenible, 2007- 2008*. [Tesis de Doctorado, Universidad Nacional de Trujillo]. doi:10.13140/RG.2.2.19602.96968
- Tossi, J. (1980). *Zonas de vida natural en el Perú. Memoria explicativa sobre el mapa ecológico del Perú*. Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas de la

OEA(IICA)<https://repositorio.iica.int/bitstream/handle/11324/14342/CDCL21030053e.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

- Valencia, E. J., Rodríguez, P. J., Arias Mendoza, J. J. y Castaño, R. J. (2017). Valoración de los servicios ecosistémicos de investigación y educación como insumo para la toma de decisiones desde la perspectiva de la gestión del riesgo y el cambio climático. *Revista Luna Azul (On Line)* (45), 11-41. <https://revistasoj.s.ucaldas.edu.co/index.php/lunazul/article/view/3864>
- Vargas-Larreta, B., Corral-Rivas, J., Aguirre-Calderón, O., López-Martínez, J., De los Santos-Posada, H., Zamudio-Sánchez, F., Aguirre-Calderón, C. (2017). SiBiFor: Sistema Biométrico Forestal para manejo de bosques de México. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 23(3), 437-455. doi:10.5154/r.rchscfa.2017.06.040
- Vásquez-Bautista, N., Zamudio-Sánchez, F., Alvarado-Segura, A. y Romo-Lozano, J. (2016). Modelos biométricos forestales en Hidalgo, México: estado del arte. *Revista Chapingo Serie Ciencias Forestales y del Ambiente*, 22(3), 351-367. doi:10.5154/r.rchscfa.2015.09.043
- Vela García, D. (2013). *Composición estructural de un bosque primario y un bosque secundario de 12 años en la Reserva Nacional Allpahuayo-Mishana, Iquitos-Perú*. [Tesis para Título profesional, Universidad Nacional de la Amazonia Peruana]. <http://repositorio.unapiquitos.edu.pe/handle/UNAP/2478>
- Vicuña, E., Baker, T., Banda, K., Honorio, E., Monteagudo, A., Phillips, O., Salinas, N. (2018). El sumidero de carbono en los bosques primarios amazónicos es una oportunidad para lograr la sostenibilidad de su conservación. *Folia Amazónica. Revista del Instituto de Investigaciones de la Amazonia Peruana*, 27(1), 101-109. <https://doi.org/10.24841/fa.v27i1.456>

Villarreyna, R., Avelino, J. y Cerda, R. (2020). Adaptación basada en ecosistemas: efecto de los árboles de sombra sobre servicios ecosistémicos en cafetales. *Agronomía Mesoamericana*, 31(2), 499-516. doi:10.15517/am.v31i2.37591



EDITORIAL
NAVEGANTE