

PROGRAMA DE MONITOREO DE LA BIODIVERSIDAD EN CAMISEA

INFORME ANUAL 2018

COMPONENTE EXPLOTACIÓN
(UPSTREAM)



EQUIPO TÉCNICO Y OPERATIVO 2018

Administración General

Gerardo Leunda

Dirección Técnica

Catherine Sahley

Revisión Internacional

Claudio Sillero

Coordinación General

Sheila Romero

Logística y Operación

Florinda Lapa

María Claudia Osorio

Monitoreo de Paisaje y GIS

Guillermo F. Dias (coordinador)

Erika Palacios

Eli Corman

Monitoreo de Vegetación

Wilfredo Mendoza (coordinador)

Amalia Delgado

Diana Vega

Elizabeth Cochachin

Raquel Gonzales

Monitoreo de Mamíferos

Leonardo Maffei (coordinador)

Fernando Valdez

Cinthya Tuesta

Monitoreo de Biota Acuática

Hernán Ortega (coordinador)

Christian Terry

Iván Sipión

Cinthia Infante

Enrique Pareja

Gian Valenzuela

Carlos Palma

Monitoreo de Uso de Recursos

Alfonso Reynaga (coordinador)

Iván Sipión

Jhoseline Manrique

Ramiro Montes

Rodrigo Rojas

Rolando Vega

Yoselin Oropeza

Monitoreo de Aves

Víctor Gamarra (coordinador)

Monitoreo de Anfibios y Reptiles

Jesús Córdova (coordinador)

Monitoreo de Artrópodos

Gorky Valencia (coordinador)

Salud y Seguridad

Johanna Cortez (coordinador)

Percy Riquez

Victor Aguado

Rocío Chiara

Ciro Huamán

Richard Rivera

Willie Gonzales

Wiggser Ushiñahua

Coinvestigadores locales

El PMB cuenta con la participación de coinvestigadores provenientes de las siguientes comunidades:

Comunidad Nativa Camisea
Comunidad Nativa Cashiriari
Comunidad Nativa Ticumpinía
Comunidad Nativa Kirigueti
Comunidad Nativa Miaría
Comunidad Nativa Nueva Luz
Comunidad Nativa Nuevo Mundo
Comunidad Nativa Nueva Vida
Comunidad Nativa Segakiato
Comunidad Nativa Shivankoreni
Asentamiento Rural Shintorini

Cita recomendada:

Leunda G., Sahley C., Romero S. (Editores). 2018. Informe Anual 2018 del Programa de Monitoreo de la Biodiversidad en Camisea - Componente Upstream. 230 páginas.

LISTA DE CONTENIDO

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN GENERAL	8
CAPÍTULO 2: MONITOREO DE PAISAJE	11
1. Introducción	12
1.1 Flowline Malvinas-Cashiriari 3 y plataformas asociadas	12
1.2 Planta de Gas Malvinas	13
2. Metodología	14
3. Resultados	15
3.1 Caracterización del Flowline Malvinas-Cashiriari 3 y plataformas asociadas	15
3.1.1 Áreas operativas y recuperables.....	17
3.1.2 Velocidad de cierre del DdV	19
3.1.3 Análisis temporal: comparación 2010, 2014 y 2017.....	21
3.2 Caracterización de la Planta de Gas Malvinas al 2017.....	23
3.2.1 Análisis temporal: Secuencia 2002-2017.....	25
4. Discusiones	26
5. Conclusiones	26
CAPÍTULO 3: MONITOREO DE BIOTA TERRESTRE: VEGETACIÓN	29
1. Introducción	30
1.2 Antecedentes de la revegetación	30
2. Metodología	31
2.1 Sitios de muestreo	31
2.2 Metodología del muestreo	32
2.3 Análisis de Datos.....	35
2.3.1 Imágenes satelitales.....	36
2.4 Esfuerzo de muestreo	35
3. Resultados	41
3.1 Bosque Amazónico Primario Denso - Agua Negra	41
3.1.1 Número de especies, géneros y familias en Agua Negra	41
3.1.2 Riqueza específica por familias y géneros en Agua Negra	42
3.1.3 Clases diamétricas y de altura de árboles en Agua Negra	46
3.1.4 Abundancia relativa en Agua Negra	50
3.1.5 Número de renovables arbóreos en Agua Negra	65
3.1.6 Similitud entre DdV, efecto borde y blanco en Agua Negra en el 2018	66
3.2 Pacal de Bosque Amazónico - Meronkiari.....	67
3.2.1 Número de especies, géneros y familias en Meronkiari	67
3.2.2 Riqueza específica por familias y géneros en Meronkiari.....	68
3.2.3 Clases diamétricas y de altura de árboles en Meronkiari.....	71
3.2.4 Abundancia relativa en Meronkiari.....	74
3.2.5 Número de renovables arbóreos en Meronkiari.....	83
3.2.6 Similitud entre DdV, efecto borde y blanco en Meronkiari en el 2018	84
4. Discusiones	85
4.1 Bosque Amazónico Primario Denso - Agua Negra	85
4.2 Pacal de Bosque Amazónico - Meronkiari.....	87

5.	Conclusiones	88
6.	Recomendaciones	88
CAPÍTULO 4: MONITOREO DE BIOTA TERRESTRE: MAMÍFEROS		90
1.	Introducción	91
2.	Metodología	91
2.1	Sitio del estudio	91
2.2	Diseño de muestreo.....	92
2.3	Instalación de trampas cámara	95
2.4	Análisis de los datos	95
2.4.1	Frecuencia de captura.....	95
2.4.2	Estimación de densidad.....	95
2.4.3	Patrones de actividad	96
3.	Resultados	96
3.1	Riqueza y frecuencia de captura.....	96
3.2	Densidad de felinos	99
3.3	Patrones de actividad.....	103
4.	Discusiones	104
4.1	Riqueza de especies	104
4.2	Densidad de felinos	104
4.2.1	Ocelotes	104
4.2.2	Margays.....	105
4.2.3	Jaguares	106
4.2.4	Otros felinos.....	106
5.	Conclusiones	106
6.	Recomendaciones	106
CAPÍTULO 5: MONITOREO DE BIOTA ACUÁTICA		108
1.	Introducción	109
2.	Metodología	109
2.1	Área de estudio.....	109
2.1.1	Zona de influencia directa del PC.....	110
2.1.2	Zona de influencia indirecta del PC	111
2.1.3	Zona sin influencia (blanco).....	111
2.2	Proceso metodológico	112
2.2.1	Evaluación de las estructuras abióticas	112
2.2.2	Evaluación de las estructuras bióticas	112
2.2.3	Determinación de especies	113
2.2.4	Cálculo de índices de diversidad y calidad ambiental.....	113
3.1	Monitoreo Físicoquímico	114
3.1.1	Zona de influencia directa	114
3.1.2	Zona de influencia indirecta.....	117
3.1.3	Zonas sin influencia (blanco)	119
3.2	Monitoreo de Perifiton	121
3.2.1	Zona de influencia directa	121
3.2.2	Zona de influencia indirecta.....	123
3.2.3	Zona sin influencia (blanco).....	125

3.3	Monitoreo de Macroinvertebrados Bentónicos.....	127
3.3.1	Zona de influencia directa	127
3.3.2	Zonas de influencia indirecta	130
3.3.3	Zona sin influencia (blanco).....	133
3.4	Monitoreo de Peces	136
3.4.1	Zonas de influencia directa	136
3.4.2	Zonas de influencia indirecta	139
3.4.3	Zonas de sin influencia (blanco).....	142
3.4.4	Especies de peces de interés	145
3.5	Índice de Shannon - Wiener (H')	146
3.5.1	H' para Perifiton	146
3.5.2	H' para Macroinvertebrados bentónicos	149
3.5.3	H' para Peces	153
3.6	Índice de Integridad Biológica (IBI)	156
3.6.1	Zonas de influencia directa	156
3.6.2	Zonas de influencia indirecta	157
3.6.3	Zonas sin influencia (blanco)	158
3.7	Índice EPT (Ephemeroptera + Plecoptera + Trichoptera)	158
3.7.1	Zona de influencia directa	158
3.7.2	Zona de influencia indirecta.....	159
3.7.3	Zona sin influencia (blanco).....	159
4.	Discusión	159
4.1	Monitoreo Físicoquímico	159
4.2	Monitoreo Biológico	160
4.2.1	Índices de Diversidad y Calidad Ambiental.....	161
4.2.2	Especies de peces de interés	161
5.	Conclusiones	161
6.	Recomendaciones	162
	CAPÍTULO 6: MONITOREO DE USO DE RECURSOS PESQUEROS	163
1.	Introducción	164
2.	Metodología	165
2.1	Diseño de la evaluación.....	165
2.1.1	Selección de comunidades nativas.....	165
2.1.2	Selección de familias colaboradoras.....	166
2.1.3	Instrumentos metodológicos.....	167
2.2	Levantamiento de la información.....	167
2.2.1	Primer ingreso (septiembre de 2018).....	168
2.2.2	Segundo ingreso (octubre de 2018).....	168
2.2.3	Tercer ingreso (enero de 2019).....	169
2.3	Revisión y validación de la información en campo.....	169
3.	Resultados	170
3.1	Características de los recursos pesqueros.....	170
3.1.1	Nomenclatura de los recursos pesqueros.....	170
3.1.2	Riqueza y composición de los recursos pesqueros	171
3.1.3	Ecología y conservación de los recursos pesqueros	175
3.1.4	Abundancia de los recursos pesqueros	177

3.1.5	Biomasa de los recursos pesqueros	178
3.1.6	Tallas de los recursos pesqueros	179
3.2	Características de la actividad pesquera	182
3.2.1	Pescadores	182
3.2.2	Tiempo de pesca	184
3.2.3	Artes de pesca	187
3.2.4	Cuerpos de agua	190
3.2.5	Transporte para la pesca	190
3.3	Productividad de la actividad pesquera	192
3.3.1	Biomasa extraída por faena	192
3.3.2	Biomasa extraída por cuerpo de agua	195
3.3.3	Captura por unidad de esfuerzo según las artes de pesca	196
4.	Discusiones	199
5.	Conclusiones	201
6.	Recomendaciones	202
CAPÍTULO 7: MONITOREO DE KUDZU TROPICAL (Pueraria phaseoloides)		204
1.	Introducción	205
2.	Metodología	205
3.	Resultados y Discusiones	206
3.1	Distribución del Kudzu Tropical	206
3.1.1	Pagoreni B	208
3.1.2	Pagoreni A	208
3.1.3	Pagoreni 1x (locación abandonada)	209
3.1.4	Campamento Malvinas	210
3.2	Superficie con Kudzu Tropical	212
4.	Recomendaciones	213
BIBLIOGRAFÍA		214
ANEXOS		221
Anexo 1: Lista de especies de plantas vasculares registradas en Agua Negra y en Meronkiari en los años 2011, 2014 y 2018		222
Anexo 2: Coordenadas, fechas de revisión e instalación y esfuerzos		223
Anexo 3: Fotografías de los felinos identificados		225
Anexo 4: Histogramas de actividad de mamíferos nocturnos, diurnos y catemerales		226
Anexo 5: Registro fotográfico de algunas especies registradas durante el 2018		227
Anexo 6: Mapas de cuerpos de agua registrados en las faenas del 2018		229
Anexo 7: Lista de peces de consumo - cuenca del río Urubamba		230

LISTA DE ACRÓNIMOS

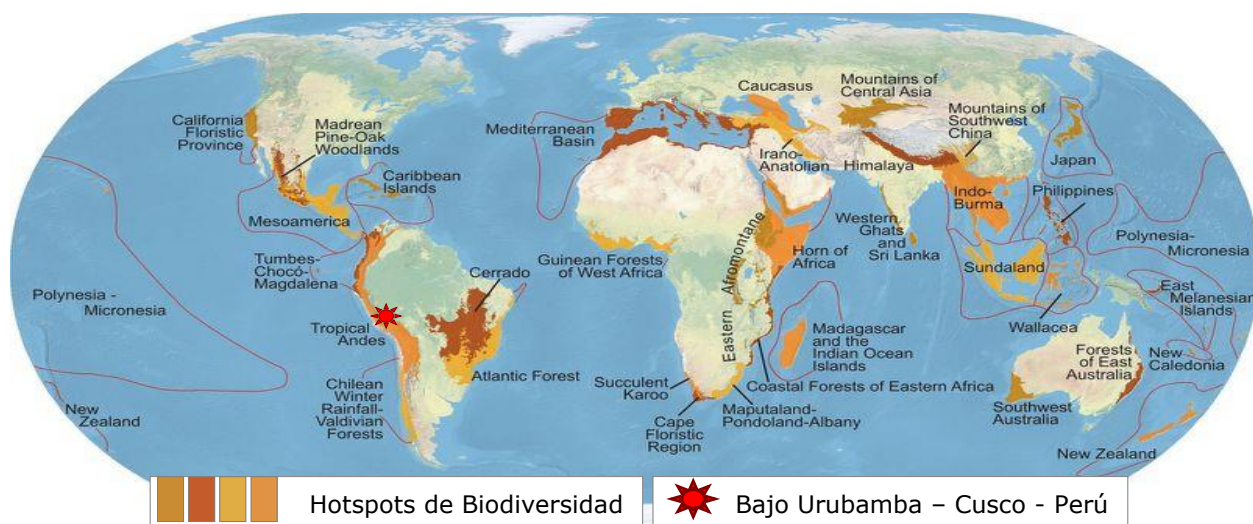
CCNN	comunidades nativas
CN	Comunidad Nativa
CISEPA	Centro de Investigaciones Sociológicas, Económicas, Políticas y Antropológicas de la Pontificia Universidad Católica del Perú
DdV	Derecho de vía
PC	Proyecto Camisea
PMB	Programa de Monitoreo de la Biodiversidad en Camisea – Componente Upstream
RTKNN	Reserva Territorial Kugapakori, Nahua, Nanti y otros
ZAPNM	Zona de Amortiguamiento del Parque Nacional del Manu



Capítulo 1 : Introducción General

El Proyecto Camisea es uno de los proyectos energéticos más importantes que actualmente está operando en el Perú. Es un proyecto que se desarrolla en la amazonia peruana, en la vertiente oriental de los andes tropicales, región que es considerada como un hotspot de la biodiversidad¹. El Proyecto se ubica en un área que paisajísticamente está definida por el río Urubamba en su cuenca baja (Megantoni - La Convención - Cusco), región con una altísima variedad de especies de flora y fauna, y donde además habitan comunidades nativas que tiene una gran interdependencia con esta biodiversidad.

Figura 1: Los andes tropicales dentro de los 34 hotspots catalogados por Conservación Internacional



Fuente: Conservación Internacional, 2014.

Uno de los objetivos principales de Proyecto Camisea fue desarrollarse sin generar impactos que pudieran afectar negativamente a la biodiversidad. Inicialmente se llevaron a cabo estudios de línea de base para determinar las condiciones previas a la ejecución de Proyecto Camisea; asimismo, se definieron estrategias de operación del proyecto para evitar o minimizar los impactos y, sobre todo, la pérdida de hábitat. Una de las principales estrategias fue la operación offshore inland, es decir, desarrollar las actividades sin la construcción de caminos o carreteras; por lo cual, los componentes del proyecto (plataformas de pozos, planta de gas, campamentos, etc.) se encuentran aisladas entre sí, como islas, las cuales se comunican a través de helicópteros o embarcaciones fluviales. Otra de las medidas importantes que se llevaron a cabo para evitar y reducir los impactos sobre la biodiversidad fue la implementación de un programa de monitoreo de biodiversidad, el PMB. Este tiene como principal objetivo detectar tempranamente los potenciales impactos sobre la biodiversidad que resulten de la operación de Proyecto Camisea; asimismo, generar las recomendaciones necesarias para la gestión de estos impactos y su mitigación en caso se produjeran.

El PMB se implementó en el 2005 y a la actualidad consta de cuatro componentes que monitorean el *upstream* o explotación del Proyecto Camisea: 1) el monitoreo a nivel de

¹ De acuerdo a Conservación Internacional (www.conservation.org/priorities/biodiversity-hotspots), para calificar como un hotspot de biodiversidad, una región debe cumplir dos criterios estrictos: 1) Debe tener al menos 1 500 plantas vasculares endémicas, es decir, debe tener un alto porcentaje de vida vegetal que no se encuentra en ningún otro lugar del planeta. Un hotspot, en otras palabras, es insustituible. 2) Debe tener un 30% o menos de su vegetación natural original. En otras palabras, debe ser amenazada.

paisaje, 2) el monitoreo a nivel de especies y comunidades de biota terrestre, 3) el monitoreo a nivel de especies y comunidades de biota acuática, y 4) el monitoreo del uso de recursos naturales con enfoque en la pesca.

El monitoreo a nivel de paisaje se realiza a través de estudios de imágenes satelitales y fotografías cenitales, las cuales permiten conocer año a año cuales son las áreas que se abren, por actividades del proyecto o terceros, y que se recuperan. Para el 2018, este monitoreo tuvo como objetivo determinar la huella paisajística y su tasa de recuperación en el Flowline o línea de conducción de gas Malvinas-Cashiriari 3 y la Planta de Gas Malvinas.

El componente de biota terrestre ha monitoreado plantas vasculares, insectos, anfibios, reptiles, aves y mamíferos. Para el 2018, el componente se enfocó en el monitoreo de la vegetación vascular y en el monitoreo de mamíferos medianos y grandes. El monitoreo de vegetación tuvo como objetivo determinar el estado de la regeneración y sucesión del bosque después de 10 años de las actividades de revegetación en el Flowline Malvinas – Pagoreni B. El monitoreo de mamíferos tuvo como objetivo estimar la riqueza y la abundancia de mamíferos medianos y mayores, identificar patrones de comportamiento de las especies más registradas, y estimar la densidad poblacional de felinos manchados, todo ello a través de trampas cámara que representan una metodología no invasiva y sin captura de especies.

El componente biota acuática monitorea los recursos hidrobiológicos (perifiton, macroinvertebrados bentónicos y peces) que se encuentran en los cuerpos de agua en el Bajo Urubamba. Para el 2018, este monitoreo continuó con el objetivo de determinar si existen impactos en la distribución y diversidad de las comunidades hidrobiológicas mediante el levantamiento de información en áreas de influencia directa e indirecta de Proyecto Camisea, y áreas control.

El monitoreo de uso de recursos por parte de las comunidades nativas se inició desde el 2008 y abarcó la evaluación de las actividades de caza, pesca y recolección. A partir del 2017, el monitoreo se ha enfocado en la pesca, ello debido a las preocupaciones manifestadas por las comunidades nativas respecto a los volúmenes y las tallas del recurso y la dificultad percibida en las faenas de pesca. Por ello, en el 2018, se tuvo como objetivo monitorear las características del acceso a los recursos pesqueros por parte de las familias colaboradoras de tres comunidades nativas del área de influencia de Proyecto.

Para el 2018, el PMB sumó a sus actividades el monitoreo de especies invasoras.

Finalmente, es importante señalar, por un lado, la perdurabilidad que ha tenido el PMB en el tiempo, ya que quizá es uno de los programas en Latinoamérica que más tiempo ha dedicado a un monitoreo vinculado a un proyecto extractivo en un ambiente de alta biodiversidad; por otro lado, la ingente participación de investigadores nacionales e internacionales que han sido parte del PMB, y la irremplazable participación de los coinvestigadores locales, es decir, de personas del Bajo Urubamba que han participado en el PMB mano a mano con los investigadores para así conectar los conocimientos científicos con los conocimientos ancestrales.



Capítulo 2: Monitoreo de Paisaje

1. INTRODUCCIÓN

El PMB realiza el seguimiento de la huella paisajística de cada obra del Proyecto Camisea (PC) a lo largo del tiempo a partir de imágenes satelitales de alta resolución geométrica. El objetivo del seguimiento es: i) determinar el grado de recuperación de zonas impactadas directamente durante la etapa de construcción, y ii) evaluar el nivel de recuperación de la vegetación en términos de cobertura vegetal. Los datos del seguimiento permitirán cuantificar los impactos residuales del PC.

El PC puede dividirse en varios subproyectos independientes, ya que cada uno afecta de forma distinta al paisaje y lo hace durante períodos diferentes. A su vez, cada subproyecto tuvo distintas fechas de obra inicial, y por lo tanto se encuentra cada uno en diferente estado de recuperación. Por esta razón, para cuantificar y comparar temporalmente los cambios paisajísticos, cada subproyecto debe ser analizado en forma individual.

Los objetivos del monitoreo a nivel de paisaje en el 2018 fueron:

- Determinar la huella paisajística de los subproyectos Flowline Malvinas-Cashiriari 3 y plataformas asociadas, y Planta de Gas Malvinas, a partir del mapeo detallado con imágenes satelitales de alta resolución del año 2017.
- Realizar una comparación temporal con las huellas registradas en años anteriores para determinar la tasa de recuperación de la vegetación a nivel de paisaje.

Además de cumplir con los objetivos, el presente estudio está diseñado para contestar las siguientes preguntas:

- ¿La tasa de recuperación de los subproyectos evaluados sigue siendo positiva? ¿varía en comparación a los años previos?
- ¿Cuáles son los factores principales que limitan la recuperación de sectores con densidad de huella superiores al promedio?
- ¿Existe actividad de terceros en la zona que está impactando la huella de paisaje?

1.1 FLOWLINE MALVINAS-CASHIRIARI 3 Y PLATAFORMAS ASOCIADAS

El subproyecto Flowline Malvinas-Cashiriari 3 y plataformas asociadas se desarrolla en el Lote 88, ubicado en el distrito de Megantoni, provincia de La Convención, en el departamento de Cusco. El Flowline o línea de conducción de gas recorre territorios de las comunidades nativas de Cashiriari y Ticumpinia; la Reserva Territorial Kugapakori, Nahua, Nanti y Otros (RTKNN); la Zona de Amortiguamiento del Parque Nacional del Manu (ZAPNM); y el predio privado cedido para las operaciones de Malvinas. Las plataformas operativas se ubican dentro de la RTKNN y la ZAPNM.

Este subproyecto involucra un derecho de vía (DdV) de 44.8 km aproximados de longitud, 2 plataformas operativas (Cashiriari 1 y Cashiriari 3), 1 plataforma abandonada (Cashiriari 2), 4 campamentos temporales, y 6 helipuertos. Cabe señalar, que la plataforma Cashiriari 2 fue explorada en la etapa anterior al Proyecto Camisea (PC), y no ha sido reabierto en el actual desarrollo, siendo utilizada eventualmente como helipuerto y área de campamento.

El recorrido del flowline se desarrolla mayormente sobre colinas bajas y altas con diferentes niveles de disección. Además, presenta 2 cruces subterráneos en cuerpos de agua importantes (río Cashiriari y quebrada Porocari).

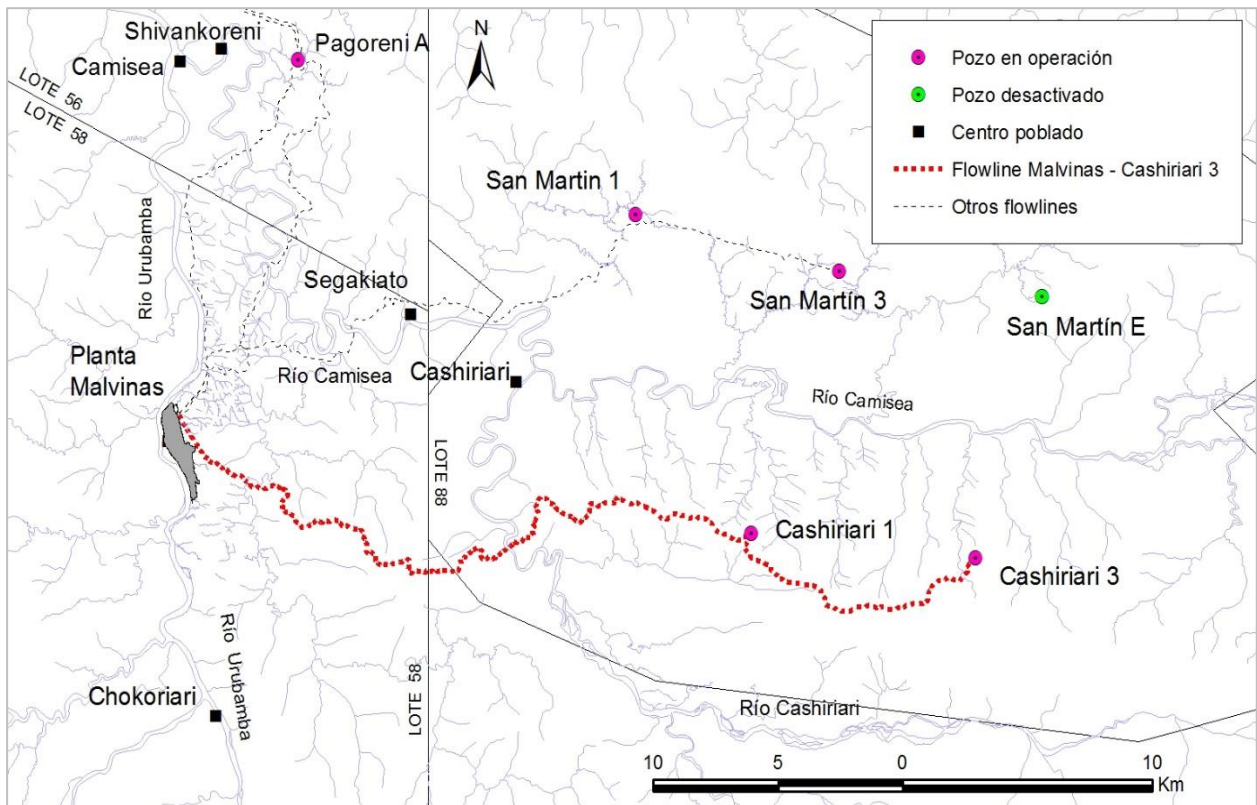
La apertura del DdV se inició en el año 2008 con el tramo Cashiriari 1 a Cashiriari 2, y su obra principal se efectuó entre los años 2009 y 2010 (Figura 2). El cierre del DdV fue, por lo tanto,

en diferentes etapas debido a que el tramo más cercano a Malvinas se concluyó en el año 2009 y el más cercano a Cashiriari 3 en el año 2010.

El DdV se extiende sobre 4 unidades de paisaje: bosque amazónico primario denso (25.4 km), bosque amazónico primario semidenso (14.4 km), pacal de bosque amazónico (3.9 km), y áreas intervenidas (1 km); además cruza ríos y playas (0.1 km). Por otro lado, las plataformas operativas Cashiriari 1 y Cashiriari 3 se ubicaron sobre bosques amazónicos primarios denso y semidenso, respectivamente.

La primera caracterización de la huella de este subproyecto se efectuó esencialmente con imágenes satelitales del año 2010 y posteriormente se efectuó una segunda con imágenes del año 2014.

Figura 2: Ubicación de la Planta de Gas Malvinas y recorrido del Flowline Malvinas - Cashiriari 3



1.2 PLANTA DE GAS MALVINAS

La Planta de Gas Malvinas se ubica en la cuenca baja del río Urubamba, a 380 m.s.n.m., en un predio privado cedido para las operaciones del PC (Megantoni - La Convención - Cusco). El predio se encuentra fuera de Áreas Naturales Protegidas y Zonas de Amortiguamiento. Se ubicada aproximadamente a 25 y 30 km de los yacimientos productores de los lotes 56 y 88, respectivamente (Figura 2).

El área que abarca la Planta, el Campamento Base y sus componentes asociados (aeródromo, muelle, conexiones de flowlines, etc.) tiene una larga trayectoria de intervenciones que se remonta a antes del inicio de PC en el 2002, cuando el área solía ser utilizada para fines agrícolas. El subproyecto se enmarcó en las unidades de vegetación de pacal, bosque amazónico primario semidenso (mixto bosque/pacal) y áreas intervenidas por colonos.

Para el seguimiento de la huella del proyecto, las áreas intervenidas se han clasificado en:

- De terceros: sectores con chacras antes del inicio del Proyecto Camisea, en los cuales se construyeron las instalaciones del subproyecto.
- Revegetadas: zonas involucradas en la obra inicial y construcciones posteriores que iniciaron su proceso de restauración debido a que no son áreas actualmente operativas (sectores con herbáceas, arbustivas, bosque secundario o pacal).
- Parches de bosque: bosques remanentes dentro del campamento base.
- Planta/Campamento: áreas operativas de Proyecto Camisea.

Este subproyecto es el que posee mejor registro temporal debido a que la mayoría de las imágenes satelitales adquiridas en los diferentes años lo contemplan, y es el que ha sufrido cambios más lentos a nivel de paisaje después de su apertura inicial. La mayoría de estos cambios fueron principalmente dentro del perímetro del desbosque inicial.

2. METODOLOGÍA

El mapeo se realizó por interpretación directa con el software ArcGis 10.2 a escalas nominales de 1:1000 con un mosaico de imágenes Worldview2, de agosto y setiembre de 2017. Las imágenes utilizadas presentaron una resolución media de 0.5 metros y 3 bandas en el espectro visible. El mosaico no posee vacíos de información por nubosidad, por lo que se pudo mapear la huella completa que comprende los subproyectos Flowline Malvinas-Cashiriari 3 y la Planta de Gas Malvinas.

Las áreas mapeadas se clasificaron según:

- *Tipo de uso y características*: plataformas, planta, campamentos, helipuertos, obras de contención de erosión, derecho de vía (DdV) y cicatrices de deslizamientos asociados a las obras. Debido al avanzado proceso de reducción de la huella paisajística del Flowline Malvinas-Cashiriari 3, para la presente evaluación no fue posible separar los taludes del DdV propiamente dicho; por ello, todo se mapeó como DdV.
- *Áreas operativas y recuperables*: Se ha mantenido la distinción realizada en informes anteriores (Juárez *et al.* Eds. 2013), donde:
 - Áreas operativas, se definen como sectores que después del período de construcción se deben mantener abiertas para la operación regular del PC (plataformas, helipuertos permanentes, válvulas, etc.); y
 - Áreas recuperables, se definen como áreas donde se permiten las actividades de revegetación y la regeneración natural del bosque al menos a nivel de paisaje (DdV, botaderos, accesos, taludes, desvíos, helipuertos de sísmica etc.,).

Existen sectores que no son fácilmente adjudicables a una de estas clasificaciones; sin embargo, a los efectos de estas comparaciones se debieron asignar a una u otra clasificación.

Es importante señalar que lo que se mapea actualmente en ambos subproyectos es la huella paisajística y no el desbosque total o inicial. Solo en el caso de imágenes adquiridas en el momento de la obra (construcción), la huella coincide con el desbosque. Posterior a esa fecha, lo que se mapea es el remanente, es decir, la huella paisajística que queda para que el paisaje se uniformice.

Para el monitoreo se han realizado los siguientes cálculos:

- *Estado actual de la revegetación o tipo de vegetación presente*: Se registra si se encuentran con suelo desnudo, pastos, arbustos o con un bosque secundario (en los casos que podían ser diferenciados del bosque). Asimismo, se reagruparon según la clasificación de superficies operativas o recuperables.

- *Densidad de la huella promedio (ha/km)*: Es la relación, para la fecha mapeada, entre el área recuperable (aún visible a través de imágenes satelitales) de un flowline y la longitud total de dicho flowline.
- *Densidad de la huella por sector (ha/km)*: Es la relación entre el área recuperable (aún visible a través de imágenes satelitales) de un sector del flowline y la longitud de dicho sector del flowline. La comparación de este valor con la densidad de la huella promedio del DdV permite determinar aquellos sectores que presentan retraso en la revegetación (es decir, por encima del valor promedio de la densidad de la huella).
- *Velocidad de cierre de las áreas recuperables (% de reducción anual)*: Es la diferencia entre dos mapeos sucesivos de las áreas recuperables dividido entre la cantidad de años entre esos dos mapeos. Es la cantidad de hectáreas aproximadas que se recuperan anualmente. Para el Flowline Malvinas-Cashiriari 3 se compararon los mapeos de los años 2010, 2014 y 2017.
- *Análisis temporal de la huella*: En el caso de la Planta Malvinas se compara la secuencia de años del 2002 al 2017, y se describen las variaciones en caso se identifiquen.

3. RESULTADOS

3.1 CARACTERIZACIÓN DEL FLOWLINE MALVINAS-CASHIRIARI 3 Y PLATAFORMAS ASOCIADAS

El subproyecto Flowline Malvinas-Cashiriari 3, en sus 44.8 km de recorrido total, presentó para el 2017 una huella paisajística de 28.78 ha. La Tabla 1 muestra los valores totales extraídos de la interpretación de imágenes.

Tabla 1: Superficies totales y parciales (ha) de la huella paisajística del subproyecto Flowline Malvinas-Cashiriari 3, según el tipo de obra y cobertura vegetal para el 2017

Detalle	Huella (ha)	Porcentaje (%)	Cobertura (ha)			
			Sin Vegetación	Herbáceas	Arbustivas	Bosque secundario
Plataforma Cashiriari 1	6.34	22.05	3.06	1.58	0.47	1.23
Cashiriari 2	2.31	8.04	0.14		0.72	1.45
Plataforma Cashiriari 3	8.38	29.11	3.01	2.4	0.88	2.09
DdV	7.61	26.44	0.48	0.14	2.1	4.89
Taludes	0.09	0.32	0.09			
Campamentos (4)	1.43	4.96	1.19	0.23		
Helipuertos (6)	1.68	5.85	0.75	0.57	0.37	
Deslizamientos	0.93	3.23	0.93			
TOTALES	28.78	100	9.66	4.93	4.54	9.65
Operativas	18.47	64.16	6.85	4.42	2.44	4.77
Recuperables	10.31	35.84	2.82	0.51	2.1	4.89

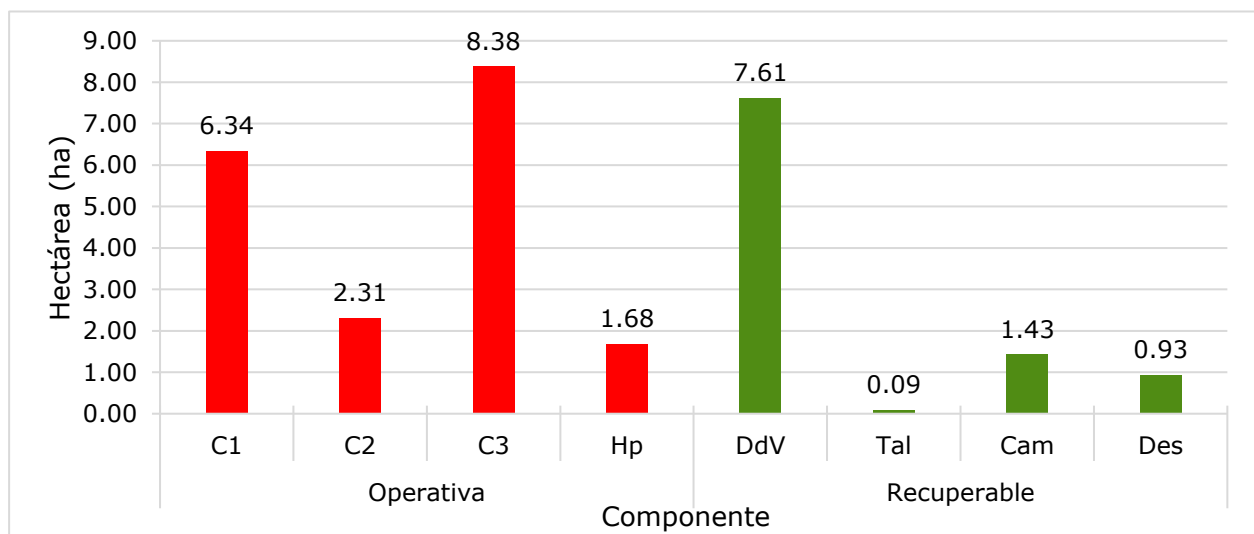
Nota: DdV: Derecho de vía.

Las superficies recuperables conforman 10.31 ha, el 35.84 % de la huella del subproyecto. La mayor parte de esta superficie lo conforma el DdV propiamente dicho (7.61 ha), que a su vez se encuentra mayoritariamente cubierto con bosque secundario (4.89 ha).

El 64.16 % (18.47 ha) de la huella son áreas operativas, representadas principalmente por las plataformas Cashiriari 1 y 3; estas suman 14.72 ha en total. El resto de sectores operativos lo completan la plataforma abandonada Cashiriari 2 y los 4 helipuertos sobre la el flowline que se mantienen en forma semipermanente.

La Figura 3 muestra en forma gráfica la distribución general del mapeo detallado en la Tabla 1 (sin diferenciar el tipo de cobertura). Se observa que para el año 2017, las áreas recuperables ya no representan la mayor parte de la huella, como se registró en años anteriores. La mayor parte de la huella actual corresponde a zonas operativas, principalmente a las dos plataformas de producción.

Figura 3: Distribución de la huella paisajística del subproyecto Flowline Malvinas-Cashiriari 3, según la clase mapeada para el 2017



Nota: C1 (Cashiriari 1), C2 (Cashiriari 2), C3 (Cashiriari 3), Hp (helipuertos semipermanentes), DdV (derecho de vía), Tal (taludes/obras de contención), Cam (campamentos en el DdV), y Des (cicatrices de deslizamiento generadas desde DdV).

Se identificaron 4 áreas de campamentos (excluyendo los presentes en las plataformas) que ocupan un área de 1.43 ha. Tres de estas zonas están vinculadas a los helipuertos semipermanentes (kp-7+400, kp-13 y kp-19) y el cuarto a un área donde se realizaron obras de control de erosión y revegetación (kp-39+200). Todos los campamentos fueron catalogados como sectores recuperables, donde el campamento del kp-19 fue el que ocupó la mayor área (0.67 ha), siendo el promedio de cada campamento de 0.36 ha.

Se registraron 6 helipuertos, sin considerar los existentes en las plataformas, que sumados ocupan un área de 1.68 ha. Cuatro de ellos fueron considerados como áreas operativas, debido a que son de uso frecuente (kp-7+400, kp-13, kp-18+900, kp-19+600) y dos como recuperables, porque solo se vinculan a obras de contención transitorias (kp-39+300 y kp-42+900). El primero, a la fecha de la imagen del 2017, se encuentra aún activo y el segundo inactivo.

Debido al avanzado estado de la revegetación, no fue posible discriminar los taludes del DdV. Solo se contabilizó 0.09 ha dentro de la clase talud porque son las obras recientes de contención de la zona del kp-39+300. Dicho DdV suma un total de 7.61 ha y más de la mitad de ella ya presenta bosque secundario (con dosel).

Por último, se registró la presencia de un deslizamiento en el kp-40+600 que suma 0.93 ha, todavía sin obras de contención y con suelo desnudo para el momento de captación de la

imagen del 2017. Este es un deslizamiento reciente que se produjo solo a 100 m de uno aún mayor generado en las obras del 2010, y que actualmente se encuentra cubierta por la regeneración propia del bosque (ver Figura 4 y Juárez, et al. 2016). Es importante destacar que este deslizamiento se produjo en sectores donde el DdV ya no se presenta como una huella distinguible en las imágenes; aun así, el DdV representa una debilidad para los suelos de la zona (mayor detalle en la sección Velocidad de cierre del DdV).

Figura 4: Deslizamiento en la progresiva Kp-40+600 en el 2017

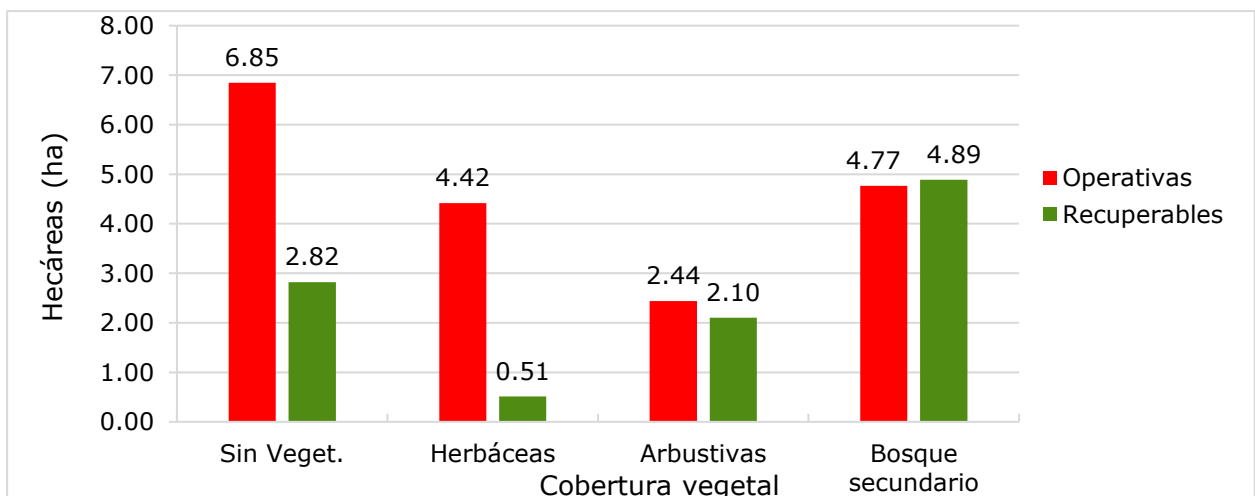


Nota: La huella del derecho de vía no es distinguible en este tramo. Se observa cubierto de vegetación un deslizamiento anterior generado en el 2010.

3.1.1 Áreas operativas y recuperables

Las áreas operativas son la mayor proporción en la huella total del subproyecto (a diferencia de años anteriores); siendo el 64.16 % áreas operativas y el 35.84 % sectores recuperables. La mayor proporción de los sectores operativos son los integrados por las dos plataformas de producción (Cashiriari 1 y 3), que juntas suman 14.72 ha de las 18.47 ha de esta clase.

Figura 5: Caracterización de la huella paisajística del subproyecto Flowline Malvinas-Cashiriari 3 para el 2017 según tipo de cobertura



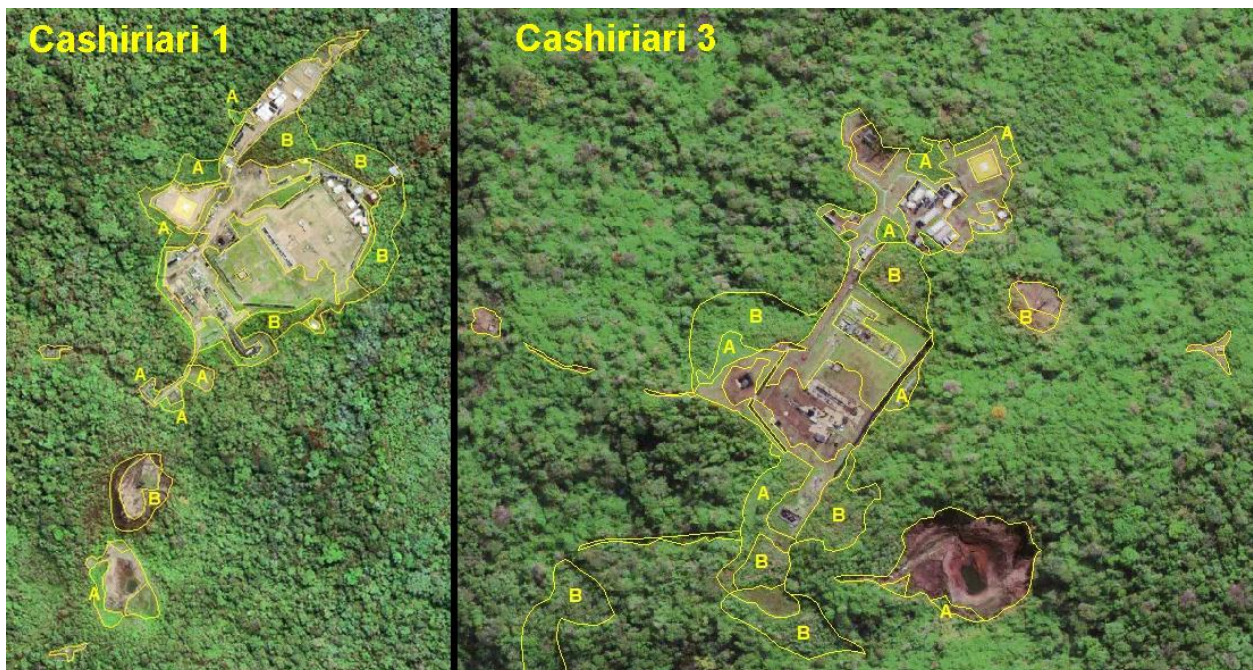
En la Figura 5, exceptuando los sectores con bosque secundario, se observa que las áreas operativas tienen un fuerte predominio de zonas sin vegetación o con herbáceas. La suma de

ambas (11 ha) es prácticamente el valor final en el que se estabilizarían las áreas operativas para este subproyecto; esta es la condición final para la operatividad de dichos sectores. Mientras que, en las áreas recuperables no existe un predominio claro en cuanto al tipo de vegetación, en parte porque su suma total es muy baja, lo que implica que las proporciones de cobertura vegetal se den en relación a los eventos captados en el momento de toma de las imágenes. Por ejemplo, el campamento, la obra de contención y el deslizamiento reciente que existe entre el Kp-38 y Kp-40+600 suman la mitad de las áreas recuperables graficadas como "sin vegetación" para el 2017 (1.3 de 2.8 ha).

Los sectores con bosque secundario (9.65 ha en total) representan en este momento un caso particular de la huella. A 7 años de la obra de construcción del flowline la mayoría de estos sectores se encuentran con un dosel de altura similar al bosque primario. En la interpretación de las imágenes el bosque secundario solo se puede discriminar por un leve cambio en la textura de la zona; es decir, son sectores prácticamente revegetados por completo. Al 2017, la mitad de la huella en áreas recuperables ya es bosque secundario (4.89 de 10.31 ha).

Las dos plataformas de producción del subproyecto (ver Figura 6 y Tabla 1) representan actualmente el 80 % del total de áreas operativas. Y si bien la suma de ellas ha disminuido con respecto a la evaluación del 2014, la plataforma Cashiriari 3 ha experimentado un leve incremento con respecto a aquella evaluación (0.74 ha). La variación más importante se produjo en la fosa de quema, que actualmente se presenta ampliada y casi en su totalidad sin cobertura vegetal (Figura 6).

Figura 6: Estado de las plataformas Cashiriari 1 y 3 para el año 2017.



Nota: Los sectores identificados como A y B son áreas que no se están utilizando actualmente en la operación y por lo tanto están con mayor grado de recuperación. A: zonas con arbustivas y B: zonas con bosque secundario.

De las 14.72 ha que suman las plataformas Cashiriari 1 y 3, 3.32 ha poseen bosque secundario. Se ha detectado mayor cantidad de esta cobertura en la plataforma Cashiriari 3 (rotulado como B en la Figura 5). Ambas plataformas se encuentran mayoritariamente sin cobertura vegetal o con herbáceas (4.64 ha en Cashiriari 1 y 5.41 ha en Cashiriari 3) y en las dos se observan campamentos instalados. La plataforma abandonada Cashiriari 2 (utilizada eventualmente como campamento temporal) se encuentra mayoritariamente con cobertura de bosque secundario y arbustivas (2.17 ha del total de 2.31 ha).

3.1.2 Velocidad de cierre del DdV

Como ha sucedido con otros flowlines monitoreados, el cierre del DdV no es homogéneo a lo largo de sus casi 44.8 km. La densidad promedio de superficies mapeadas por kilómetro de flowline es actualmente de 0.23 ha por km lineal, siendo un buen indicador del estado del cierre (densidad de huella mapeada).

En la Tabla 2, se muestran las densidades de todos los sectores donde existía huella, sumando un total de 13.47 km; esto implica que en los 31.33 km de flowline restante no se detecta huella alguna. Es decir, paisajísticamente el cierre se ha completado en el 70 % del flowline.

Tabla 2: Sectores del Flowline Malvinas – Cashiriari 3 con densidades medibles de huella paisajística mapeada

Progresivas	Longitud (km)	Densidad de la huella (ha/km lineal)	Densidad
0.65 a 0.95	0.30	0.44	Baja
3.8 a 4.6	0.80	0.20	
6.0 a 7.8	1.80	0.47	Baja
9.9 a 11.02	1.12	0.75	Alta
12.9 a 13.0	0.10	3.05	Alta (*)
19.5 a 19.7	0.20	3.33	Alta (*)
20.2 a 22.95	2.75	0.09	
30.2 a 31.05	0.85	0.16	
35.5 a 37.3	1.8	0.30	
38.0 a 40.6	2.6	0.55	Baja
42.5 a 43.65	1.15	3.18	Alta
Total	13.47		

Nota: () Densidad alta debido a la existencia de un campamento temporal vinculado a un helipuerto semipermanente.*

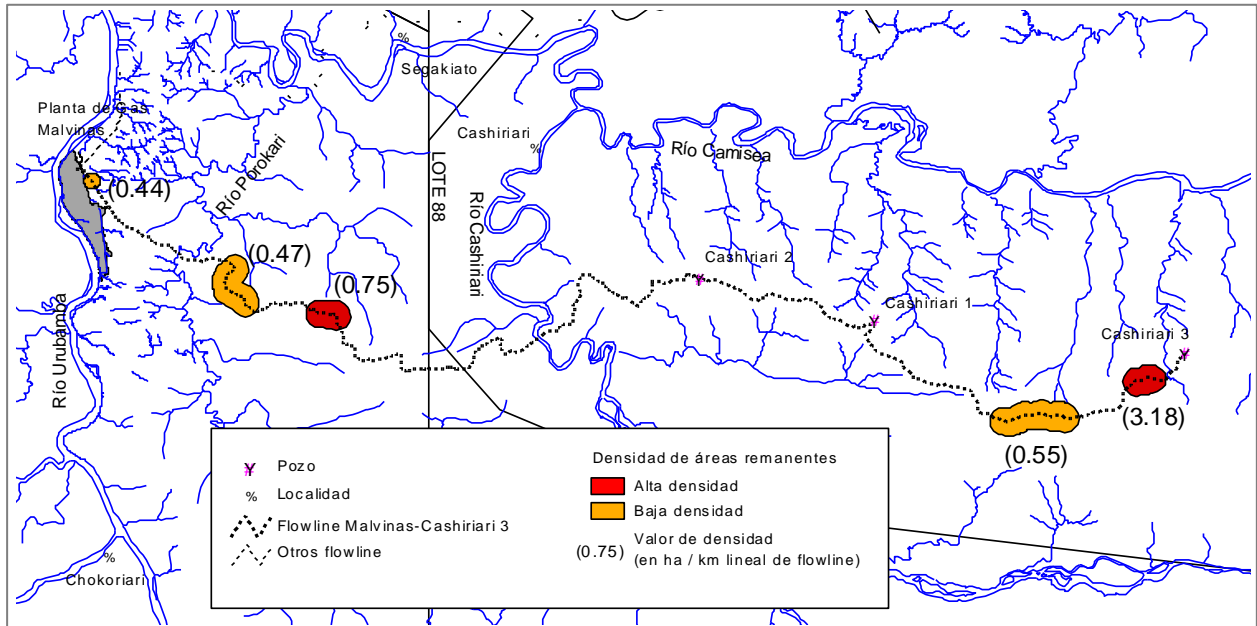
Por otro lado, comparando los valores de densidad de estos sectores con la densidad promedio, se observan 7 sectores con retraso en el cierre; sin embargo, 2 de ellos son sectores muy reducidos con densidades altas debido a la existencia de campamentos vinculados a helipuertos semipermanentes (kp-13 y kp-19+600). Por lo tanto, solo 5 sectores presentan cierto grado de retraso en el cierre: 2 con densidades de huella altas y 3 bajas (ver Figura 7).

De los 5 tramos resaltados en la Figura 7, el primero de ellos (300 m, densidad 0.44) se presenta solo levemente retrasado con respecto a la media. Se encuentra en áreas subhorizontales de terrazas fluviales y su retraso no se debe a factores relacionados con el tipo de vegetación o a las pendientes si no a las prácticas en el mantenimiento del derecho de vía. La huella registrada corresponde a bosques secundarios.

El tramo de densidad sustancialmente mayor se presenta en el Kp-43 (Figura 8) y está dado por los remanentes de obras del DdV y un helipuerto. Este sitio es un buen ejemplo de lo que sucede en gran parte de la huella aún existente; dado que, actualmente la mayor parte de área se encuentra con cobertura de bosque secundario bien desarrollado (salvo el helipuerto abandonado que aún tiene suelo desnudo) y con dosel de altura similar al del bosque circundante. Aun así, las dimensiones del bosque secundario pueden ser discriminadas porque presentan una textura diferente en la imagen satelital debido a la homogeneidad del tipo de árboles en dichos sectores con respecto al resto del bosque. En esta imagen (Figura 8) los sitios aún no cerrados están representados por el helipuerto abandonado y dos sectores con vegetación arbustiva. En los tramos entre las áreas mapeadas, el DdV ha desaparecido por completo. En la misma figura se puede apreciar el mapeo de la huella de un helipuerto cercano

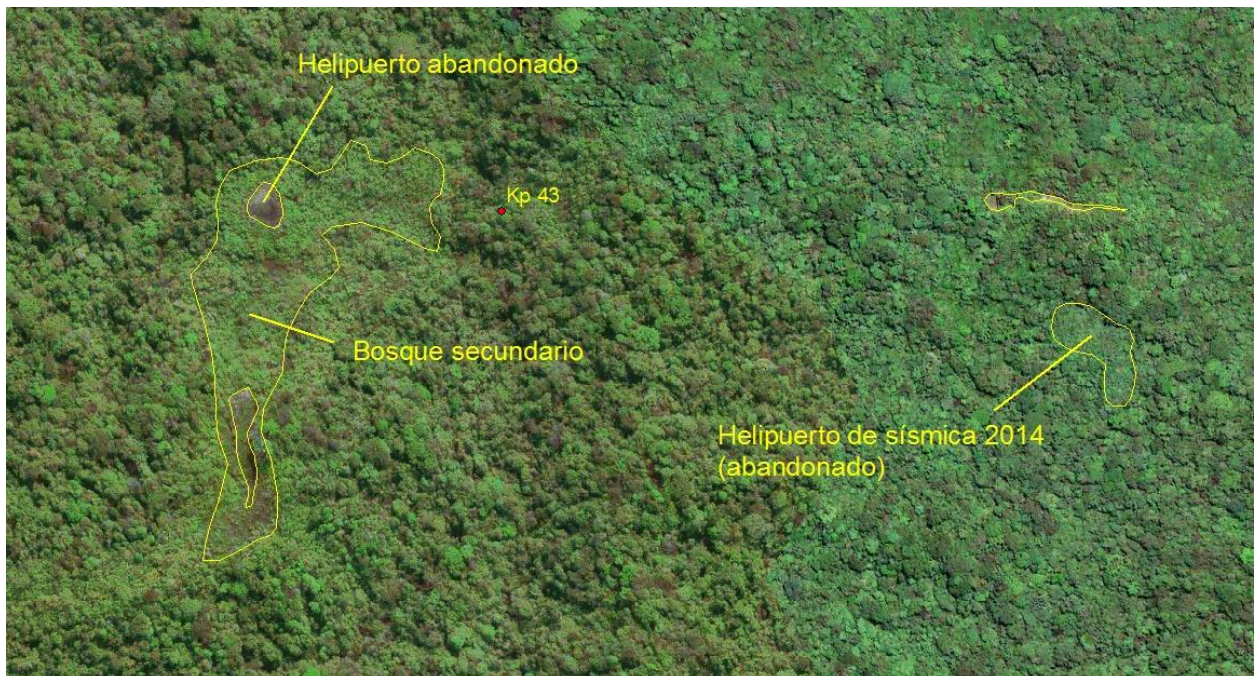
que perteneció a la sísmica del año 2014, esta huella no fue contabilizada como parte del flowline.

Figura 7: Ubicación de los tramos del Flowline Malvinas-Cashiriari-3 con densidades de huella altas mapeadas para el 2017



Nota: En color naranja se encuentran las densidades que están levemente por encima de la media (que es de 0.23 ha por cada km lineal de flowline) y en rojo las que están muy por arriba de ella, y por lo tanto son los sectores más atrasados en la recolonización. En el resto del flowline ya no existe huella o es muy pequeña (ver Tabla 2).

Figura 8: Tramo del DdV en el Kp-43 con mayor densidad de huella del subproyecto Flowline Malvinas – Cashiriari 3 en el 2017



Nota: En la figura se puede apreciar la huella de un helipuerto de la sísmica del 2014 (no contabilizada como huella del flowline a Cashiriari 3).

La heterogeneidad en la presencia y persistencia de la huella es esperable y responde a la conjunción de múltiples factores, entre los que se podrían mencionar: tipo de suelo, características geomorfológicas, tipo de vegetación, prácticas empleadas para el control de erosión, entre otras. El factor principal que limita la recuperación del último tramo cercano a Cashiriari 3 es el geomorfológico. Específicamente, todo el tramo entre las progresivas Kp-38 a Kp-44 no transita sobre la cresta de las colinas, sino a media ladera de la cara norte de las colinas altas de Cashiriari, un sector con fuertes pendientes y con alto potencial de generación de movimientos de remoción en masa (deslizamientos). Este tramo incluye los dos sectores descritos con densidades de huella de 0.55 y 3.18 ha por km de flowline (Tabla 2).

Los otros dos sectores señalizados en la Tabla 2 y Figura 7, con densidades de 0.47 y 0.75 ha, son de dimensiones menores y si bien se relacionan con pendientes moderadas a fuertes, parecen estar condicionados también por una litología más friable.

3.1.3 Análisis temporal: comparación 2010, 2014 y 2017

Este subproyecto cuenta con tres mapeos completos entre los cuales se pueden hacer comparaciones: el primero es del 2010 (año de finalización de la obra), el segundo del 2014 y el actual del 2017. El mapeo del 2010, si bien está cerca de representar el desbosque inicial, es un poco menor que la huella original porque en ese momento una parte del DdV se encontraba terminado y en proceso de revegetación. Aun así, los cambios en el tiempo son bastante notorios y pueden verse en la Tabla 3 y la Figura 9.

Tabla 3: Superficies censadas de la huella paisajística del Subproyecto Flowline Malvinas-Cashiriari 3 para los años 2010, 2014 y 2017.

Detalle	Huella Paisajística (ha)		
	Año 2010	Año 2014	Año 2017
Cashiriari 1	7.72	7.99	6.34
Cashiriari 2	2.90	2.53	2.31
Cashiriari 3	8.54	7.64	8.38
DdV	63.11	23.46	7.61
Taludes	27.41	3.40	0.09
Campamentos	3.33	1.03	1.43
Helipuertos	1.13	1.30	1.68
Deslizamientos	3.12	2.02	0.93
TOTALES	117.26	49.35	28.78
Operativas	20.29	19.45	18.47
Recuperables	96.97	29.90	10.31

Nota: DdV = Derecho de vía.

Entre los años 2014 y 2017, la huella del proyecto disminuyó de 49.35 ha hasta 28.78 ha, esto implica una reducción del 42 % con respecto al 2014 y que llega al 75 % si se lo compara con el año 2010.

Las áreas operativas han venido reduciendo su huella, aunque de forma muy lenta, desde el inicio, pasando de 20.29 ha en el 2010 a 18.47 ha al 2017. Los cambios ya no se producen por problemas de revegetación sino por las distintas operaciones que se efectúan en cada plataforma.

La plataforma Cashiriari 1, que había aumentado levemente su superficie entre los años 2010 y 2014 tuvo una reducción importante en el último período, en el cual se redujo en 1.64 ha. Por otro lado, la plataforma Cashiriari 3 tuvo una evolución exactamente inversa, reduciéndose su superficie en el primer período y aumentando 0.74 ha entre el 2014 y 2017.

Este aumento se debió principalmente por la ampliación del área correspondiente a la fosa de quema (Figura 6).

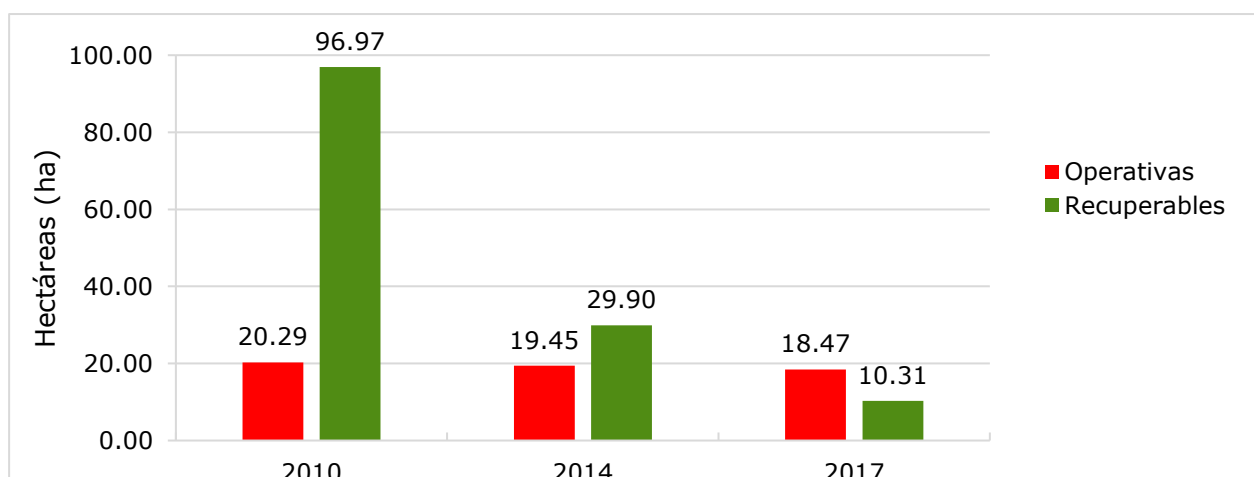
En cuanto a la plataforma Cashiriari 2, que es una plataforma abandonada y usada solo como lugar de campamentos transitorios, sigue en proceso de reducción continua, aunque con menos avance que en el primer período. La característica actual es que el 94 % del área se presenta con bosque secundario y en menor cantidad vegetación arbustiva.

Durante los primeros 10 años de este subproyecto, las áreas que mayor reducción registraron en su huella paisajística en el último período (2014 a 2017) son las recuperables (DdV, obras de contención y campamentos temporales). El conjunto de estas áreas se redujo un 65.51 % en este último período, pasando de 29.90 ha en el 2014 a las 10.31 ha en el 2017. A su vez, si se lo compara con la huella inicial del 2010, la actual huella es casi la décima parte.

Si se tiene en cuenta que, casi la mitad de las áreas recuperables actuales son de bosque secundario con alturas de dosel similar al bosque original, solo quedarían 5.43 ha de huella clara (suelo desnudo, herbáceas y arbustivas) en el 2017, por lo que es muy probable que esté cerca de lo que podría denominarse la "huella de mantenimiento" del DdV. La huella que genera hoy un campamento y un helipuerto temporal se acerca a la huella que se ha de reparar. Un ejemplo es la situación en el Kp-39 donde el campamento y el helipuerto suman 0.42 ha; y las obras y deslizamiento, 1.02 ha. En el Flowline Malvinas-San Martín 3 (el cual se encuentra bajo este supuesto) la huella de mantenimiento es de 5 ha; por lo que, el Flowline Malvinas-Cashiriari 3 parecería estar llegando en un período más corto (8 años) a igual situación. Otro indicador de haber llegado a este estado es que, si bien la suma de los campamentos es la mitad que la del año 2010, es mayor que la del 2014 (Tabla 3).

Agrupando las áreas en operativas y recuperables, la evolución en el tiempo es muy clara (Figura 9). Las áreas operativas, si bien se han reducido con el tiempo, se mantienen con valores similares al inicio de las obras del subproyecto; sus variaciones dependen de las operaciones que se realicen sobre ellas en dicho período. Por ejemplo, la superficie de Cashiriari 3 aumentó entre 2014 y 2017, mientras que en Cashiriari 1 disminuyó en el mismo período de tiempo.

Figura 9: Variaciones (en hectáreas) de las superficies totales censadas sobre el subproyecto Malvinas-Cashiriari 3 entre los años 2010, 2014 y 2017, según su uso.



La reducción de las áreas recuperables del 65.51 % entre 2014 y 2017 implica una velocidad de cierre del 22 % anual, lo que significa una velocidad mayor que en el período 2010-2014, que fue del 17 % al año. No se aprecian diferencias en las velocidades de cierre en las dos principales unidades de vegetación por las que atraviesa el DdV (bosque primario denso y semidenso).

3.2 CARACTERIZACIÓN DE LA PLANTA DE GAS MALVINAS AL 2017

La Planta de Gas Malvinas ha representado a lo largo de su historia aproximadamente la mitad de la huella total del Proyecto Camisea (PC). La huella ha fluctuado (y sigue haciéndolo) no tanto por cambios importantes en la planta, sino por los diferentes tiempos de apertura de nuevos flowlines hacia los pozos y el continuo cierre de los antiguos. Es así que, en los primeros años del PC (hasta el 2005) la planta significaba entre 62 y 65 % de la huella total, y en los períodos siguientes entre el 40 y el 45 % de ese total. Para la actual fecha mapeada, la huella de la planta es de 205.81 ha, lo que representa para ese momento aproximadamente el 42 % de la huella total del PC.

Los distintos valores mapeados (en hectáreas) según tipo de cobertura vegetal se presentan en la siguiente tabla.

Tabla 4: Superficies parciales (ha) según tipo de vegetación de la Planta de Gas Malvinas para el 2017.

Subproyecto	Superficie (ha)				TOTAL
	Sin Vegetación	Herbáceas	Arbustivas	Arbóreas	
Planta de Gas Malvinas	128.13	52.66	4.80	20.22	205.81

Nota: incluye sus componentes asociados (campamento base, pista de aterrizaje, etc.). La planta Malvinas se enmarcó en las unidades de paisaje de pacal, bosque amazónico primario semidenso (mixto bosque/pacal) y áreas intervenidas por colonos.

La superficie considerada como arbórea en la Tabla 4 son los parches o bosques internos, remanentes del bosque original (pacal o bosque primario semidenso), que se encuentran dentro del perímetro de la planta y los bosques secundarios producto de la actividad de colonos previos al PC.

Con respecto al último registro del 2014, el valor total de la planta muestra un incremento de 3.6 ha, lo que equivale a un aumento de menos del 2 % de aquella medición. Este porcentaje está dentro del margen de variación de medición por las distintas interpretaciones y/o calidades de las imágenes satelitales. Se pueden destacar diferencias claras en algunos sectores, que en algunos casos marcan la revegetación del bosque y en otros desbosques puntuales nuevos (Figura 10 y Figura 11).

En la zona norte de la planta se ha desboscado para ampliar los sectores que en parte corresponden a las áreas de reciclado y manejo de residuos (sector 1 de la Figura 10). En el sector 2 también hubo un pequeño desbosque nuevo para construir dormitorios.

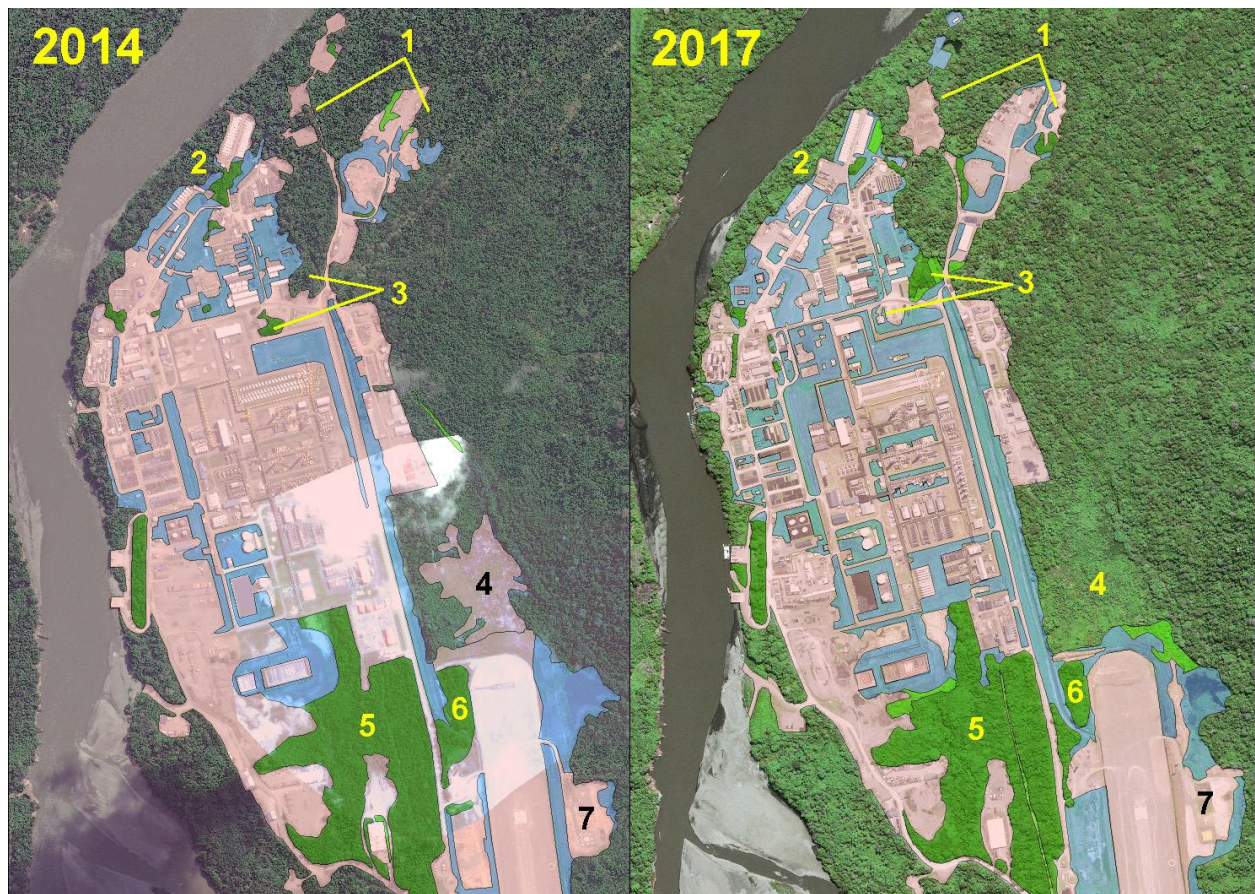
En los sectores 3 de la Figura 10, se han generado dos cambios. Por un lado (debido al uso de nuevos sectores) se ha considerado como parche interno a la planta, un área que en el 2014 era considerada área fuera de la planta. El otro, es el desbosque de un parche interno existente en el 2014.

En la parte norte de la planta y del campamento no se observan otras variaciones significativas, ya que solo hay cambios en las áreas sin vegetación y/o edificado y con herbáceas; cambios que responden a usos muy temporales.

El sector 4, área que se usó para el campamento temporal en la sismicidad del 2014, se observa revegetado por completo. Este sector (de aproximadamente 4 ha) está en parte cubierto por pacales (la misma unidad de paisaje presente previo a la construcción), no se observan árboles en esa zona.

El parche más grande de bosque presente en toda la planta (sector 5 en la Figura 10) se encuentra en estado muy similar al del 2014; mientras que otro parche menor (sector 6) se presenta fragmentado en dos en el año 2017. El sector del helipuerto para uso de la empresa TGP (sector 7) ha sido incrementado con nuevos desbosques con respecto al año 2014.

Figura 10: Variación de la huella paisajística en la mitad norte de Malvinas entre el 2014 y 2017.



Nota: En color rosado las zonas edificadas y/o sin vegetación; en color celeste con herbáceas y en color verde claro y oscuro las áreas con vegetación arbustiva y parches de bosque, respectivamente. Sector 1: ampliación de áreas de reciclado y manejo de residuos; Sector 2: ampliación de áreas de dormitorios; Sector 3: ampliación de la planta; Sector 4: área de campamento temporal de la sismica del 2014 se observa revegetado; Sector 5: parche o bosque interno sin mayores cambios; Sector 6: bosque interno se observa dividido en dos; Sector 7: ampliación en área de helipuerto operado por la empresa TGP.

La zona sur de Malvinas corresponde principalmente a las áreas de la pista de aterrizaje y el helipuerto (Figura 11). Los cambios más significativos con respecto al mapeo anterior se clasifican en 4 sectores.

En la Figura 11, en el sector 1 se ha desboscado cerca de 0.30 ha cercanas a la sala de espera y estacionamiento del helipuerto. En el sector 2 un parche de bosque (aunque era principalmente de bosque secundario y pacal) se encuentra reducido y fragmentado con respecto al 2014. En el sector 3, el área de acopio y manejo de carga del helipuerto se presenta más revegetado que en las imágenes del 2014. Lo mismo ocurre en la parte sur de la pista de aterrizaje (en el área de aproximación de la pista), donde la revegetación es de un bosque secundario similar al circundante (sector 4), por lo que no es posible considerarlo como huella paisajística.

El resultado final de estos y otros cambios menores entre las dos últimas fechas, no solo está representado por las 3.6 ha medidas para el 2017, sino por una disminución de los parches internos de bosque en 2.7 ha. Si bien entre estas dos fechas la variación de suelo desnudo/edificado es importante (casi 20 ha menos) ese dato no es relevante, porque depende del uso del suelo en cada momento. Cuando se considera la suma de suelo sin vegetación más las zonas con vegetación herbácea, esa variación es mucho menor (solo de 3 ha).

Figura 11: Variación de la huella paisajística en la mitad sur de Malvinas (pista de aterrizaje y helipuerto) entre el 2014 y 2017



*Nota: En color **rosado** las zonas edificadas y/o sin vegetación; en color **celeste** con herbáceas y en color **verde claro** y **oscuro** las áreas con vegetación arbustiva y parches de bosque, respectivamente. Sector 1: ampliación de sala de espera y estacionamiento de helipuerto; Sector 2: bosque secundario reducido; Sector 3: área de acopio y manejo de carga del helipuerto se observa más revegetado; Sector 4: área de aproximación de la pista de aterrizaje se observa con bosque secundario.*

3.2.1 Análisis temporal: Secuencia 2002-2017

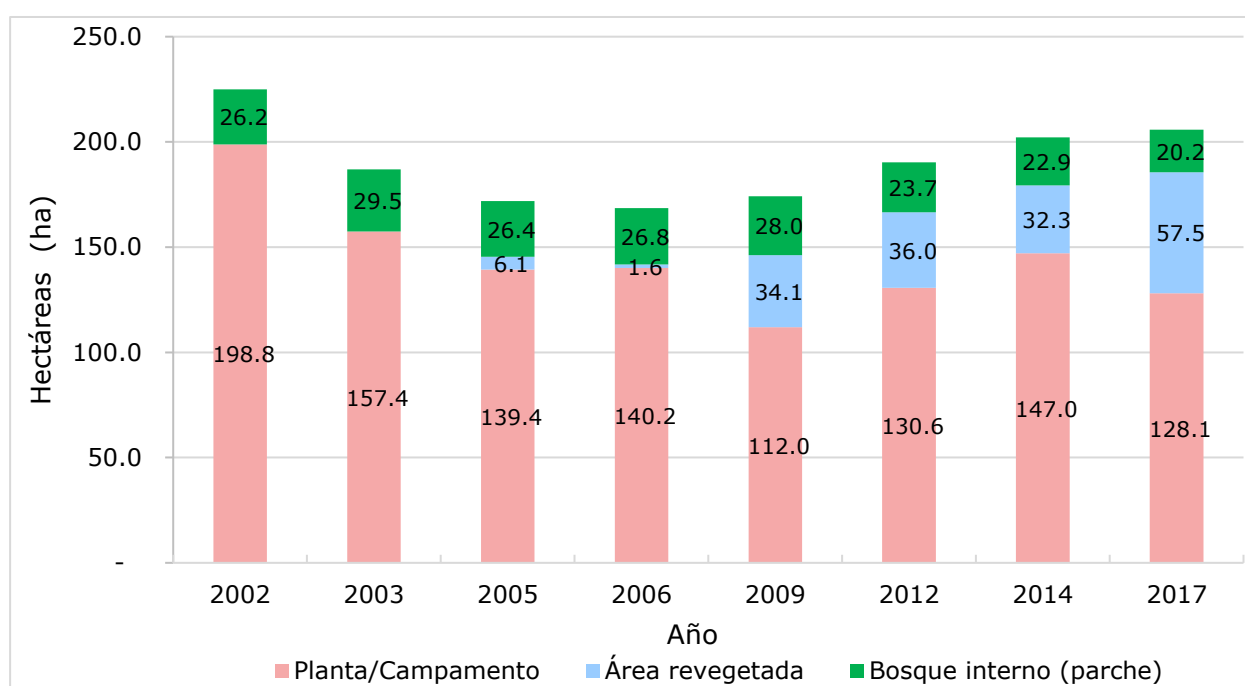
En la siguiente tabla y figura se muestran los cambios de la Planta de Gas Malvinas (incluidos campamentos, aeródromo, etc.) desde su construcción en el 2002 hasta el 2017, según el estado de la revegetación de cada sector. En ellos, se observa la disminución constante que se produjo en los primeros años posteriores a la construcción (hasta el mapeo del 2006) y la inversión de este proceso desde esa fecha a la actualidad.

En el segundo período de aumento de la huella de la planta, su velocidad de crecimiento ha sido también a velocidades constantes, entre 2009 y 2014, momento en que prácticamente se ha detenido (período 2014-2017).

La variación de los parches de bosque que quedan dentro de la planta, parece más aleatoria en el tiempo cuando se contrastan los valores globales de la clase a lo largo de los años, aunque en realidad lo que ha estado ocurriendo es una disminución permanente de los parches originales (del 2002 o 2003). La aparente aleatoriedad es debido a la dinámica de crecimiento. En los momentos de mayor crecimiento de la planta, esta lo hizo incorporando o generando parches nuevos (como el del sector 3 de la Figura 10). Cuando un parche es desboscado dentro de la planta para construir alguna instalación, en caso esta se abandone se revegeta con herbáceas o arbustivas.

Tabla 5: Variación de las áreas intervenidas (ha) por el subproyecto Planta Malvinas entre 2002 – 2017

Detalle	Áreas intervenidas (ha)							
	2002	2003	2005	2006	2009	2012	2014	2017
Planta / campamento base	198.82	157.40	139.42	140.15	112.01	130.64	147.04	128.13
Bosque interno (parche)	26.22	29.49	26.38	26.82	27.99	23.68	22.92	20.22
Área revegetada (herbáceas y arbustivas)			6.07	1.64	34.15	35.99	32.26	57.46
TOTAL	225.04	186.90	171.87	168.61	174.15	190.32	202.22	205.81

Figura 12: Variación anual de las áreas intervenidas por el subproyecto Planta Malvinas entre 2002 y 2017.

4. DISCUSIONES

Como se determinó en el monitoreo anterior del Flowline Malvinas-Cashiriari 3 (con imágenes del 2014; Trucco *et al.*, Eds. 2015), éste es el subproyecto que mejor ha evolucionado en el cierre de la huella (más rápidamente) de todo el PC. Más aun teniendo en cuenta que del total de 10.31 ha de la huella de áreas recuperables, 4.89 ha son de bosque secundario y que esta situación es previa a la desaparición de la huella en esos sitios. En este caso se puede comparar con el Flowline Malvinas-San Martín 3 que a los 8 años de finalizada la obra, presentaba una densidad de huella de 0.46 ha por km de ducto.

5. CONCLUSIONES

- Se realizó el mapeo y caracterización de los subproyectos Flowline Malvinas-Cashiriari 3 y Planta de Gas Malvinas a partir del mapeo de la huella paisajística remanente con imágenes satelitales del año 2017.

- El Flowline Malvinas-Cashiriari 3, con 44.8 km de longitud y dos plataformas de producción Cashiriari 1 y 3, cuenta para el 2017 con una huella total de 28.78 ha, (una reducción del 75 % respecto al 2010), donde la mayor cantidad corresponde a áreas operativas.
- Las plataformas de producción Cashiriari 1 y 3 suman 14.72 ha (80 %) de un total de superficie operativa de 18.47 ha. El resto de sectores operativos lo completan la plataforma abandonada Cashiriari 2 y los 4 helipuertos sobre el flowline que se mantienen en forma semipermanente.
- La plataforma Cashiriari 1 disminuyó su superficie entre 2014 y 2017, mientras que la plataforma Cashiriari 3 experimentó un leve incremento. La variación más importante se produjo en la fosa de quema, que actualmente se presenta ampliada y casi en su totalidad sin cobertura vegetal.
- Las superficies recuperables suman 10.31 ha (35.84 % de la huella del subproyecto) y casi la mitad (4.89 ha) se encuentra con bosque secundario.
- Se identificaron 4 áreas de campamentos a lo largo de la flowline (excluyendo los presentes en las plataformas) que suman 1.43 ha. Tres están vinculados a helipuertos semipermanentes y uno a obras de control de erosión y revegetación. La superficie promedio de los campamentos es de 0.36 ha, siendo el del kp-19 el mayor de todos (0.67 ha).
- La huella del DdV propiamente dicho suma un total de 7.61 ha y el 64 % presenta bosque secundario con dosel de alturas similares al bosque circundante.
- Se ha detectado una nueva cicatriz de deslizamiento relacionada al flowline (en la progresiva kp-40+600). Esta comprende 0.93 ha y se presenta en las imágenes del 2017 sin vegetación y aún sin obras de contención.
- Las áreas operativas, a diferencia de años anteriores, representan la mayor proporción en la huella total del subproyecto. El 64 % (18.47 ha) del total son áreas operativas y solo queda un 36 % (10.31 ha) de sectores recuperables.
- La suma de áreas operativas sin vegetación o con herbáceas es de 11 ha, lo que representa el valor final en el que se estabilizarían las mismas para este subproyecto (condición final para la operatividad de dichos sectores).
- La determinación de la densidad de huella mapeada de las áreas recuperables dio un valor de 0.23 ha por km lineal del flowline, esto representa la densidad más baja medida en todos los subproyectos de flowline para fechas equivalentes (7 o 8 años desde el fin de obra).
- Existe 13.47 km de flowline con huella distinguible sobre los 44.8 km totales, esto significa que paisajísticamente el cierre ya se ha completado totalmente en 70 % del flowline.
- Prácticamente la totalidad de las huellas mapeadas se concentran en dos tramos: entre las progresivas Kp-6 y Kp-11 y entre las progresivas Kp-38 y Kp-44. En este último tramo, se encontraron las densidades más elevadas (3.18 ha/km).
- Las áreas operativas han estado reduciéndose, de forma muy lenta, desde el 2010 al 2017; mientras las recuperables (DdV) lo han hecho de manera muy rápida, representando la décima parte de la del 2010.
- La reducción de las áreas recuperables entre 2014 y 2017 implicó una velocidad de cierre del 22 % anual, registrando una velocidad aún mayor que en el período 2010-2014 (que fue del 17 % anual).

- Para el subproyecto Planta de Gas Malvinas se calculó, a través de las imágenes satelitales del 2017, una superficie total de 205.81 ha. Este valor implica un aumento superficial de 3.59 ha (2 %) con respecto al último medido en el 2014.
- Los cambios más visibles con respecto al mapeo anterior se dieron en el aumento de la zona de acopio y reciclado de residuos, y en la desaparición de la huella del campamento para la sísmica del año 2014.
- Los parches o bosques internos en Malvinas han disminuido debido a obras menores dentro de las instalaciones, aun teniendo en cuenta que, al expandirse la planta incorpora parches nuevos.
- La huella de la planta y el campamento tuvo un aumento constante entre los años 2009 y 2014, y prácticamente se ha detenido en el período 2014 al 2017.
- No se ha registrado actividad de terceros (huella a nivel de paisaje) en ninguno de los subproyectos analizados.



Capítulo 3: Monitoreo de Biota Terrestre: VEGETACIÓN

1. INTRODUCCIÓN

El objetivo principal del presente estudio fue evaluar la regeneración del derecho de vía de la línea de conducción de gas o flowline que va desde las locaciones Pagoreni A y Pagoreni B hasta la Planta de Gas Malvinas (en adelante Flowline Pagoreni), en dos tipos de unidades de vegetación: Bosque Amazónico Primario Denso (BAPD), desde la estación Agua Negra; y Pacal de Bosque Amazónico (PBA), desde la estación Meronkiari. En este informe se presentan los datos de la recuperación del bosque obtenidos a los 3, 5 y 10 años posteriores a la construcción del flowline (2011, 2014 y 2018 respectivamente). Los objetivos específicos fueron:

- Determinar el estado de la regeneración y sucesión del bosque después de 10 años de actividades de revegetación en el derecho de vía del Flowline Malvinas - Pagoreni B.
- Comparar el estado de regeneración en el 2018 con respecto al 2014 y 2011.

La construcción del Flowline Pagoreni se inició en el 2006 y finalizó entre julio y agosto del 2008. Posteriormente, en el área del derecho de vía (DdV) donde se produjo la deforestación (aproximadamente en un ancho de 25 m), se implementaron tareas de revegetación, utilizando principalmente especies de primera sucesión (Soave *et al.*, 2009).

En el presente estudio se responde a las siguientes preguntas:

1. ¿Cuál es la diferencia, a través de los años de muestreo, de la riqueza de especies, tanto en el DdV como en el área de efecto de borde con respecto al área blanco del Bosque Amazónico Primario Denso y el Pacal de Bosque Amazónico?
2. ¿Cuáles son las diferencias en la estructura y la composición florística de árboles delgados (< a 10 cm de DAP) y más gruesos (> de 10 cm) después de 10 años de recuperación en el DdV y en el área del efecto de borde con respecto al área blanco en ambas unidades de vegetación (BAPD y PBA)?
3. ¿Cuál es la similitud, en composición, de árboles grandes después de 10 años de sucesión en el DdV y el área de efecto de borde comparadas con las áreas blanco en ambas unidades de vegetación (BAPD y PBA)?
4. ¿Hay presencia de "kudzu tropical" *Pueraria phaseoloides* (Fabaceae), después de 10 años de recuperación, en el Bosque Amazónico Primario Denso y Pacal de Bosque Amazónico?

Además de la reforestación con especies de primera sucesión en las áreas impactadas, la regeneración natural constituye un proceso de gran importancia para la renovación y continuidad de las especies. El proceso de regeneración natural actúa principalmente a través de la producción, dispersión, germinación de semillas y de plántulas (Muller-Landau *et al.*, 2008; Wang & Smilth, 2002).

Posterior a las acciones de revegetación (finales del 2008) se han producido procesos de regeneración natural gracias a la dispersión de semillas por el viento, de especies localizadas cerca al DdV, además de la dispersión por aves o mamíferos voladores (murciélagos principalmente de la familia Phyllostomidae).

1.2 ANTECEDENTES DE LA REVEGETACIÓN

Según el informe realizado por el PMB en el 2009 la actividad de revegetación se realizó entre julio y agosto del 2008 a lo largo del flowline. Las especies utilizadas fueron principalmente: "topa" o "paroto" *Ochroma pyramidale* (Malvaceae), "bolaina" o "sishiriki" *Guazuma ulmifolia* (Malvaceae), "pashaco", "pashiroki" o "atadijo" *Trema micrantha* (Cannabaceae), "amasisa" o "tairi" *Erythrina poeppigiana* (Fabaceae), "Sangre de grado" *Croton lechleri*

(Euphorbiaceae), "catahua" *Hura crepitans* (Euphorbiaceae). Estas especies fueron propagadas en viveros instalados en las cercanías a los campamentos temporales ubicados a lo largo del flowline durante su construcción. La plantación en áreas con fuerte pendiente se realizó con un distanciamiento de 2 x 2 m, con el sistema tres bolillos, un método consiste en realizar las plantaciones en forma de triángulos (Figura 13). En áreas sin pendiente, la plantación se realizó con un distanciamiento de 3 x 3 m, en línea recta. Como parte de la revegetación en el ducto, también se realizó la siembra directa con semillas de "topa" y "bolaina" (aproximadamente 800 gr. por cada 1000 m²). En algunos sectores se sembró "pashaco" en pequeños hoyos mediante el método de golpe, donde se colocaron 2 semillas (Soave *et al.*, 2009).

Figura 13: Plantación en las áreas deforestadas mediante el sistema tres bolillos



Fuente: Pluspetrol 2008.

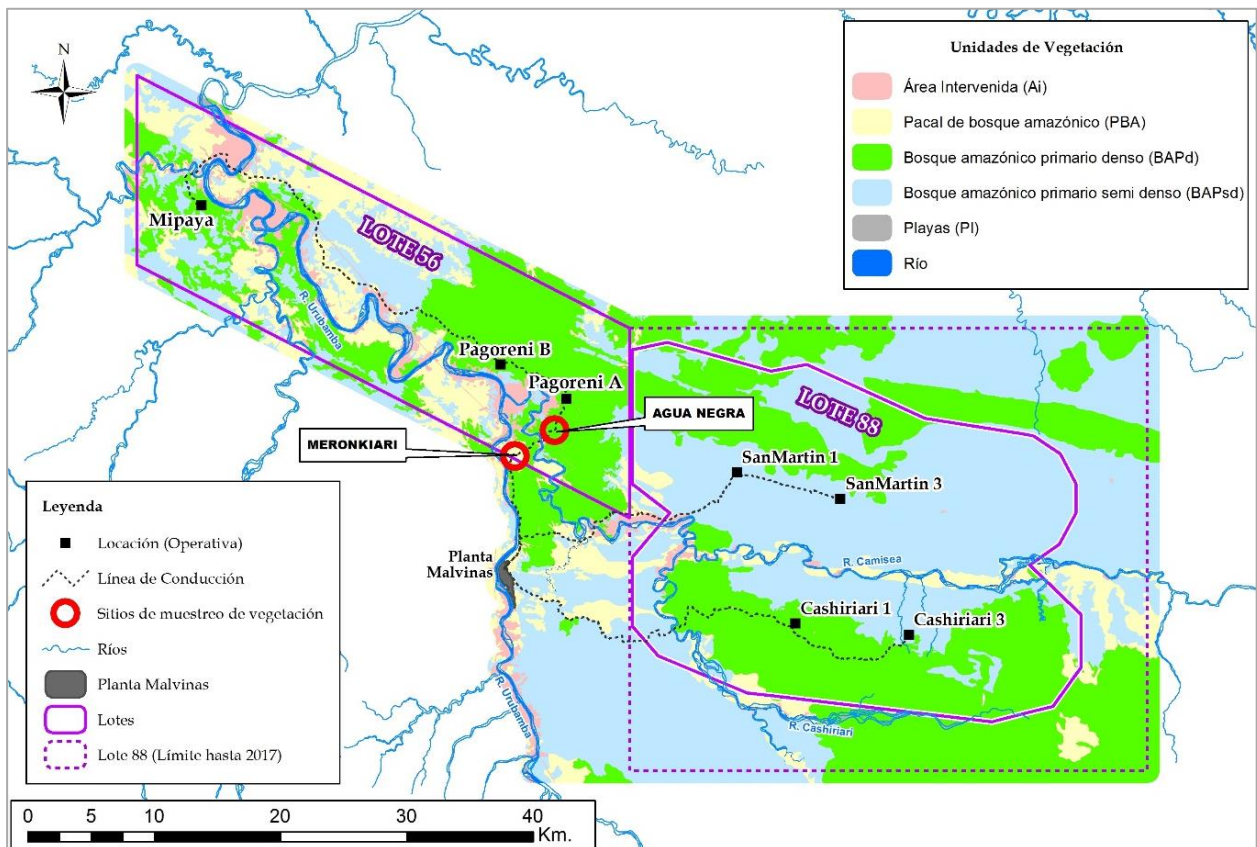
2. METODOLOGÍA

2.1 SITIOS DE MUESTREO

El estudio se realizó en dos estaciones de monitoreo ubicadas sobre el Flowline Pagoreni: Agua Negra y Meronkiari (Figura 14).

El flowline atraviesa principalmente dos tipos de bosque generalmente sin intervención antrópica, Bosque Amazónico Primario Denso y Pacal de Bosque Amazónico. Estos bosques conservan gran parte de especies originales del dosel superior; sin embargo, hubo un aprovechamiento selectivo de especies de valor comercial por parte de las comunidades nativas ubicadas en las cercanías, previo al inicio del Proyecto Camisea (PC). En algunos tramos del ducto, se pueden observar parches de Bosque Secundario de origen antrópico, originados en la explotación forestal selectiva o la restauración de chacras por parte de las comunidades nativas. Asimismo, en lo largo del flowline se observa el parche generado por la restauración del flowline ejecutado en el 2008.

Figura 14: Mapa de ubicación de los dos sitios de muestreo



2.2 METODOLOGÍA DEL MUESTREO

El trabajo de campo se realizó durante el mes de octubre del 2018, a inicios de la época húmeda. Los resultados de esta evaluación fueron comparados con los resultados obtenidos en el 2011, a inicios de la época seca (junio), y en el 2014, al finalizar la época húmeda (abril).

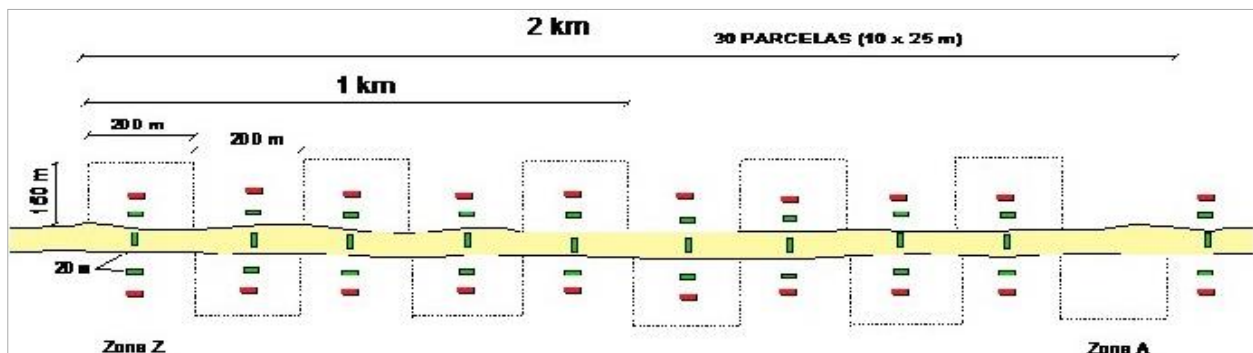
La información de campo se recopiló del 23 de octubre al 04 de noviembre del 2018, mediante la evaluación de parcelas y sub-parcelas anidadas, propuestas por Mendoza (2014). Además, se evaluaron parcelas que sirvieron como control que fueron ubicadas a más de 50 m del borde del DdV, donde no alcanzó el efecto de borde por la construcción del ducto. Según Mendoza (2014), el efecto de borde alcanza 30 m a ambos lados del DdV.

Se establecieron 10 transectos perpendiculares al DdV separados por 100 m (Figura 15).

El inicio de evaluación pudo realizarse en la "zona A", como en el caso de en Agua Negra, o en la "zona Z", como fue en Meronkiari.

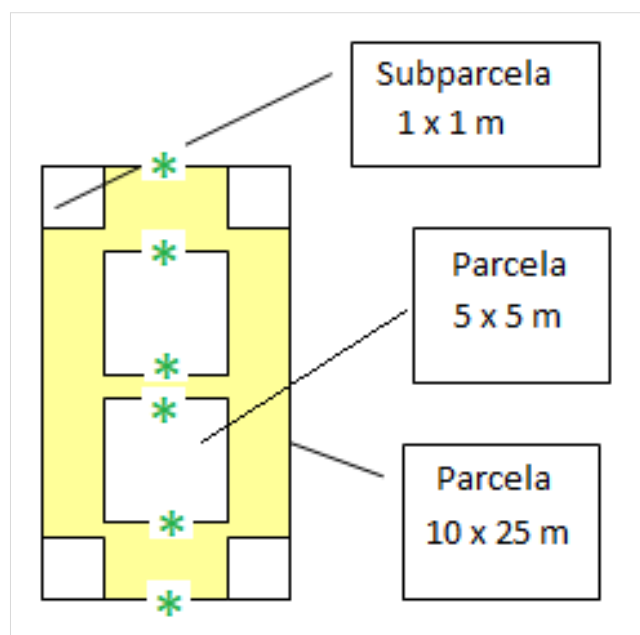
En cada transecto se evaluaron 5 parcelas de 25 x 10 m (Figura 16) en los siguientes sitios referente al DdV:

- En el DdV (en el área de color amarillo).
- En el área del efecto de borde en el tratamiento derecho del DdV (ED).
- En el área del efecto de borde en el tratamiento izquierdo del DdV (EI).
- En el área control al tratamiento derecho de DdV (BD).
- En el área control al tratamiento izquierdo del DdV (BI).

Figura 15: Distribución de las parcelas en el muestreo lineal

Nota: Área de recuperación (parcelas de color verde ortogonal al DdV), zona de efecto de borde a ambos tratamientos del DdV (parcelas de color verde paralelas al DdV) y zonas de control o blanco a ambos tratamientos del DdV (parcelas de color rojo paralelas al DdV).

Dentro de cada parcela mayor se delimitaron dos tipos de subparcelas: uno de 5 x 5 m (25 m²), en donde se midieron todos los renovables arbóreos y pequeños árboles con DAP (diámetro a la altura del pecho) medible de 1 hasta los 9,9 cm; y 4 subparcelas de 1 x 1 m (1 m²), ubicadas en los ángulos de la parcela mayor, donde se evaluaron: helechos, gramíneas, arbustos, otras hierbas (como grupos funcionales) y los renovables menores que no cuentan todavía DAP (Figura 16).

Figura 16: Diseño tipo de parcelas y subparcelas para la Evaluación de Flora

*Nota: (*) punto de medición de luxómetro*

Se tomaron 5 medidas de la intensidad de luz en cada una de las parcelas evaluadas. Una medida se tomó al inicio de la parcela mayor, la segunda al inicio de la primera parcela de 5x5 m, la tercera al finalizar la primera parcela de 5x5 m, la cuarta al inicio de la segunda parcela de 5x5 m, y la quinta al finalizar la parcela mayor. El Luxómetro usado fue el modelo TM-201L, cuyo sensor utiliza un Foto Diodo y filtro para corrección de color.

En la Figura 17 y la Figura 18 se presentan las parcelas distribuidas en Agua Negra y Meronkiari, respectivamente.

Figura 17: Parcelas evaluadas en el presente estudio en Agua Negra

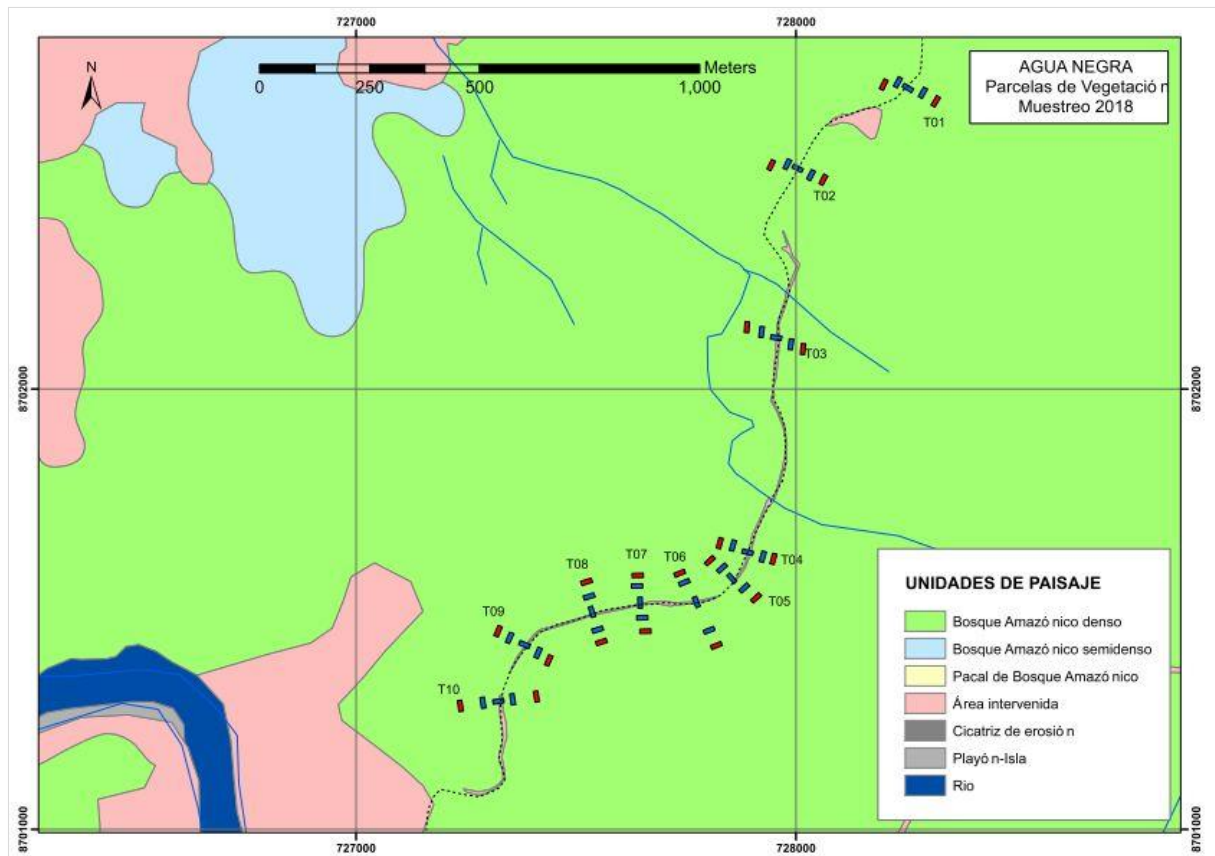
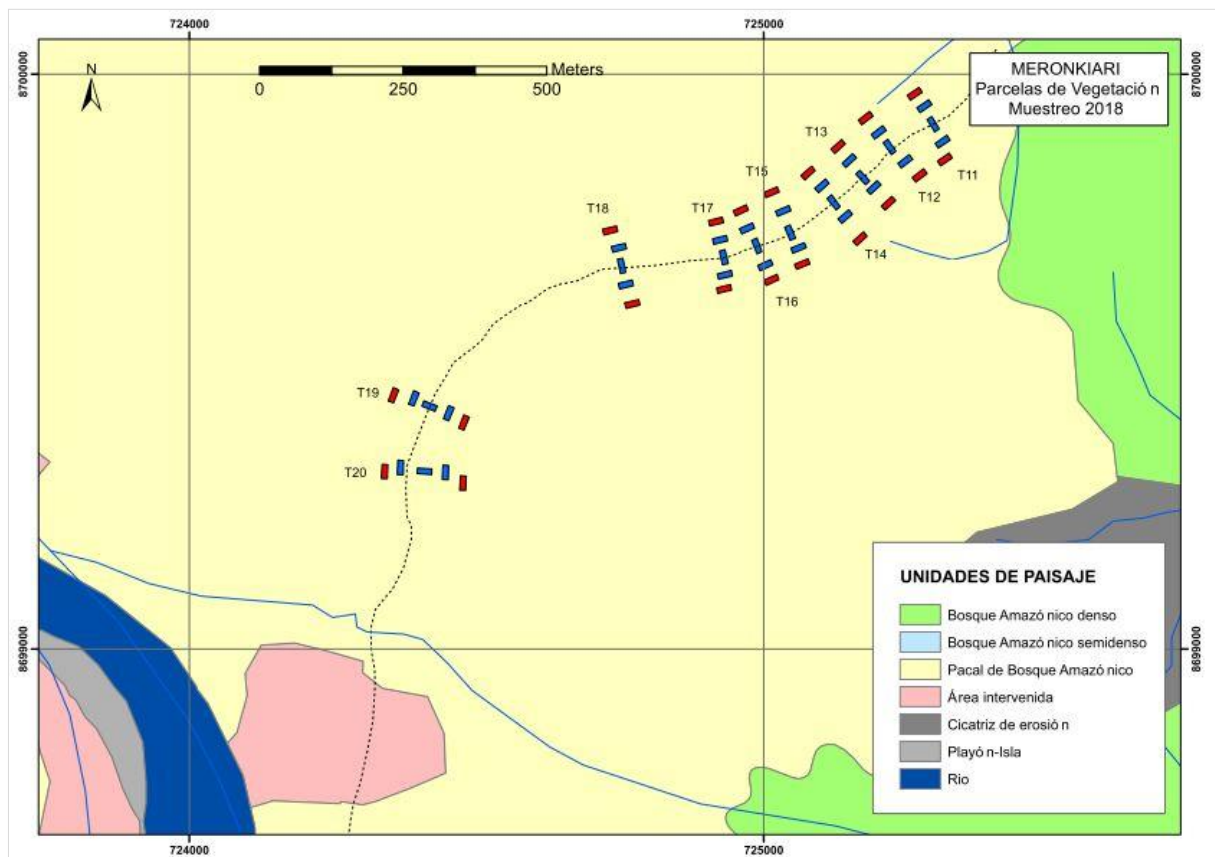


Figura 18: Parcelas evaluadas en el presente estudio en Meronkiari



2.3 ESFUERZO DE MUESTREO

En Agua Negra se evaluaron 10 parcelas de 10 x 25 m (0.25 ha) en el área del DdV, así como 10 parcelas a ambos lados del flowline en el área afectada por el efecto de borde. El esfuerzo fue muy similar a la evaluación del 2011, que fue reevaluada en el 2014. Adicionalmente, en el 2018 se evaluaron 10 parcelas a ambos tratamientos del DdV en el área blanco (control), fuera de área del efecto de borde, con un distanciamiento de más 50 m del borde del DdV.

En estas parcelas se evaluaron los árboles mayores de 10 cm de DAP. Para los árboles menores de 10 cm de DAP, en cada zona de muestreo se evaluó 500 m² (0.05 ha) y para los componentes del sotobosque: hierbas, arbustos y renuevos, se muestrearon 40 m² (0.004 ha) (Tabla 6).

Tabla 6: Esfuerzo de muestreo en Agua Negra

Localidad	Áreas de muestreo	Parcelas de 10x25 m (250 m ²)	Subparcelas de 5x5 m (25 m ²)	Subparcela de 1x1 m (1 m ²)
Agua Negra 2018	DdV	10(250 m ²)=2500 m ² (0.25 ha)	10(2 x 25 m ²)=500 m ² (0.05 ha)	10(4 x 1 m ²)=40 m ² (0.004 ha)
	Efecto de borde tratamiento derecho (ED)	10(250 m ²)=2500 m ² (0.25 ha)	10(2 x 25 m ²)=500 m ² (0.05 ha)	10(4 x 1 m ²)=40 m ² (0.004 ha)
	Efecto de borde tratamiento izquierdo (EI)	10(250 m ²)=2500 m ² (0.25 ha)	10(2 x 25 m ²)=500 m ² (0.05 ha)	10(4 x 1 m ²)=40 m ² (0.004 ha)
	Blanco tratamiento derecho (BD)	10(250 m ²)=2500 m ² (0.25 ha)	10(2 x 25 m ²)=500 m ² (0.05 ha)	10(4 x 1 m ²)=40 m ² (0.004 ha)
	Blanco tratamiento izquierdo (BD)	10(250 m ²)=2500 m ² (0.25 ha)	10(2 x 25 m ²)=500 m ² (0.05 ha)	10(4 x 1 m ²)=40 m ² (0.004 ha)
Agua Negra 2014	DdV	10(250 m ²)=2500 m ² (0.25 ha)	10(2 x 25 m ²)=500 m ² (0.05 ha)	10(4 x 1 m ²)=40 m ² (0.004 ha)
	Efecto de borde tratamiento derecho (ED)	10(250 m ²)=2500 m ² (0.25 ha)	10(2 x 25 m ²)=500 m ² (0.05 ha)	10(4 x 1 m ²)=40 m ² (0.004 ha)
	Efecto de borde tratamiento izquierdo (EI)	10(250 m ²)=2500 m ² (0.25 ha)	10(2 x 25 m ²)=500 m ² (0.05 ha)	10(4 x 1 m ²)=40 m ² (0.004 ha)
Agua Negra 2011	DdV	10(250 m ²)=2500 m ² (0.25 ha)	10(2 x 25 m ²)=500 m ² (0.05 ha)	10(4 x 1 m ²)=40 m ² (0.004 ha)
	Efecto de borde tratamiento derecho (ED)	10(250 m ²)=2500 m ² (0.25 ha)	10(2 x 25 m ²)=500 m ² (0.05 ha)	10(4 x 1 m ²)=40 m ² (0.004 ha)
	Efecto de borde tratamiento izquierdo (EI)	10(250 m ²)=2500 m ² (0.25 ha)	10(2 x 25 m ²)=500 m ² (0.05 ha)	10(4 x 1 m ²)=40 m ² (0.004 ha)

Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

En Meronkiari se evaluaron 10 parcelas de 10 x 25 m (0.25 ha) en el área del DdV, así como 10 parcelas a ambos tratamientos del área del efecto de borde. Adicionalmente, en el 2018 se evaluaron 10 parcelas a ambos tratamientos del DdV en el área blanco o control. El esfuerzo no fue similar a las evaluaciones del 2011 y 2014, donde se evaluaron solamente 9 parcelas para árboles mayores de 10 cm de DAP con sus respectivas subparcelas (Tabla 7).

Tabla 7: Esfuerzo de muestreo en Meronkiari

Localidad	Áreas de muestreo	Parcelas de 10x25 m (250 m ²)	Subparcelas de 5x5 m (25 m ²)	Subparcela de 1x1 m (1 m ²)
Merunkiari 2018	DdV	10(250 m ²)=2500 m ² (0.25 ha)	10(2 x 25 m ²)=500 m ² (0.05 ha)	10(4 x 1 m ²)=40 m ² (0.004 ha)
	Efecto tratamiento derecho (ED)	10(250 m ²)=2500 m ² (0.25 ha)	10(2 x 25 m ²)=500 m ² (0.05 ha)	10(4 x 1 m ²)=40 m ² (0.004 ha)
	Efecto tratamiento izquierdo (EI)	10(250 m ²)=2500 m ² (0.25 ha)	10(2 x 25 m ²)=500 m ² (0.05 ha)	10(4 x 1 m ²)=40 m ² (0.004 ha)
	Blanco tratamiento derecho (BD)	10(250 m ²)=2500 m ² (0.25 ha)	10(2 x 25 m ²)=500 m ² (0.05 ha)	10(4 x 1 m ²)=40 m ² (0.004 ha)
	Blanco tratamiento izquierdo (BI)	10(250 m ²)=2500 m ² (0.25 ha)	10(2 x 25 m ²)=500 m ² (0.05 ha)	10(4 x 1 m ²)=40 m ² (0.004 ha)
Merunkiari 2014	DdV	9(250 m ²)=2250 m ² (0.225 ha)	9(2 x 25 m ²)=450 m ² (0.045 ha)	9(4 x 1 m ²)=36 m ² (0.0036 ha)
	Efecto tratamiento derecho (ED)	9(250 m ²)=2250 m ² (0.225 ha)	9(2 x 25 m ²)=450 m ² (0.045 ha)	9(4 x 1 m ²)=36 m ² (0.0036 ha)
	Efecto tratamiento izquierdo (EI)	9(250 m ²)=2250 m ² (0.225 ha)	9(2 x 25 m ²)=450 m ² (0.045 ha)	9(4 x 1 m ²)=36 m ² (0.0036 ha)
Merunkiari 2011	DdV	9(250 m ²)=2250 m ² (0.225 ha)	9(2 x 25 m ²)=450 m ² (0.045 ha)	9(4 x 1 m ²)=36 m ² (0.0036 ha)
	Efecto tratamiento derecho (ED)	9(250 m ²)=2250 m ² (0.225 ha)	9(2 x 25 m ²)=450 m ² (0.045 ha)	9(4 x 1 m ²)=36 m ² (0.0036 ha)
	Efecto tratamiento izquierdo (EI)	9(250 m ²)=2250 m ² (0.225 ha)	9(2 x 25 m ²)=450 m ² (0.045 ha)	9(4 x 1 m ²)=36 m ² (0.0036 ha)

Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

2.4 ANÁLISIS DE DATOS

Se utilizó el programa PAST versión 3.22 (2018) para generar dendrogramas de similitud mediante el índice de Morisita, para los árboles mayores de 10 cm de DAP. Para los diferentes componentes del bosque: árboles gruesos (mayores de 10 cm de DAP) y delgados (entre 10 cm y 1 cm de DAP), se hallaron los gráficos de rango de índice logarítmico, conocido también como rango de abundancia, índice de Whittaker o palo quebrado; asimismo, para los arbustos y hierbas se elaboraron las mismas gráficas utilizando los datos de cobertura. Estas gráficas expresan de manera visual todos los componentes de la diversidad y dan una mejor idea de la importancia relativa de cada especie en relación al resto (Feinsinger, 2003); se compararon los resultados de los tres años de evaluación: considerando la riqueza de especies, DAP, altura, y cobertura para el caso de arbustos e hierbas.

Se compararon los resultados con los obtenidos en evaluaciones anteriores a 3 y 5 años de recuperación (2011 y 2014 respectivamente); ambas evaluaciones se realizaron con la misma metodología que se ha empleado en el presente estudio.

2.4.1 Imágenes satelitales

Se interpretaron imágenes satelitales Landsat del 2006, 2011 y 2017; estas imágenes se utilizaron por poseer la mejor resolución radiométrica disponible. Además, se emplearon imágenes Quickbird y Wordview2 de resolución 0.5 a 0.6 m, adquiridos por el PC. Estas imágenes se procesaron con la finalidad de comparar la recuperación de la cobertura vegetal, en las dos áreas de muestreo.

2.4.1.1 Agua Negra

El área evaluada en Agua Negra que corresponde al Bosque Amazónico Primario Denso, se encuentra en un área con topografía relativamente plana, con un suelo generalmente arcilloso y con una pendiente que varía de leve a moderada. Este bosque se encuentra localizado a la margen derecha del Río Camisea. La altitud del área muestreada varía de 401 m hasta 490 m. Algunos sectores tienen pendientes fuertes, principalmente en las zonas cercanas a las dos quebradas que atraviesan el sector muestreado, donde el desarrollo edáfico es muy limitado. En algunos tramos se llega a observar la roca madre, donde la regeneración del bosque es muy limitada.

De acuerdo a las imágenes satélite que se han tomado en años muy cercanos de los tres momentos de muestreo, se observa lo siguiente: i) en la imagen tomada en el 2006, el DdV se encuentra completamente desbrozado, sin ninguna cobertura vegetal (Figura 19); ii) en la imagen tomada en el 2011, se observa todavía la cicatriz dejada por la construcción del gasoducto; sin embargo, se observa el incremento de cobertura vegetal a ambos bordes del DdV (Figura 20); finalmente iii) en la imagen tomada en el 2017, ya no se observa la cicatriz del DdV, debido a que toda el área deforestada ya cuenta con cobertura vegetal (Figura 21).

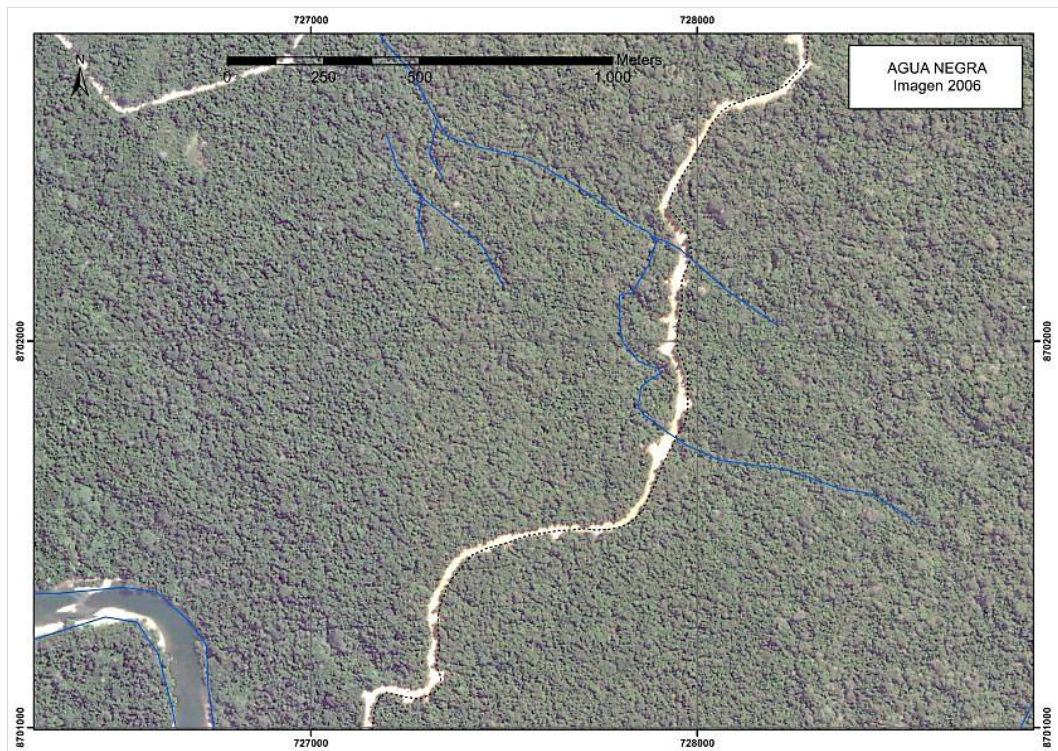
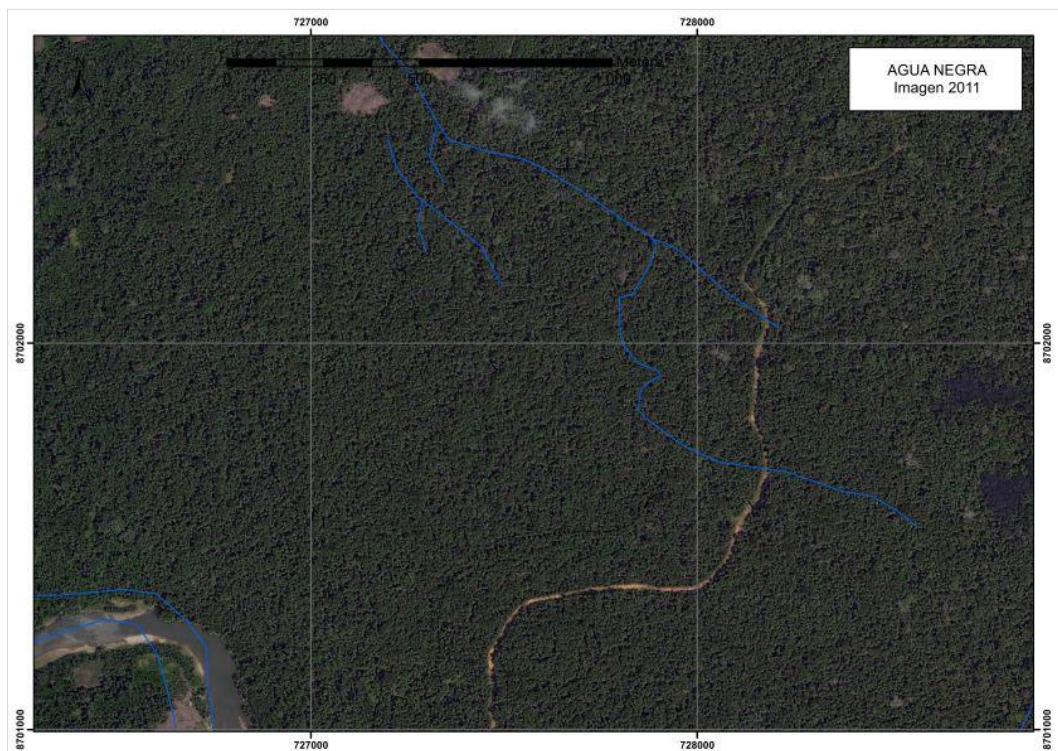
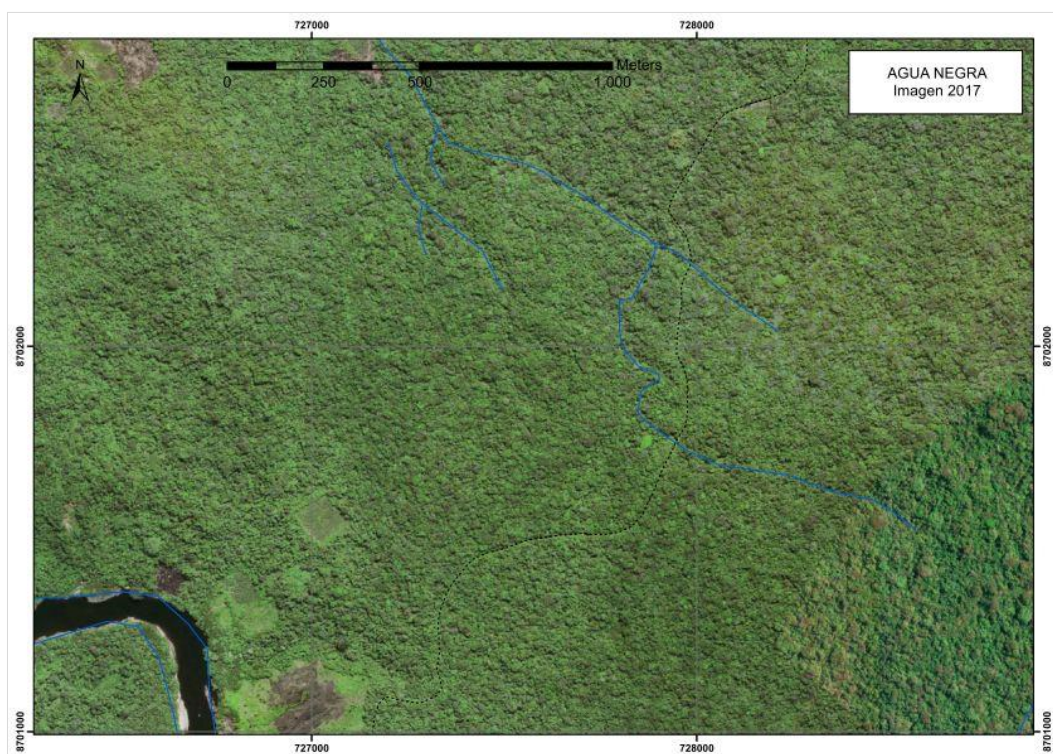
Figura 19: Imagen de satélite tomada en 2006 en Agua Negra**Figura 20: Imagen de satélite tomada en 2011 en Agua Negra**

Figura 21: Imagen de satélite tomada en 2017 en Agua Negra

2.4.1.2 Meronkiari

La zona evaluada corresponde al Pacal de Bosque Amazónico, caracterizado por la abundancia de *Guadua weberbaueri* "paca", donde llega a alcanzar entre 70 a 100 % de cobertura. Se encuentra en un área con topografía relativamente plana sobre una terraza. El suelo es generalmente pedregoso (canto rodado), el desarrollo edáfico es muy limitado, debido a la cobertura de "paca" hay escaso aporte de hojarasca por otras especies de flora. La pendiente varía de leve a moderada y presenta algunos sectores cortos con pendientes fuertes. El tramo muestreado no es atravesado por ninguna quebrada. Esta zona se encuentra localizada entre los Ríos Urubamba y Camisea. La altitud del área muestreada varía de 402 hasta 490 m de altitud.

De acuerdo a las imágenes satelitales que se han tomado en años muy cercanos de los tres momentos de muestreo, se observa lo siguiente: i) en la imagen tomada en el 2006, no se observa cobertura vegetal en el DdV (Figura 22); ii) en la imagen tomada en el 2011, se observa todavía la cicatriz en algunos sectores del DdV; sin embargo, en algunos sectores la cobertura de las plantas ya cubre DdV (Figura 23); finalmente iii) en la imagen tomada en el 2017, ya no se observa la cicatriz del DdV, debido a que toda el área deforestada ya cuenta con cobertura vegetal (Figura 24).

Figura 22: Imagen de satélite tomada en 2006 en Meronkiari

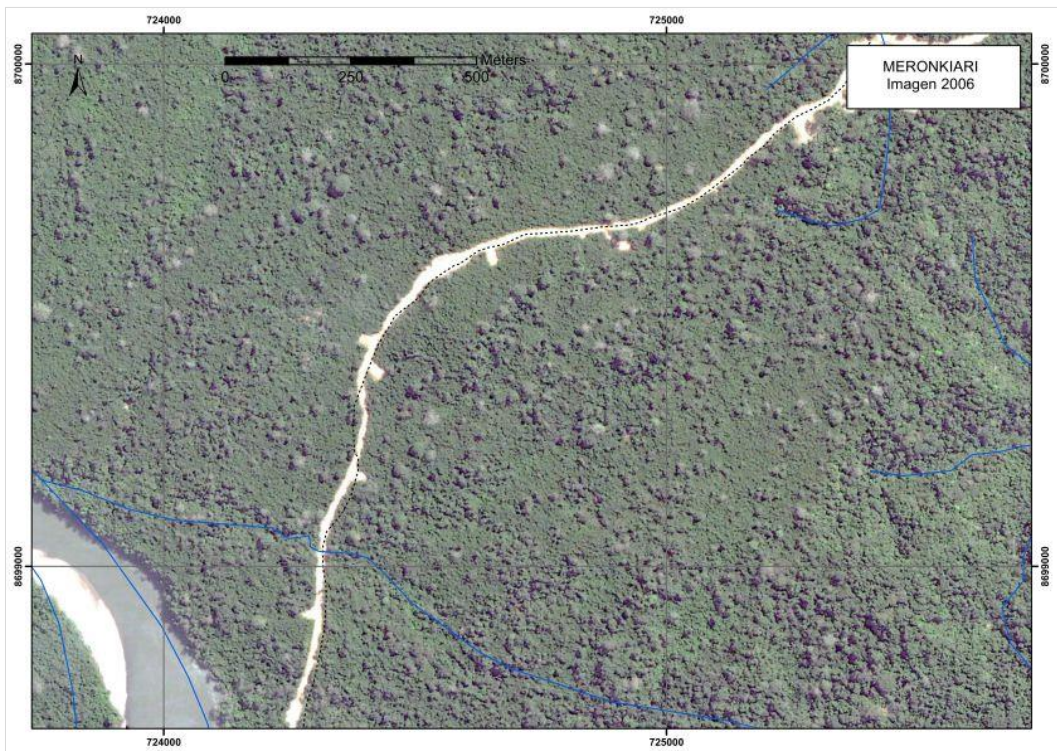


Figura 23: Imagen de satélite tomada en 2011 en Meronkiari

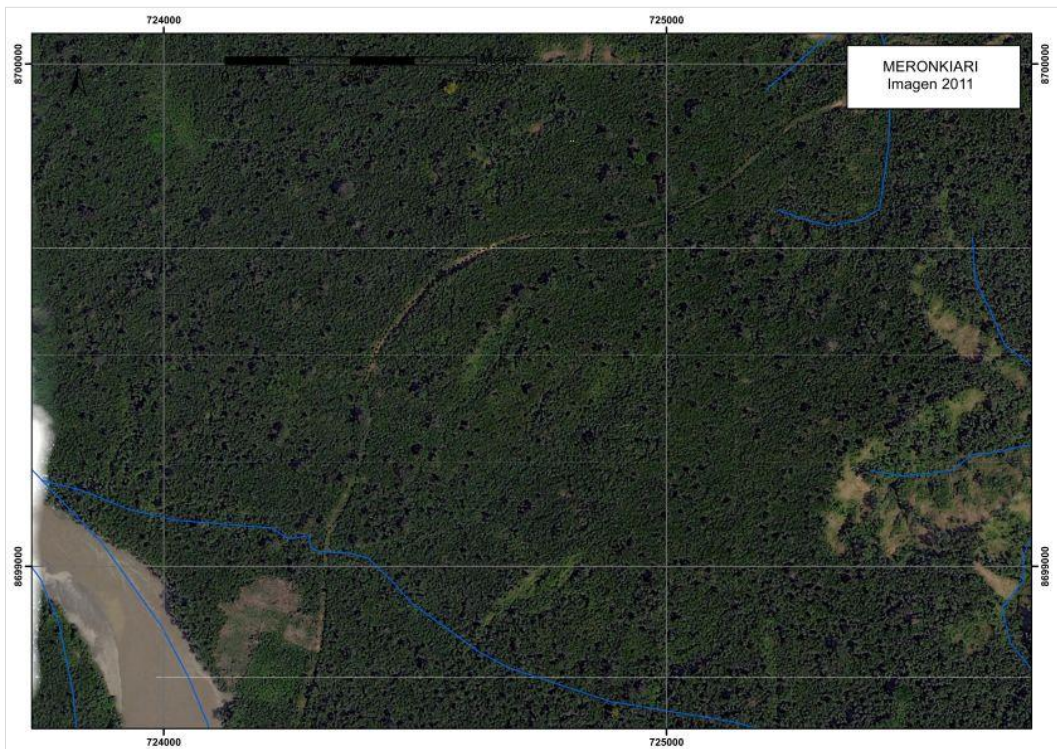
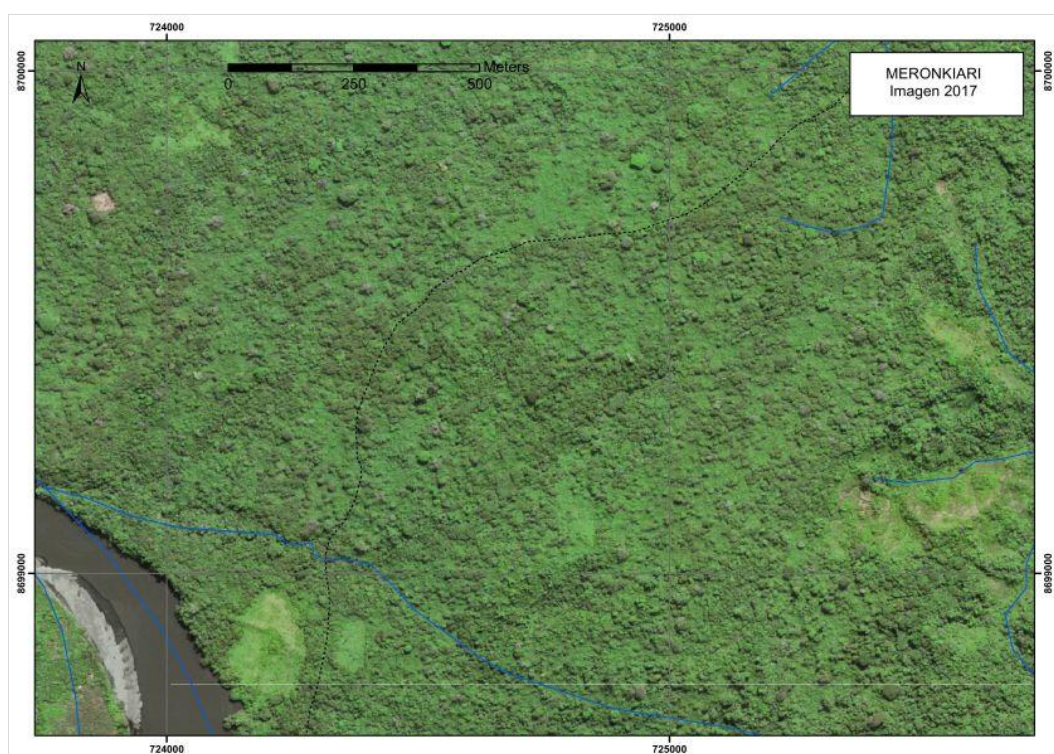


Figura 24: Imagen de satélite tomada el 2016 en Meronkiari

3. RESULTADOS

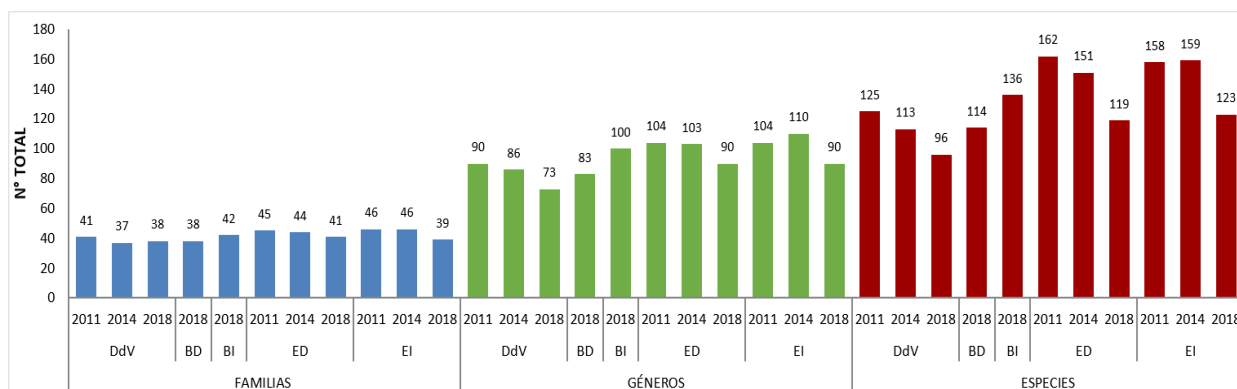
3.1 BOSQUE AMAZÓNICO PRIMARIO DENSO - AGUA NEGRA

3.1.1 Número de especies, géneros y familias en Agua Negra

El 2018 se registraron 255 especies que pertenecen a 157 géneros y 57 familias (Anexo 1: Lista de especies de plantas vasculares registradas en Agua Negra y en Meronkiari en los años 2011, 2014 y 2018). En el 2011, 289 especies, distribuidas en 157 géneros y 58 familia; y en el 2014, 289 especies, distribuidas en 167 géneros y 59 familias. En los tres años evaluados, se reportan un total de 561 especies de plantas vasculares, distribuidas en 244 géneros y 72 familias. La riqueza de especies en las tres evaluaciones varía, en la segunda evaluación (2014) se incrementó respecto a la primera (2011); sin embargo, al comparar los resultados de la segunda evaluación con la última (2018), la riqueza específica disminuye, esto probablemente ocurre por la desaparición de las especies pioneras de la primera sucesión (ver sección Abundancia).

El número de especies en el DdV fue mayor en el 2011 (125 especies), que en el 2014 (113 especies) y en el 2018 (96 especies). Después de 10 años la riqueza de especies se reduce en más de 23 %. Con respecto a la riqueza de géneros en el DdV, en el 2011 se registraron 90; en el 2014, 86; y en el 2018, 73 géneros, representando una reducción del 18 %. A nivel de familia en el DdV, en 2011 se registraron 41; en el 2014, 37; y en el 2018, 38 familias botánicas, siendo la reducción cerca de 7 % (Figura 25).

Figura 25: Número de especies, géneros y familias en Agua Negra en los años 2011, 2014 y 2018.



Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

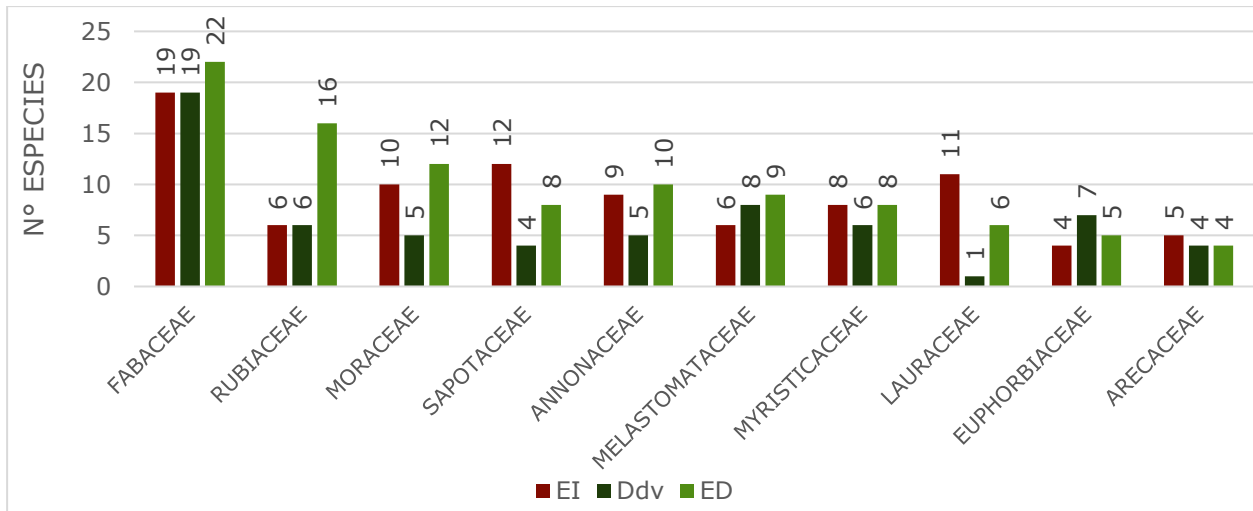
En el área de efecto de borde izquierdo en 2011 se registraron 158 especies; en 2014 se incrementó en una especie (159 especies); y en 2018, después de 10 años de recuperación, disminuyó alrededor de 20% (126 especies). En el tratamiento derecho, en la misma área en 2011 se registraron 162 especies; en 2014 disminuyó en 11 especies reportándose 151 especies. En 2018 descendió más de 26 % (119 especies). En la zona de efecto de borde en el tratamiento izquierdo en 2011 se registraron 104 géneros, en 2014 incrementó en 6 géneros (110 géneros) y en 2018 disminuyó 13% respecto a la primera evaluación (90 géneros). En el tratamiento derecho en 2011 se han reportado 104 géneros, en 2014 se redujo un género quedando 103 y en 2018 la reducción fue cerca del 13% (90 géneros). En el área del efecto de borde en el tratamiento izquierdo en 2011 se han registrado 46 familias, en 2014 se reportó la misma cantidad de familias, en 2018 se indican 39 familias, reduciéndose en un 15 % al primer muestreo. En el tratamiento derecho, en 2011 se reportaron 45 familias, en 2014 se redujo una familia quedando 44 y en 2018 se indican 41 familias, siendo la reducción apenas alrededor de 8 %.

En el área blanco se han registrado en el tratamiento izquierdo 136 especies y en el tratamiento derecho 114 especies. El número de géneros en el tratamiento izquierdo fue 100 y en el derecho 83 géneros. Para el área blanco se reportan en el tratamiento izquierdo 42 familias y en el tratamiento derecho 38 familias.

3.1.2 Riqueza específica por familias y géneros en Agua Negra

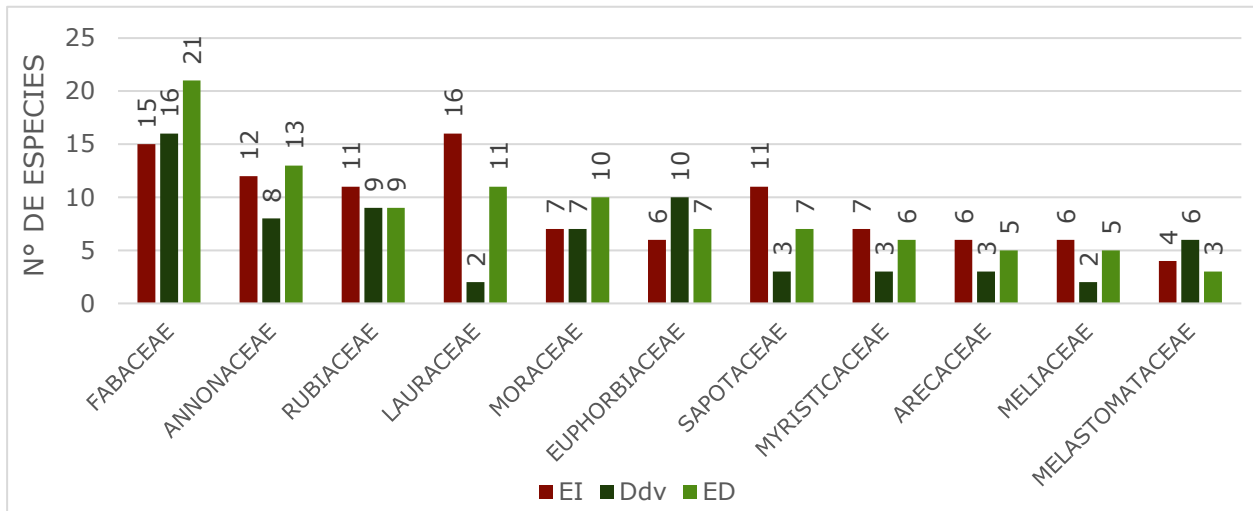
Las familias con mayor número de especies en 2011 en el DdV fueron: Fabaceae (19 especies), Melastomataceae (8), Euphorbiaceae (7), Rubiaceae, Myristicaceae (6), Moraceae y Annonaceae (5) (Figura 26). En 2014 en el DdV las familias más diversas fueron: Fabaceae (16 especies), Euphorbiaceae (10), Rubiaceae (9), Annonaceae (8) y Moraceae (7) (Figura 27). En 2018 las familias más diversas en el DdV fueron: Euphorbiaceae (9 especies), Melastomataceae y Rubiaceae (8), Fabaceae (6) y Lauraceae (5) y Arecaceae (5) (Figura 28).

Figura 26: Familias más diversas en Agua Negra (año 2011).



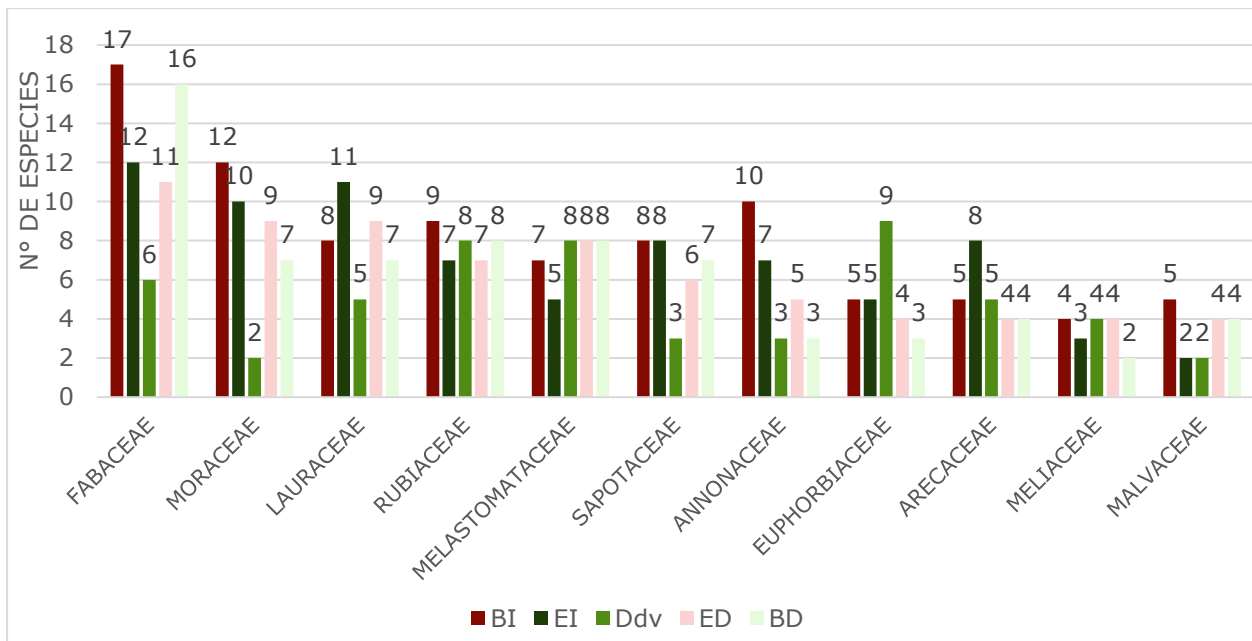
Nota: DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto borde tratamiento Derecho, EI=Efecto borde tratamiento Izquierdo.

Figura 27: Familias más diversas en Agua Negra (año 2014).



Nota: DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto borde tratamiento Derecho, EI=Efecto borde tratamiento Izquierdo.

Figura 28: Familias más diversas en Agua Negra (año 2018).

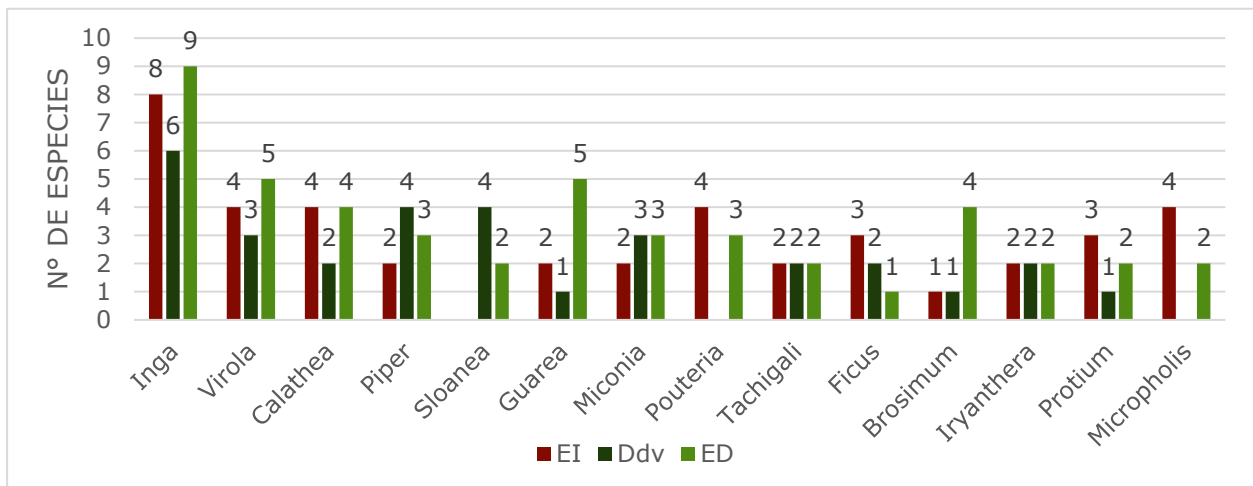


Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

En el área del efecto de borde en el tratamiento izquierdo en 2011, las familias más diversas fueron: Fabaceae (19 especies), Sapotaceae (12), Lauraceae (11), Moraceae (10), Annonaceae (9), Rubiaceae y Melastomataceae (6) y Arecaceae (5); en cambio en el tratamiento derecho fueron: Fabaceae (22 especies), Rubiaceae (16), Moraceae (12), Annonaceae (10), Melastomataceae (9), Sapotaceae y Myristicaceae (8), Lauraceae (6) y Euphorbiaceae (5). En 2014 las familias más diversas en el tratamiento izquierdo fueron: Lauraceae (16 especies), Fabaceae (15), Annonaceae (12), Sapotaceae y Rubiaceae (11), Moraceae y Myristicaceae (7) y con 6 especies Euphorbiaceae, Arecaceae y Meliaceae; en cambio en el tratamiento derecho fueron: Fabaceae (21 especies), Annonaceae (13), Lauraceae (11), Moraceae (10), Euphorbiaceae y Sapotaceae (7), Myristicaceae (6) y Arecaceae y Meliaceae (5). En cambio, en 2018, en el tratamiento izquierdo las familias más diversas fueron: Fabaceae (12), Lauraceae (11), Moraceae (10), Sapotaceae y Arecaceae (8), Rubiaceae y Annonaceae (7) y Melastomataceae y Euphorbiaceae (5). En el tratamiento derecho fueron: Fabaceae (11 especies), Moraceae y Lauraceae (9), Melastomataceae (8), Rubiaceae (7), Sapotaceae (6) y Annonaceae (5). En el área blanco las familias más diversas fueron en el tratamiento izquierdo: Fabaceae (17 especies), Moraceae (12), Annonaceae (10), Rubiaceae (9), Lauraceae y Sapotaceae (8), Melastomataceae (7) y con 5 especies Euphorbiaceae, Arecaceae y Malvaceae, mientras que en el tratamiento derecho fueron: Fabaceae (16 especies), Rubiaceae y Melastomataceae (8) y con 7 especies Moraceae, Lauraceae y Sapotaceae.

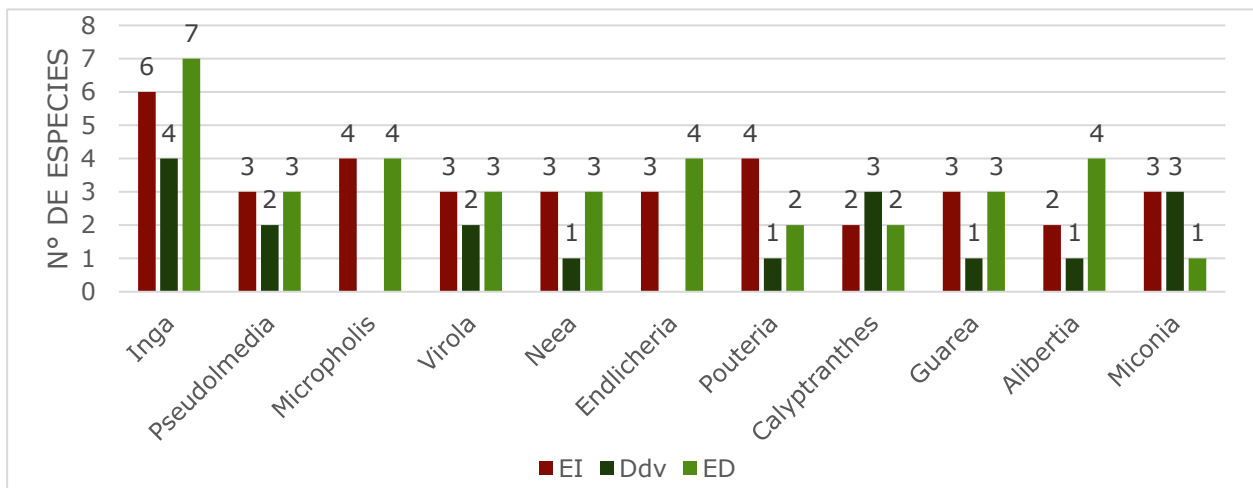
En cuanto a la diversidad de géneros para Agua Negra, los más diversos en el DdV en el 2011 fueron: *Inga* (6 especies), *Piper* y *Sloanea* (4) y con 3 especies *Virola* y *Miconia* (Figura 29). En el 2014, las familias más diversas en el DdV fueron: *Inga* (4 especies) y con 3 especies *Calyptanthus* y *Miconia* (Figura 30). En 2018, los géneros más diversos en el DdV fueron: *Miconia* (4 especies) y con 3 especies *Inga* y *Nectandra* (Figura 31).

Figura 29: Géneros más diversos en Agua Negra (año 2011).



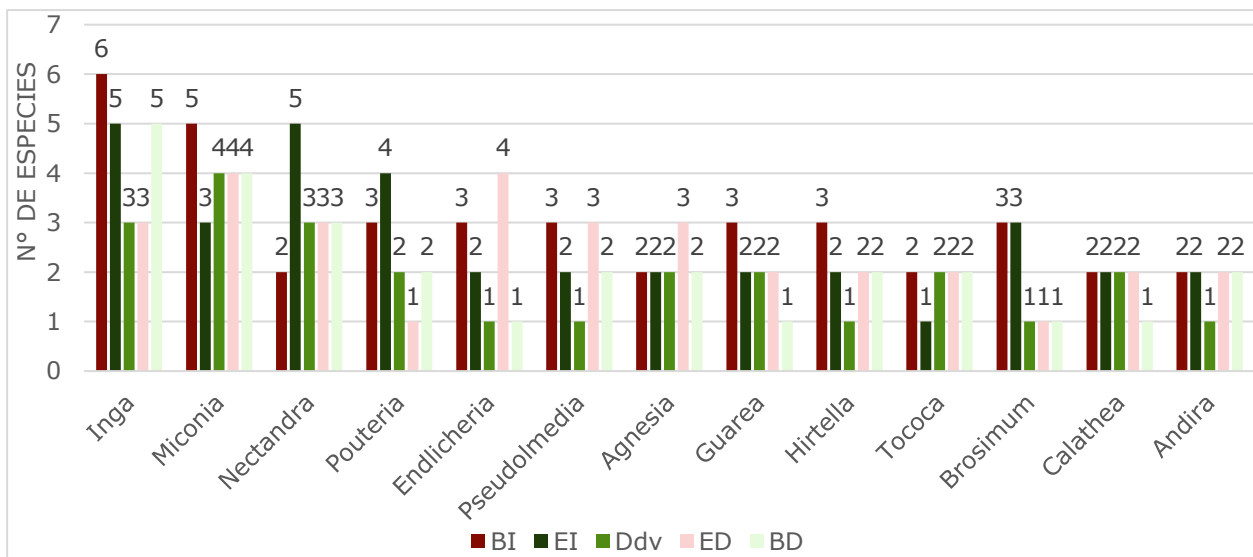
Nota: Ddv=Derecho de Vía, ED=Efecto borde tratamiento Derecho, EI=Efecto borde tratamiento Izquierdo.

Figura 30: Géneros más diversos en Agua Negra (año 2014).



Nota: Donde: Ddv=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo.

Figura 31: Géneros más diversos en Agua Negra (año 2018).



Nota: Donde Ddv=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

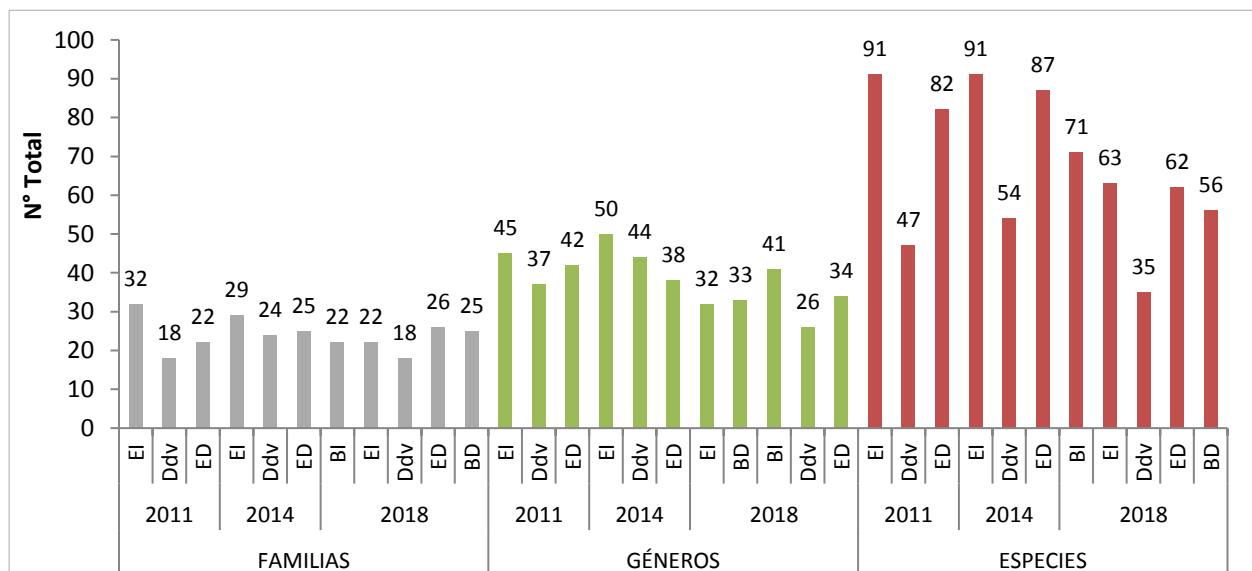
En el área del efecto de borde en el tratamiento izquierdo, los géneros más diversos en 2011 fueron: *Inga* (8 especies) y con 4 especies *Calathea*, *Pouteria* y *Micropholis*. En el tratamiento derecho fueron: *Inga* (9 especies), *Virola* y *Guarea* (5), *Calathea* y *Brosimum* (4) y con 3 especies *Piper*, *Miconia* y *Pouteria*. En 2014 en el tratamiento izquierdo fueron: *Inga* (6 especies), *Micropholis* y *Pouteria* (4) y con 3 especies *Pseudolmedia*, *Virola*, *Neea*, *Endlicheria*, *Guarea* y *Miconia*. En el tratamiento derecho fueron: *Inga* (7 especies), con 4 especies *Micropholis*, *Endlicheria* y *Alibertia* y con 3 especies *Pseudolmedia*, *Virola*, *Neea* y *Guarea*. En 2018 en el tratamiento izquierdo fueron: *Inga* y *Nectandra* (5 especies), *Pouteria* (4) y con 3 especies *Miconia* y *Brosimum*; en el tratamiento derecho fueron: *Miconia* y *Endlicheria* (4 especies) y con 3 especies *Inga*, *Nectandra* y *Pseudolmedia*. En el área blanco en el tratamiento izquierdo fueron: *Inga* (6 especies), *Miconia* (5) y con 3 especies *Pouteria*, *Endlicheria*, *Pseudolmedia*, *Guarea*, *Hirtella* y *Brosimum*; en cambio, en el tratamiento derecho fueron: *Inga* (5 especies), *Miconia* (4) y *Nectandra* con 3 especies.

3.1.3 Clases diamétricas y de altura de árboles en Agua Negra

3.1.3.1 Evaluación de especies arbóreas con DAP >10 cm

Respecto al número de especies de árboles con DAP mayor a 10 cm en el DdV, en el 2011 se registraron 47 especies; en el 2014, 54 especies; y en el 2018, 35 especies. En el área de efecto de borde izquierdo, en el 2011 y en el 2014 se registraron 91 especies, y en el 2018 se encontraron 63 especies. Por otro lado, en el tratamiento derecho en la misma área, en el 2011 se registraron 82 especies; en 2014, 87 especies; y en 2018, 62 especies. En el área blanco en el 2018, se registraron 71 especies en el tratamiento izquierdo y 56 especies en el tratamiento derecho (Figura 32).

Figura 32: Número de especies, géneros y familias de árboles mayores de 10 DAP en Agua Negra.



Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

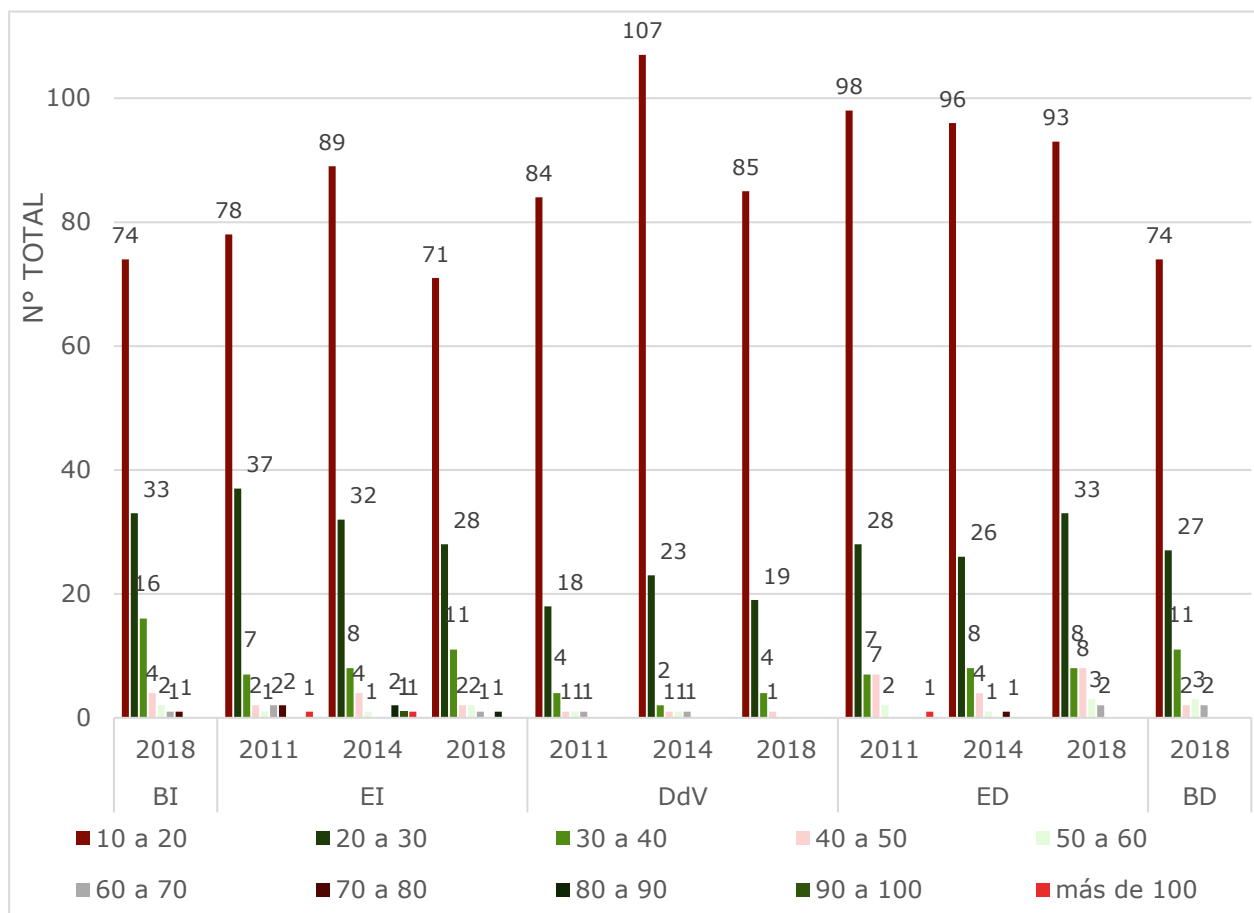
Respecto a la riqueza de géneros de árboles mayores de 10 DAP en el DdV, en el 2011 se registraron 37 géneros; en el 2014, 44 géneros; y en el 2018, 35 géneros. En la zona de efecto de borde izquierdo, en el 2011 se registraron 45 géneros; en el 2014, 50 géneros; y en el 2018, 32 géneros. En el tratamiento derecho en el 2011 se reportaron 42 géneros; en el 2014, 38 géneros; y en el 2018, 34 géneros. En la zona blanco el número de géneros en el tratamiento izquierdo fue 41, y en el izquierdo, 33 (Figura 32).

A nivel de familias de árboles con DAP mayor a 10 cm en el DdV, en 2011 se registraron 18 familias, en el 2014, 24 familias; y en el 2018, 18 familias botánicas. En el área del efecto de borde, en el tratamiento izquierdo en el 2011 fueron registradas 32 familias; en el 2014, 29 familias; y en 2018, 22 familias. En el tratamiento derecho, en el 2011 se reportaron 22 familias; en el 2014, 25 familias; y en el 2018, se reportaron 26 familias. Para el área blanco se reporta en el tratamiento izquierdo 22 familias y en el tratamiento derecho 25 familias (Figura 32).

Clases diamétricas

Los resultados de las clases diamétricas para los árboles con DAP mayor a 10 cm, en Agua Negra en el DdV en los tres años de muestro, la mayoría de árboles gruesos tienen un DAP entre 10 y 30 cm; los árboles gruesos son muy escasos, lo mismo ocurre en el área del efecto de borde tanto izquierdo como derecho, así como en el área blanco (Figura 33).

Figura 33: Clases diamétricas de árboles con DAP mayor a 10 cm en Agua Negra.



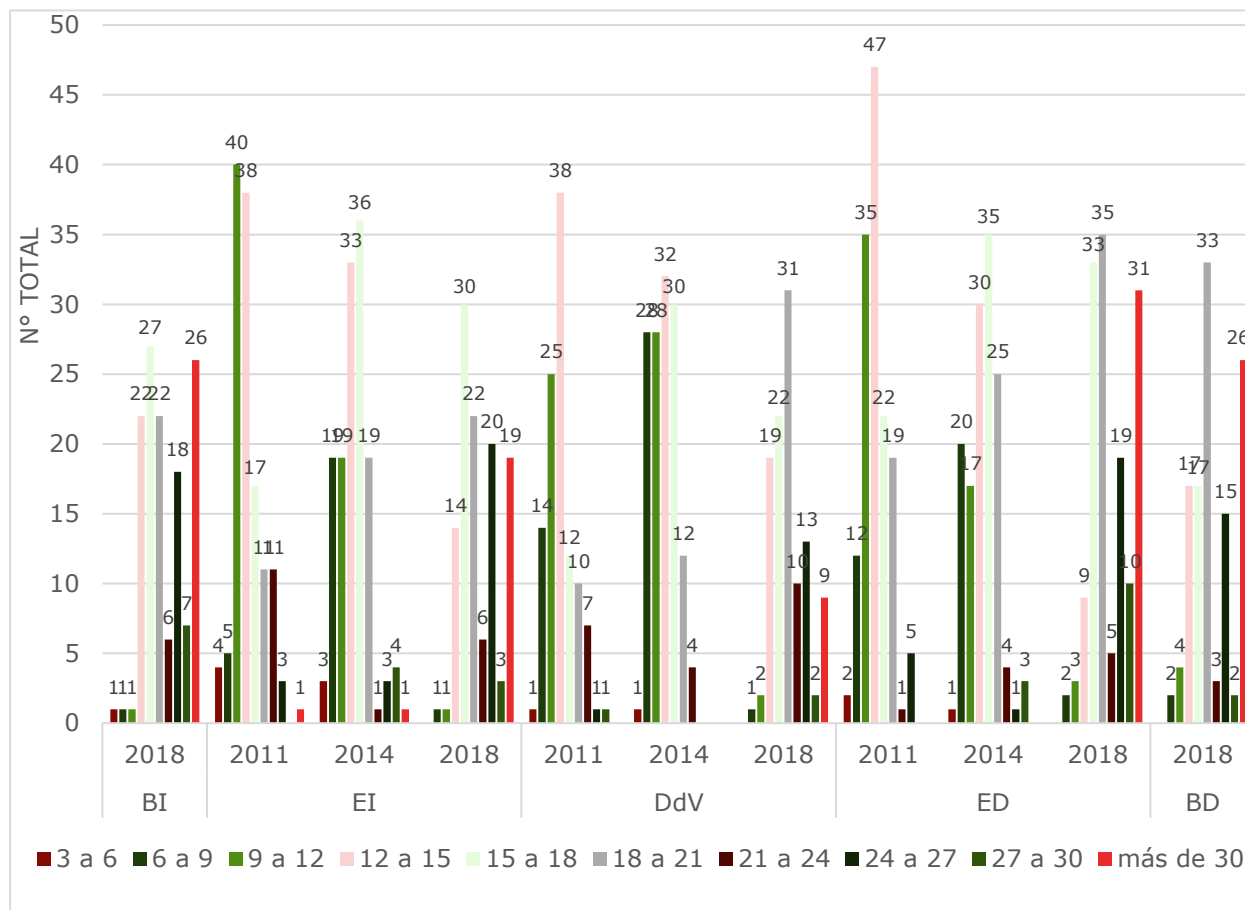
Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

Clases de altura

Con respecto a la altura de los árboles con DAP mayor a 10 cm, en el DdV, la clase de altura mejor representada se encuentra en 2011 entre 9 a 15 m de alto. En cambio, en 2014 fue de 6 a 24 m de alto, finalmente en 2018 la mayoría de los árboles tuvieron de 12 a 21 m de alto. En el área del efecto de borde en el tratamiento izquierdo en 2011 la mayoría de los árboles tuvieron de 9 a 15 m de alto, en 2014 fue de 12 a 18 m de alto, y en 2018 la mayoría de los árboles tuvieron tamaños de 15 a 21 m. En el tratamiento derecho en 2011 la mayor cantidad de árboles tuvieron de 9 a 15 m de alto. En 2014 la mayoría tuvo de 12 a 18 m de alto. En 2018, de 15 a 21 m de alto, también se registró gran cantidad de árboles de más de 30 m de

alto. En el área blanco en el tratamiento izquierdo la mayoría de los árboles tuvieron 12 a 21 m de alto, hay también mayor presencia de árboles con tamaño de más de 30 m; lo mismo ocurre en el tratamiento derecho (Figura 34).

Figura 34: Clases de altura de árboles con DAP mayor a 10 cm en Agua Negra.



Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

3.1.3.2 Evaluación de especies arbóreas con DAP < 10 cm

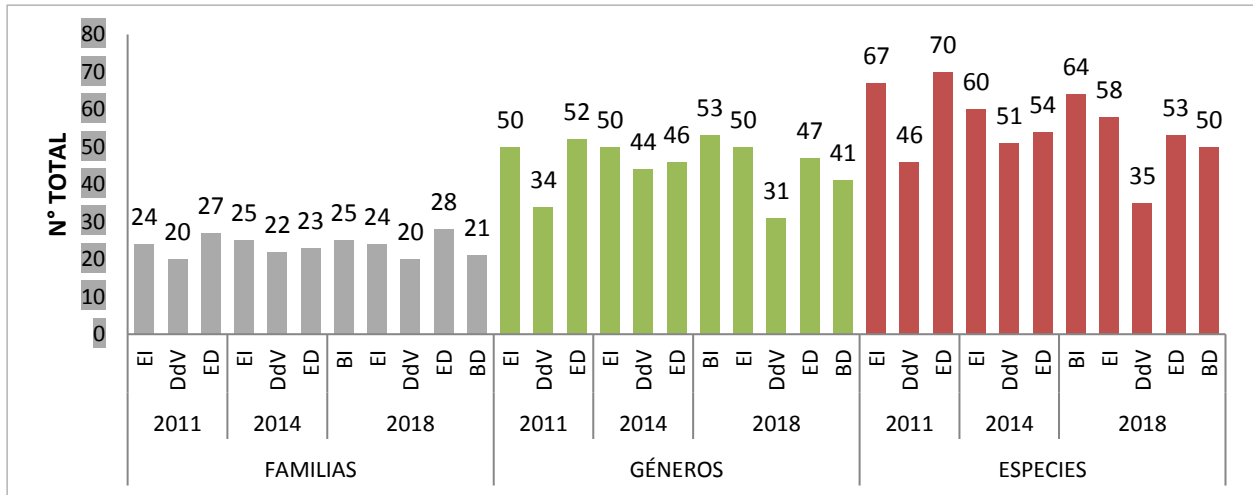
Respecto al número de especies en el DdV de árboles con DAP menor a 10 cm, en el 2011 se registraron 46 especies, en el 2014, 51 especies y en el 2018 se registraron 35 especies. En el área de efecto de borde del tratamiento izquierdo en el 2011 se registraron 57 especies, en el 2014 se registraron 60 especies, y en el 2018, 58 especies. En el tratamiento derecho del efecto de borde en el 2011 se registraron 70 especies, en 2014 se reportaron 54 especies y en 2018, 53 especies. En el área blanco se registraron en el tratamiento izquierdo 64 especies y en el tratamiento derecho 50 especies (Figura 35).

En cuanto a la riqueza de géneros de árboles menores de 10 cm de DAP en el DdV, en el 2011 se registraron 34 géneros, en el 2014 se reportaron 44 géneros, y en el 2018 se encontraron 31 géneros. En la zona de efecto de borde en el tratamiento izquierdo en el 2011, 2014 y en 2018 se registraron 50 géneros. En cambio, en el tratamiento derecho en el 2011 fueron reportados 52 géneros, en el 2014 se registraron 46 y en el 2018 se registraron 47 géneros. En la zona blanco el número de géneros en el tratamiento izquierdo fue 53 y en el derecho 41 (Figura 35).

A nivel de familias de árboles con DAP menor a 10 cm en el DdV, en el 2011 se registraron 20 familias, en el 2014 se encontraron 22 familias y en el 2018 se reportaron 20 familias botánicas. En el área del efecto de borde en el tratamiento izquierdo en 2011 fueron registradas 24 familias,

en el 2014 se redujo a 25 familias, y en el 2018 se encontraron 24 familias. En el tratamiento derecho en el 2011 se reportaron 27 familias, en el 2014, 23 familias; y en el 2018, 28 familias. Para el área blanco se reportaron en el tratamiento izquierdo 25 familias y en el tratamiento derecho 21 familias (Figura 35).

Figura 35: Número de especies, géneros y familias de árboles menores de 10 DAP en Agua Negra.

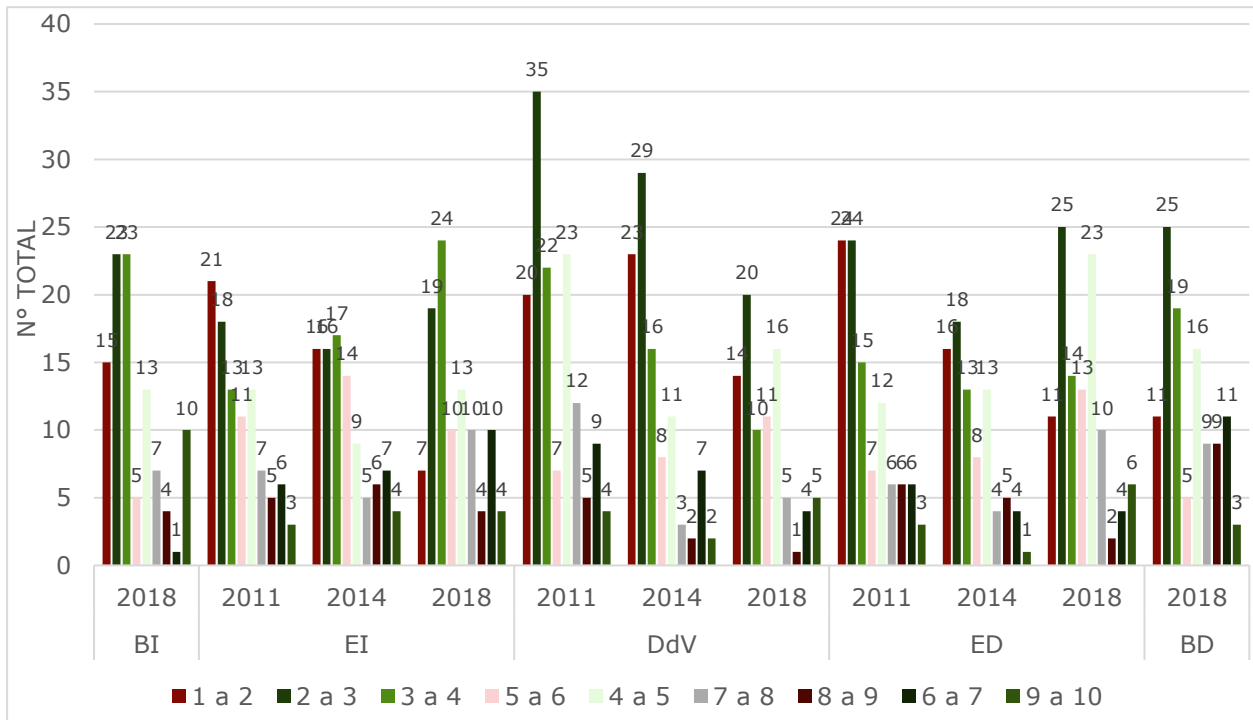


Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

Clases diamétricas

Respecto a los árboles con DAP menor a 10 cm, en Agua Negra en el DdV en los tres años de muestreo, la mayoría tienen un DAP entre 1 y 4 cm; lo mismo ocurre en el área del efecto de borde en el tratamiento izquierdo y derecho, así como en el área blanco (Figura 36).

Figura 36: Clases diamétricas de árboles con DAP menor a 10 cm en Agua Negra.

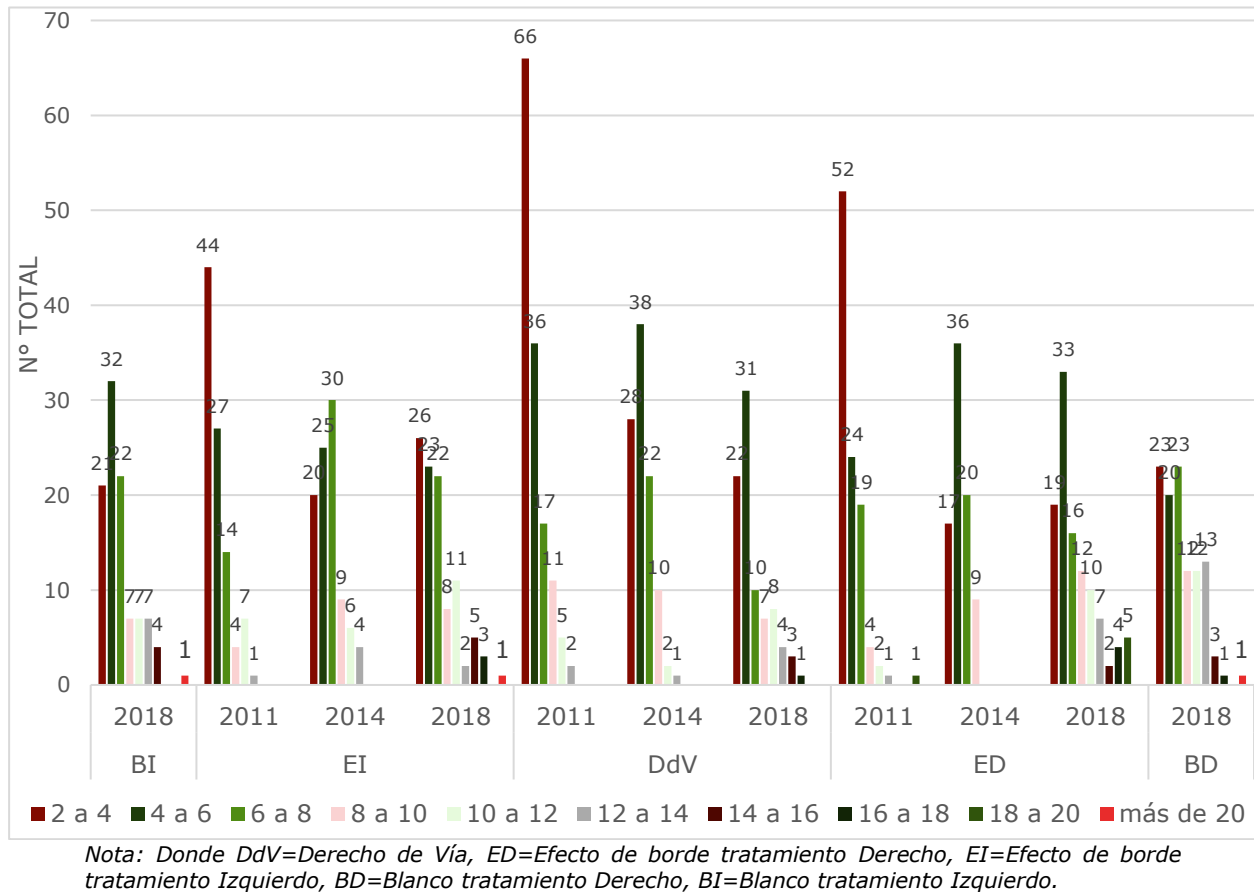


Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

Clases de altura

Con respecto a la altura de los árboles con DAP menor a 10 cm, en el DdV, en los tres años de muestreo, el rango de 2 a 6 m de alto es la mejor representada. En el área del efecto de borde en el tratamiento izquierdo en los tres años de muestreo la mayoría de los árboles tuvieron de 2 a 8 m de alto, lo mismo ocurre en el tratamiento derecho, así como en las áreas blanco (Figura 37).

Figura 37: Clases altura de árboles con DAP menor a 10 cm en Agua Negra.



3.1.4 Abundancia relativa en Agua Negra

3.1.4.1 Según Diámetro a la altura del pecho (DAP)

Árboles con DAP mayor a 10 cm

En Agua Negra, las especies de arboles con DAP > 10 cm con mayor número de individuos en el DdV en el 2011 fueron *Ochroma pyramidale*, *Trema micrantha* y *Cecropia sciadophylla* (Figura 38). En el 2014 las especies con mayor número de especies fueron: *Cecropia sciadophylla*, *Trema micrantha*, *Jacaranda copaia*, *Ochroma pyramidale* e *Iseritia hypoleuca* (Figura 39). Para el 2018 las especies más representativas fueron *Jacaranda copaia*, *Pourouma cecropiifolia* y *Vismia macrophylla* (Figura 40).

Según estos resultados después de 10 años de recuperación en el DdV, las especies de la primera sucesión como *Ochroma pyramidale*, *Trema micrantha* y *Cecropia sciadophylla* ya no se registran.

Figura 38: Curva de abundancia relativa total de árboles con DAP mayor de 10 cm en DdV para Agua Negra en el año 2011.



Figura 39: Curva de abundancia relativa total de árboles con DAP mayor de 10 cm en DdV para Agua Negra en el año 2014.



Figura 40: Curva de abundancia relativa total de árboles con DAP mayor de 10 cm en DdV para Agua Negra en el año 2018.



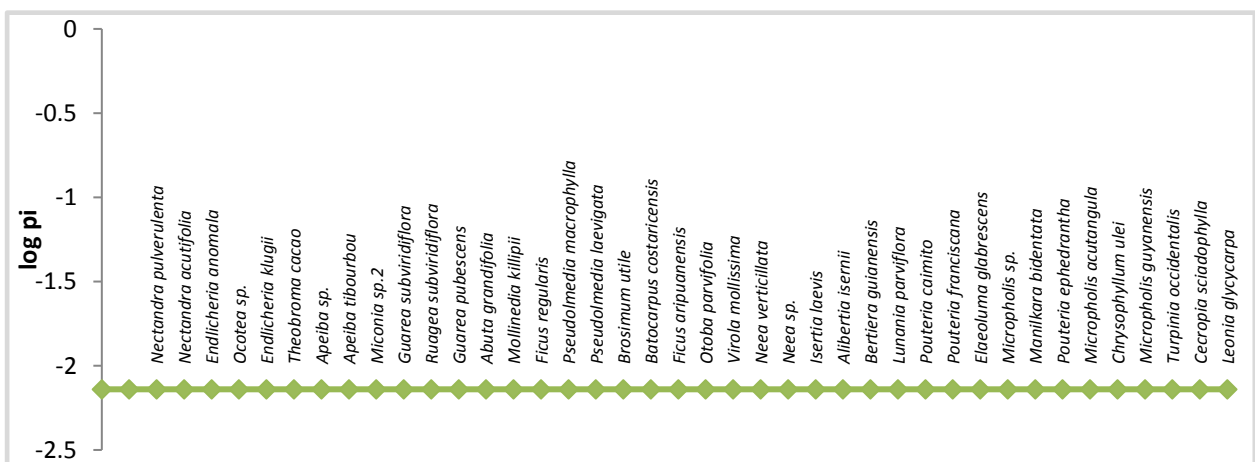
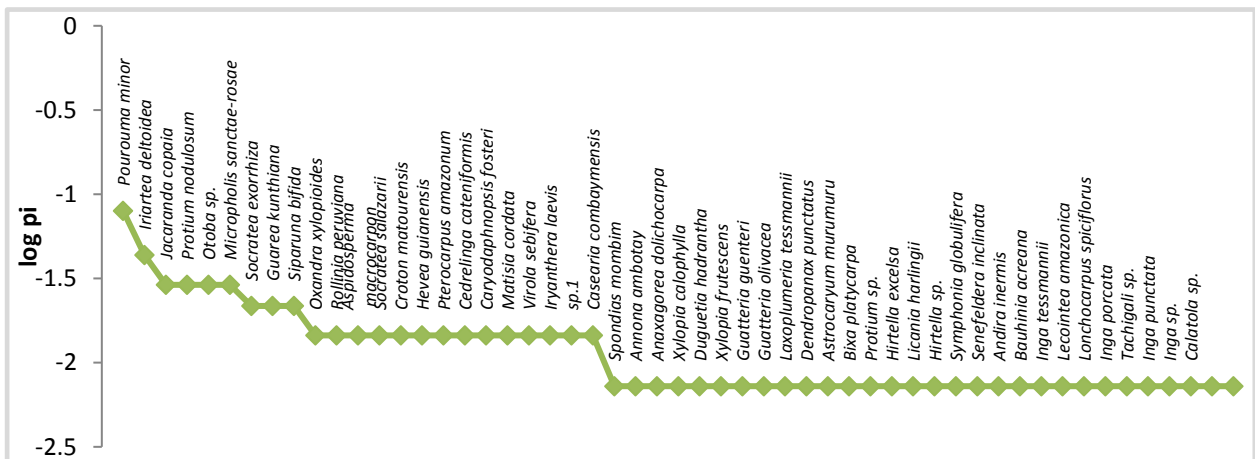
Las especies con mayor número de individuos en el área del efecto de borde en el tratamiento izquierdo en el 2011 fueron *Pourouma minor*, *Micropholis sanctae-rosae* y *Jacaranda copaia* (Figura 41); en el 2014 las especies con mayor número de especies fueron: *Pourouma minor*, *Iriartea deltoidea* y *Jacaranda copaia* (Figura 42); finalmente para el 2018 las especies más abundantes fueron *Pourouma minor*, *Protium nodulosum* y *Hevea brasiliensis* (Figura 43).

Según estos resultados, después de 10 años de recuperación, las especies de la primera sucesión ya no se registran en el área de efecto de borde en el tratamiento izquierdo.

Figura 41: Curva de abundancia relativa total de árboles con DAP mayor de 10 cm en el área de efecto de borde tratamiento izquierdo para Agua Negra en el año 2011.

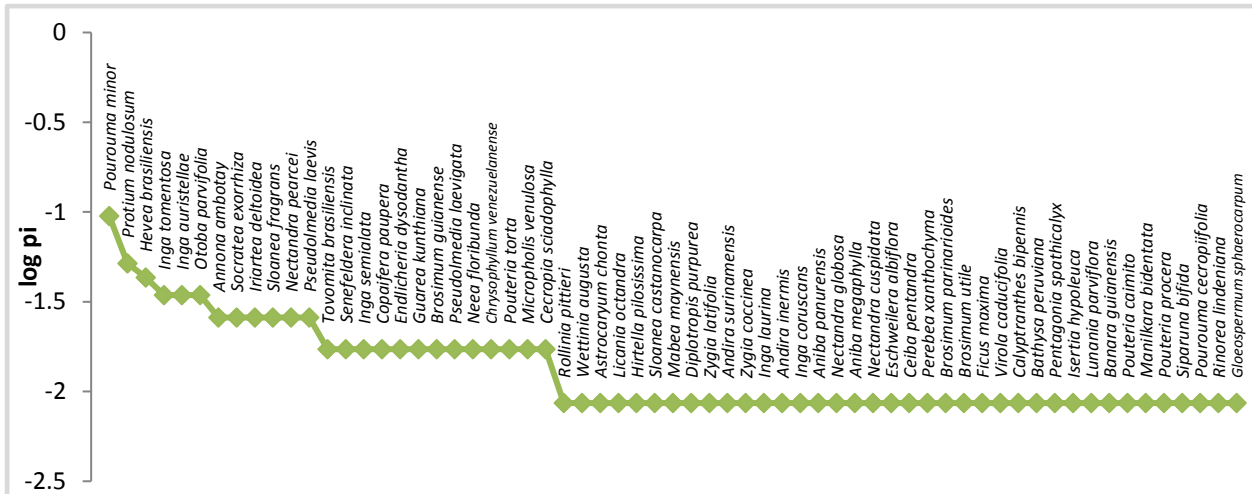


Figura 42: Curva de abundancia relativa total de árboles con DAP mayor de 10 cm en el área de efecto de borde tratamiento izquierdo para Agua Negra en el año 2014.



Nota: El grafico consta de 2 secciones. La segunda secciones es continuación de la primera.

Figura 43: Curva de abundancia relativa total de árboles con DAP mayor de 10 cm en el área de efecto de borde tratamiento izquierdo para Agua Negra en el año 2018.



Las especies con mayor número de individuos en el área del efecto de borde en el tratamiento derecho en 2011 fueron: *Pourouma minor*, *Iriartea deltoidea*, *Socratea exorrhiza* y *Jacaranda copaia* (Figura 44). En 2014 las especies con mayor número de especies fueron: *Pourouma minor*, *Iriartea deltoidea*, *Socratea exorrhiza* y *Protium nodulosum* (Figura 45). Para el 2018 reportamos a: *Otoba parvifolia*, *Inga tomentosa*, *Copaifera paupera* y *Pourouma minor* (Figura 46).

Según estos resultados después de 10 años de recuperación, en el área de efecto de borde en el tratamiento derecho ya aparece entre las especies con mayor número de individuos, *Otoba parvifolia* que tiene mayor presencia en áreas blanco.

Figura 44: Curva de abundancia relativa total de árboles con DAP mayor de 10 cm en el área de efecto de borde tratamiento derecho para Agua Negra en el año 2011.

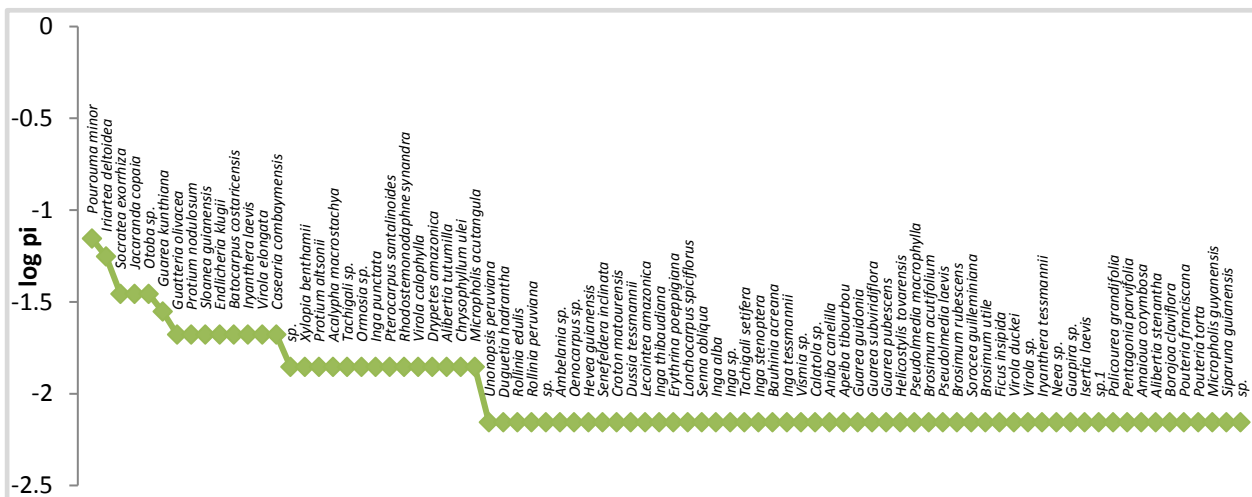


Figura 48: Curva de abundancia relativa total de árboles con DAP mayor de 10 cm en el área blanco derecho para Agua Negra en el 2018.



Estas especies después de 10 años de recuperación ya están presentes en el área de efecto de borde como especies dominantes; lo que no ocurre todavía en el DdV.

Arboles con DAP menor a 10 cm

En Agua Negra, las especies de árboles con DAP < 10 cm con mayor número de individuos en el DdV en 2011 fueron *Cecropia sciadophylla*, *Borojoa claviflora* y *Jacaranda copaia* (Figura 49). En el 2014 las especies con mayor número de especies fueron *Acalypha cuneata* y *Cecropia sciadophylla* (Figura 50). Para el 2018 se reportaron las especies *Macrocnemum roseum* y *Vismia macrophylla* (Figura 51).

Según estos resultados después de 10 años de recuperación en el DdV, las especies de la primera sucesión ya no han sido registradas entre las especies más dominantes entre los árboles delgados.

Figura 49: Curva de abundancia relativa total de árboles con DAP menor de 10 cm en el DdV para Agua Negra (año 2011).



Figura 50: Curva de abundancia relativa total de árboles con DAP menor de 10 cm en el DdV para Agua Negra en el año 2014.



Figura 51: Curva de abundancia relativa en el DdV totales de árboles con DAP menor de 10 cm para Agua Negra en el año 2018.



La especie con mayor número de individuos en el área del efecto de borde en el tratamiento izquierdo en 2011 fue *Borojoa claviflora* (Figura 52); en el 2014 las especies con mayor número de individuos fueron *Alibertia isernii* y *Acalypha cuneata* (Figura 53); y en el 2018 fueron *Pentagonia spathicalyx* y *Otoba parvifolia* (Figura 54).

Según estos resultados después de 10 años de recuperación, en el área de efecto de borde en el tratamiento izquierdo, aparece entre las especies con mayor número de individuos *Otoba parvifolia* que tiene mayor presencia en las áreas blanco.

Figura 52: Curva de abundancia relativa total de árboles con DAP menor de 10 cm en el área del efecto de borde tratamiento izquierdo para Agua Negra en el año 2011.

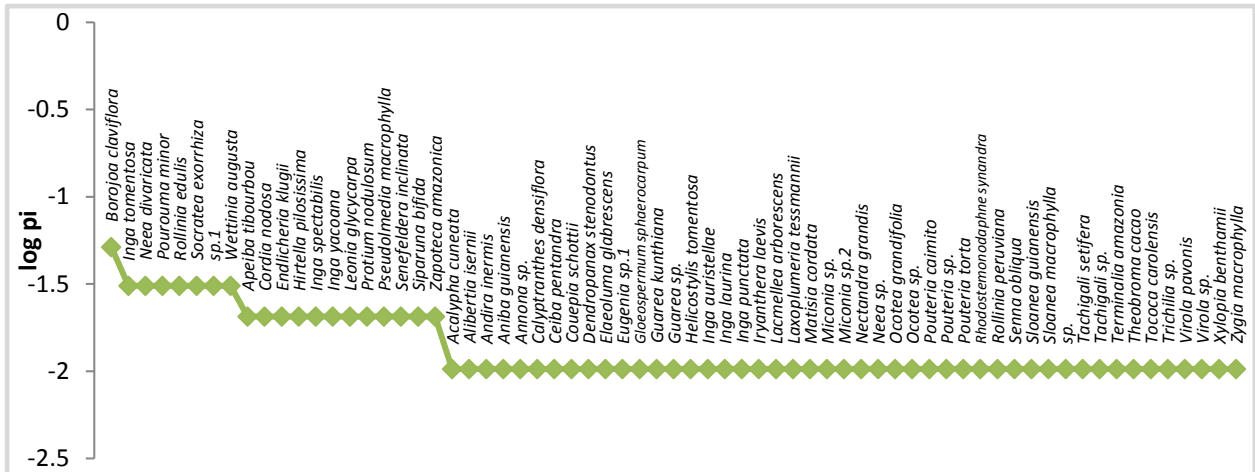


Figura 53: Curva de abundancia relativa total de árboles con DAP menor de 10 cm en el área del efecto de borde tratamiento izquierdo para Agua Negra en el año 2014.

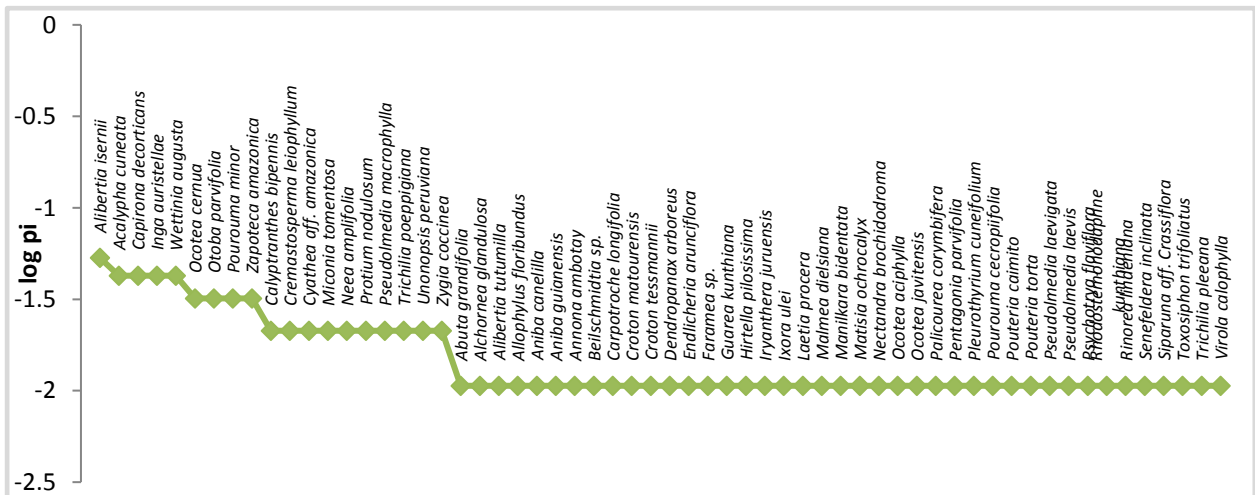


Figura 54: Curva de abundancia relativa total de árboles con DAP menor de 10 cm en el área de efecto de borde de tratamiento izquierdo para Agua Negra en el año 2018.



Las especies con mayor número de individuos en el área del efecto de borde en el tratamiento derecho en el 2011 fueron *Endlicheria gracilis*, *Guatteria olivacea*, *Pourouma minor* y *Wettinia augusta* (Figura 55); en el 2014 fueron *Cordia nodosa*, *Inga tomentosa* y *Pseudolmedia macrophylla* (Figura 56): finalmente en el 2018 fueron *Wettinia augusta*, *Otoba parvifolia* y *Pentagonia spathicalyx* (Figura 56).

Según estos resultados después de 10 años de recuperación, en el área de efecto de borde en el tratamiento derecho ya aparece entre las especies con mayor número de individuos *Otoba parvifolia* que tiene mayor presencia en áreas blanco.

Figura 55: Curva de abundancia relativa total de árboles con DAP menor de 10 cm en el área del efecto de borde tratamiento derecho para Agua Negra en el año 2011.

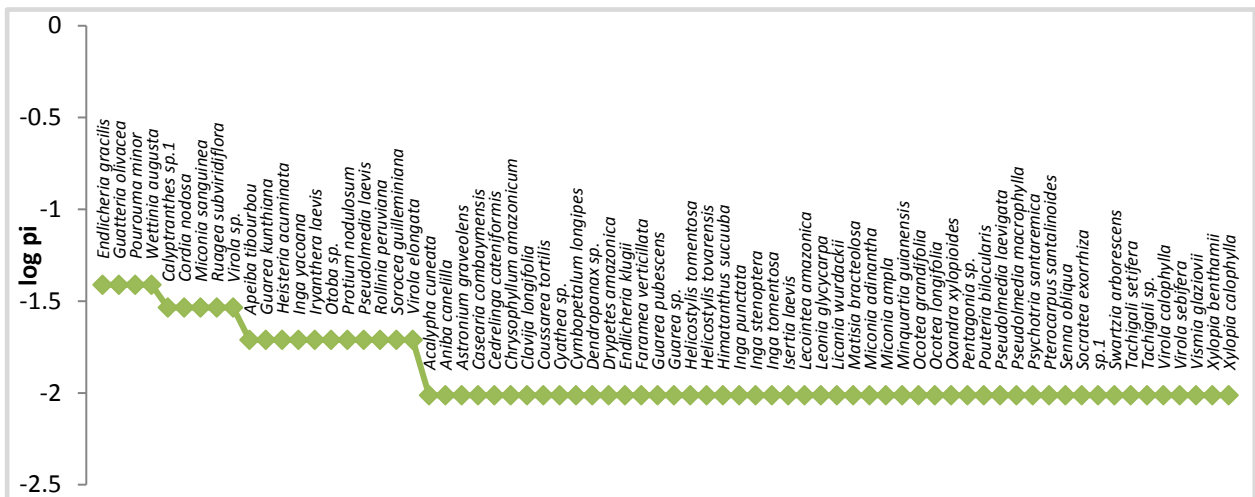
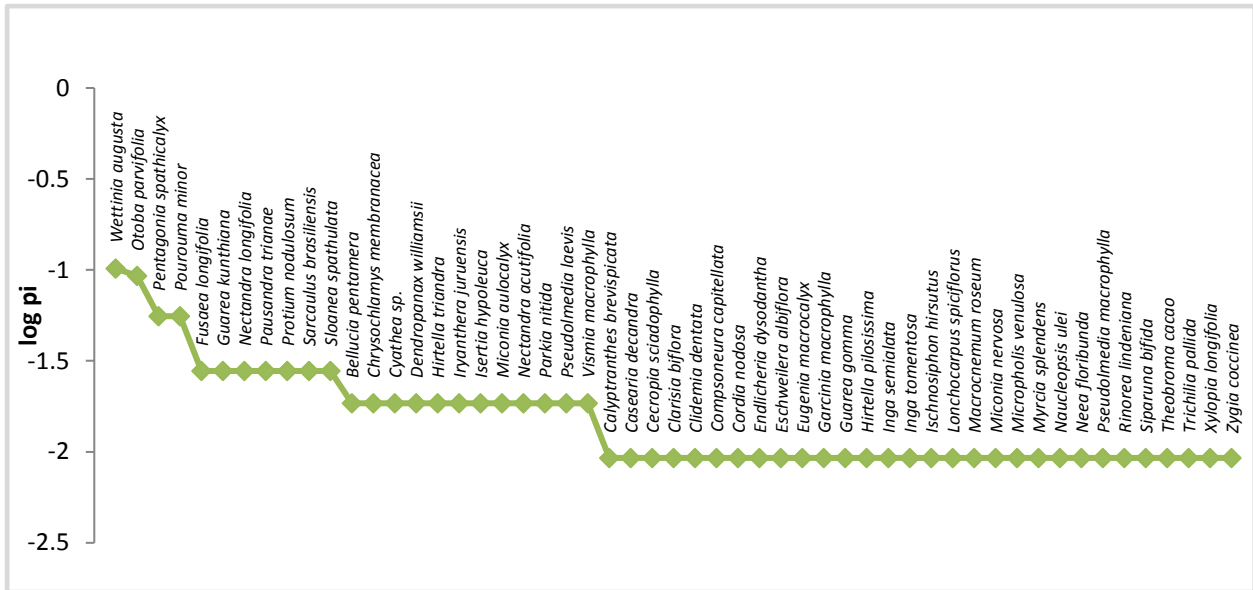


Figura 56: Curva de abundancia relativa total de árboles con DAP menor de 10 cm en el área del efecto de borde tratamiento derecho para Agua Negra en el año 2014.



Figura 57: Curva de abundancia relativa total de árboles con DAP menor de 10 cm en el área de efecto de borde de tratamiento derecho para Agua Negra en el año 2018.



En la evaluación blanco, en el tratamiento izquierdo, las especies con mayor número de individuos fueron *Otoba parvifolia*, *Zygia coccinea*, *Guarea kunthiana*, *Pourouma minor* y *Socratea exorrhiza* (Figura 58). En el tratamiento derecho fueron *Pentagonia spathicalyx*, *Otoba parvifolia*, *Wettinia augusta* y *Guarea kunthiana* (Figura 59). Estas especies después de 10 años de recuperación no se encuentran todavía en el DdV.

Figura 58: Curva de abundancia relativa total de árboles con DAP menor de 10 cm en el área blanco izquierdo para Agua Negra en el año 2018.

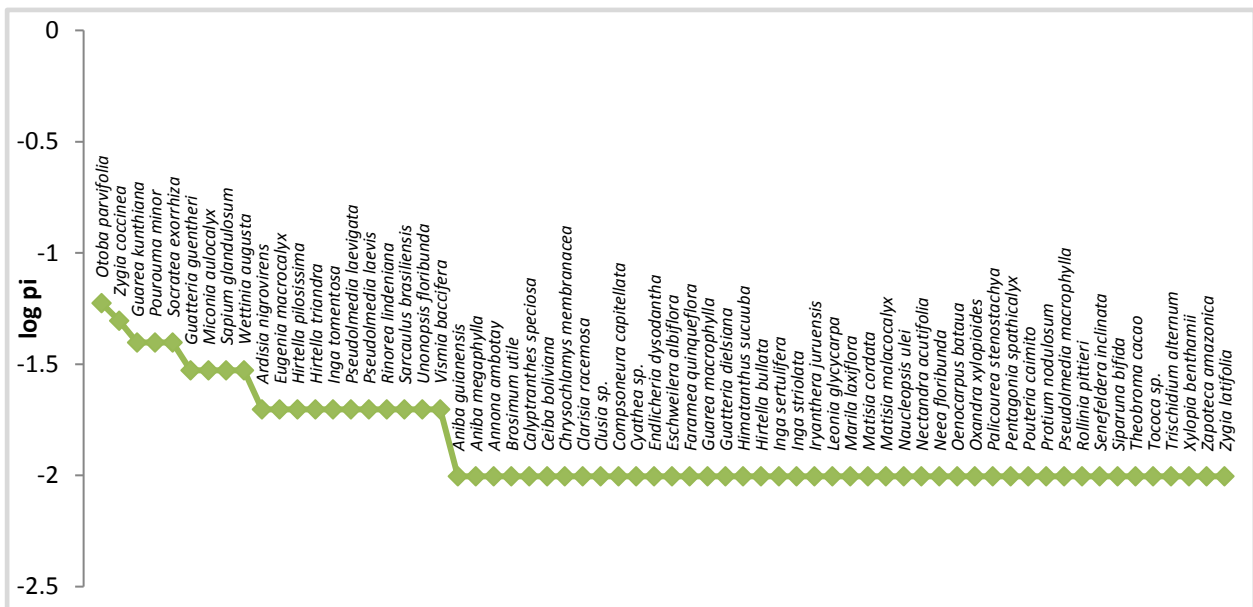


Figura 59: Curva de abundancia relativa total de árboles con DAP menor de 10 cm en el área blanco derecho para Agua Negra en el año 2018.



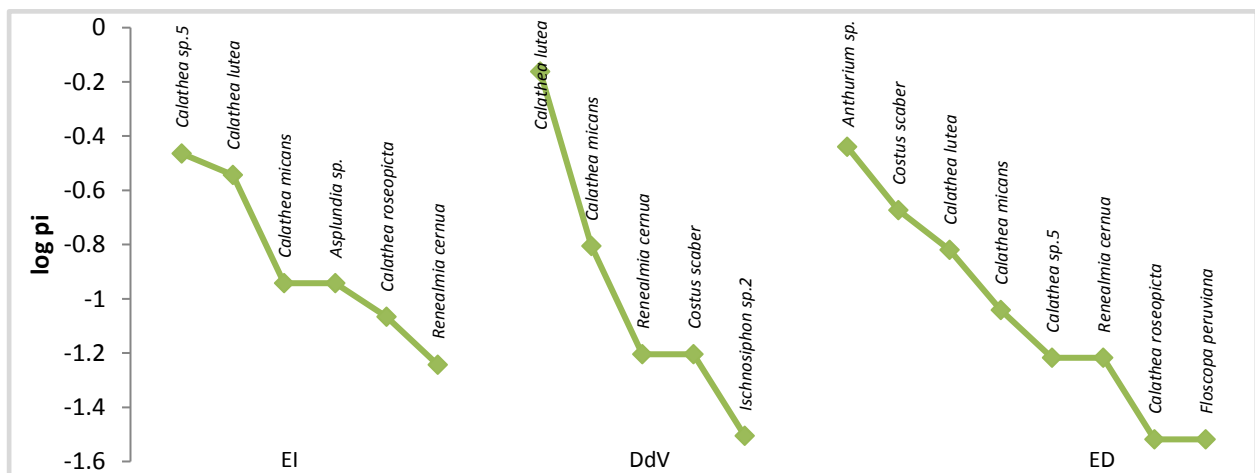
3.1.4.2 Según grupo funcional (arbustos, helechos, hierbas y pastos)

Los grupos funcionales están definidos por arbustos, helechos, poáceas o pastos que agrupan todas las especies graminiformes de las familias Poaceae y Cyperaceae; otras hierbas agrupan a todas las hierbas menos las graminiformes y helechos.

En cuanto a las otras hierbas, las especies que registraron mayor cobertura en Agua Negra para el DdV en las tres evaluaciones fueron: *Calathea lutea* y *Calathea micans* (2011); *Costus scaber* y *Heliconia densiflora* (2014); finalmente, *Calathea micans*, *Costus scaber* y *Heliconia densiflora* (2018) (Figura 60 a Figura 62). En el área del efecto de borde en el tratamiento izquierdo en 2011 fueron: *Calathea sp.* y *Calathea lutea*; en 2014: *Calathea peruviana*, *Carludovica palmata* y *Calathea lutea*, y en 2018 fueron: *Calathea micans* y *Renealmia breviscapa* (Figuras 47 al 49). En el tratamiento derecho en 2011 fueron: *Anthurium sp.* y *Costus scaber*; en 2014: *Calathea peruviana* y *Monotagma juruanum*; y para el 2018 fueron: *Calathea micans* y *Costus scaber*. Finalmente, el área blanco, tanto en tratamiento izquierdo y derecho, la especie de mayor cobertura fue *Calathea micans*.

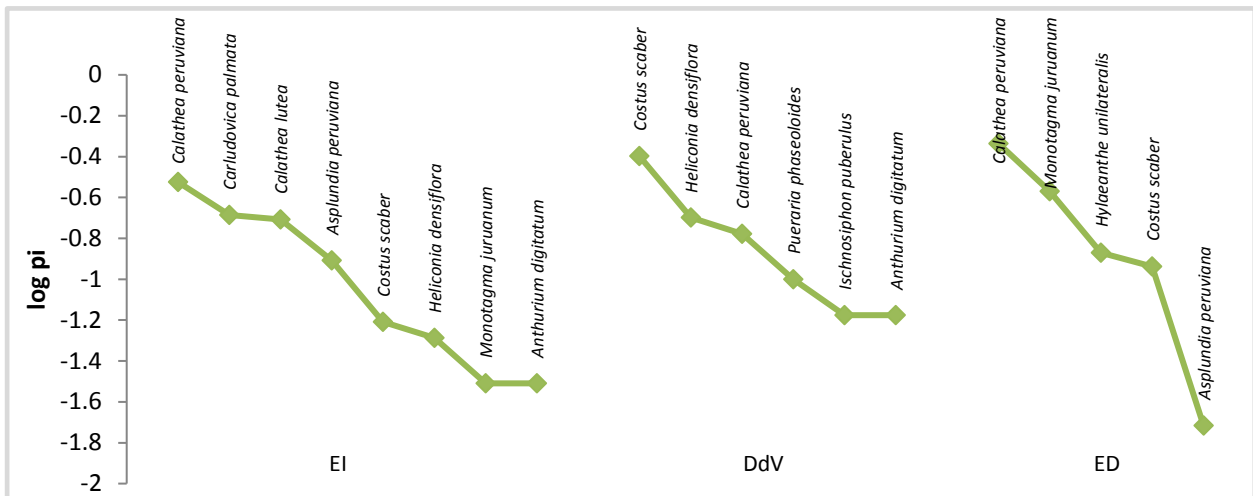
Las especies más dominantes respecto a las otras hierbas, en las tres evaluaciones fueron las mismas especies del género *Calathea*, en todos los sectores de evaluación: DdV área de efecto de borde y blanco.

Figura 60: Curva de abundancia relativa total de otras hierbas para Agua Negra en el año 2011.



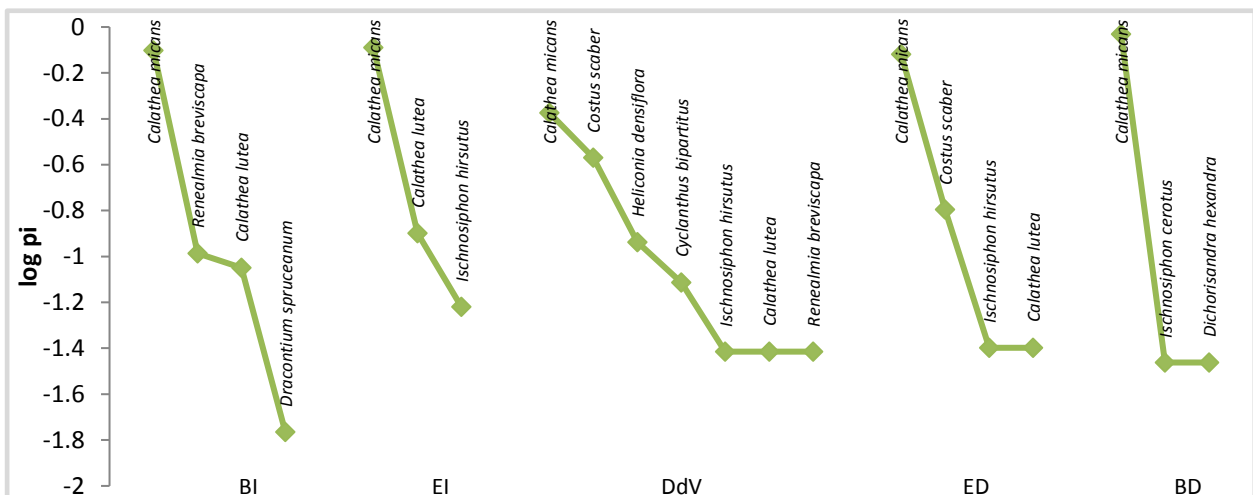
Nota: DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde Izquierdo.

Figura 61: Curva de abundancia relativa total de otras hierbas para Agua Negra en el año 2014.



Nota: DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo.

Figura 62: Curva de abundancia relativa total de otras hierbas para Agua Negra en el año 2018.

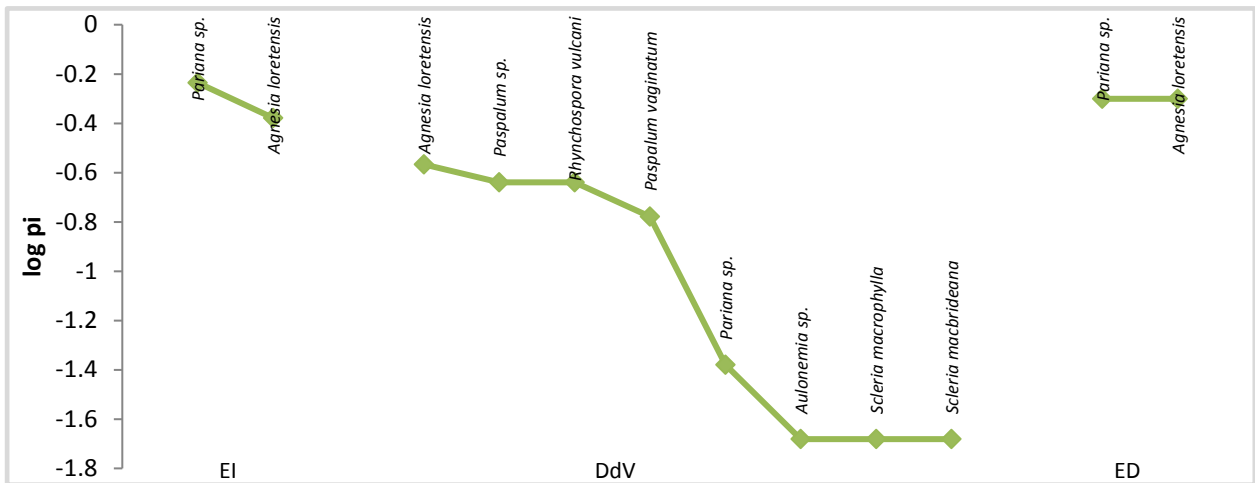


Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

En cuanto a los pastos, las especies que registraron mayor cobertura en Agua Negra para el DdV en las tres evaluaciones fueron: *Agnesia loretensis*, *Paspalum* sp. y *Rhynchospora vulcani* (2011); *Agnesia loretensis* y *Scleria macrophylla* (2014); finalmente, *Agnesia* sp. y *Agnesia loretensis* (2018) (Figura 63 al Figura 65). En el área del efecto de borde en los tratamientos izquierdo y derecho en 2011 y 2018, apenas registraron de una a tres especies, siendo *Agnesia loretense* la principal. Lo mismo ocurre en el área blanco tanto en tratamiento izquierdo y derecho.

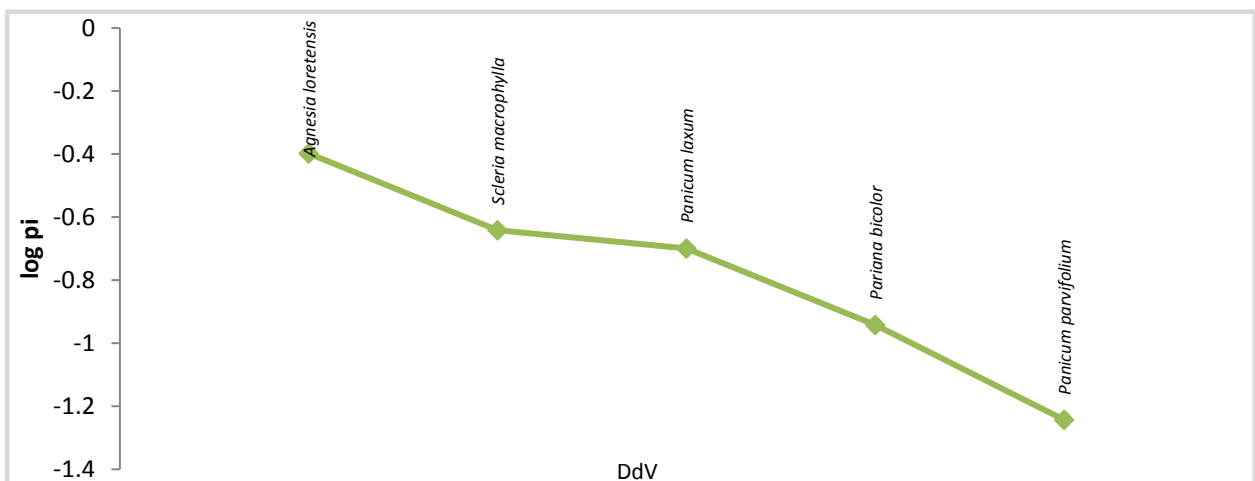
La especie más dominante fue *Agnesia loretense* en todos los sectores de evaluación: DdV área de efecto de borde y blanco, sin embargo, la diferencia radica principalmente en la cobertura, que es menor en el DdV y área de efecto borde.

Figura 63: Curva de abundancia relativa total de pastos para Agua Negra en el año 2011.



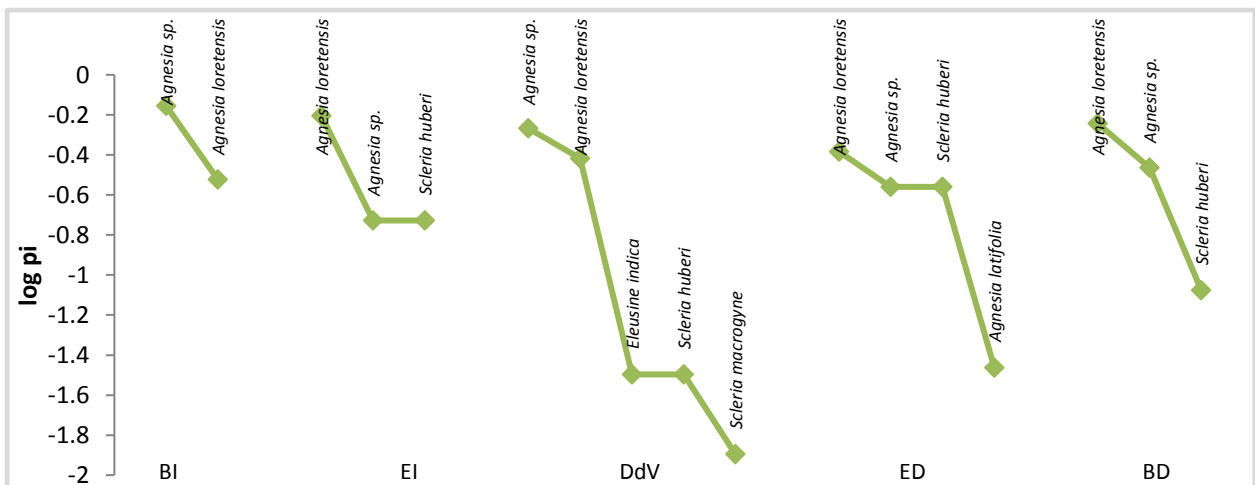
Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo.

Figura 64: Curva de abundancia relativa total de pastos para Agua Negra en el año 2014.



Nota: Donde DdV=Derecho de Vía.

Figura 65: Curva de abundancia relativa total de pastos para Agua Negra en el año 2018.

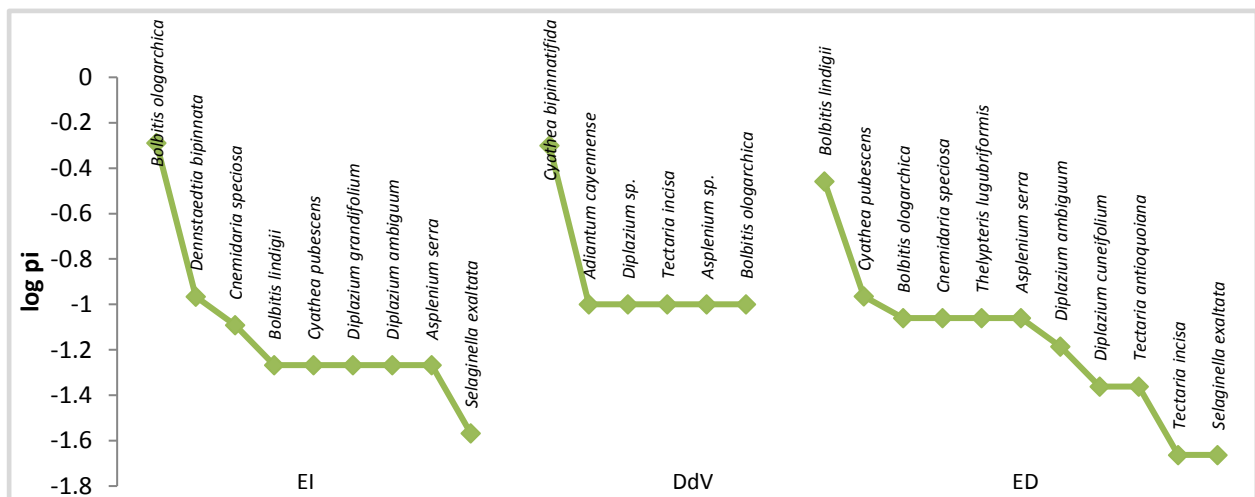


Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

En cuanto a los helechos, los resultados de rango abundancia relativa total, en Agua Negra en el DdV en el 2011, indican que *Cyathea bipinnatifida* fue la más abundante; apenas una especie se registró en el 2014 (*Cyathea aff. amazonica*); finalmente, *Adiantum terminatum* lo fue en el 2018 (Figura 66 a Figura 68). En el área del efecto de borde en el tratamiento izquierdo, en el 2011 la especie más abundante fue *Bolbitis oligarchica*, en el 2014 fueron *Diplazium grandifolium* y *Thelypteris jamesonii*, finalmente en el 2018 fueron *Adiantum terminatum* y *Mickelia nicotianifolia*. En el tratamiento derecho en el 2011 fue la especie *Bolbitis lindigii*, en el 2014: *Diplazium grandifolium* y finalmente en el 2018 fue *Mickelia nicotianifolia*. En el área blanco, en el tratamiento izquierdo las especies más abundantes fueron *Mickelia nicotianifolia* y *Salpichlaena volubilis* y en el tratamiento derecho fueron *Adiantum terminatum* y *Salpichlaena volubilis*.

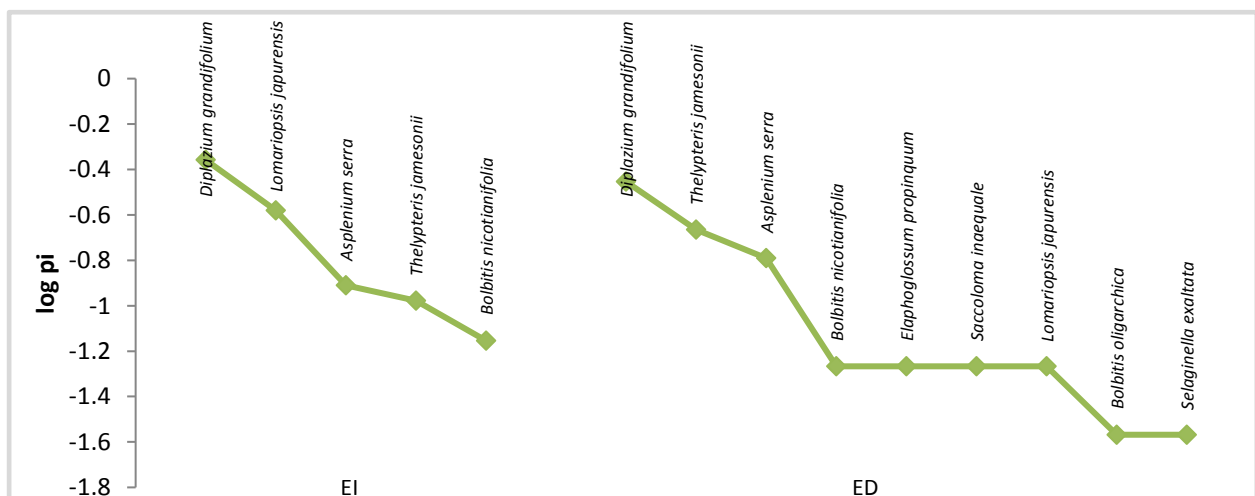
Una de las especies más dominantes respecto a los helechos, en el área blanco, fue *Mickelia nicotianifolia*, la cual no aparece todavía en DdV, sin embargo, en ambos tratamientos del área de efecto de borde está presente.

Figura 66: Curva de abundancia relativa total de helecho para Agua Negra en el año 2011.



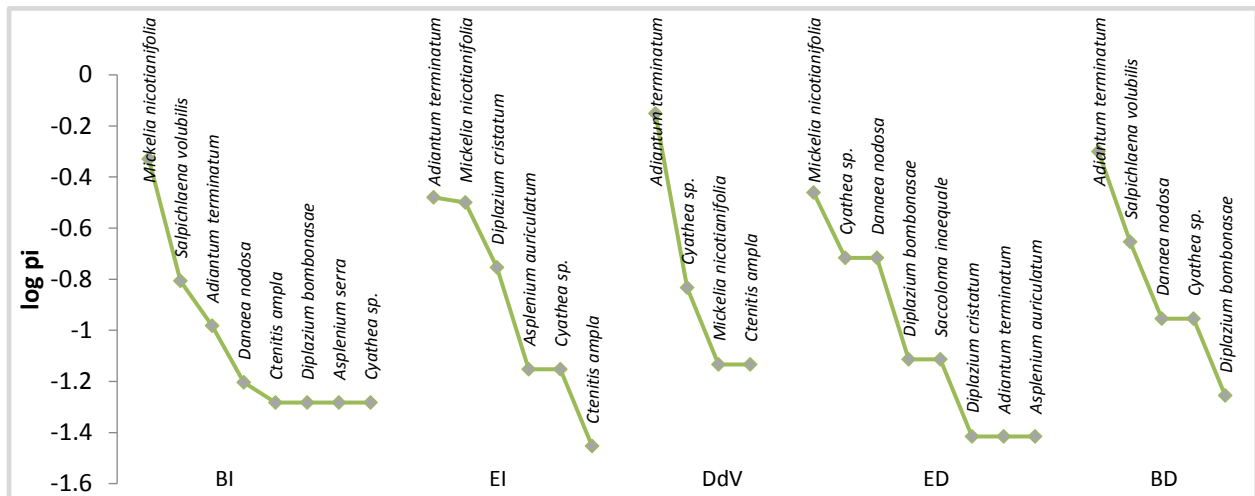
Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo.

Figura 67: Curva de abundancia relativa total de helecho para Agua Negra en el año 2014.



Nota: Donde ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo.

Figura 68: Curva de abundancia relativa total de helecho para Agua Negra en el año 2018.

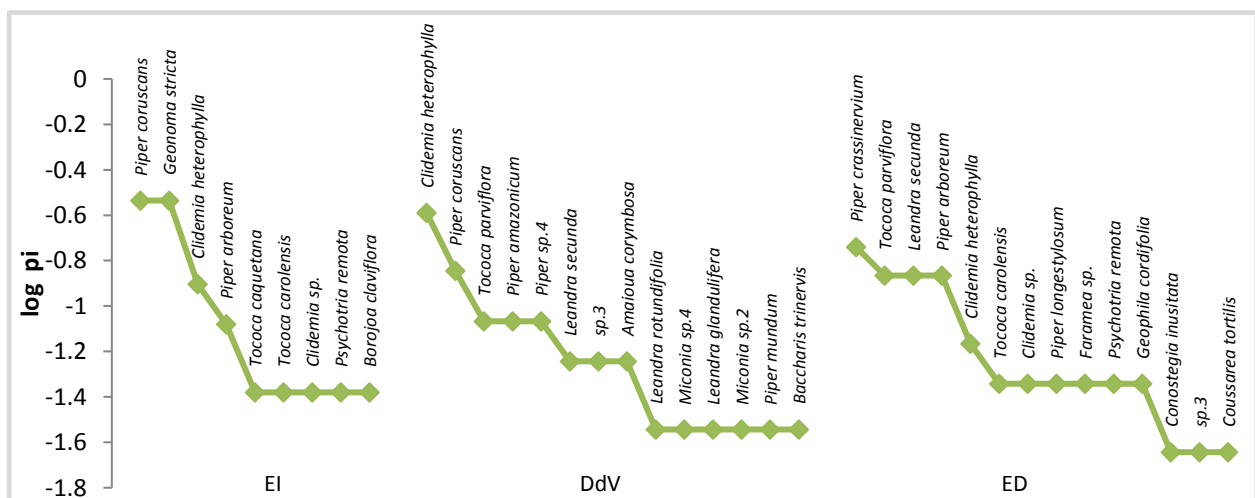


Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

En cuanto a los arbustos, según los resultados de rango abundancia relativa total, en Agua Negra en el DdV en 2011, las especies más representativa fueron *Clidemia heterophylla* y *Piper coruscans*; en el 2014 fueron *Piper inaequale* y *Acalypha cuneata*; y en el 2018 fueron *Miconia nervosa* y *Miconia bubalina* (Figura 69 a Figura 71). En el área del efecto de borde en el tratamiento izquierdo en 2011 fueron *Piper coruscans* y *Geonoma stricta*, en 2014 fueron *Tococa caquetana* y *Geonoma stricta*; y en 2018 fueron *Bellucia pentamera* y *Miconia nervosa*. En cambio, en el tratamiento derecho en 2011 fueron *Piper crassinervium* y *Tococa parviflora*, en 2014 fueron *Geonoma stricta*, *Tococa caquetana* y *Rinorea lindeniana*, finalmente en 2018 ha sido: *Miconia nervosa* y *Miconia affinis* (Figuras 56 al 58). En el área blanco en tratamiento izquierdo fue: *Geonoma stricta* y *Miconia nervosa*, en el tratamiento derecho fue: *Miconia nervosa* y *Tococa caquetana*.

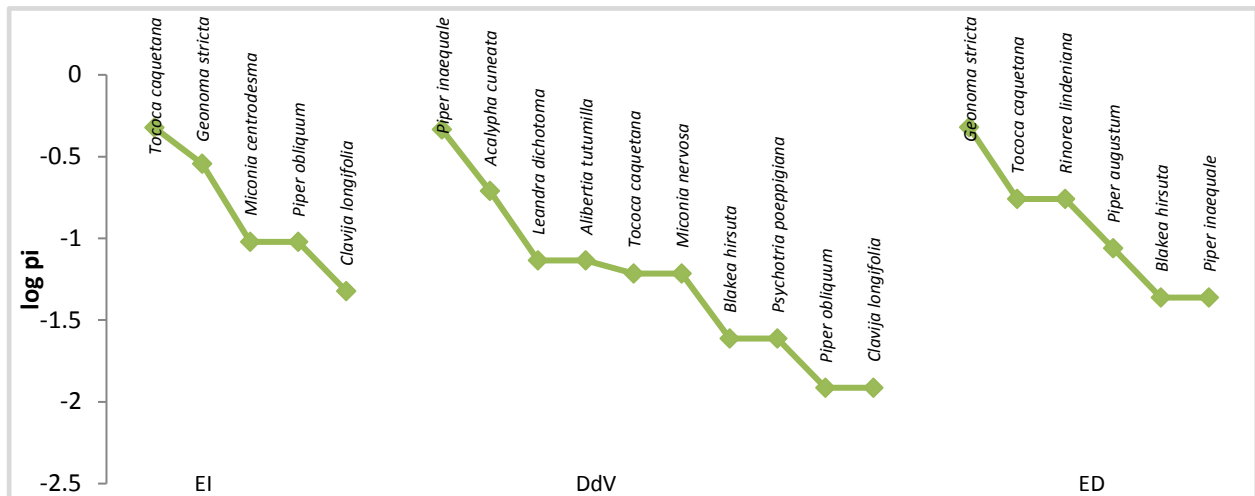
La especie *Miconia nervosa*, especie de arbusto más dominante en el área blanco, ya está presente en el DdV y en el área de efecto de borde en ambos tratamientos.

Figura 69: Curva de abundancia relativa total de arbustos para Agua Negra en el año 2011.



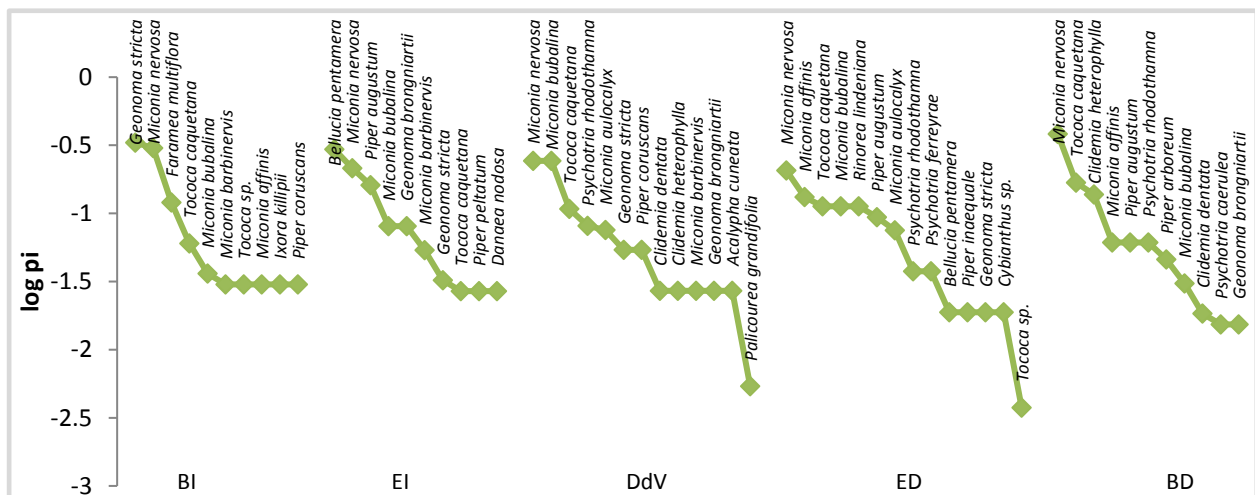
Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo.

Figura 70: Curva de abundancia relativa total de arbustos para Agua Negra en el año 2014.



Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo.

Figura 71: Curva de abundancia relativa total de arbustos para Agua negra en el año 2018.

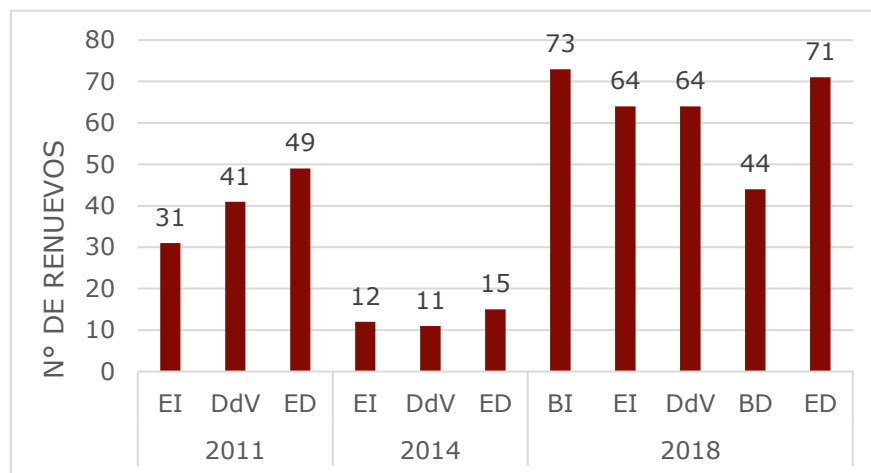


Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

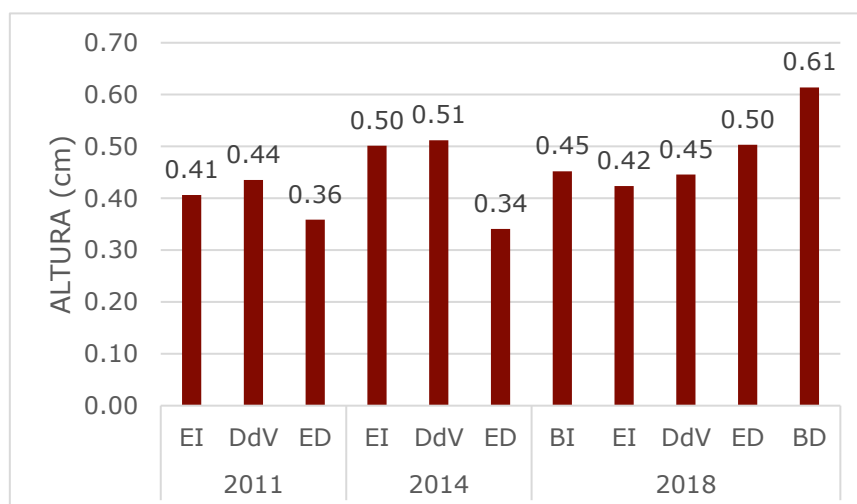
3.1.5 Número de renovables arbóreos en Agua Negra

En Agua Negra, el número de renovos registrados fue mayor después de 10 años de recuperación en todos los sectores evaluados (DdV, área de efecto de borde y área blanco). En el área blanco, se registró mayor número de renovos que en las dos otras áreas (Figura 72). En el número de renovos influye mucho la estacionalidad y la sobrevivencia de los renovos, por tal motivo se encuentra una gran variación entre los tres momentos de evaluación.

El tamaño promedio de renovos en Agua Negra, tanto en el blanco como en las áreas de recuperación después de 10 años, varió de 44 a 73 cm de alto (Figura 73).

Figura 72: Número de renovables en Agua Negra.

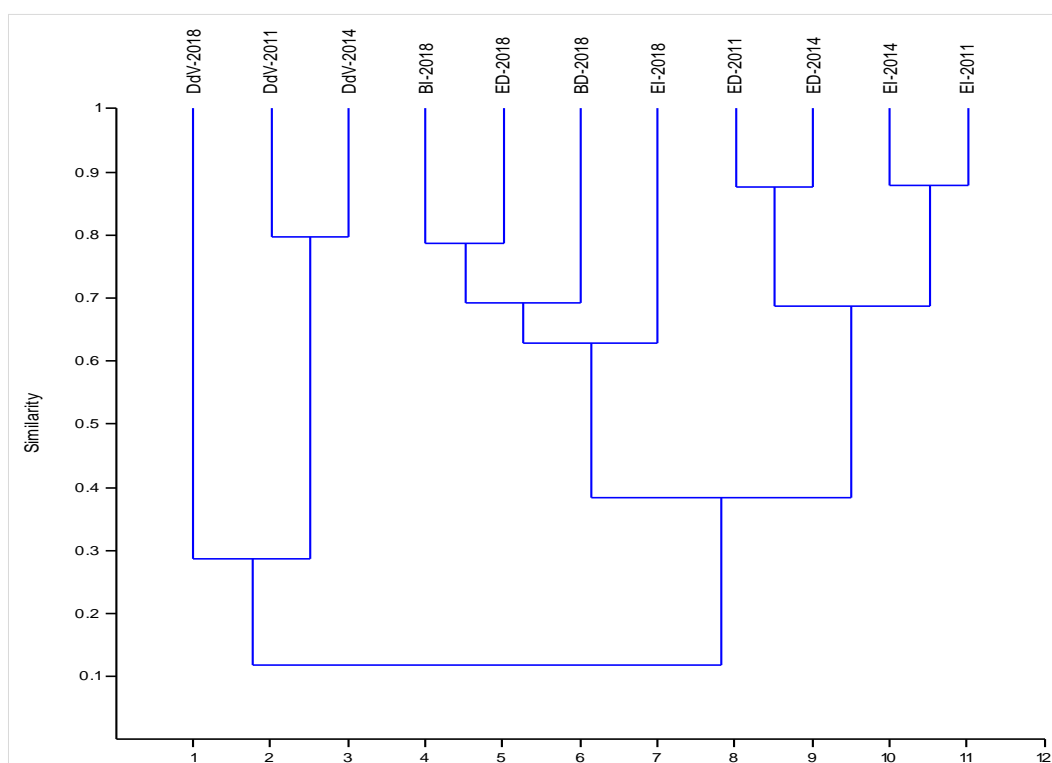
Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

Figura 73: Promedio (cm) de los renovables en Agua Negra.

Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

3.1.6 Similitud entre DdV, efecto borde y blanco en Agua Negra en el 2018

El dendrograma de similitud de Morisita de los árboles de DAP mayores a 10 cm, muestran una similitud de cerca del 40% entre las especies presentes en el DdV y las especies del área blanco y área de efecto de borde después de 10 años de recuperación. Por otro lado, las especies registradas en el 2018 en el área blanco y el área del efecto de borde tienen una similitud de más del 60%; por lo tanto, a nivel de árboles mayores de 10 cm de DAP, el área del efecto de borde ha recuperado su composición de especies; lo que no ocurre todavía con el DdV (Figura 74).

Figura 74: Similitud de árboles con DAP mayor a 10 cm en Agua Negra.

Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

3.2 PACAL DE BOSQUE AMAZÓNICO - MERONKIARI

3.2.1 Número de especies, géneros y familias en Meronkiari

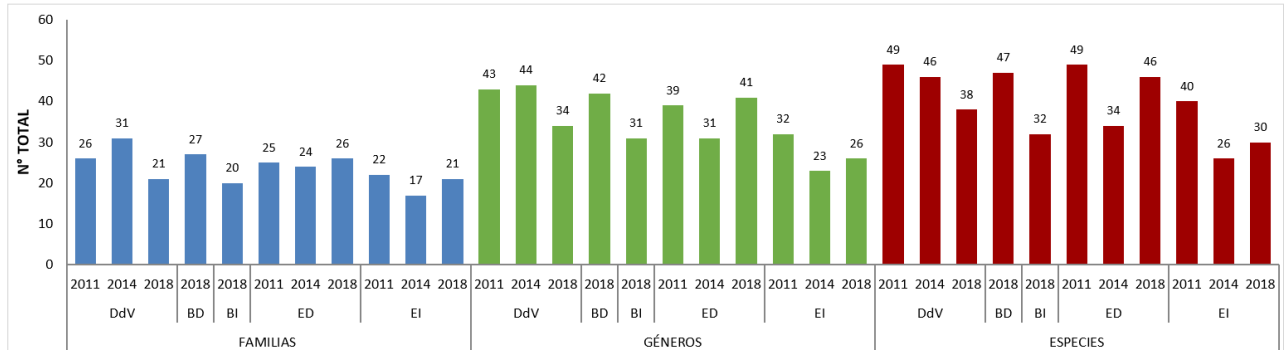
En Meronkiari, para el 2018 se registraron 105 especies que pertenecen a 83 géneros y 43 familias (Anexo 1: Lista de especies de plantas vasculares registradas en Agua Negra y en Meronkiari en los años 2011, 2014 y 2018). En el 2011 se registraron 96 especies, distribuidas en 73 géneros y 41 familias. En 2014 se han reportado 78 especies, distribuidas en 66 géneros y 38 familias. En las tres evaluaciones, tanto el 2011, 2014 y el 2018, se registraron 215 especies de plantas vasculares, distribuidas en 140 géneros y 55 familias.

En el DdV, en el 2011 se registraron 49 especies, en el 2014 se registraron 46 especies y en el 2018 se registraron 38 especies, lo que implica una reducción del 22 % respecto a la primera evaluación. En cuanto a la riqueza de géneros en el DdV, en el 2011 se registraron 43 géneros, en el 2014, 44 géneros; y en el 2018 se redujeron a 34 géneros. A nivel de familias, en el DdV en el 2011 se registraron 26 familias, en el 2014, 31 familias; y en 2018 se redujo a 21 (Figura 75).

En el área de efecto de borde izquierdo en 2011 se registraron 40 especies, en 2014 se encontraron solamente 26 especies y en 2018 se reportaron 30 especies. En el tratamiento derecho, en 2011 se registraron 49 especies, en 2014 se encontraron 34 especies y en 2018 se registraron 46 especies. En la zona de efecto de borde, en el tratamiento izquierdo, en 2011 se registraron 32 géneros, en 2014 disminuyeron a 23 géneros y en 2018 se incrementaron a 26 géneros. En el tratamiento derecho en 2011 se registraron 39 géneros, en 2014, 31 géneros y en 2018, 41 géneros. En cambio, en el área del efecto de borde en el tratamiento izquierdo en 2011 se registraron 22 familias, en 2014 se registraron 17 familias, en cambio en 2018 se indica 21 familias. En el tratamiento derecho, en 2011 se reportó 25 familias, en 2014 se redujo una familia quedando 24 familias y en 2018 se indica 26 familias.

En el área blanco se han registrado en el tratamiento izquierdo 32 especies y en el tratamiento derecho 47 especies. En la zona blanco, el número de género en el tratamiento izquierdo fue 31 géneros y en el tratamiento derecho 42 géneros. Para el área blanco, se reporta en el tratamiento izquierdo 20 familias y en el tratamiento derecho 27 familias.

Figura 75: Número de especies, géneros y familias en Meronkiari



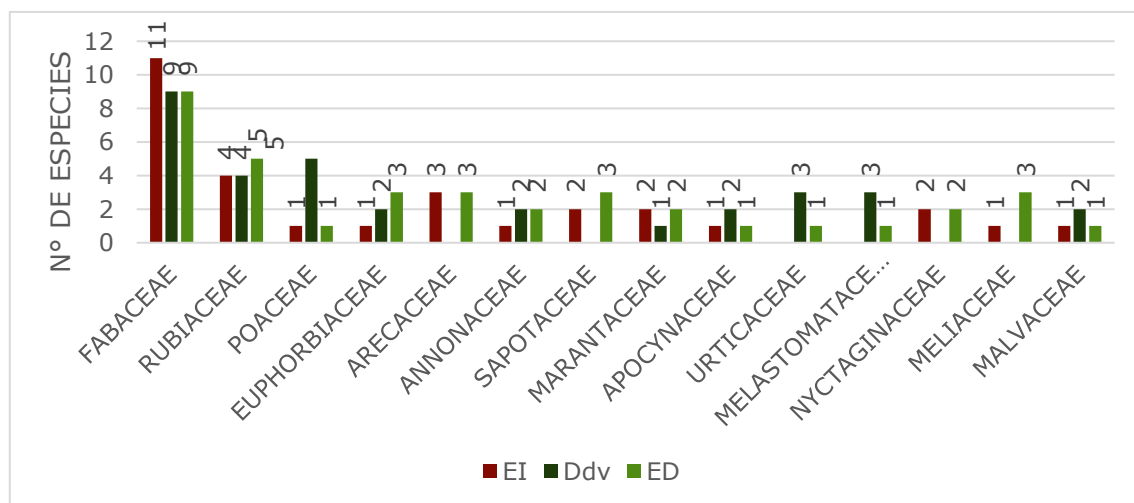
Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

3.2.2 Riqueza específica por familias y géneros en Meronkiari.

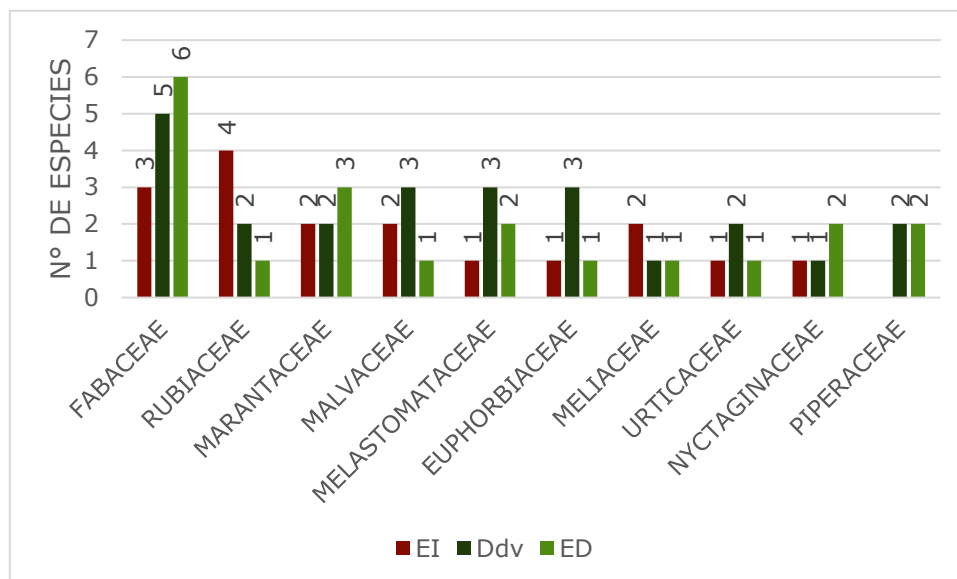
En el DdV, las familias con mayor número de especies en el 2011 fueron: Fabaceae (9 especies), Poaceae (5) y Rubiaceae (4) (Figura 76). En 2014, en el DdV, las familias más diversas fueron: Fabaceae (5 especies) y con 3 especies Malvaceae, Melastomataceae (Figura 77). En 2018 las familias más diversas en el DdV fueron: Fabaceae (7) y con 4 especies Urticaceae y Euphorbiaceae (Figura 78).

En el área del efecto de borde en el tratamiento izquierdo en el 2011, las familias más diversas fueron: Fabaceae (11 especies) y Rubiaceae (4). En el tratamiento derecho fueron: Fabaceae (9 especies) y Rubiaceae (5). En 2014 las familias más diversas en el tratamiento izquierdo fueron: Fabaceae (3 especies), el resto de las familias registraron menos de 2 especies. En el tratamiento derecho fueron: Fabaceae (21 especies) y Maranthaceae (3). En 2018, en el tratamiento izquierdo, las familias más diversas fueron: Fabaceae (4) y con 3 especies Malvaceae; en el tratamiento derecho fueron: Fabaceae (9 especies) y con 4 especies Meliaceae y Euphorbiaceae. En el área blanco las familias más diversas fueron en el tratamiento izquierdo: Fabaceae (5 especies) y con 3 especies Rubiaceae; en el tratamiento derecho fueron: con 4 especies Fabaceae, Meliaceae y Urticaceae.

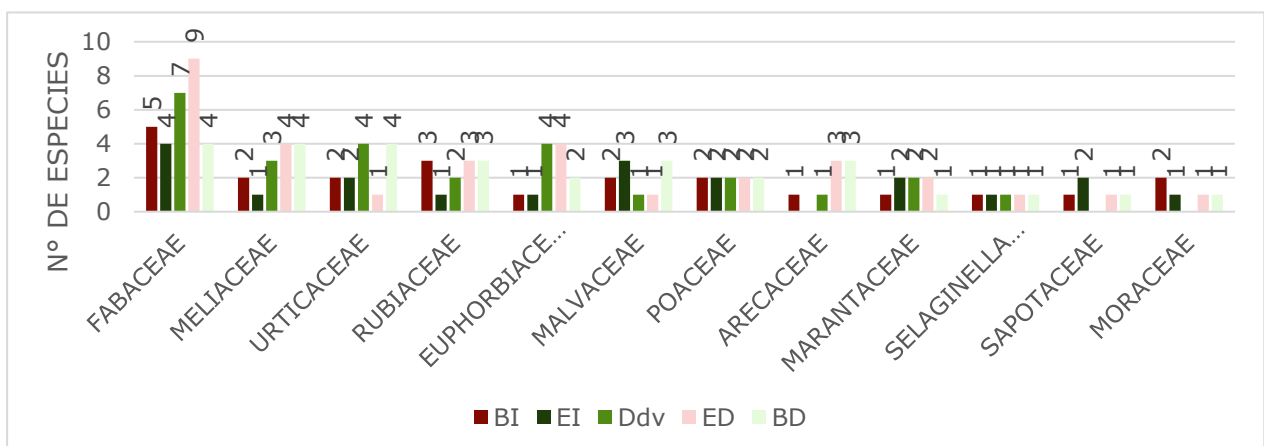
Figura 76: Familias más diversas en Meronkiari (año 2011).



Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo.

Figura 77: Familias más diversas en Meronkiari (año 2014).

Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo.

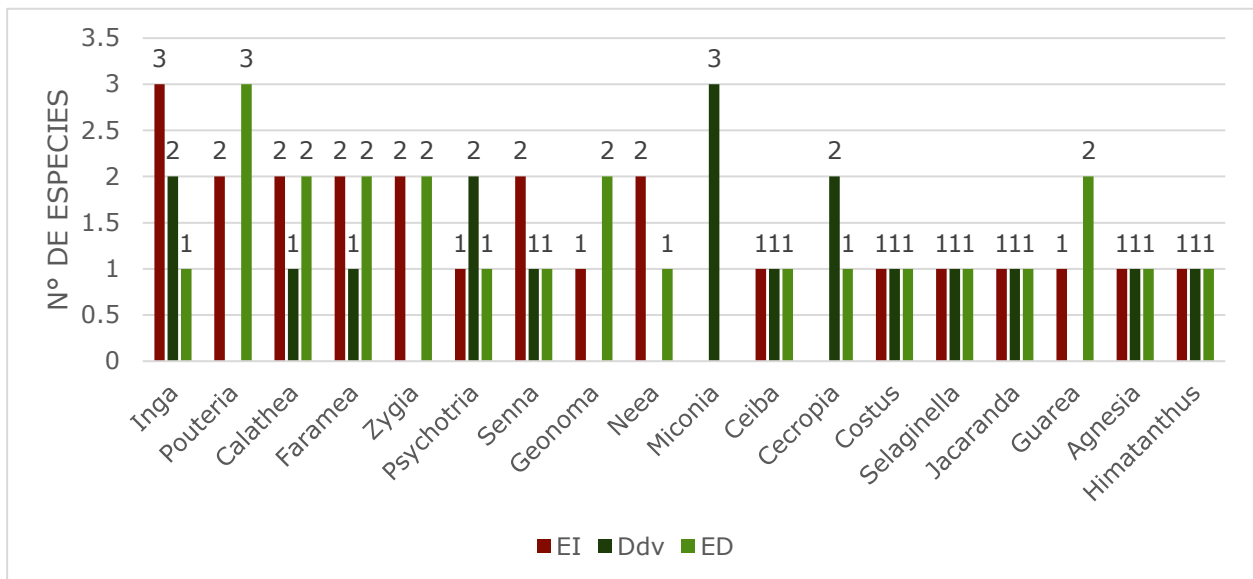
Figura 78: Familias más diversas en Meronkiari (año 2018).

Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

En cuanto a la diversidad de géneros, para Meronkiari, los géneros registrados como los más diversos en el DdV, en el 2011 fueron: *Miconia* (3 especies) y con 2 especies *Inga* y *Cecropia* (Figura 79). En el 2014, en el DdV, el género más diverso fue: *Piper*, con 2 especies (Figura 80). En el 2018 los géneros más diversos en el DdV que tuvieron 2 especies fueron *Calathea* e *Inga* (Figura 81).

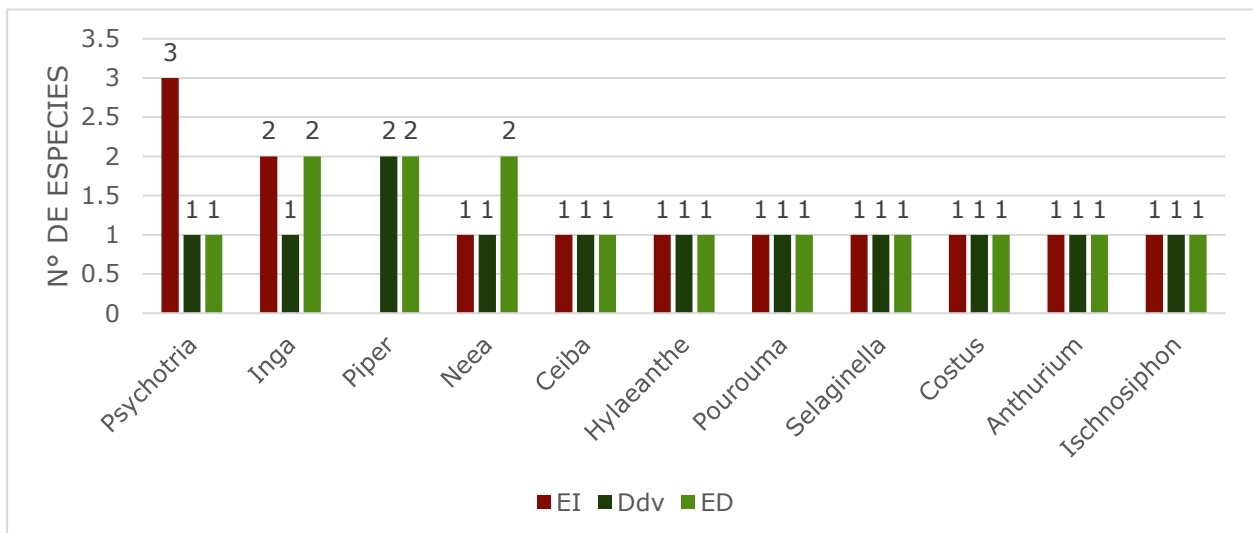
En el área del efecto de borde, los géneros más diversos en el 2011 en el tratamiento izquierdo fueron: *Inga* (3 especies) y con 2 especies *Pouteria*, *Calathea*, *Faramea*, *Zygia*, *Senna* y *Neea*. En el tratamiento derecho fue: *Miconia* (3 especies) y con 2 especies *Calathea*, *Faramea*, *Zygia*, *Geonoma* y *Guarea*. En el 2014 en el tratamiento izquierdo fue: *Psychotria* (3 especies) y con 2 especies *Inga*. En cambio, en el tratamiento derecho tuvieron 2 especies: *Inga*, *Piper* y *Neea*. En el 2018, en el tratamiento izquierdo fue: *Ceiba* (3 especies) y con 2 especies *Inga* y *Calathea*; en el tratamiento derecho *Calathea*, *Inga* y *Guarea* tuvieron 2 especies. En el área blanco en el tratamiento izquierdo todas las especies registradas tuvieron una sola especie y en el tratamiento derecho *Ceiba*, *Guarea* y *Pourouma* tuvieron 2 especies.

Figura 79: Géneros más diversos en Meronkiari (año 2011).



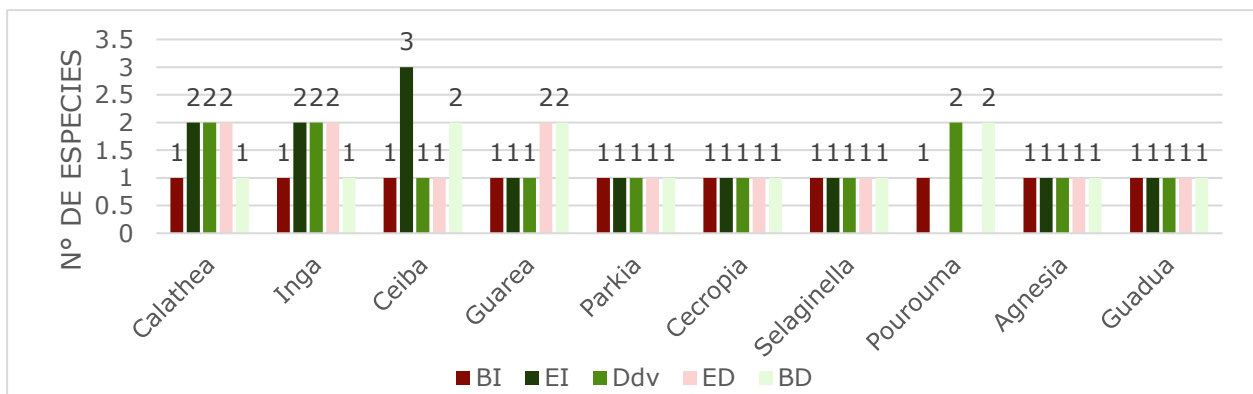
Nota: Donde Ddv=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo.

Figura 80: Géneros más diversos en Meronkiari (año 2014).



Nota: Donde Ddv=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo.

Figura 81: Géneros más diversos en Meronkiari (año 2018).



Nota: Donde Ddv=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

3.2.3 Clases diamétricas y de altura de árboles en Meronkiari

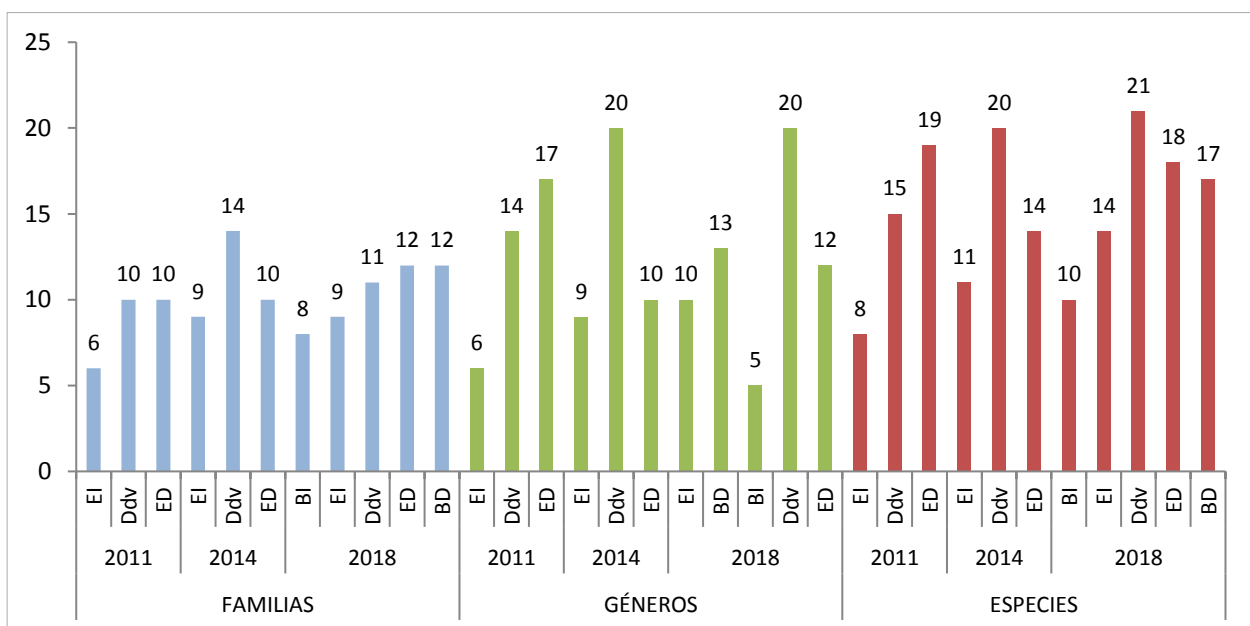
3.2.3.1 Evaluación de especies arbóreas con DAP >10 cm

Con relación al número de especies de árboles con DAP mayor a 10 cm en el DdV, en el 2011 se registraron 15 especies; en el 2014, 20 especies; y en el 2018, 21 especies. En cambio, en el área de efecto de borde izquierdo en el 2011 se registraron 8 especies; en el 2014, 11 especies, y en el 2018, 14 especies; en el área de efecto de borde derecho en el 2011 se registraron 19 especies; en el 2014, 14 especies, y en el 2018, 18 especies. Por otro lado, en el área blanco se ha registrado en el tratamiento izquierdo 10 especies y en el tratamiento derecho 17 especies (Figura 82).

Con respecto a la riqueza de géneros de árboles mayores de 10 DAP en el DdV, en el 2011 se registraron 14 géneros, para el 2014 y 2018 se reportaron 20 géneros. En la zona de efecto de borde, en el tratamiento izquierdo en el 2011 se registraron 6 géneros, en el 2014, 9 géneros y en 2018, 10 géneros. En el tratamiento derecho en el 2011 se reportaron 17 géneros, en el 2014, 10 géneros y en el 2018, 12 géneros. En la zona blanco, el número de géneros en el tratamiento izquierdo fue 5 y en el derecho 13.

A nivel de familia de árboles con DAP mayor a 10 cm en el DdV, en el 2011 se registraron 10 familias, en el 2014 se encontraron 14 familia y en el 2018 se reportaron 11 familias botánicas. En cambio, en el área del efecto de borde en el tratamiento izquierdo en el 2011 registraron 6 familias, en 2014 y 2018 se registraron 9 familias. En el tratamiento derecho en el 2011 y 2014 se registraron 10 familias y en el 2018, 12 familias. Para el área blanco se reportaron en el tratamiento izquierdo 8 familias y en el tratamiento derecho 12 familias.

Figura 82: Número de especies, géneros y familias de árboles mayores de 10 DAP en Meronkiari.

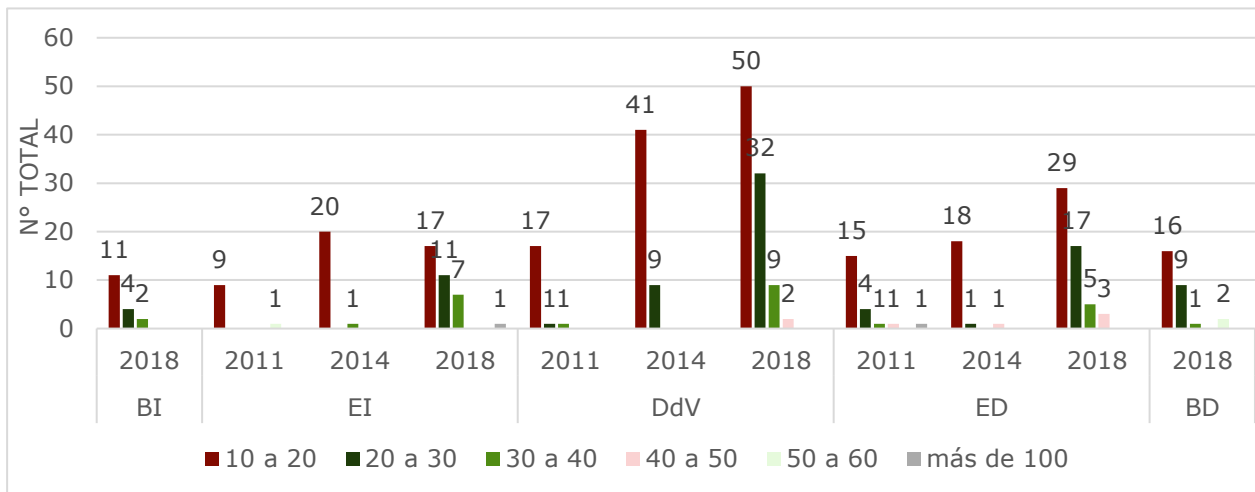


Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

Clases diamétricas

Los resultados de las clases diamétricas para los árboles con DAP mayor a 10 cm, en el DdV de Meronkiari en los tres años de muestreo (2011, 2014 y 2018) muestran que la mayoría de individuos tienen un DAP entre 10 y 30 cm. Los árboles gruesos son muy escasos, lo mismo ocurre en el área del efecto de borde tanto izquierdo como derecho, así como en el área blanco (Figura 83).

Figura 83: Clases diamétricas de árboles con DAP mayor a 10 cm en Meronkiari.

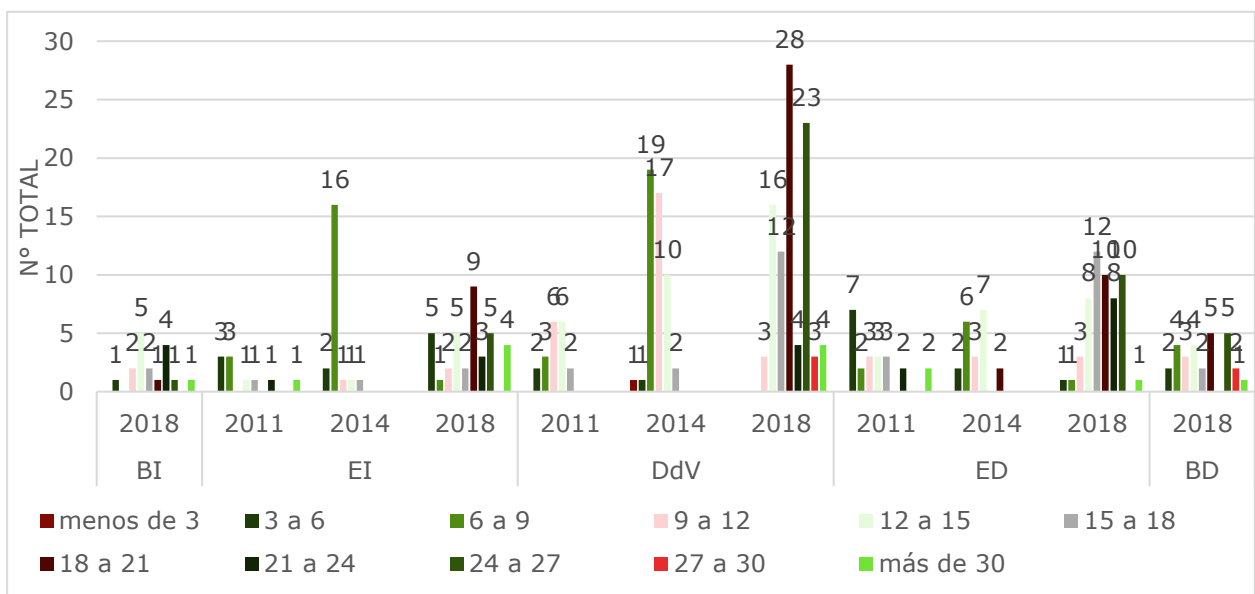


Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

Clases de altura

Con respecto a la altura de los árboles con DAP mayor a 10 cm, en el DdV, la clase de altura mejor representada se encuentra en el 2011 entre 9 a 15 m de alto, en el 2014 fue de 6 a 15 m de alto, finalmente en el 2018 la mayoría de los árboles tuvieron de 18 a 21 m alto y 24 a 27 m. En el área del efecto de borde, en el tratamiento izquierdo en el 2011, la mayoría de los árboles tuvieron de 3 a 9 m de alto. En el 2014 tuvieron de 6 a 9 m de alto y en la última evaluación en el 2018 la mayoría de los árboles tuvieron tamaños de 18 a 21 m. En tratamiento derecho en el 2011 la mayor cantidad de árboles tuvieron de 6 a 9 m de alto, en el 2014 la mayoría tuvieron de 12 a 15 m de alto, en cambio en el 2018 tuvieron de 15 a 18 m de alto. En el área blanco, en el tratamiento izquierdo, la mayoría de los árboles tienen 12 a 15 m de alto, en el tratamiento derecho la mayoría de los árboles tiene de 18 a 21 m y 24 y 27 m de alto (Figura 84).

Figura 84: Clases de altura de árboles con DAP mayor a 10 cm en Meronkiari.



Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

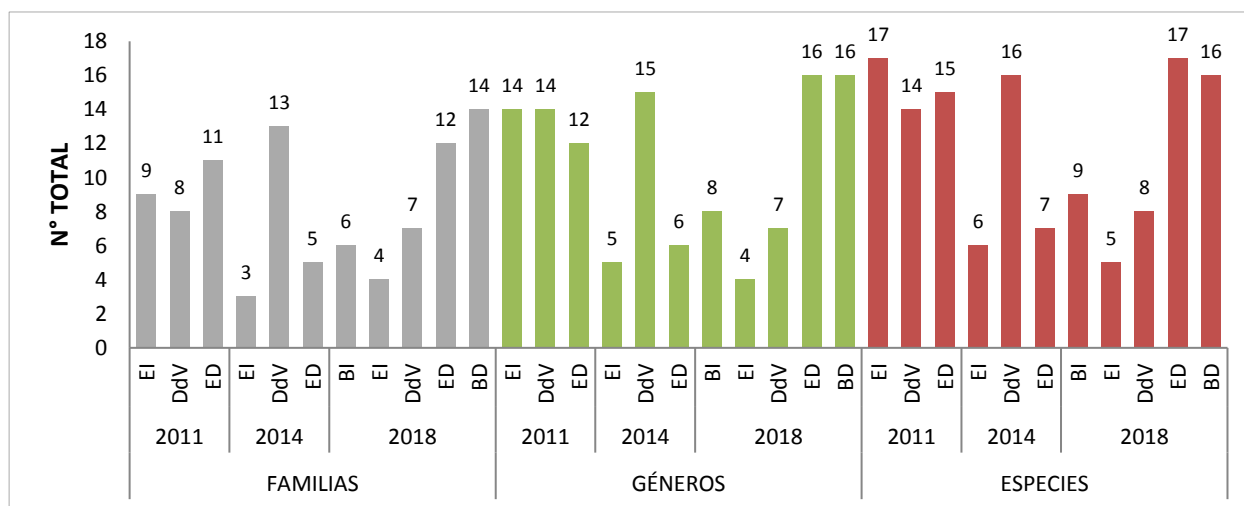
3.2.3.2 Evaluación de especies arbóreas con DAP <10 cm

En el DdV, el número de especies de árboles con DAP menor a 10 cm, en el 2011 se registraron 14 especies, en el 2014 se registraron 16 especies y en 2018 se registraron 8 especies. En el área de efecto de borde del tratamiento izquierdo, en 2011 se registraron 17 especies, en 2014 se encontró 6 especies, mientras que en 2018 se registraron 5 especies. En el tratamiento derecho en la misma área en 2011, se registraron 15 especies, en 2014 se reportaron 7 especies y en 2018 se registraron 17 especies. Por otro lado, en el área blanco fueron registrados en el tratamiento izquierdo 9 especies y en el tratamiento derecho 16 especies (Figura 85).

Con respecto a la riqueza de géneros de árboles menores de 10 cm de DAP en el DdV, en el 2011 se registraron 14 géneros, en el 2014 se registraron 15 géneros, y en el 2018 se registraron 7 géneros. En la zona de efecto de borde en el tratamiento izquierdo en el 2011 se registraron 14 especies, en el 2014 se registraron 5 y en el 2018, 4 géneros. En el tratamiento derecho en el 2011 se fueron reportados 12 géneros, en el 2014 se registraron 6 géneros y en el 2018 se registraron solamente 16. En el Área blanco, el número de géneros en el tratamiento izquierdo fue 8 y en el derecho 16.

A nivel de familias de árboles con DAP menor a 10 cm en el DdV, en el 2011 se registraron 8 familias, en el 2014 se registraron 13 familias y en el 2018 se registraron 7 familias botánicas. En el área del efecto de borde, en el tratamiento izquierdo en el 2011 fueron registradas 9 familias, en el 2014 se registraron a 3 familias y en el 2018, 4 familias. En el tratamiento derecho, en el 2011 se registraron 11 familias, en el 2014 se registraron 5 familias y en el 2018 se registraron 12 familias. Para el área blanco se registraron en el tratamiento izquierdo 6 familias y en el tratamiento derecho 14 familias.

Figura 85: Número de especies, géneros y familias de árboles menores de 10 DAP en Meronkiari.

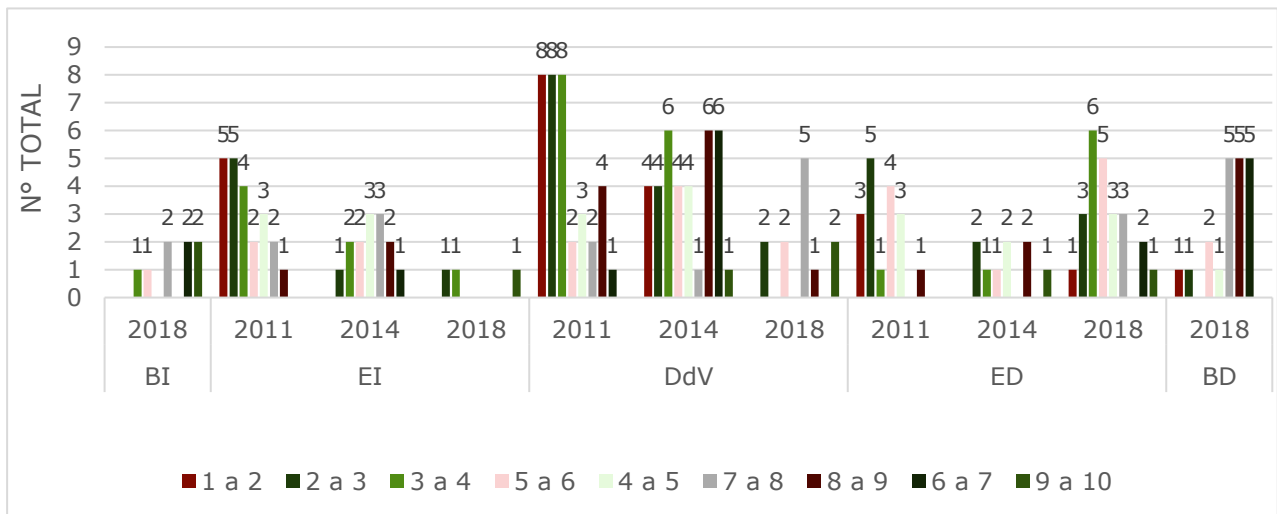


Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

Clases diamétricas

Las clases diamétricas de árboles con DAP menor a 10 cm, en los tres años de muestreo en el DdV de Meronkiari, en 2011 la mayoría de árboles tenían entre 1 y 4 cm, en 2014 la mayoría tenía de 3 a 4 cm y en 2018 la mayoría tenía de 7 a 8 cm de DAP. En el área del efecto de borde en el tratamiento izquierdo, en 2011 la mayoría tenía menos de 5 cm, en 2014 la mayoría tuvieron de 4 a 8 cm, finalmente en 2018 a mayoría tuvo de 7 a 8 cm de DAP. En el tratamiento derecho, en 2011 la mayoría tuvo de 2 a 3 cm, en 2014 tuvieron de 4 a 5 cm y de 8 a 9 cm, en 2018 tuvieron de 3 a 6 cm de DAP. En el área blanco, en el tratamiento izquierdo fue de 6 a 10 cm y en el tratamiento derecho de 6 a 8 cm de DAP (Figura 86).

Figura 86: Clases diamétricas de árboles con DAP menor a 10 cm en Meronkiari.

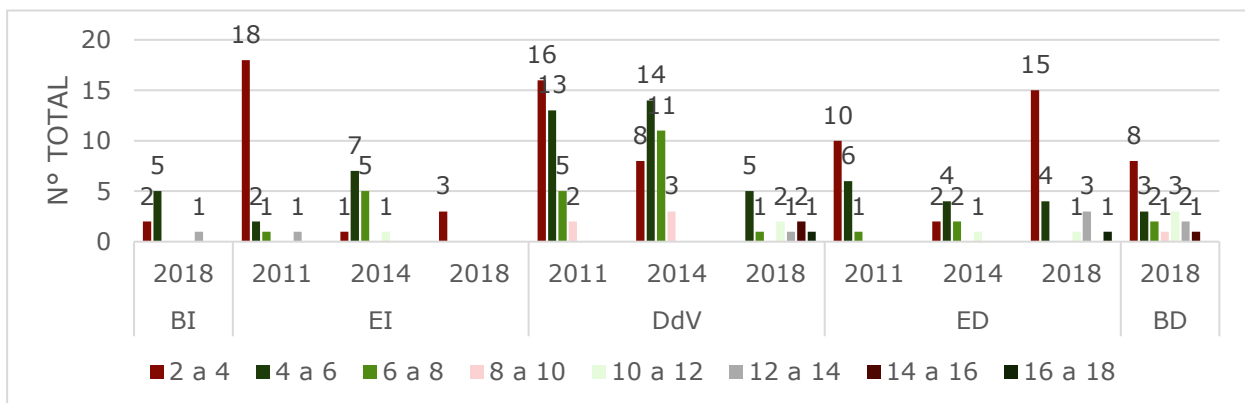


Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

Clases de altura

Con respecto a la altura de los árboles con DAP menor a 10 cm, en el DdV, la clase de altura entre 2 a 8 m está mejor representada. En el área de efecto de borde, en el tratamiento izquierdo en el 2011 fue de 2 a 4 m de alto, en 2014 fue de 4 a 8 m de alto, en el 2018 se registraron escasos árboles en el DdV. En el tratamiento derecho, la mayoría de los árboles tuvieron de 2 a 6 m de alto en los tres años de muestreo. En el área blanco en ambos tratamientos ocurre lo mismo (Figura 87).

Figura 87: Clases altura de árboles con DAP menor a 10 cm en Meronkiari.



Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

3.2.4 Abundancia relativa en Meronkiari.

3.2.4.1 Según Diámetro a la altura del pecho (DAP)

Árboles con DAP mayor a 10 cm

En Meronkiari, las curvas de rango abundancia de los árboles con DAP > 10 cm, indican que las especies con mayor número de individuos en el DdV en el 2011 fueron *Cecropia sciadophylla* e *Himatanthus sukuuba*; en el 2014 las especies con mayor número de individuos

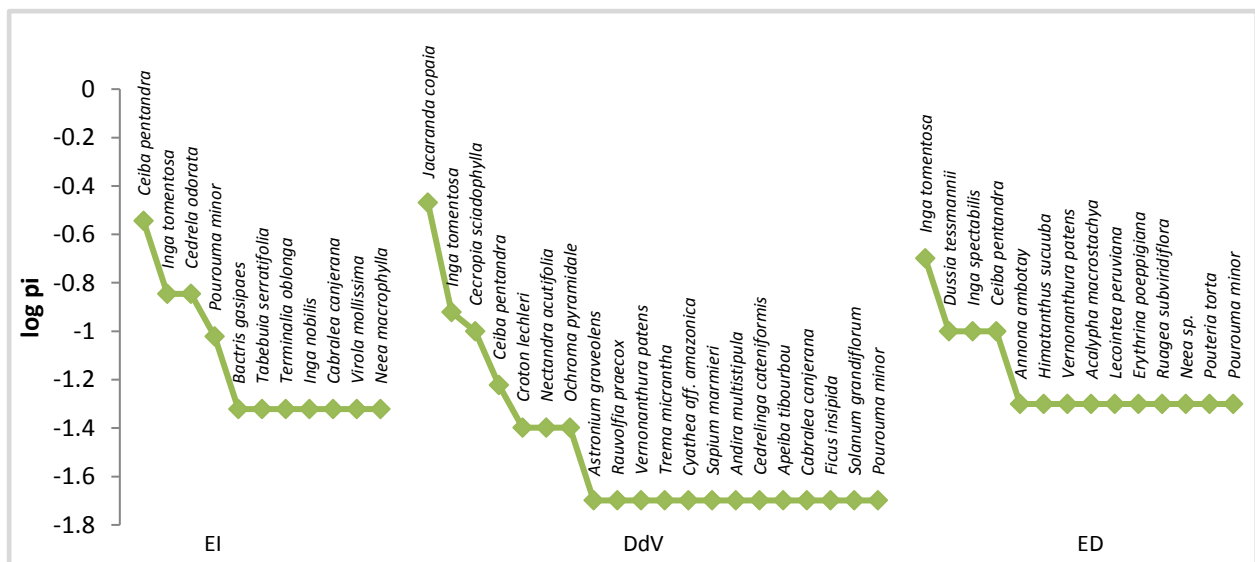
fueron *Jacaranda copaia*, *Inga tomentosa* y *Cecropia sciadophylla*. Para el 2018 reportamos a *Jacaranda copaia*, *Inga tomentosa* y *Cecropia sciadophylla* (Figura 88 a Figura 90). Según estos resultados después de 10 años de recuperación en el DdV, las especies dominantes son las mismas que en el área blanco del Pacal de Bosque Amazónico, por lo tanto, en cuanto a la composición de especies se observa una recuperación.

Figura 88: Curva de abundancia relativa total de árboles con DAP mayor de 10 cm para Meronkiari en el año 2011.



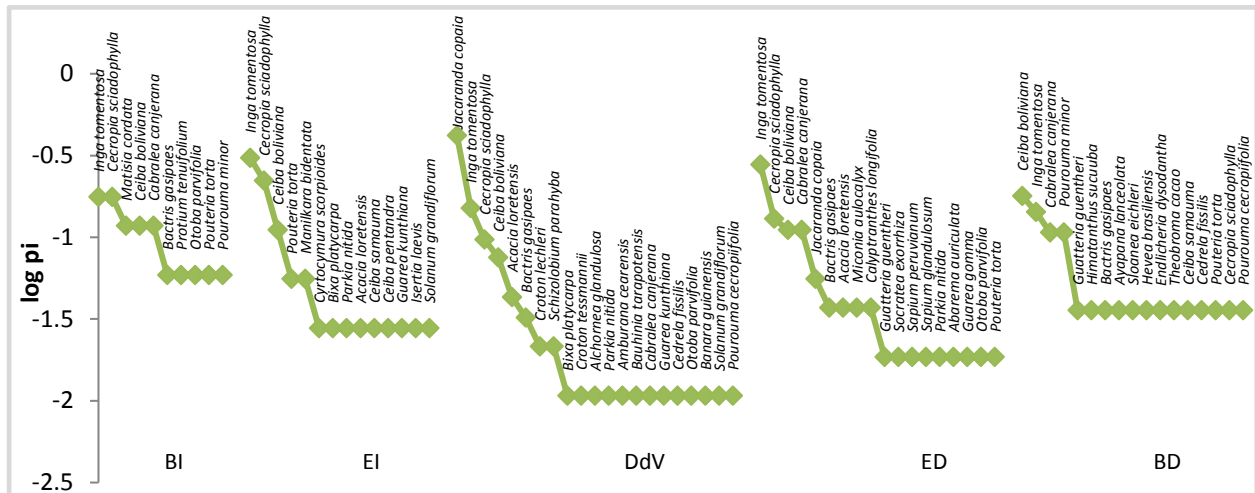
Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo.

Figura 89: Curva de abundancia relativa total de árboles con DAP mayor de 10 cm en DdV para Meronkiari en el año 2014.



Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo.

Figura 90: Curva de abundancia relativa total de árboles con DAP mayor de 10 cm para Meronkiari en el año 2018.



Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

Las especies con mayor número de individuos en el área del efecto de borde en el tratamiento izquierdo en el 2011 fueron *Inga ruiziana* y *Ceiba pentandra*. En el 2014 las especies con mayor número de especies fueron *Ceiba pentandra*, *Inga tomentosa* y *Cedrela odorata*. Para el 2018 fueron *Inga tomentosa* y *Cecropia sciadophylla*. Las especies dominantes son las mismas del área blanco.

Las especies con mayor número de individuos en el área del efecto de borde en el tratamiento derecho en el 2011 fueron *Jacaranda copaia* y *Ruagea subviridiflora*. En el 2014 la especies con mayor número de individuos fue *Inga tomentosa*. En el 2018 reportamos a *Inga tomentosa* y *Cecropia sciadophylla*. Según estos resultados después de 10 años de recuperación, en el área de efecto de borde en el tratamiento derecho ya están presentes las especies que tiene mayor presencia en áreas blanco.

En la evaluación blanco en el tratamiento izquierdo, registró a *Inga tomentosa* y *Cecropia sciadophylla*; en el tratamiento derecho registró: *Ceiba boliviana* e *Inga tomentosa*. Estas especies después de 10 años de recuperación ya están presentes como especies dominantes en todas las áreas evaluadas.

Árboles con DAP menor a 10 cm

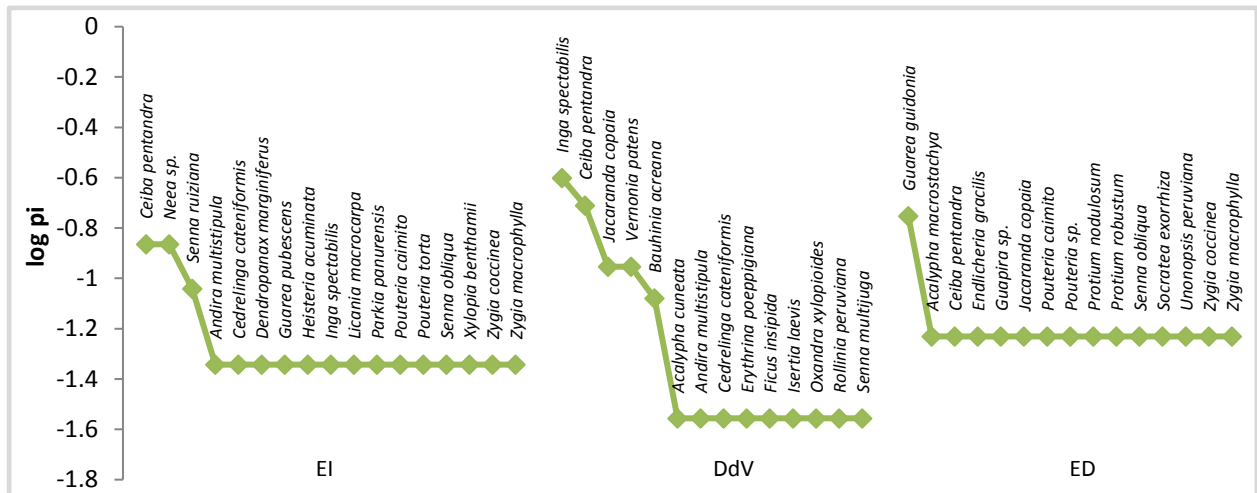
En las parcelas evaluadas en Meronkiari, las curvas de rango abundancia de los árboles con DAP < 10 cm, que analizan la abundancia relativa total para el momento de las tres evaluaciones, las especies con mayor número de individuos en el DdV en el 2011 fueron *Inga spectabilis* y *Ceiba pentandra*; en cambio, en 2014 las especies con mayor número de especies fueron *Vernonanthura patens* y *Ceiba pentandra*; finalmente para el 2018 reportamos a: *Ceiba boliviana* y *Jacaranda copaia* (Figura 91 a Figura 93). Según estos resultados después de 10 años de recuperación en el DdV, las especies más dominantes son casi las mismas especies que están presentes en el área blanco.

Las especies con mayor número de individuos en el área del efecto de borde en el tratamiento izquierdo en el 2011 fueron *Ceiba pentandra* y *Neea sp.*; en cambio, en 2014 las especies con mayor número de especies fueron: *Inga tomentosa* y *Jacaranda copaia*; finalmente para el 2018 todas las especies tienen igual número de individuos. Según estos resultados después de 10 años de recuperación, en el área de efecto de borde en el tratamiento izquierdo ya están presente las especies de áreas blanco.

En el tratamiento derecho, la especie con mayor número de individuos, en el 2011 fue *Guarea guidonia*; en el 2014 fue *Inga tomentosa* y el 2018 reportamos a *Cabralea canjerana*. Según estos resultados, después de 10 años de recuperación, en el área de efecto de borde en el tratamiento derecho algunas especies son de áreas blanco.

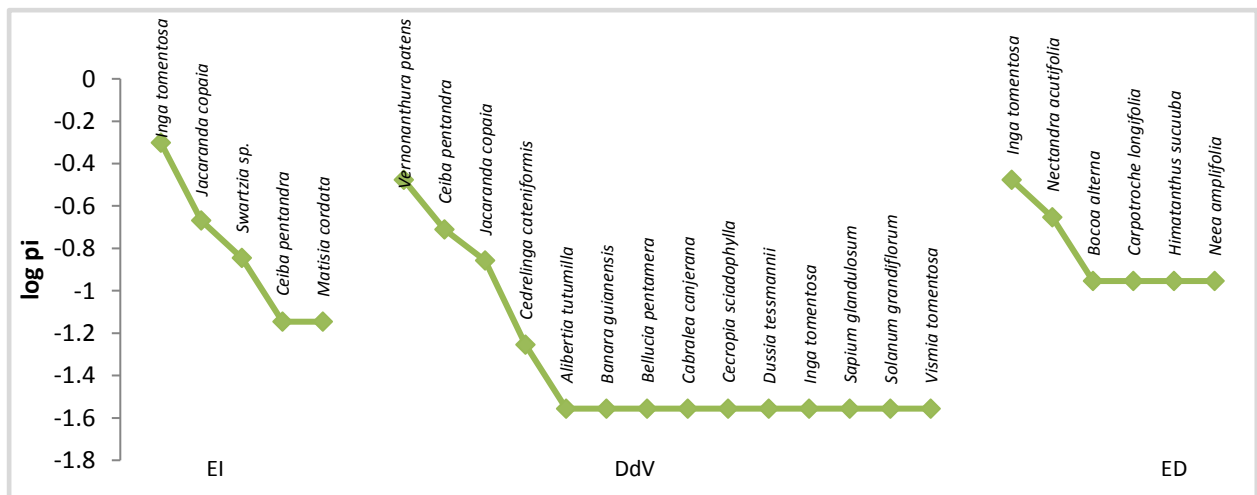
Finalmente, en la evaluación como blanco en el tratamiento izquierdo, las especies estuvieron representadas por un solo individuo; en cambio, en el tratamiento derecho se registraron *Ceiba boliviana*, *Guarea kunthiana* y *Parkia nitida*. Las primeras especies después de 10 años de recuperación ya se encuentran en el DdV.

Figura 91: Curva de abundancia relativa total de árboles con DAP menor de 10 cm para Meronkiari en el año 2011.



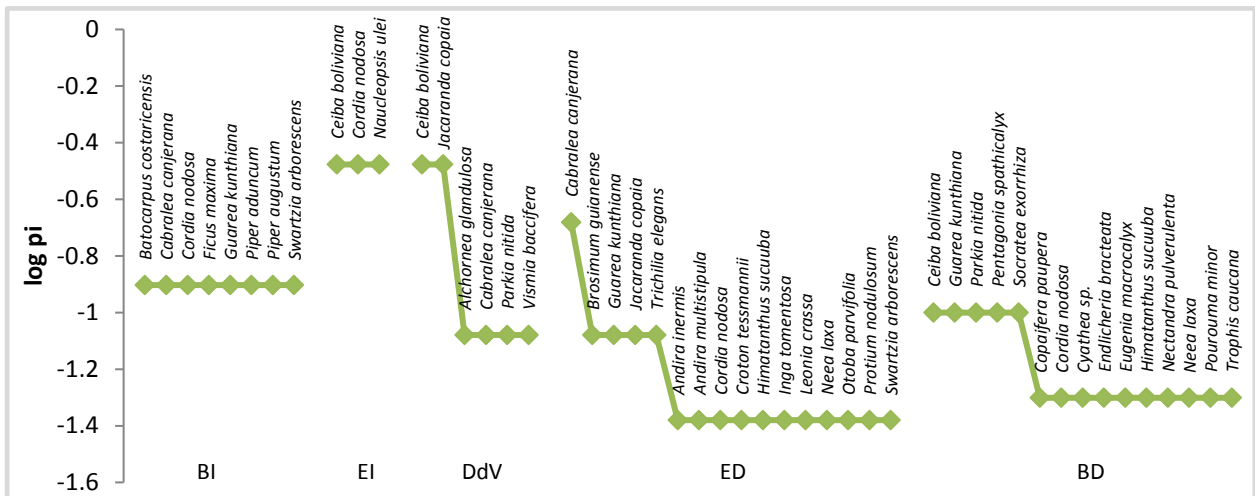
Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo.

Figura 92: Curva de abundancia relativa total con DAP menor de 10 cm para Meronkiari en el año 2014.



Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo.

Figura 93: Curva de abundancia relativa total con DAP menor de 10 cm para Meronkiari en el año 2018.



Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

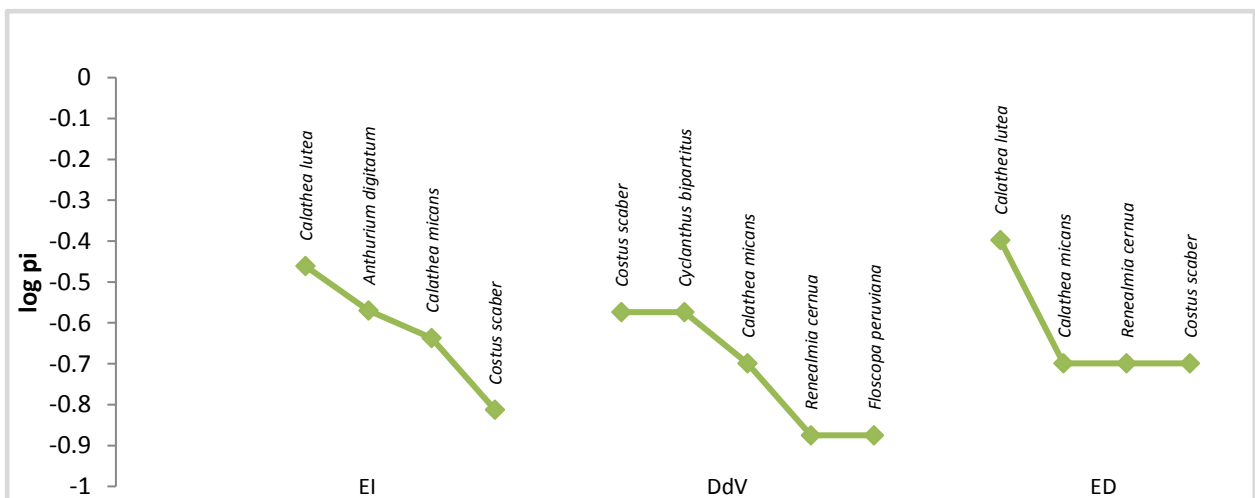
3.2.4.2 Según grupo funcional (arbustos, helechos, hierbas y pastos)

Los grupos funcionales están definidos por arbustos, helechos, poáceas o pastos que agrupan todas las especies graminiformes de las familias Poaceae y Cyperaceae. Otras hierbas, agrupa a todas las hierbas menos las graminiformes y helechos.

En cuanto a las otras hierbas, las especies registraron mayor cobertura en el DdV fueron *Costus scaber* y *Cyclanthus bipartitus* (2011); en el 2014 fueron *Costus scaber* y *Pueraria phaseoloides*; y en el 2018 fue *Calathea* spp. En el área del efecto de borde en el tratamiento izquierdo en 2011 fue *Calathea lutea*; en 2014 fue *Costus scaber* y en el 2018 fueron *Heliconia rostrata* y *Cyclanthus bipartitus* (Figura 94 a Figura 96). En el tratamiento derecho en 2011 fue *Calathea lutea*; para el 2014 fue *Costus scaber*; y en 2018 fueron *Calathea lutea* y *Calathea micans*. Finalmente, en el área blanco en tratamiento izquierdo fue *Heliconia rostrata* y en el tratamiento derecho fue *Calathea lutea*.

Las especies más dominantes respecto a las otras hierbas, en las tres evaluaciones fueron las mismas especies del género *Calathea*, en todos los sectores de evaluación.

Figura 94: Curva de abundancia relativa total de otras hierbas para Meronkiari en el año 2011.



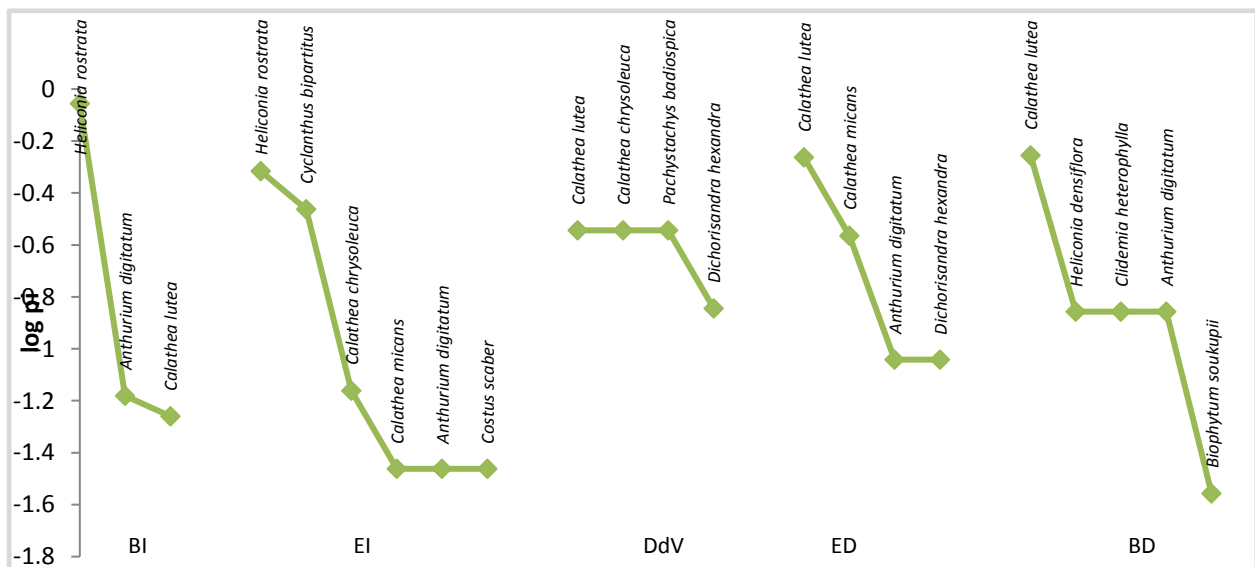
Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo.

Figura 95: Curva de abundancia relativa total de otras hierbas para Meronkiari en el año 2014.



Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo.

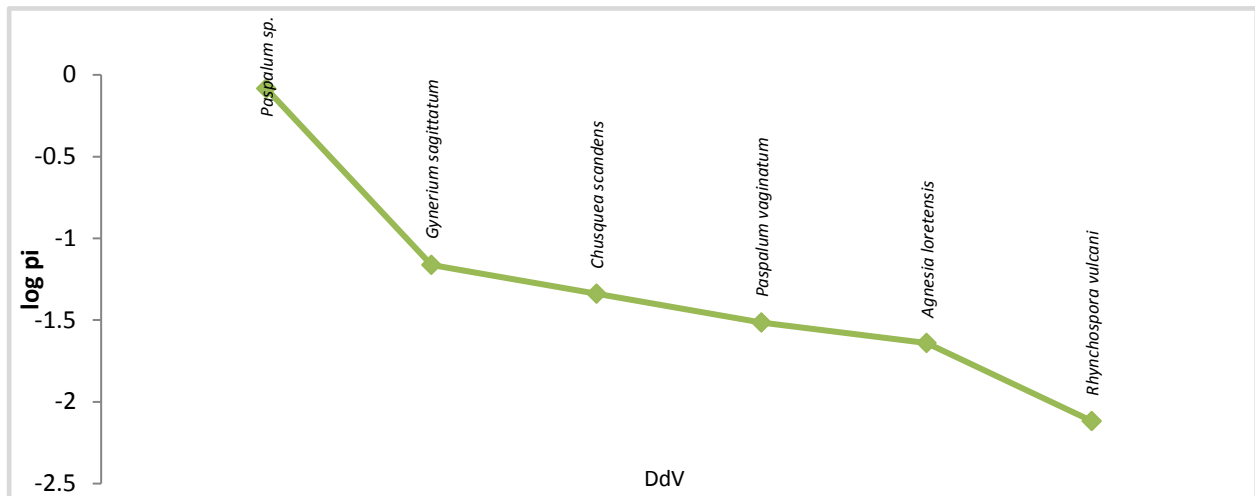
Figura 96: Curva de abundancia relativa total de otras hierbas para Meronkiari en el año 2018.



Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

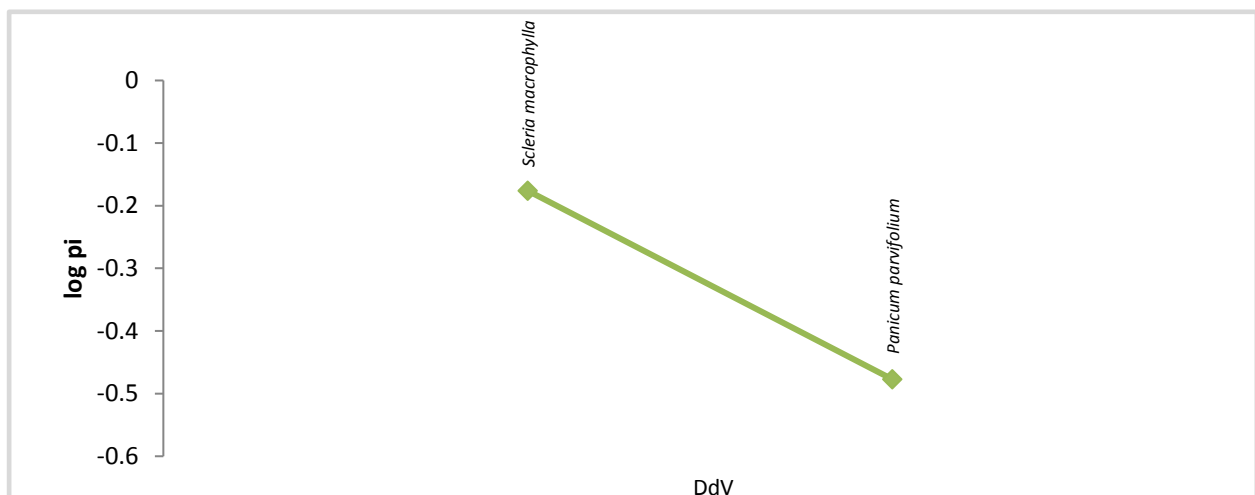
En cuanto a los pastos, en Meronkiari, la especie más abundante para el DdV en las evaluaciones en 2011 fue *Paspalum* sp.; en 2014 *Scleria macrophylla*; y en 2018 apenas se registró una especie (Figura 97 a Figura 99). En el área del efecto de borde en tratamiento izquierdo apenas se registró una especie en los tres años de muestreo; los mismo ocurre en el tratamiento derecho, solamente en 2018 se registró mayor cobertura de *Scleria huberi*. En el área blanco tanto en tratamiento izquierdo y derecho apenas se registró una sola especie por tal motivo no se puede realizar la curva de rango abundancia. Los pastos, son muy escasos en las áreas evaluadas.

Figura 97: Curva de abundancia relativa total de pastos para Meronkiari en el año 2011.



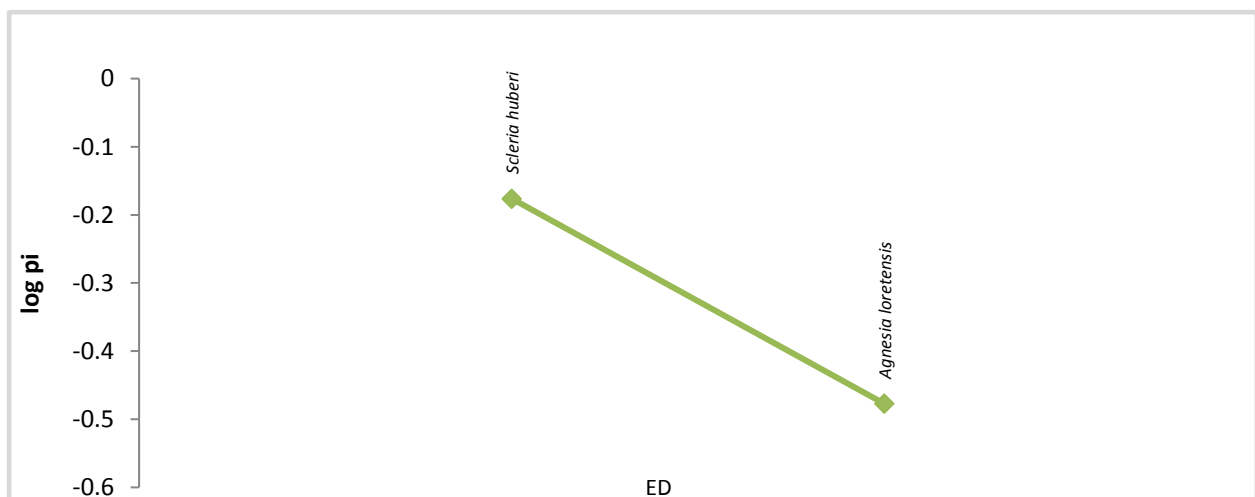
Nota: Donde DdV=Derecho de Vía.

Figura 98: Curva de abundancia relativa total de pastos para Meronkiari en el año 2014.



Nota: Donde DdV=Derecho de Vía.

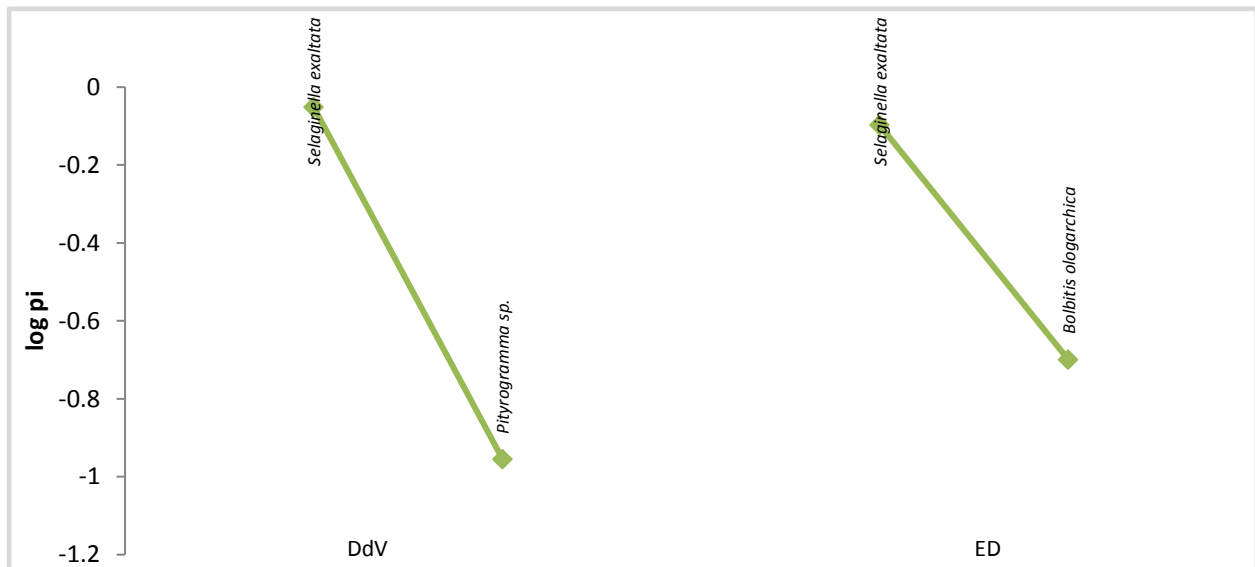
Figura 99: Curva de abundancia relativa total de pastos para Meronkiari en el año 2018.



Nota: Donde ED=Efecto de borde tratamiento Derecho.

En cuanto a los helechos, según los resultados de rango abundancia relativa total, en el DdV, en áreas de efecto de borde tanto izquierdo y derecho evaluados 2011, 2014 y 2018 la especies con mayor cobertura fueron: *Selaginella exaltata* (Figura 100 a Figura 102). Una de las especies más dominantes en el área blanco fue *Mickelia nicotianifolia* en el tratamiento derecho, la cual no se registra todavía en el DdV.

Figura 100: Curva de abundancia relativa total de helecho para Meronkiari en el año 2011.



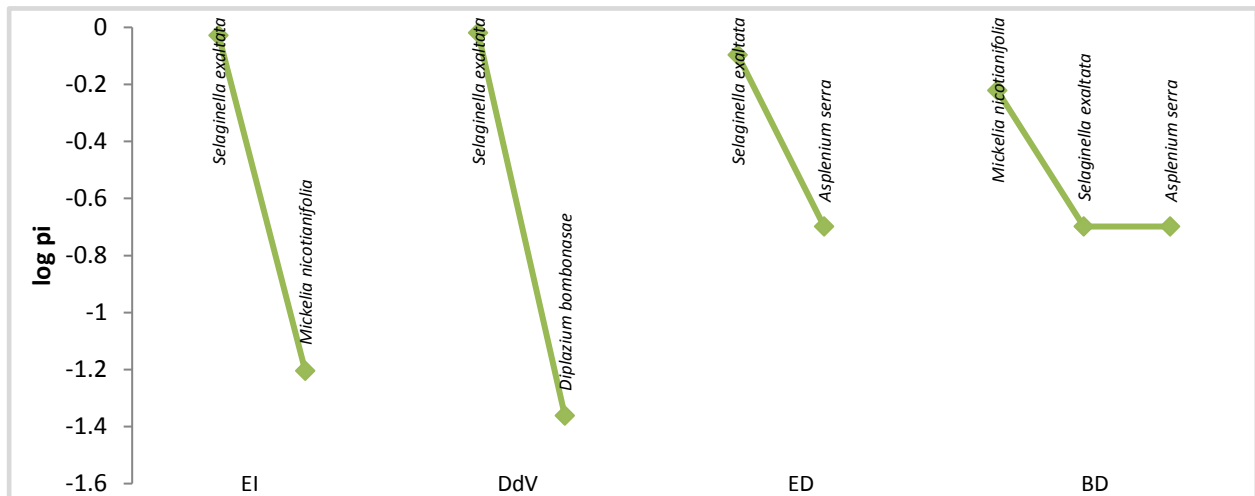
Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho.

Figura 101: Curva de abundancia relativa total de helecho para Meronkiari en el año 2014.



Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo.

Figura 102: Curva de abundancia relativa total de helecho para Meronkiari en el año 2018.

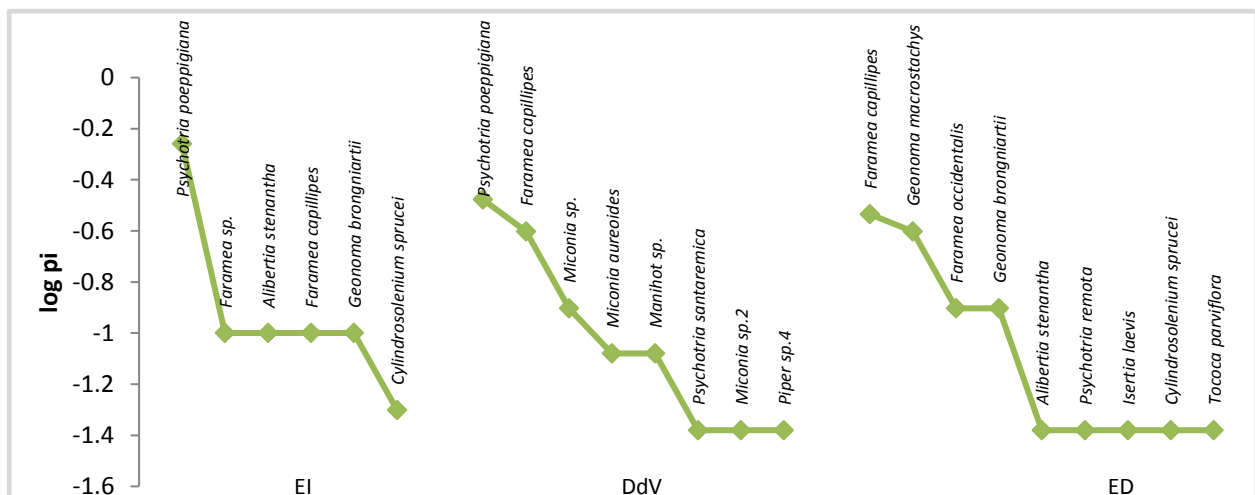


Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

En cuanto a los arbustos, según los resultados de rango abundancia relativa total, en Meronkiari en el DdV en el 2011 registraron a *Psychotria poeppigiana* y *Piper inaequale* como las más abundantes; en el 2014 y 2018 fue *Piper inaequale* (Figura 103 a Figura 105). En el área del efecto de borde en tratamiento izquierdo en 2011 y 2014 fue *Psychotria poeppigiana*; en el 2018 fue *Manihot brachyloba*. En el tratamiento derecho en 2011 fueron *Faramea capillaris* y *Geonoma macrostachys*, en 2014 fue *Miconia barbeyana* y finalmente en el 2018 fue *Psychotria poeppigiana* (Figuras 90 al 92). En el área blanco tanto en el tratamiento izquierdo y tratamiento derecho fue *Faramea multiflora*.

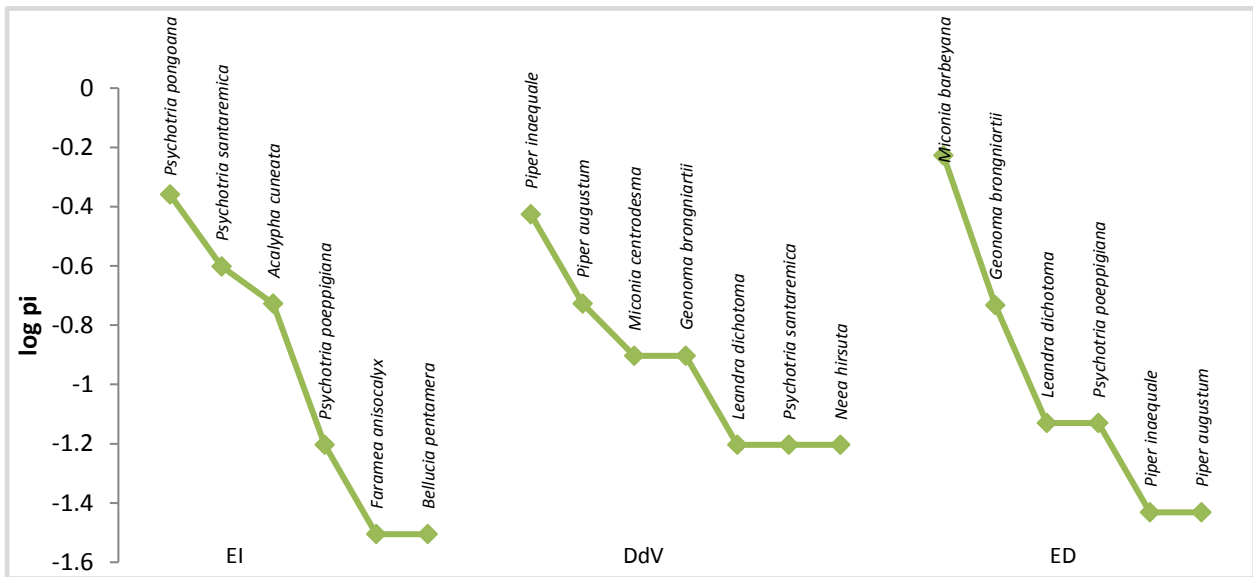
La especie de arbusto más dominantes en el área blanco fue *Faramea multiflora*, la misma que todavía no está presente en el DdV después de 10 años de recuperación, tampoco en el área de efecto de borde.

Figura 103: Curva de abundancia relativa total de arbustos para Meronkiari en el año 2011.



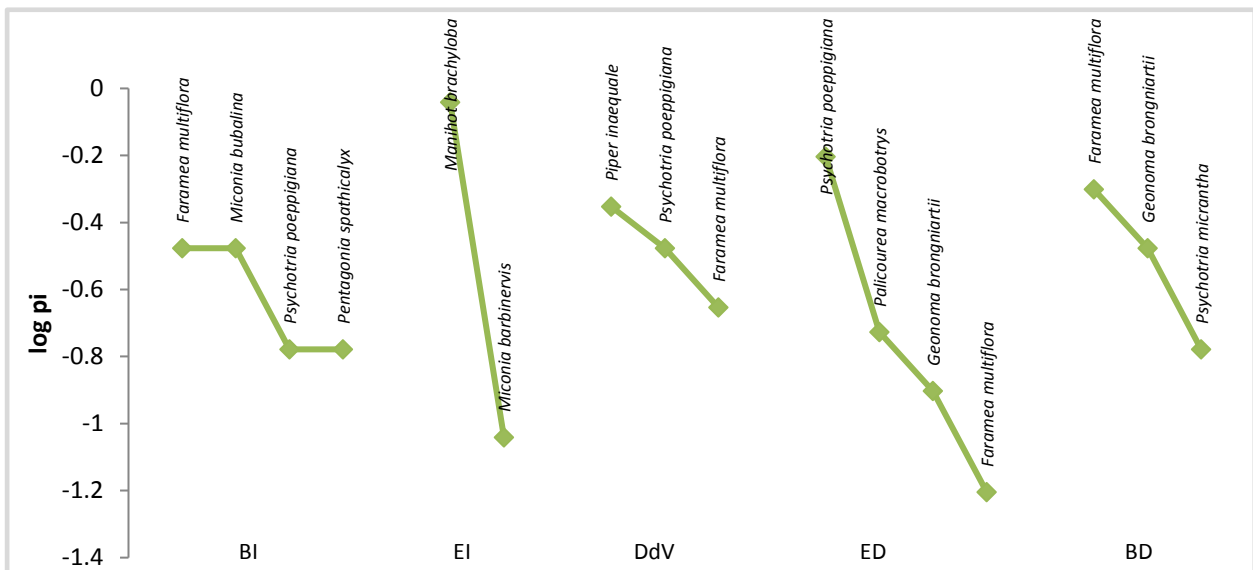
Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo.

Figura 104: Curva de abundancia relativa total de arbustos para Meronkiari en el año 2014.



Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo.

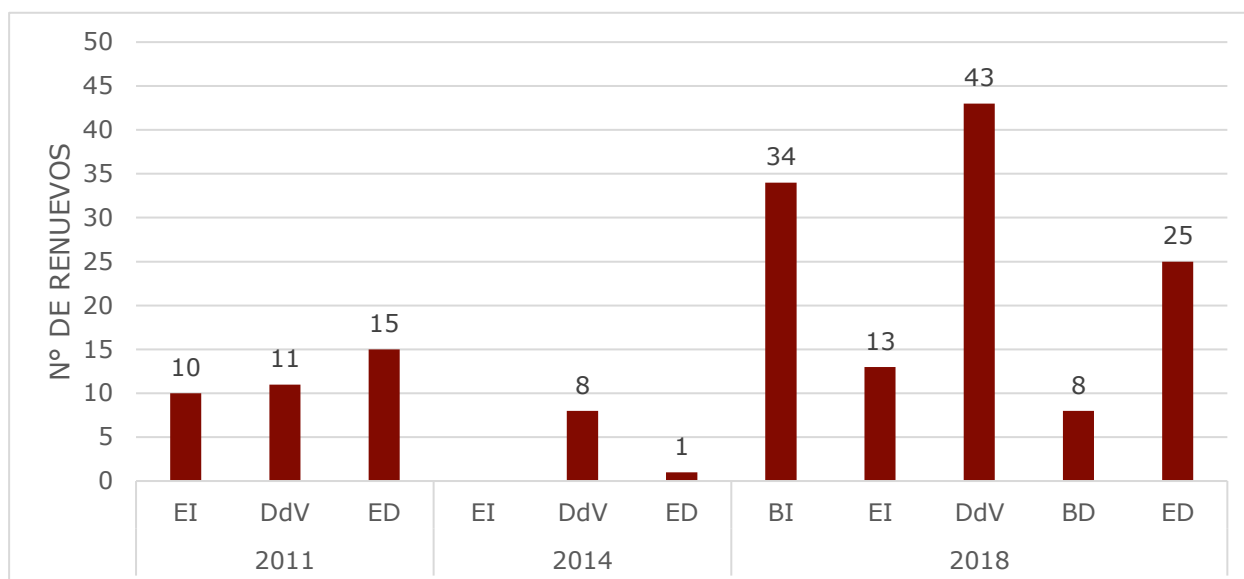
Figura 105: Curva de abundancia relativa total de arbustos para Meronkiari en el año 2018.



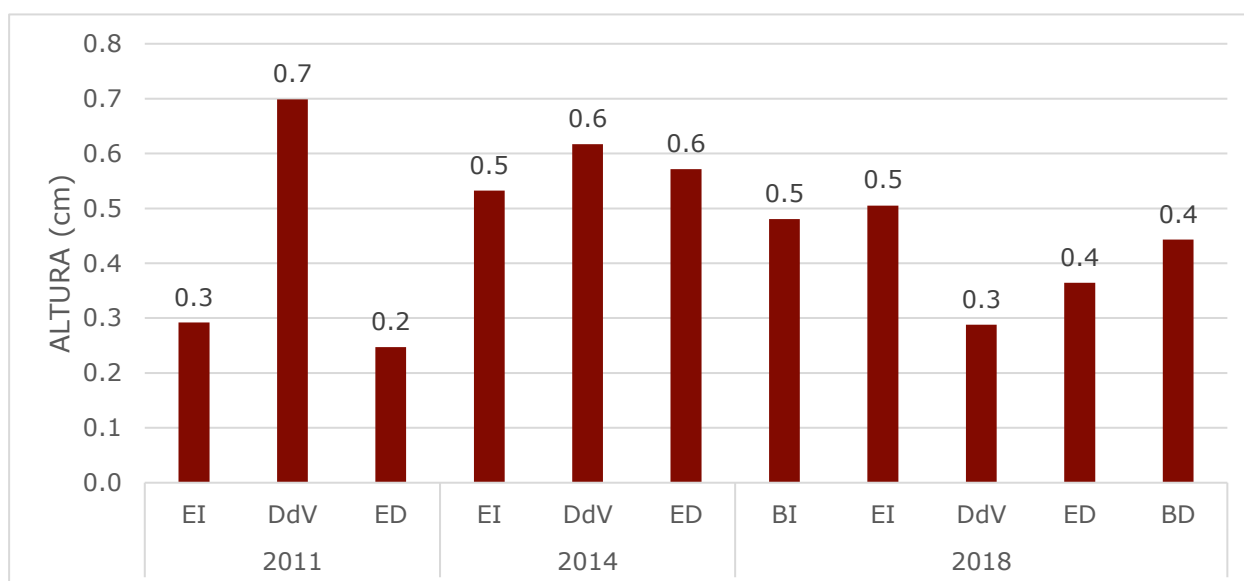
Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

3.2.5 Número de renovables arbóreos en Meronkiari

En Meronkiari, el número de renovos registrados fue mayor después de 10 años de recuperación en todos los sectores evaluados (DdV, área de efecto de borde y área blanco). En el área blanco, se registró mayor número de renovos que en las dos otras áreas (Figura 106). El tamaño promedio de renovos en Meronkiari, tanto en el blanco como en las áreas de recuperación después de 10 años, varió de 3 a 7 cm de alto (Figura 107).

Figura 106: Número de renovables en Meronkiari.

Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

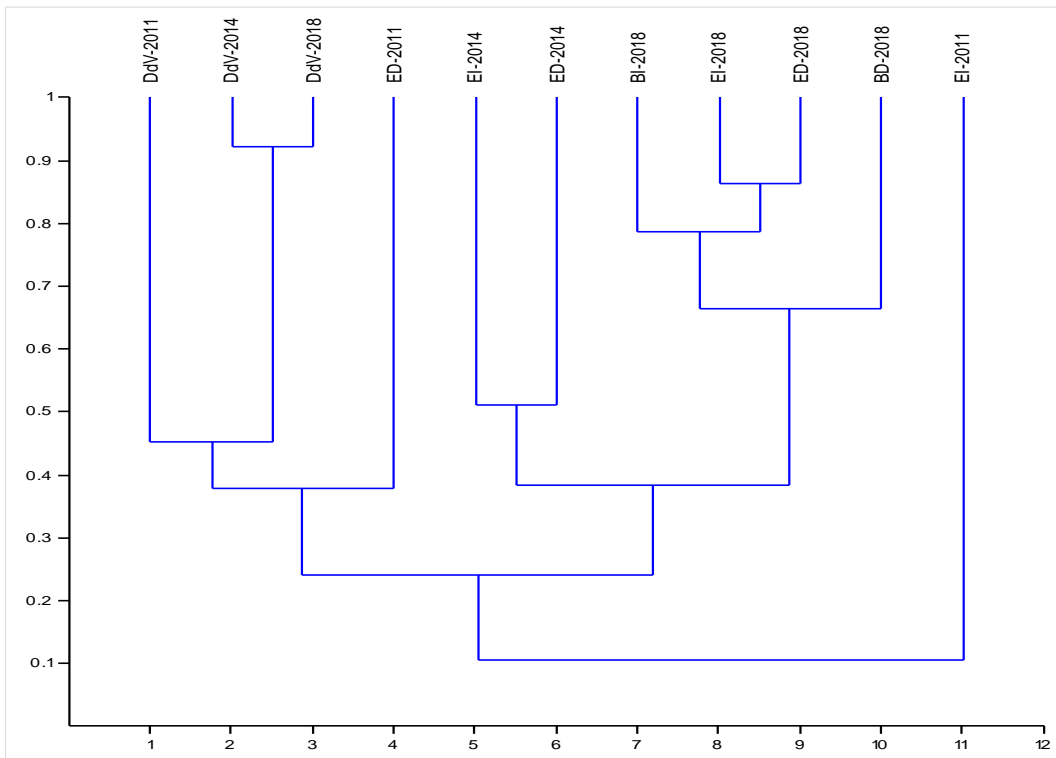
Figura 107: Promedio de talla (cm) de los renovables en Meronkiari.

Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

3.2.6 Similitud entre DdV, efecto borde y blanco en Meronkiari en el 2018

El dendrograma de similitud de Morisita de los árboles con DAP mayor a 10 cm del Pacal de Bosque Amazónico de Meronkiari, muestra una similitud de cerca del 50% entre las especies presentes en el DdV y las especies que se encuentran en área de efecto de borde después de 10 años de recuperación. Por otro lado, el área blanco tiene una similitud de cerca del 70% con el área de efecto de borde en el 2018; por lo tanto, podemos indicar que a nivel de árboles mayores de 10 cm de DAP, el área del efecto de borde se ha recuperó (Figura 108).

Figura 108: Similitud de árboles de árboles con DAP mayor a 10 cm en Meronkiari.



Nota: Donde DdV=Derecho de Vía, ED=Efecto de borde tratamiento Derecho, EI=Efecto de borde tratamiento Izquierdo, BD=Blanco tratamiento Derecho, BI=Blanco tratamiento Izquierdo.

4. DISCUSIONES

4.1 BOSQUE AMAZÓNICO PRIMARIO DENSO - AGUA NEGRA

- La cobertura arbórea en el área deforestada por la construcción del Flowline Pagoreni alcanza casi el 100%, incluso en algunas áreas con escaso desarrollo edáfico, donde queda expuesto la roca madre, se han establecido helechos arbóreos. Cabe señalar que el Proyecto Camisea mantiene sin vegetación una trocha debajo del dosel a lo largo del ducto, por donde transitan las brigadas de mantenimiento de control de erosión; sin embargo, este impacto no es significativo sobre la flora, debido a que es usado en forma esporádica.
- La riqueza de especies en el DdV después de 3 años de recuperación (en el 2011) estuvo compuesta principalmente por especies heliófitas, las que fueron desapareciendo en los siguientes años de sucesión; por tal motivo, después de 10 años de recuperación (en el 2018), la riqueza de especies se reduce en más de 23 % en el área deforestada en el DdV; igualmente ocurre en el área de efecto de borde, con una reducción de 20 a 23 %. En cambio, a nivel de géneros presenta una reducción de 18 % en el DdV, y en el área de efecto de borde la reducción es de 13 %. En cuanto a las familias botánicas, la reducción fue menor de 7 % en el DdV y en el área de efecto de borde fue de 15 a 8 %. Estos resultados eran de esperarse debido a que las especies de primera sucesión son de crecimiento rápido, con ciclos biológicos cortos de 3 a 4 años; por lo que podemos concluir que la riqueza de especies debido a las especies heliófitas van disminuyendo en los siguientes años de sucesión; además, después de 10 años de recuperación, las especies de la primera sucesión ya no se registran en el área de efecto de borde.

- Las familias más diversas después de 10 años de recuperación tanto en el DdV, área de efecto de borde, e incluso en el área blanco, fueron principalmente: Annonaceae, Fabaceae, Lauraceae, Melastomataceae, Rubiaceae y Moraceae; en cambio, los géneros más diversos fueron: *Inga*, *Calathea*, *Virola*, *Pseudolmedia* y *Miconia*; a nivel de familia y género tanto en el DdV y área de efecto de borde no hay diferencia después de 10 años de recuperación.
- En cuanto a la clase diamétrica de árboles mayores de 10 cm de DAP, la mayoría de los árboles tienen un DAP entre 10 y 30 cm, en los tres momentos de evaluación tanto en el DdV, áreas de efecto de borde y área blanco; los árboles gruesos son muy escasos en estas áreas muestreadas. Con respecto a las clases diamétricas para los árboles con DAP menor a 10 cm, la mayoría tienen un DAP entre 1 y 4 cm en todas las áreas muestreadas. Una de las características de los bosques evaluados es que la mayoría de los árboles poseen entre 10 y 30 cm de DAP debido al escaso desarrollo que presentan sus suelos, por lo que además no son aptos para la agricultura, propias de muchas áreas boscosas del Bajo Urubamba.
- Respecto a la abundancia de los árboles mayores de 10 cm de DAP, después de 10 años de recuperación en el DdV, ya no se registran las especies de la primera sucesión como *Ochroma pyramidale*, *Trema micrantha* y *Cecropia sciadophylla*. Lo mismo ocurre en el área del efecto de borde. Es preciso indicar que en las parcelas del área de efecto de borde está presente la especie más dominante del área blanco *Otoba parvifolia*. Esta especie todavía no está presente en el DdV. Lo mismo ocurre a nivel de árboles delgados menores de 10 cm de DAP. La presencia de esta especie en el DdV podrá indicarnos la recuperación del bosque. A nivel de composición de especies, el DdV todavía no es similar al área blanco después de 10 años de recuperación.
- En cuanto a grupos funcionales definidos del sotobosque, las especies más dominantes en el DdV, área de efecto de borde y área blanco, en las tres evaluaciones, fueron especies del género *Calathea*. Con respecto a los pastos fue *Agnesia lorentense*. Una de las especies de helechos más dominantes en el área blanco fue *Mickelia nicotianifolia*, que todavía no aparece en DdV, sin embargo, está presente a ambos tratamientos del área de efecto de borde en la evaluación del 2018. Respecto a los arbustos, la especie *Miconia nervosa* es más dominante en el área blanco, y ya está presente en el DdV después de 10 años de recuperación, también está presente en el área de efecto de borde. Esta especie podría ser indicador de la recuperación a nivel de sotobosque para este bosque; por lo tanto a nivel de sotobosque, según estos resultados ya existe una recuperación de algunos componentes después de 10 años de sucesión.
- Se ha registrado la especie "kudzu tropical" *Pueraria phaseoloides*. Esta especie debe erradicarse o se debe controlar su presencia en el DdV, porque evita la restauración en algunas áreas por su comportamiento invasivo. La finalidad de este estudio no fue determinar el área del "kudzu tropical", ya que fue parte de un estudio independiente, cuyo resultado se presentará en otro capítulo.
- Se ha registrado mayor cantidad de renuevos en el DdV en comparación a las dos primeras evaluaciones; es importante indicar que la mayoría de estos individuos mueren por la competencia inter específica, por lo que son muy pocos individuos los que alcanzan la madurez, lo que es propio de este tipo de bosque muy heterogéneo.
- El análisis de similitud de árboles gruesos mayores de 10 cm de DAP muestra una similitud de cerca del 40 % entre las especies presentes en el DdV y las especies que se encuentran en el área blanco. El área de efecto de borde posee una similitud de 60 % con el área blanco después de 10 años de recuperación; por lo tanto, la recuperación de áreas con impacto lineal se produce en forma rápida, al tener como fuente de semilla el bosque que está en los márgenes del DdV.

4.2 PACAL DE BOSQUE AMAZÓNICO - MERONKIARI

- La cobertura arbórea es del 100 % en el área deforestada del DdV del Flowline Pagoreni después de 10 años de recuperación. Por motivos de mantenimiento del flowline, el Proyecto Camisea mantiene una trocha debajo del dosel a lo largo del ducto; sin embargo, este impacto no es significativo.
- La riqueza de especies en el DdV se debe a especies que se establecieron después del desbroce, que corresponde principalmente a especies de bosque secundario; algunas de estas especies se redujeron en los siguientes años de sucesión; por ejemplo, después de 10 años de recuperación, la riqueza de especies se reduce en más de 25 % en el área deforestada, igualmente ocurre en el área de efecto de borde donde la reducción fue de 25 a 6 % a nivel de especies; esto es de esperarse debido a la muerte de especies de primera sucesión de ciclos biológicos cortos; además, el Pacal de Bosque Amazónico es muy dinámico por la muerte de la "paca" que se produce en intervalos de 30 o 35 años. En cambio, a nivel de géneros presenta una reducción de 18 % en el DdV y en el área de efecto de borde de 18 % en el tratamiento izquierdo; en cambio, en el tratamiento derecho se incrementó en un 5 %. En cuanto a las familias botánicas, la reducción fue de 7 % en el DdV y en el área de efecto de borde en el tratamiento izquierdo disminuyó en una especie y en el tratamiento derecho incrementó en una especie; en conclusión, a nivel de especies después de 10 años de sucesión tanto en DdV y el área del efecto de borde la recuperación fue importante muy cercanos al área blanco.
- Las familias más diversas después de 10 años de recuperación tanto en el DdV, área de efecto de borde, e incluso en el área blanco fueron principalmente: Fabaceae, Rubiaceae, Meliaceae y Euphorbiaceae; en cambio, los géneros más diversos fueron: *Inga*, *Pouteria*, *Miconia*, *Psychotria* y *Ceiba* en estas áreas; a nivel de familia y género la recuperación fue cercano al blanco tanto en el DdV y el área de efecto de borde después de 10 años de sucesión.
- En cuanto a la clase diamétrica de árboles mayores de 10 cm de DAP, en los tres años de evaluación tanto en el DdV como en las áreas de efecto de borde y área blanco tienen en su mayoría un DAP entre 10 y 30 cm. Los árboles gruesos son muy escasos en este tipo de bosque, por ser bosques de protección no aptos para la agricultura. Con respecto a las clases diamétricas para los árboles con DAP menor a 10 cm, son muy variables en los diferentes momentos de evaluación, característica propia de los "pacales" del Bajo Urubamba.
- Según la abundancia de los árboles mayores de 10 cm de DAP, después de 10 años de recuperación, en el DdV están presentes las especies dominantes del área blanco en un Pacal de Bosque Amazónico; lo mismo ocurre en el área del efecto de Borde, esto probablemente se deba a que el "pacal" es muy dinámico, debido a la muerte que se produce en intervalos de 30 o 35 años, lo que permite el establecimiento de especies de bosque secundario como: *Cecropia sciadophylla* e *Inga tomentosa* en estas áreas. Lo mismo ocurre a nivel de árboles delgados menores de 10 cm de DAP.
- De los grupos funcionales definidos para el sotobosque, las especies más dominantes respecto a las otras hierbas en el DdV, área de efecto de borde y área blanco en las tres evaluaciones fueron casi las mismas especies: *Costus scaber*, *Cyclanthus bipartitus* y *Calathea* spp.; con respecto a los pastos fueron especies del género *Paspalum* y *Scleria* las más comunes; en cambio, la especie más común de helechos en las áreas de muestreo fue *Selaginella exaltata*. Con respecto a arbustos, las especies *Psychotria poeppigiana* y *Faramea capillares* son las más dominantes en el DdV y el área de efecto de borde; en el área blanco la más dominantes es *Faramea multiflora*, esta especie

todavía no está presente en el DdV después de 10 años de recuperación, en el área de efecto borde tampoco está presente.

- En Meronkiari se ha registrado la especie “kudzu tropical” *Pueraria phaseoloides*. Se debe controlar en forma permanente la presencia de esta especie en el DdV, hasta su control total, porque evita la restauración en algunas áreas por su comportamiento invasivo.
- Se ha registrado mayor cantidad de renuevos tanto en el DdV como en el área de efecto de borde después de 10 años de recuperación, en comparación a las dos primeras evaluaciones; sin embargo, son muy pocos los que alcanzarán el estado adulto, siendo una característica propia de estos bosques.
- El análisis de similitud de árboles gruesos mayores de 10 cm de DAP muestra una similitud de cerca del 50 % entre las especies de plantas presentes en el DdV y las especies que se encuentran en área de efecto de borde después de 10 años de recuperación. Por otro lado, el área blanco tiene una similitud de cerca del 70 % con el área de efecto de borde en el 2018.

5. CONCLUSIONES

- En el Pacal de Bosque Amazónico después de 10 años de recuperación, las especies dominantes en el área de efecto de borde, en el DdV y en el área blanco son las mismas: *Inga tomentosa* y *Cecropia sciadophylla*; en cambio, en el Bosque Amazónico Primario Denso después de 10 años de recuperación, la especie más dominante del área blanco *Otoba parvifolia*, está presente en el área de efecto de borde; sin embargo, en el DdV todavía no se encuentra.
- Después de 10 años de recuperación en el Pacal de Bosque Amazónico, la diferencia ya no es significativa con el área blanco; en cambio en el Bosque Amazónico Primario Denso, el área de efecto de borde es similar al área blanco; sin embargo, existe todavía diferencia entre el DdV y el área blanco.

6. RECOMENDACIONES

- El presente estudio analiza los resultados de la recuperación en mediano plazo (10 años) de dos tipos de bosque después de un impacto lineal por la construcción de un flowline. En 10 años, el Bosque Amazónico Primario Denso alcanzó una similitud de 40 %, se estima que en 20 años podría alcanzar una similitud de 70 %. Se recomienda una reevaluación en tres años (en el 2021) de la misma área muestreada; ya que esto permitirá hacer un seguimiento adecuado de la revegetación y estado de sucesión del área impactada por el DdV. Para el Pacal de Bosque Amazónico se esperaría una similitud del 70 % para el 2022 y un 90 % luego de 10 años, en el 2028.
- La presencia de especies invasoras como el “kudzu tropical” *Pueraria phaseoloides* (Fabaceae) debería erradicarse completamente mediante un control permanente, debido a que a pesar de que esta especie no prospera bajo sombra, en áreas abiertas no permite el establecimiento de ninguna especie por su carácter invasivo. Si no se erradica, retrasaría y/o impediría la recuperación del bosque en las áreas donde se encuentra establecido y se convertiría en un impacto residual del proyecto.
- Este estudio permite conocer la recuperación de dos tipos de bosque con impacto lineal por la construcción; sin embargo, no se tiene información de como ocurre en áreas con impacto puntual como la construcción de una plataforma; éstas podrían tomar más tiempo, por lo que se recomienda, realizar un estudio a corto, mediano y largo plazo, para entender los tiempos de recuperación con impacto puntual. Una de estas áreas

con impacto puntual podría ser la Locación Kimaro Centro que fue parte del Lote 88, donde se realizó perforación exploratoria, y que actualmente se encuentra en cierre definitivo.

- Para entender la influencia de los factores ambientales en la recuperación de estos bosques, como humedad, temperatura, precipitación, intensidad de luz, se recomienda evaluar estas variables mediante la instalación de un equipo en la misma área de evaluación.



Capítulo 3: Monitoreo de Biota Terrestre: MAMÍFEROS

1. INTRODUCCIÓN

El Programa de Monitoreo de Biodiversidad (PMB) con el objetivo de evaluar el posible impacto de las actividades asociadas al Proyecto Camisea, tanto de la Planta Malvinas como de las locaciones de extracción de gas y sus respectivos flowlines, ha implementado el monitoreo de la comunidad de mamíferos medianos y mayores mediante la colocación de trampas cámara, considerándose como especies medianas o grandes a aquellas cuyos adultos pesan más de 1 kg (Botelho et al., 2012; dos Santos & Rodrigues, 2013). Los mamíferos son considerados importantes indicadores de los ecosistemas, ya que son vulnerables a alteraciones de sus hábitats (Lucherini et al., 2004) e influyen en su estructura, composición y dinámica al realizar actividades como la dispersión de semillas, la alteración de poblaciones de insectos, o al servir de alimento para otros carnívoros, entre otros (Charre-Medellín et al., 2016).

Además de información general y básica sobre la comunidad de mamíferos medianos y mayores, la metodología de trampas cámara permitirá obtener datos poblacionales de la comunidad de felinos. Se eligió este grupo por dos motivos: por un lado, son animales cuya dieta estrictamente carnívora los convierte en más vulnerables a los cambios en el ambiente ya que dependen enteramente de la disponibilidad de presas, que en su mayoría son otros mamíferos (Nowak, 1991; Emmon & Feer, 1999), y por lo tanto, el rol que desempeñan es clave en la regulación de la función del ecosistema (Crooks & Soule, 1999; Terborgh et al., 1999; Ray et al., 2005; Ripple & Beschta, 2005); y por otra parte, a pesar de ser especies evasivas a los humanos y difíciles de observar son relativamente fáciles de registrar con trampas cámara (PMB, 2017; PMB, 2018).

Los objetivos específicos del estudio fueron:

- Estimar la diversidad de la comunidad de mamíferos medianos y mayores.
- Estimar la abundancia relativa de las especies registradas.
- Identificar patrones de comportamiento de las especies más registradas.
- Estimar la densidad poblacional de los felinos manchados registrados (*Panthera onca* "jaguar", *Leopardus pardalis* "tigrillo" y *Leopardus wiedii* "margay").

En el presente estudio se responde a las siguientes preguntas:

- ¿Cuáles son las características de la comunidad de mamíferos medianos y grandes no arborícolas en el predio Malvinas y áreas adyacentes?
- ¿Cuáles son las características de la comunidad de felinos en el área de estudio?

Según un estudio anterior sobre la comunidad de mamíferos medianos y grandes no arborícolas realizado por el PMB en un área cercana al presente estudio (Flowline Cashiriari 1-Malvinas, PMB 2018), el ensamble de mamíferos está dominado por felinos. El ocelote fue el felino más abundante con más de 100 registros. Pumas y jaguares tuvieron 22 registros cada uno, el margay tuvo 13 y el yaguarundi solo 5. Estos últimos tuvieron pocos registros, el margay posiblemente por ser mayormente arborícola y el yaguarundi porque es una especie rara y aparentemente no suele caminar por senderos antrópicos.

2. METODOLOGÍA

2.1 SITIO DEL ESTUDIO

La Planta Malvinas, donde se realiza el procesamiento de gas del Proyecto Camisea (PC), se ubica en las tierras bajas del departamento de Cusco, en una antigua área ocupada por

colonos; y al haber sido construida en una zona casi intacta, se encuentra rodeada totalmente de bosque primario.

La instalación de la grilla de trampas cámara se realizó en el predio Malvinas (área de 2456,7 ha cedida por el Estado para la operación del PC donde se ubica la Planta Malvinas y el campamento base), y en áreas adyacentes. El área comprendió hacia el norte hasta el Km 7 del Flowline Pagoreni, hacia el este hasta el río Porocari, y hacia el sur hasta el límite con el Asentamiento Rural Túpac Amaru (Figura 1).

El predio se encuentra entre los 370 a 420 m.s.n.m. y presenta las tres unidades de paisaje definidas por el programa según la proporción relativa de bambú (pacaes de *Guadua* sp.): Bosque Amazónico Primario Denso, Bosque Amazónico Primario Semidenso y Pacal de Bosque Amazónico.

El campamento base Malvinas es el punto partida desde donde se realizan todas las actividades de los diferentes subproyectos del PC; actividades que podrían ser fuente de afectación o perturbación de la comunidad de mamíferos, por lo que el monitoreo a largo plazo de este sector resulta fundamental dado el periodo de acción del PC (estimado hasta el 2040).

2.2 DISEÑO DE MUESTREO

El diseño de muestreo se realizó de acuerdo a la metodología estándar (Karanth & Nichols, 1998; Maffei et al., 2002; Silver et al., 2004; Trolle & Kéry 2005) para estudiar mamíferos; por lo tanto, para obtener un número adecuado de capturas, se colocaron las cámaras en puntos seleccionados en función a señales de presencia e intersecciones de senderos. Todos los puntos fueron marcados usando una unidad GPS, las cámaras registraron la fecha y hora de cada "captura" fotográfica (Karanth & Nichols, 1998; Silver et al., 2004). Se implementó una grilla con las trampas cámara separadas por un promedio de 1 km. Se utilizó el distanciamiento de 1 km para realizar estimaciones de densidad de gatos menores (Maffei et al., 2005; Trolle & Kéry, 2005; Di Bitetti et al., 2006). Este distanciamiento es el óptimo para registrar individuos de ocelotes sin que se produzcan espacios en la grilla donde queden individuos sin detectar, y cumpliendo el supuesto de que cada individuo tiene al menos una probabilidad de ser capturado (O'Brien, 2011; Foster & Harmsen, 2012).

Se instalaron un total de 47 estaciones de trampas cámara que cubrieron un polígono aproximado de 42 km² (Figura 109 y Figura 110). En 30 de estas estaciones o cuadrantes se instalaron dos trampas cámaras enfrentadas (Negrões et al., 2012) y en los 17 cuadrantes restantes sólo una. Las cámaras instaladas fueron 11 unidades de la marca Reconyx, 2 unidades Moultrie y 64 unidades Bushnell (Anexo 2: Coordenadas, fechas de revisión e instalación y esfuerzos).

Figura 109. Mapa de distribución de las trampas cámara en el predio Malvinas y zonas adyacentes.

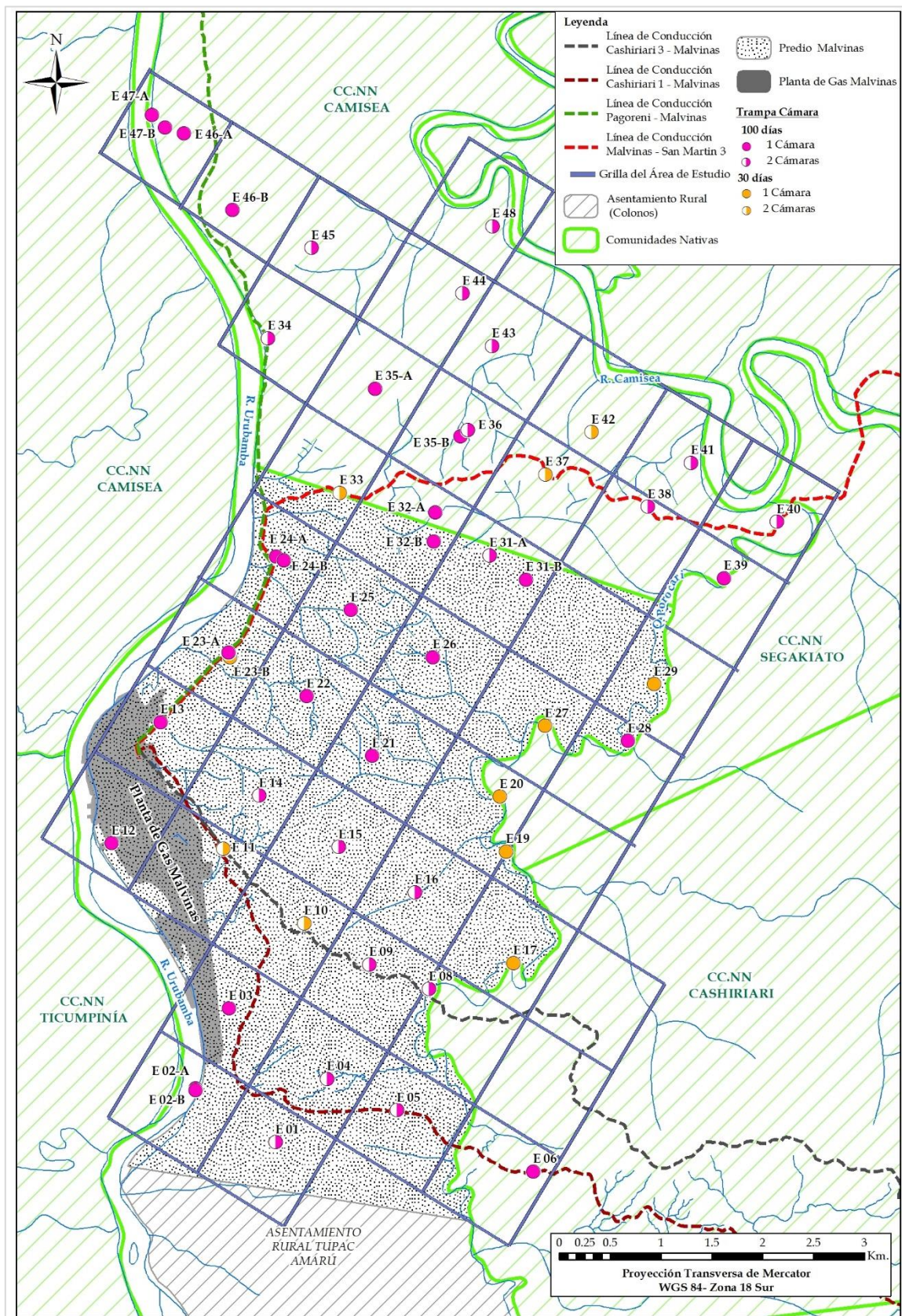
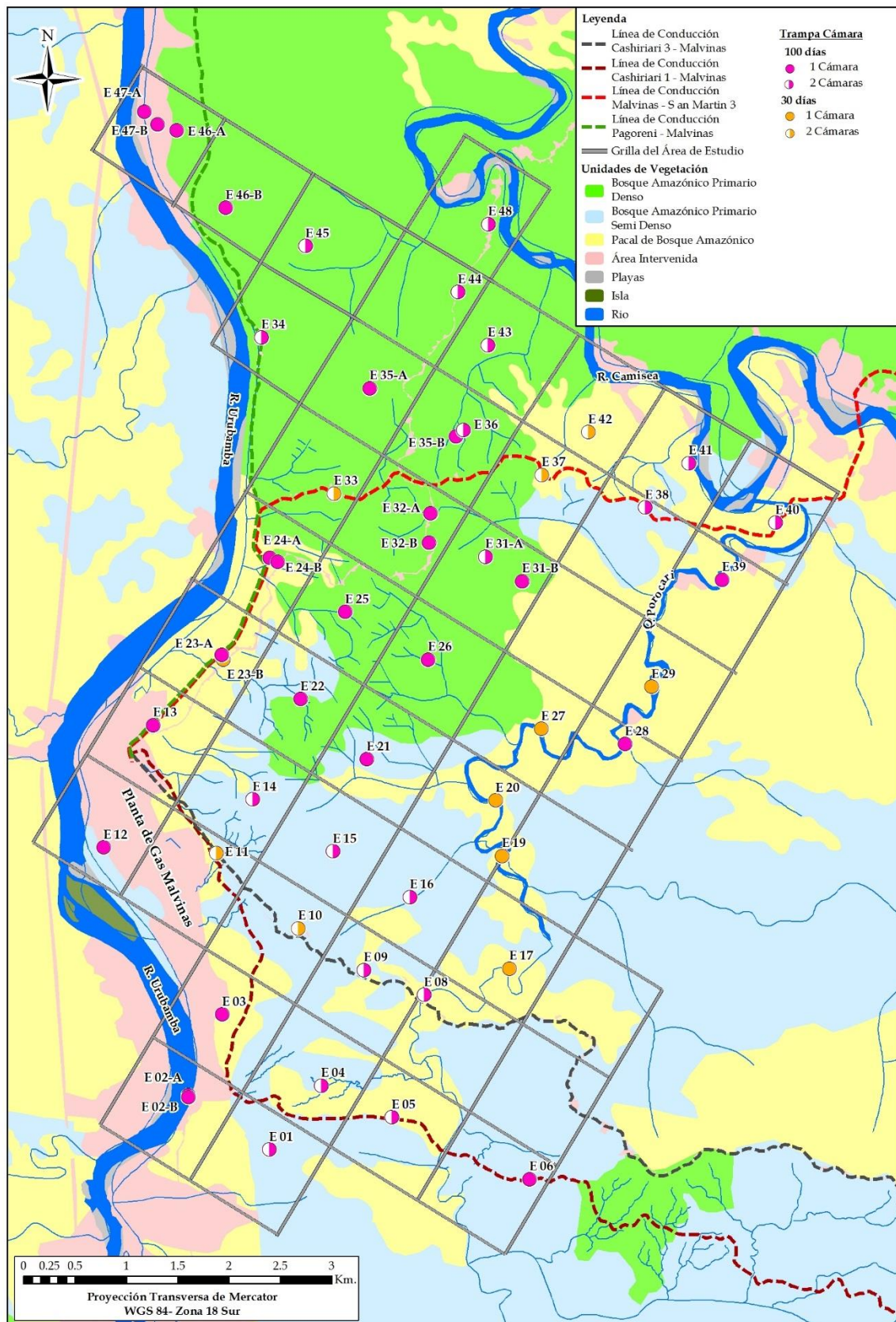


Figura 110. Mapa de unidades de paisaje con la distribución de las trampas cámara en el predio Malvinas y zonas adyacentes.



2.3 INSTALACIÓN DE TRAMPAS CÁMARA

El acceso a los cuadrantes de muestreo se realizó, en la mayoría de los casos, a pie por el derecho de vía de los flowlines, y a las zonas más alejadas por vía fluvial o aérea. Una vez que se aproximó al punto propuesto, con ayuda de un GPS se buscó un sitio óptimo para el registro de animales, que pudo ser una quebrada, una zona abierta o un cruce de animales; la trampa fue amarrada a un árbol. Luego, se procedió a limpiar la zona donde se esperaba el pase de animales, eliminando la vegetación que pudiera bloquear la fotografía o provocar disparos nulos. Las trampas se instalaron a unos 40 – 50 cm de altura, amarrándolas ya sea con la correa proveída por el fabricante de la misma (como es el caso de Bushnell o Moultrie), o con un cable-candado (para el caso de las Reconyx). Las trampas se colocaron por lo menos a 2 metros de donde se esperaba que pase el animal para tener una foto o video claro (que no sea muy cerca como para que el animal aparezca cortado o solo la cabeza/cola y tampoco muy lejos como para que de noche aparezca oscuro o borroso).

Las trampas se programaron para funcionar continuamente las 24 horas del día y para tomar 3 fotos consecutivas, y luego 5 segundos de reposo antes de tomar la siguiente serie de 3 fotos. Algunas trampas de la marca Bushnell, además de las fotos, se programaron para grabar un video de 10 segundos como material de apoyo a las fotos. Al momento de la instalación se apuntó el número o código de la trampa cámara, el punto o nombre asignado al sitio, las coordenadas en UTM y algunas características de la zona.

La instalación de los 47 cuadrantes de trampas cámara se realizó a fines de septiembre y principios de octubre del 2018, luego de un mes se realizó la primera revisión, en la cual no se accedió a 4 cuadrantes debido a que las condiciones de seguridad del sitio no lo permitieron. Finalmente, el retiro de las cámaras se realizó en febrero de 2019. Lamentablemente, 23 cámaras fueron robadas (algunas en cuadrantes con cámaras dobles), por lo que solo quedaron funcionales 35 cuadrantes de los 47 originalmente instalados.

2.4 ANÁLISIS DE LOS DATOS

2.4.1 Frecuencia de captura

Las frecuencias de captura fueron estimadas a partir del esfuerzo de muestreo. Se relacionó el número de capturas por especie con el esfuerzo de muestreo de este estudio y luego se estandarizó con un esfuerzo de muestreo de 1000 trampas/noche para todos los casos (Carbone et al., 2002; Wallace et al., 2003).

$$\text{Frecuencia de captura} = \frac{\text{Número de capturas por especie}}{\text{Esfuerzo de muestreo}} \times 1000$$

El esfuerzo de muestreo se calcula sumando el número de días que cada trampa cámara estuvo funcionando en el campo, que para este estudio fue de 7319 trampas/noche.

2.4.2 Estimación de densidad

Las estimaciones de densidad fueron realizadas de dos maneras:

2.4.2.1 Software Capture

Este es el método clásico de proyección poblacional (CAPTURE Software Rexstad & Burnham 1991), donde usando el método de captura y recaptura, este programa usa una serie de modelos para generar abundancias basado en el número de individuos capturados y la proporción de recapturas. Estos modelos difieren en las fuentes de variación en la probabilidad de captura, que puede ser variación natural entre individuos (Mh), variación en el tiempo (Mt), respuesta al método de captura (Mb), y combinaciones de todos los anteriores. Este programa solo proporciona una proyección de la población de los animales. Luego, se debe estimar el área de muestreo, que se obtiene a partir de la distribución de las trampas en el

espacio y aumentando un borde alrededor del polígono formado por las trampas, que se calcula promediando los movimientos individuales de cada animal capturado en por lo menos dos cuadrantes.

2.4.2.2 Software Density

La segunda estimación de densidad se realizó con Density, un programa que usa el método de captura y recaptura explícitamente espacial, llamado en inglés Spatially Explicit Capture Recapture o SECR (Efford et al., 2003), utiliza las localizaciones donde cada animal fue detectado para construir un modelo espacial del proceso de detección, y luego obtener estimados de la densidad poblacional.

2.4.3 Patrones de actividad

Se determinó el patrón de actividad de aquellas especies que tuvieron más de 20 registros. Los registros obtenidos de cada especie se ordenaron por intervalos de una hora y la actividad se agrupó en tres periodos: a) diurno (6:00 y las 18:00), b) nocturno (18:01 y las 5:59) y c) catemeral (especies que no mostraron un patrón claro de actividad). Para describir los patrones de actividad de las especies se elaboraron histogramas.

3. RESULTADOS

3.1 RIQUEZA Y FRECUENCIA DE CAPTURA

Se registraron un total de 25 especies de mamíferos repartidos en 16 familias y 7 órdenes (Tabla 8). Del orden Carnívora, se registraron 4 familias de los 6 presentes en el país: felinos, prociónidos, mustélidos y cánidos. El orden Carnívora fue también el mejor representado en cuanto diversidad, con 11 especies; y la familia más diversa fue Felidae, con 5 especies. Se registraron 2 especies de armadillos y de hormigueros, y 4 especies de ungulados (Tabla 8). A nivel de abundancia, los roedores fueron los más registrados, sobre todo el añuje (*Dasyprocta variegata*) y el majaz (*Cuniculus paca*) que ambos representan el 38 % de los registros. Asimismo, se obtuvieron varios registros de venado (*M. americana*) y tapir (*Tapirus terrestris*) (137 y 109 respectivamente), ocupando el tercer y quinto lugar entre las especies con mayor registro.

Tabla 8. Especies de mamíferos medianos y grandes registrados por trampas cámara en el predio Malvinas y zonas adyacentes (setiembre 2018 – febrero 2019)

Familia	Especie	Nombre común	Registros	Frecuencia*	MINAGRI 2014	UICN 2019
ORDEN: MARSUPIALIA						
Didelphidae	<i>Didelphis marsupialis</i>	Zarigüeya	45	6.15	-	LC
ORDEN: XENARTHRA						
Dasypodidae	<i>Dasyus novemcinctus</i>	Armadillo de 9 bandas	108	14.76	-	LC
	<i>Priodontes maximus</i>	Armadillo gigante	9	1.23	VU	VU
Myrmecophagidae	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Oso hormiguero gigante	3	0.41	VU	VU
	<i>Tamandua tetradactyla</i>	Oso hormiguero	2	0.27	-	LC
ORDEN: RODENTIA						

Familia	Especie	Nombre común	Registros	Frecuencia*	MINAGRI 2014	UICN 2019
Sciuridae	<i>Sciurus sp.</i>	Ardilla	25	3.42	-	-
Erethizontidae	<i>Coendou prehensilis</i>	Puercoespín	5	0.68	-	LC
Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i>	Majás	190	25.96	-	LC
Dasyproctidae	<i>Dasyprocta variegata</i>	Añuje	352	48.09	-	LC
ORDEN: LAGOMORPHA						
Leporidae	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Conejo	103	14.07	-	LC
ORDEN: CARNIVORA						
Felidae	<i>Panthera onca</i>	Jaguar	39	5.33	NT	NT
	<i>Puma concolor</i>	Puma	18	2.46	NT	LC
	<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelote	81	11.07	-	LC
	<i>Leopardus wiedii</i>	Margay	11	1.50	DD	NT
	<i>Herpailurus yagouaroundi</i>	Yaguarundí	10	1.37	-	LC
Canidae	<i>Speothos venaticus</i>	Perro de monte	1	0.14	-	NT
Mustelidae	<i>Galictis vittata</i>	Hurón	3	0.41	-	LC
	<i>Lontra longicaudis</i>	Nutria	2	0.27	NT	NT
	<i>Eira barbara</i>	Manco	25	3.42	-	LC
Procyonidae	<i>Nasua</i>	Coatí	6	0.82	-	LC
	<i>Procyon cancrivorus</i>	Osito lavador	11	1.50	-	LC
ORDEN: ARTIODACTYLA						
Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i>	Sajino	124	16.94	-	LC
Cervidae	<i>Mazama americana</i>	Venado colorado	137	18.72	DD	DD
	<i>Mazama nemorivaga</i>	Venado gris	2	0.27	-	LC
ORDEN: PERISSODACTYLA						
Tapiridae	<i>Tapirus terrestris</i>	Sachavaca / Tapir	109	14.89	NT	VU

Nota: *Frecuencia: expresada por capturas por cada 1000 trampas/noche, a partir del esfuerzo de muestreo de este estudio, que fue de 7319 trampas/noche. MINAGRI 2014, Categorización de las especies amenazadas de fauna silvestre legalmente protegidas (D.S. N° 004-2014-MINAGRI). IUCN Red List of Threatened Species 2019 (<http://www.iucnredlist.org>). VU: Vulnerable. NT: Casi Amenazado. LC: preocupación menor. DD: Datos insuficientes.

Se encontraron 3 especies de mamíferos con alguna categoría de amenaza: el armadillo gigante (*Prionomys maximus*) y el hormiguero gigante (*Myrmecophaga tridactyla*) (Figura 111) categorizados como Vulnerable para Peru e IUCN; y la sachavaca o tapir (*Tapirus terrestris*) (Figura 112) categorizada como Vulnerable para UICN.

Figura 111. Registro de hormiguero gigante (*Myrmecophaga tridactyla*) al sur del predio Malvinas (octubre 2018)



Figura 112. Registro de tapir (*Tapirus terrestris*) en el predio Malvinas (octubre 2018)



Por otro lado, se registraron varias especies cuyo comercio está regulado por CITES: el armadillo gigante, el perrito de monte (*Speothos venaticus*; NT UICN), la nutria (*Lontra longicaudis*; NT Peru y NT UICN), el jaguar (*P. onca*; NT UICN y NT Peru), ocelote (*L. pardalis*) y margay (*L. wiedii*; DD Peru, NT UICN) se encuentran en el Apéndice I; y el puma (*P. concolor*; NT Peru y LC UICN), yaguarundí, sajino, y tapir (*T. terrestris*, VU UICN y NT Peru), se encuentran en el Apéndice II.

Además de los mamíferos, se registraron 5 especies de aves (Tabla 9), entre ellas potenciales presas de los jaguares y demás felinos, como la perdiz (*Crypturellus sp.*), el paujil (*Mitu tuberosum*), el trompetero (*Psophia leucoptera*). El paujil y trompetero están categorizados como Casi Amenazados para Peru y la IUCN respectivamente.

Tabla 9. Especies de aves registradas por trampas cámara en el predio Malvinas y zonas adyacentes (setiembre 2018 – febrero 2019)

Familia	Especie	Nombre común	Registros	Frecuencia*	MINAGRI 2014	IUCN 2019
ORDEN: TINAMIFORMES						
Tinamidae	Crypturellus sp.	Perdiz	10	1.37	-	-
ORDEN: GRUIFORMES						
Psophiidae	Psophia leucoptera	Trompetero	2	0.27	-	NT
ORDEN: GALLIFORMES						
Cracidae	Penelope jacquacu	Pava	31	4.24	-	LC
	Mitu tuberosum	Paujil	32	4.37	NT	LC
ORDEN: PELECANIFORMES						
Ardeidae	Ardea cocoi	Garza	5	0.68	-	LC

*Nota: *Frecuencia: expresada por capturas por cada 1000 trampas/noche, a partir del esfuerzo de muestreo de este estudio, que fue de 7319 trampas/noche. MINAGRI 2014, Categorización de las especies amenazadas de fauna silvestre legalmente protegidas (D.S. N° 004-2014-MINAGRI). IUCN 2019 (<http://www.iucnredlist.org>). VU: Vulnerable. NT: Casi Amenazado. LC: preocupación menor. DD: Datos insuficientes.*

Por otro lado, también se registró la presencia de cazadores en diferentes sectores del área de estudio (14 registros).

3.2 DENSIDAD DE FELINOS

Se registraron 5 de las 6 probables especies de felinos que se distribuyen en los bosques bajos del Perú (Anexo 3: Fotografías de los felinos identificados). La más abundante fue el ocelote (*L. pardalis*), seguido del jaguar (*P. onca*), con 81 y 39 registros respectivamente. El puma (*P. concolor*) tuvo un número medio de 18 registros, y finalmente, el yaguarundí (*Herpailurus yagouaroundi*) y el margay (*L. wiedii*) tuvieron pocos registros, 10 y 11 respectivamente.

3.2.1.1 Ocelotes

Se consiguieron 81 registros de ocelotes (Tabla 10, Figura 113), de los cuales 13 cuentan con fotografías de ambos flancos. Debido al bajo número de individuos con identificación completa (tanto derecha como izquierda) y pocas recapturas, para la estimación de densidad se consideró por separado los animales que habían sido fotografiados del lado derecho (25 registros) y del lado izquierdo (27 registros). El resto de las fotografías (29) fueron borrosas, incompletas o muy lejanas como para poder identificar los animales individualmente.

Se identificaron 11 individuos con el flanco izquierdo y 9 individuos con el flanco derecho; por lo que se consideró que la población mínima en la zona es de 11 individuos, ya que los dos faltantes por el lado derecho, pudieron no ser registrados simplemente porque no pasaron frente a las cámaras. La mayor parte de los individuos han sido registrados en por lo menos dos ocasiones.

Los resultados para el análisis de los ocelotes con el programa CAPTURE sugirieron que el modelo que mejor se ajusta a los datos fue el modelo heterogéneo o de variación entre los individuos (Mh, que puede deberse a factores como diferencias entre machos y hembras, hembras solas o con crías, individuos de diferentes edades, etc.), el resumen del análisis es el siguiente:

Tabla 10. Registros de ocelotes, individuos y estimación poblacional con CAPTURE

Flanco	Individuos	Recapturas	Población estimada	E.E.	I.C.	P.C.	MMDM
Izquierdo	11	7	14 (Mh)	3.6	12 - 29	0.1	2.8 km
Derecho	9	9	17 (Mh)	5.7	12-36	0.08	4.25 km

Nota: Mh: Modelo heterogéneo; E.E.: Error Estándar; I.C.: Intervalo de Confianza; P.C.: Probabilidad de Captura; MMDM: Promedio de las distancias máximas recorridas por individuos capturados por lo menos en dos cuadrantes.

El polígono de muestreo para las trampas cámara fue de 42 km². Para calcular el área de muestreo, se agregó un borde (o buffer) correspondiente al MMDM (*Mean Maximum Distance Moved*), que es el promedio de distancias viajadas por individuos capturados en por lo menos dos cuadrantes (Wilson & Anderson, 1985), los datos espaciales se calcularon utilizando ArcGis 9.3 (Esri, 2008). A pesar que algunas trampas fueron robadas, varias de estas ubicadas en los bordes, esto no afectó el polígono de muestreo debido a que las que fueron robadas dentro del polígono quedaron cubiertas por el borde o buffer, ya que este superó 1 km, distancia de la que estaban separadas las trampas cámara.

Para el análisis de las capturas de ocelotes registrados solo por el flanco izquierdo (Tabla 11), el promedio de distancias viajadas (MMDM por sus siglas en inglés) fue de 2.8 km, por lo que el área efectiva de muestreo sería de 142 km² (el polígono de 42 km², más los 2.8 km alrededor a modo de borde). Al estimar una población de 14 individuos, la densidad estimada llega a un valor de 9.8 individuos/100 km².

Para el análisis de las capturas de ocelotes registrados solo por el flanco derecho fue de 4.25 km, por lo que el área de muestreo se calculó en 216 km² (el polígono de 42 km² más un borde alrededor de 4.25 km) y la densidad estimada llega a los 7.9 individuos/100 km².

Los resultados de la estimación de densidad con el método espacialmente explícito (SECR) a través del programa Density mostraron que la densidad se encuentra entre 9.6 y 6.5 individuos/100 km², para el flanco izquierdo y derecho respectivamente, pero el error estándar de la estimación de densidad para el flanco derecho es muy alto, por lo que carece de poder.

Tabla 11. Estimación de la densidad de Ocelotes con Density.

Flanco	Individuos	Población estimada	E.E.	Densidad (ind./100 km ²)
Izquierdo	11	13.6	4.2	9.6
Derecho	9	19.6	8.6	6.5

Nota: E.E.: Error Estándar.

Se observamos que las estimaciones realizadas por el método clásico como por el método espacialmente explícito son muy cercanas, 9.8 y 9.6 ind/100 km² para el flanco izquierdo y 7.9 y 6.5 ind/100 km² para el flanco derecho, con una media de 8.5 ± 1.5 ind/100 km².

Figura 113. Registro de ocelote (*Leopardus pardalis*) con una cría en área cercana al predio Malvinas (noviembre 2018).



3.2.1.2 Margays

Se obtuvieron 11 fotos de margay (*Leopardus wiedii*), de las cuales 6 fueron del flanco derecho y las otras 5 del lado izquierdo (Tabla 12, Figura 114). De este último se identificaron 4 individuos, pero una sola recaptura, dato insuficiente como para hacer una estimación de densidad consistente. Del lado derecho se identificaron 3 individuos, 2 de los cuales tuvieron recapturas. Se estimó una densidad para los margays entre los 6.5 y 8.5 individuos/100 km².

Tabla 12. Estimación de la densidad de Margays

Número de Individuos	Probabilidad de captura	Área de muestreo usando MMDM como borde	Densidad CAPTURE (ind./100 km ²)	Densidad Density (ind./100 km ²)
3	0.02	62.4 km ²	6.4 ±2.8	8.5

Nota: MMDM: Promedio de las distancias máximas recorridas por individuos capturados por lo menos en dos cuadrantes.

Figura 114. Registro de margay (*Leopardus wiedii*) cerca al Flowline Malvinas – San Martín 3 al norte del predio Malvinas (noviembre 2018).



3.2.1.3 Jaguares u otorongos

Hubo 39 registros de jaguares (Figura 115 y Figura 116). De ellos, 3 no tuvieron la resolución suficiente o el enfoque adecuado para identificar individuos; en tanto, 36 fueron de calidad fotográfica suficiente para identificar individuos, 15 fueron del flanco derecho y 21 del izquierdo (Tabla 13). Se logró identificar 2 individuos usando las fotos del flanco izquierdo y 3 individuos usando las fotos del derecho. Así, se consideró una población mínima 3 individuos.

Tabla 13. Número de individuos identificados de Jaguar

Flanco	Número de individuos	Capturas
Derecho	3	15
Izquierdo	2	21

Figura 115. Registro de dos jaguares (*Panthera onca*) en quebrada Porocari al noreste del predio Malvinas (octubre 2018).



Figura 116. Registro de jaguar (*Panthera onca*) al norte del predio Malvinas (octubre 2018).



3.3 PATRONES DE ACTIVIDAD

De las 25 especies de mamíferos registrados, 11 tuvieron más de 20 registros (incluidos el tigrillo *L. pardalis* y el jaguar *P. onca*), lo que permitió la elaboración de histogramas de actividad (Anexo 4: Histogramas de actividad de mamíferos nocturnos, diurnos y catemerales). A estas especies se agregaron los otros tres felinos registrados en el estudio (puma *P. concolor*, margay *L. wiedii*, yaguarundí *P. yagouaroundi* con 18, 11 y 10 registros respectivamente) (Tabla 14).

Entre los animales que fueron considerados nocturnos (tienen menos del 20% de los registros en horas diurnas) se encuentran el ocelote con un 80 % de registros de noche, el margay con 82 % de registros de noche, el armadillo y la sachavaca con el 96 % de noche y el majaz, zarigüeya y el conejo que fueron exclusivamente nocturnos con el 100 % de los registros entre las 18:00 y 00:00 horas (Tabla 14).

Entre las especies consideradas diurnas encontramos al añuje, que tuvo un 80 % de registros en horario diurno y el 20 % de noche, pero estos últimos fueron entre 5:00-6:00 y 18:00-19:00 por lo que los datos nocturnos en realidad son crepusculares. El manco, el yaguarundí y el sajino fueron casi exclusivamente diurnos con registros nocturnos solamente entre el 4 y 10 %.

Finalmente, las especies que estuvieron activas tanto de día como de noche (catemerales), fueron el jaguar con 67 % de registros de día y 33 % de noche, el puma (28% de día y 72% de noche) y el venado (35% de día y 65% de noche). Estas dos últimas especies a pesar de entrar en la categoría catemeral, tuvieron un comportamiento mayormente nocturno y el jaguar, mayormente diurno.

Tabla 14. Patrón de actividad de felinos y de las especies con más de 20 registros en el predio Malvinas y zonas adyacentes (setiembre 2018 - febrero 2019)

Espece	Nombre común	Actividad
<i>Didelphis marsupialis</i>	Zarigüeya	Nocturno
<i>Dasypus novemcinctus</i>	Armadillo	Nocturno
<i>Cuniculus paca</i>	Majaz	Nocturno
<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Conejo	Nocturno
<i>Leopardus pardalis</i>	Ocelote	Nocturno
<i>Leopardus wiedii</i> (*)	Margay	Nocturno
<i>Tapirus terrestris</i>	Sachavaca	Nocturno
<i>Dasyprocta variegata</i>	Añuje	Diurno
<i>Puma yagouaroundi</i> (*)	Yaguarundí	Diurno
<i>Eira barbara</i>	Manco	Diurno
<i>Pecari tajacu</i>	Sajino	Diurno
<i>Panthera onca</i>	Jaguar	Catemeral - Diurno
<i>Puma concolor</i> (*)	Puma	Catemeral - Nocturno
<i>Mazama americana</i>	Venado colorado	Catemeral - Nocturno

Nota: (*) Felinos incluidos con menos de 20 registros

4. DISCUSIONES

4.1 RIQUEZA DE ESPECIES

Durante el estudio se consiguió registrar 25 especies de mamíferos medianos y mayores a través de la metodología de trampas cámara. Otros estudios realizados usando el mismo método en áreas cercanas y bosques con condiciones parecidas mostraron una diversidad similar. Tobler et al., (2015, 2018) reportaron la presencia de 22 y 25 especies de mamíferos, respectivamente, en cuatro estudios en la Concesión de Conservación Los Amigos, que se encuentra a unos 300 km de Malvinas. Kuroiwa (2009) reportó 24 especies de mamíferos en un extenso estudio realizado en la Reserva Nacional Tambopata, a unos 400 km lineales de Malvinas y Maffei et al., (en prep.) reportaron 27 especies en un estudio con trampas cámara en el Parque Nacional del Manu, a unos 175 km de Malvinas. Estos tres estudios se realizaron en bosques tropicales de tierras bajas, similares al del predio Malvinas, lo que indicaría que el esfuerzo realizado, tanto en tiempo como en número de trampas cámaras ha sido suficiente para obtener una diversidad similar a otros sitios con buen estado de conservación, incluyendo un Parque Nacional. La diversidad encontrada en este estudio es también similar a la de estudios realizados en los últimos dos años por el PMB: 47 estaciones de trampas cámara instaladas en los alrededores de la Planta Malvinas (6787 trampas/ noche) registraron 21 especies (PMB, 2017) y 59 estaciones de trampas cámara instaladas en el área asignada para la construcción Flowline Cashiriari 1 – Malvinas (5880 trampas/noche) registraron 25 especies (PMB, 2016).

Se obtuvieron varios registros de tapir y venado (109 y 137 respectivamente), valores esperados para áreas poco perturbadas, como el Parque Nacional Kaa Iya del Gran Chaco en Bolivia (Maffei et al., 2002) donde se consiguieron 51 registros de tapir, y se ubicó en el sexto lugar de un total de 27 especies fotografiadas; y 119 registros de venados (*Mazama* spp.), ubicándose en el tercer lugar. Por otro lado, Tobler et al., (2008) en Madre de Dios, Perú, reportaron que el tapir fue el segundo mamífero con más fotografías (102 registros) de un total de 28 especies; y el venado ocupó el cuarto lugar con 92 registros. Por lo que se presume que los ungulados en bosques bien conservados y con bajos niveles de cacería son comunes de registrar con trampas cámaras.

Además, hay que notar que los tapires son animales con áreas de acción pequeñas que oscilan entre 2 y 3 km², y por lo tanto con densidades muy altas de 0,2 a 0,8 individuos/km² (Noss, et al., 2003). Lo mismo sucede con los venados; un estudio con un individuo rebeló un área de acción de 50 ha (Maffei & Taber, 2003) y una densidad de un individuo por cada 2 km². Otro estudio basado en el conteo de heces (Rivero et al., 2005) reportó una densidad entre 3 y 6 individuos/km².

Por otro lado, nuestros resultados indican que el área es utilizada por las comunidades locales como lugar de caza, y por lo tanto esto podría estar afectando la diversidad y abundancia de los mamíferos registrados.

4.2 DENSIDAD DE FELINOS

4.2.1 Ocelotes

La densidad de ocelotes (alrededor de 8.5 individuos/100 km²) se obtuvo a partir de un número menor de trampas cámaras programadas (15 cuadrantes con cámaras robadas, de los cuales 7 obtuvieron datos en el primer mes de trabajo). Como las trampas cámara robadas se ubicaron en puntos distribuidos en el espacio, su ausencia no afectó el polígono de muestreo, pero si el número de registros de ocelotes. Es muy probable que, en un futuro estudio, con un mayor esfuerzo y seguridad para evitar pérdida de trampas cámara, la densidad cambie, y esto no sea debido a actividades externas que afecten la metodología.

Esto hay que considerarlo a la hora analizar los presentes resultados con aquellos de otros estudios similares, ya que tendrá esa limitante.

Con respecto a este tema, la densidad de ocelotes encontrada en este estudio está entre las menores, con respecto a otros estudios similares, por ejemplo, Kolowsky & Alonso (2010) reportaron para una zona de bosque lluvioso bajo en el Departamento de Loreto, unas densidades de ocelotes extremas entre 75 y 95 individuos / 100 km², a partir de una población de 34 individuos identificados. Estos autores sugirieron que tales valores se deben a una alta precipitación (>2500 mm anuales) y a la cercanía a la línea del Ecuador (<200km); por otro lado, Maffei et al., (2005) encontraron una leve correlación positiva entre la densidad de ocelotes y la precipitación. Por otra parte, en un bosque húmedo subtropical (Bosque Atlántico, Misiones, Argentina, con 1700 and 2200 mm de precipitación anual), Di Bitetti et al., (2006) encontraron densidades entre 8 y 20 individuos / 100 km²; un valor más cercano al encontrado en este estudio, pero en promedio aún más alto. Sin embargo, hay que notar que estos tres estudios señalan que fueron realizados en zonas con caminos o establecieron senderos que mantuvieron abiertos durante la evaluación, lo que facilita la circulación de los animales, sobre todo carnívoros, y eleva la posibilidad de capturarlos (Harmsen et al., 2010; Tobler & Powell, 2013), sobre trampas cámara que fueron instaladas dentro del bosque.

Existen varias hipótesis para explicar las diferencias con la densidad obtenida en el estudio:

- Es posible que el robo de las trampas haya afectado la estimación de densidad. Varias cámaras solo tienen fotos del primer mes, antes de ser robadas, y de otras se perdieron todos los datos.
- La topografía del terreno puede variar la densidad: otros estudios fueron realizados en bosques húmedos planos y el predio estudiado es accidentado.
- Muchas fotos tuvieron que ser desechadas porque tuvieron muy mala calidad (de 81 registros, 52 fueron útiles para identificar individuos).
- Presencia de caminos (factor mencionado líneas arriba).
- En cuanto a los patrones de actividad, este estudio comparado con los recientemente mencionados, no tienen grandes diferencias, ya que todos los ocelotes son mayormente nocturnos.

4.2.2 Margays

Los estudios poblacionales para *L. wiedii* en Perú son escasos (Cossíos et al., 2012), esta es la primera vez que se estima la densidad de margays, que va entre los 6.5 y 8.5 inds/100 km², las densidades estimadas en nuestra área de estudio fueron más bajas en comparación con las obtenidas en el sureste de México (68 inds/100 km², Pérez-Irineo & Santos-Moreno, 2016; 81 inds/100 km², Pérez-Irineo et al., 2017), donde las densidades de esta especie superaron las estimadas para ocelotes. Se presume que por ser un felino de hábitos arbóreos es difícil su estimación; sin embargo, datos obtenidos por telemetría en Brasil sugieren que el uso de sitios de descanso en los árboles ocurre en el día y durante la noche, el margay viaja largas distancias en períodos cortos (Kasper et al., 2016), por lo tanto, posiblemente la baja abundancia no se debe a sus actividades arbóreas. No obstante, la información obtenida en este estudio tiene que ser tomada con cuidado y no ser definitiva, ya que se trata de pocos individuos y con pocas recapturas, lo que hace que las estimaciones no sean muy consistentes. Otras investigaciones con cámaras trampa en bosques tropicales, especialmente las realizadas en áreas que también habitan ocelotes, han detectado pocos o ningún margay (Trolle, 2003; Maffei et al., 2005; Di Bitetti et al., 2010).

4.2.3 Jaguares

En cuanto a los jaguares, a pesar de haber logrado identificar 3 individuos y tener recapturas, estas fueron hechas en base a un área de muestreo muy pequeña; las trampas cámara solo ocupaban 42 km², cuando generalmente para estudios de densidad se recomienda evaluar tres veces el área de acción de un animal, que en la Amazonía podría llegar a más de 100 km². Morato et al., (2016) reportaron áreas de acción entre 50 y 300 km² para individuos rastreados con radio-collares en la Amazonía brasileña, por lo que un estudio con trampas cámara debería cubrir cientos de kilómetros cuadrados si se quiere hacer una estimación de densidad confiable de jaguares. Es por ello que para este estudio no se considera la densidad de jaguares. De los 3 individuos de jaguar registrados uno presentó melanismo.

4.2.4 Otros felinos

La especie de felino que no se registró y que podría estar en la zona es el gato tigre (*Leopardus tigrinus*).

5. CONCLUSIONES

1. Se registraron 25 especies de mamíferos, de los cuales resaltan 11 especies de carnívoros, entre los que hay 5 especies de felinos (todas las registradas para bosques tropicales, a excepción del *Leopardus tigrinus*). Este número de especies es similar a lo que se ha encontrado en otros estudios en la selva sureste del Perú.
2. Se obtuvieron registros de 3 especies en categoría de amenaza: el armadillo gigante (*Priodontes maximus*) y el hormiguero gigante (*Myrmecophaga tridactyla*) categorizados como Vulnerable para Peru e IUCN; y la sachavaca o tapir (*Tapirus terrestris*) categorizada como Vulnerable para UICN.
3. Otras especies registradas en alguna categoría de conservación fueron: jaguar (*P. onca*; NT UICN y NT Perú), el puma (*P. concolor*; NT Perú), el margay (*L. wiedii*; NT UICN), el perro de monte (*Speothos venaticus*; NT UICN), y la nutria (*Lontra longicaudis*; NT Perú y NT UICN).
4. Se obtuvieron abundantes registros de tapir y venado (109 y 137 respectivamente), valores esperados para bosques bien conservados y con bajos niveles de cacería; por lo que se infiere que el área de estudio se encuentra poco perturbada.
5. Se estimó una densidad poblacional de tigrillos u ocelotes (*L. pardalis*) que está alrededor de los 8.5 individuos/100 km². Sin embargo, esta densidad se estimó con varias trampas cámaras que fueron robadas, por lo que otro muestreo con una grilla completa podría mostrar otros resultados.
6. Se estimó una densidad inicial de margays (*Leopardus wiedii*) entre 6.5 y 8.5 individuos/100 km², proviene de pocas capturas y pocas recapturas.
7. Se registró una población de jaguares (*Panthera onca*) de 3 individuos.
8. Se registró la presencia de cazadores en el área, lo cual puede estar afectando la abundancia y riqueza de mamíferos.

6. RECOMENDACIONES

Para el siguiente muestreo en una grilla de aproximadamente 40 km² se recomienda:

1. Programar las trampas cámaras en modo video, de manera que se aproveche mejor los registros y no se pierdan fotos debido a que la cámara las tome movidas.

2. Reducir el tiempo de las trampas en el campo a dos o tres meses y mantener, en la medida de lo posible, una vigilancia para evitar que sean robadas.
3. Instalar un cable candado en las trampas cámara que estén instaladas en sitios vulnerables, como cercanos a ríos o en quebradas, donde pudieran circular cazadores.



Capítulo 6: Monitoreo de Biota Acuática

1. INTRODUCCIÓN

Las evaluaciones hidrobiológicas en la cuenca baja del río Urubamba forman parte de los compromisos asumidos por el Proyecto Camisea (PC) con la conservación del medio ambiente, y se han llevado a cabo desde el año 2003. A partir de la implementación del Programa de Monitoreo de la Biodiversidad (PMB) en el 2005, esta evaluación se incorporó con un reajuste metodológico al componente de Biota Acuática del programa.

El monitoreo se realiza en las localidades de Timpía, Shivankoreni, Kirigueta, Miaría y Sepahua desde el 2003. Entre los años 2005 y 2006 se incorporaron sitios complementarios o cercanos a las áreas operativas del PC, ubicados en los ríos Cashiriari, Camisea y Urubamba. A partir del 2016, se establecieron 21 estaciones permanentes y 2 estaciones eventuales (quebrada Serjali).

En este informe se presentan las características de los ecosistemas acuáticos de las localidades evaluadas, la composición de las comunidades biológicas (perifiton, bentos y peces) en términos de riqueza y abundancia, y el estado de conservación de los ecosistemas acuáticos utilizando índices comunitarios (índice de Shannon-Wiener - H'), ecológicos (índice EPT) y de conservación (Índice de Integridad Biológica - IBI). Así, se muestran los resultados obtenidos del 2006 al 2018 (23 evaluaciones para las estaciones más antiguas) como representativas de la cuenca del Bajo Urubamba, tendientes a determinar y evaluar los posibles impactos del PC en el medio acuático a través de indicadores definidos para este componente.

El énfasis en la discusión se basa en la magnitud de los impactos en cada zona (con influencia directa, indirecta o fuera de la influencia del componente de explotación del PC), y en las comparaciones que tendrán en consideración los ecosistemas acuáticos equivalentes (quebradas, ríos tipo 1, 2 y 3) de cada sector.

Para el 2018, el monitoreo tuvo como objetivo principal determinar si existen impactos en la distribución y diversidad de las comunidades biológicas (perifiton, bentos y peces) mediante el levantamiento de información en áreas de influencia directa e indirecta del PC, y áreas control.

Asimismo, ese objetivo principal se sustentó en 4 objetivos específicos:

- Evaluar la estructura de las comunidades biológicas (perifiton, bentos y peces) en términos de riqueza y abundancia, así como el estado de conservación de los ambientes acuáticos utilizando índices comunitarios (H'), ecológicos (EPT) y de conservación (IBI).
- Comparar los resultados de las localidades evaluadas y detectar variaciones atípicas respecto al registro histórico.
- Determinar si las variaciones en la estructura de las comunidades biológicas están relacionadas con la operación del PC.
- Determinar la presencia de especies de peces que son de interés para la conservación.

2. METODOLOGÍA

2.1 ÁREA DE ESTUDIO

Se establecieron 21 estaciones de monitoreo permanente en los principales cuerpos de agua del área de influencia directa, indirecta y sin influencia del PC; y 2 estaciones eventuales en la quebrada Serjali (debido a la perforación exploratoria de la plataforma Kimaro Centro, la cual está prevista a ser abandonada en el 2019). A continuación, se describen las estaciones.

Figura 117. Estaciones de monitoreo del componente de biota acuática.



2.1.1 Zona de influencia directa del PC

Comprende ambientes de primer orden (R1), como el río Urubamba; mediano (R2), como el río Picha; y menores (R3), como los ríos Camisea y Cashiriari, y algunas quebradas (Q) que se encuentran a una mediana distancia del PC (Tabla 15).

Tabla 15: Estaciones de monitoreo en la zona de influencia directa.

Código de Estación	Cuerpo de Agua	Localidad	Altitud (msnm)
R1H01	Río Urubamba	Malvinas	370
R1H07	Río Urubamba	CN Shivankoreni	357
R1H11	Río Urubamba	CN Camisea	367
R1H19	Río Urubamba	CN Kirigueti	335
R2H18	Río Picha	CN Kirigueti	336
R3H02	Río Camisea	CN Segakiato	378
R3H03	Río Cashiriari	CN Cashiriari	411
R3H10	Río Camisea	CN Shivankoreni	364
R3H15	Río Camisea	CN Shivankoreni	359
QH09	Qda. Choro	CN Shivankoreni	362
QH28*	Qda. Serjali	RTKNN / ZAPNM	318

Notas: CN = Comunidad Nativa. RTKNN = Reserva Territorial Kugapakori, Nahua, Nanti y Otros. ZAPNM = Zona de Amortiguamiento del Parque Nacional del Manu. (*) = Estación no monitoreada el 2018.

2.1.2 Zona de influencia indirecta del PC

Comprende principalmente quebradas y ríos menores ubicados al norte, en las localidades de Miaría y Sepahua (Tabla 16).

Tabla 16: Estaciones de monitoreo 2018 en la zona de influencia indirecta.

Código de Estación	Cuerpo de Agua	Localidad	Altitud (msnm)
QH21	Qda. Shimbillo	CN Miaría	309
QH22	Qda. Charapa	CN Miaría	307
QH25	Qda. Kumarillo	CP Sepahua	290
R2H23	Río Miaría	CN Miaría	301
R2H24	Río Mishahua	CP Sepahua	296
R2H26	Río Sepahua	CP Sepahua	276

Notas: CN = Comunidad Nativa. RTKNN = Reserva Territorial Kugapakori, Nahua, Nanti y Otros. ZAPNM = Zona de Amortiguamiento del Parque Nacional del Manu.

2.1.3 Zona sin influencia (blanco)

La zona sin influencia (blanco) del componente Upstream de PC se ubica aguas arriba de la Planta de Gas y Campamento Base Malvinas, e incluye estaciones en el río Bajo Urubamba, ríos menores y quebradas (Tabla 17).

Tabla 17: Estaciones de monitoreo 2018 en la zona sin influencia.

Código de Estación	Cuerpo de Agua	Localidad	Altitud (msnm)
QH12	Qda. Shihuaniro	CN Timpía / ZASNM	417
QH27*	Q. Serjali	RTKNN / ZAPNM	320
R1H14	Río Urubamba	CN Timpía / ZASNM	407
R3H04	Río Camisea	CN Segakiato	392
R3H06	Río Cashiriari	RTKNN / ZAPNM	604
R3H13	Río Timpía	CN Timpía / ZASNM	411

Notas: CN = Comunidad Nativa. RTKNN = Reserva Territorial Kugapakori, Nahua, Nanti y Otros. ZAPNM = Zona de Amortiguamiento del Parque Nacional del Manu. ZASNM = Zona de Amortiguamiento del Santuario Nacional Megantoni. * = Estación no monitoreada el 2018.

2.2 PROCESO METODOLÓGICO

2.2.1 Evaluación de las estructuras abióticas

Se registró la ubicación geográfica (coordenadas UTM), la descripción general del ambiente acuático (tipo de orilla, profundidad, composición vegetal ribereña, etc.), la calificación de los componentes del sustrato según tamaño de partícula (limo, arcilla, arena, grava, canto rodado, piedras y rocas), y la caracterización del tipo de agua (blanca, clara, etc.) según el color aparente y la transparencia del agua a través del Disco de Secchi.

Asimismo, se midieron los parámetros fisicoquímicos de los ecosistemas acuáticos a través de la temperatura del agua y del ambiente (°C), el potencial de hidrógeno (pH) y el oxígeno disuelto (mg/l).

2.2.2 Evaluación de las estructuras bióticas

Los muestreos se realizaron entre las 09:30 y 16:00 horas del día. Posteriormente, las muestras fueron identificadas, contadas, rotuladas y catalogadas para ser depositadas en la Colección Ictiológica del Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos. A continuación, se describe el muestreo aplicado por grupos taxonómicos.

2.2.2.1 Perifiton

El perifiton se evaluó en ambientes loticos, y se obtuvo en cada estación de muestreo, tres réplicas (muestra mixta) de superficies de 3 x 3 cm (9 cm²); teniendo como referencia la metodología de multihábitat de Stevenson & Lorens (citado en: Barbour *et al.*, 1999), obteniéndose así una muestra compuesta de todos los sustratos y hábitats disponibles en el sitio de colecta.

Los sustratos en la cuenca del Bajo Urubamba son variables en cada tipo de cuerpo de agua y de acuerdo a la temporada de evaluación. Los que se describen no siempre están presentes y el colector debe adecuarse a las circunstancias y coleccionar una muestra mixta.

2.2.2.2 Macroinvertebrado bentónicos

Los macroinvertebrados de los bentos, principalmente del filo Arthropoda, fueron evaluados mediante el empleo de la red "Surber", marco metálico de 30 x 30 cm, malla de un milímetro de abertura (1 mm), colocada contra la corriente.

Se obtuvieron muestras mixtas producto de tres repeticiones en cada estación. La muestra final se recolectó en un solo frasco plástico de 500 ml y se fijó de inmediato en etanol al 70%, adjuntando su respectiva etiqueta de campo con la información básica. Para el análisis taxonómico e índices se siguió básicamente a Roldán (1999).

2.2.2.3 Peces

Los peces se recolectaron utilizando una de dos redes de arrastre a la orilla, de 10 x 3 m y de 5 x 2.5 m (malla de 6 mm), para ríos y/o quebradas, eligiendo la que mejor se adaptaba. La colecta se realizó considerando 6 lances por punto de muestreo.

El material recolectado fue fijado en formol (10 %), por aproximadamente 48 horas. Después, se enjuagó y se trasladó a una solución de etanol (70%). Para su transporte, cada muestra fue envuelta con gasa humedecida con etanol, colocada en bolsas plásticas con una etiqueta de campo y ordenadas dentro de contenedores herméticos. En el laboratorio las muestras de peces fueron separadas por lotes y preservadas en frascos en una solución de etanol al 70%.

2.2.3 Determinación de especies

2.2.3.1 Taxonomía de las especies evaluadas

Se utilizaron claves taxonómicas, procurando las más recientes y adoptando la clasificación más actualizada posible. Para las microalgas del perifiton se emplea "www.alguibase.org", para peces, "www.fishbase.org" y los registros actualizados de la Academia de Ciencias de California "www.calacademy.org". A partir de la determinación taxonómica se generaron bases de datos para los parámetros abióticos y para las comunidades bióticas.

2.2.3.2 Especies de peces de interés

Especies de consumo

Comprende una lista acumulada de los peces registrados como utilizados para el consumo por las poblaciones ribereñas en las zonas con influencia directa, indirecta y sin influencia. Su registro se desarrolló durante la caracterización de los ecosistemas acuáticos desde setiembre 2003 (Línea Base) hasta octubre 2018. Asimismo, considera la información recabada durante el seguimiento de la pesca comunal realizado entre los años 2004 y 2005 en las localidades de Timpía, Shivankoreni, Kirigueta y Sepahua. Se consideró los nombres en lengua nativa (machiguenga o yine) y el nombre común en la región amazónica.

Especies amenazadas

Se reconocieron y/o describieron las especies bajo cualquier grado de amenaza, natural o antropogénica, real o potencial, de acuerdo con las consideraciones recientes de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN).

Se categorizaron a las especies de consumo que realizan migraciones, principalmente estacionales y con fines reproductivos.

2.2.4 Cálculo de índices de diversidad y calidad ambiental

2.2.4.1 Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (H')

Se utilizó el Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (H') que relaciona la riqueza (S) con la abundancia (N) que se registra en cada estación de monitoreo de la comunidad biótica.

Se empleó el programa Primer 6 (Diversidad) y se usó el logaritmo de base 2, que presenta un uso más frecuente.

Según Magurran (2011), los registros mayores de tres unidades para el índice de Shannon-Wiener (H') se interpretan como de buena calidad. Los valores entre 1 y 2.9 indican escasa alteración del ambiente acuático; y los menores que 1, condición alterada.

2.2.4.2 Índice EPT para determinar la calidad de agua

Especies de la clase Insecta, como los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, sirven como indicadores de buena calidad de agua y, por tanto, del estado de conservación de los ecosistemas acuáticos, ya que son exigentes en altos valores de oxígeno. Esto fundamenta el índice EPT.

El índice EPT es la relación porcentual de los organismos de los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera, con respecto a la muestra total. De acuerdo con la proporción (%) se obtendrá una calificación del cuerpo de agua en estudio, como sigue (Tabla 18).

Tabla 18. Clasificación de la calidad del agua según el índice EPT

Valor	Significado
75 < EPT = 100	Muy buena. Calidad biológica óptima
50 < EPT < 75	Buena. Calidad normal. Contaminación débil
25 < EPT < 50	Regular. Contaminación moderada. Eutrofización
1 < EPT < 25	Mala calidad. Contaminación muy fuerte
EPT = 0	Población considerada como inexistente Por debajo de 10 individuos por mm ²

Fuente: Klemm et al. 1990

2.2.4.3 Índice de Integridad Biológica (IBI)

El índice de Integridad Biológica es un sistema de calificación de hábitat que fue diseñado por Karr (1991) para evaluar la condición de los cursos de agua en el hemisferio norte, el cual fue adaptado a las características de los peces amazónicos y aplicado en ambientes acuáticos de San Martín y Loreto (Ortega et al., 2008) y Cusco y Ucayali (Ortega et al., 2010).

Se analizaron las variables: riqueza (criterio 1); la composición que involucra a los órdenes representativos o dominantes (Characiformes, Siluriformes y Gymnotiformes) (criterios 2, 3 y 4); la composición de peces que no son Ostariophysi (criterio 5); y la composición de peces tolerantes en relación con la salinidad (criterio 6). Este último criterio se debe a que en la clasificación ecológica de peces (Britski, 1968), es reconocida la capacidad de los Cichlidae y Cyprinodontiformes para adaptarse a los ambientes de aguas salobres. También confirma que los peces Ostariophysi (85% de especies neotropicales), que comprenden a los Characiformes, Siluriformes y Gymnotiformes, son peces primarios, exclusivos de aguas libres de sales. Otras variables analizadas fueron la estructura trófica que considera la presencia porcentual de peces omnívoros, micrófagos y carnívoros (criterios 7, 8 y 9, respectivamente); el número de ejemplares colectados o abundancia (criterio 10), el estado de salud (criterio 11) y la condición externa de los peces (criterio 12).

Para calcular el valor del IBI para un sitio, se le otorgó puntaje a cada criterio y la cifra acumulada en las 12 medidas constituye el valor final. Una medida obtiene 1, 3 o 5 unidades. El mínimo valor corresponde a una condición no deseable o negativa y el máximo a la condición deseable o positiva. Entonces, los resultados finales obtenidos por la acumulación pueden calificarse como sigue en la Tabla 19.

Tabla 19. Rangos para la calificación del Índice de Integridad Biológica.

Rango de valores	Calificación del IBI
12 - 20	Condición deteriorada
21 - 30	Condición afectada
31 - 40	Condición aceptable
41 - 50	Condición buena
51 - 60	Condición excelente

Fuente: Ortega et al., 2010.

3. RESULTADOS

3.1 MONITOREO FÍSICOQUÍMICO

3.1.1 Zona de influencia directa

3.1.1.1 Potencial de Hidrógeno

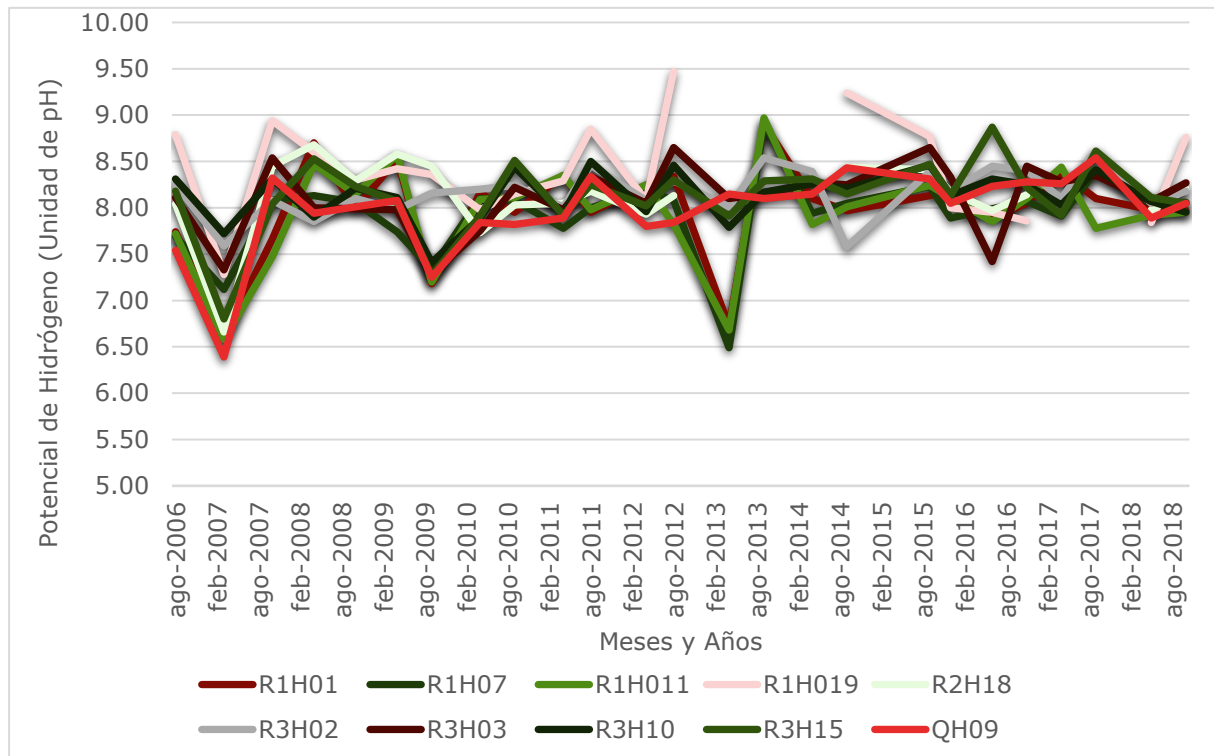
Durante las evaluaciones en la zona de influencia directa realizadas entre agosto de 2006 y octubre de 2018, los valores de pH registrados oscilaron entre 6.49 y 8.94 unidades de pH (UpH) que, en general, reflejaron características de normalidad con una tendencia ligeramente alcalina. El rango para la zona varió entre 7.86 y 8.45 UpH, el cual se encuentra dentro del Estándar de Calidad Ambiental (ECA) para Agua (entre 6.5 y 9.0 UpH) establecido

mediante Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM para la Categoría 4 (Conservación del Medio Acuático) y Subcategoría E2 (Ríos de la Selva).

En los muestreos del río Urubamba (R1), se registró el mismo rango general; mientras que en el río Picha (R2) se registró el pH entre 6.66 y 8.68; en los ríos menores (R3) el rango fue de 6.80 a 8.87 y en las quebradas (Q) entre 6.39 y 8.50 UpH.

Considerando las evaluaciones semestrales realizadas se observó que existe una moderada relación entre los valores menores de pH en los registros durante las evaluaciones en la temporada húmeda y ligeramente mayores durante la temporada seca (Figura 118).

Figura 118. Fluctuación histórica de valores de pH de la zona de influencia directa (agosto 2006 – octubre 2018)



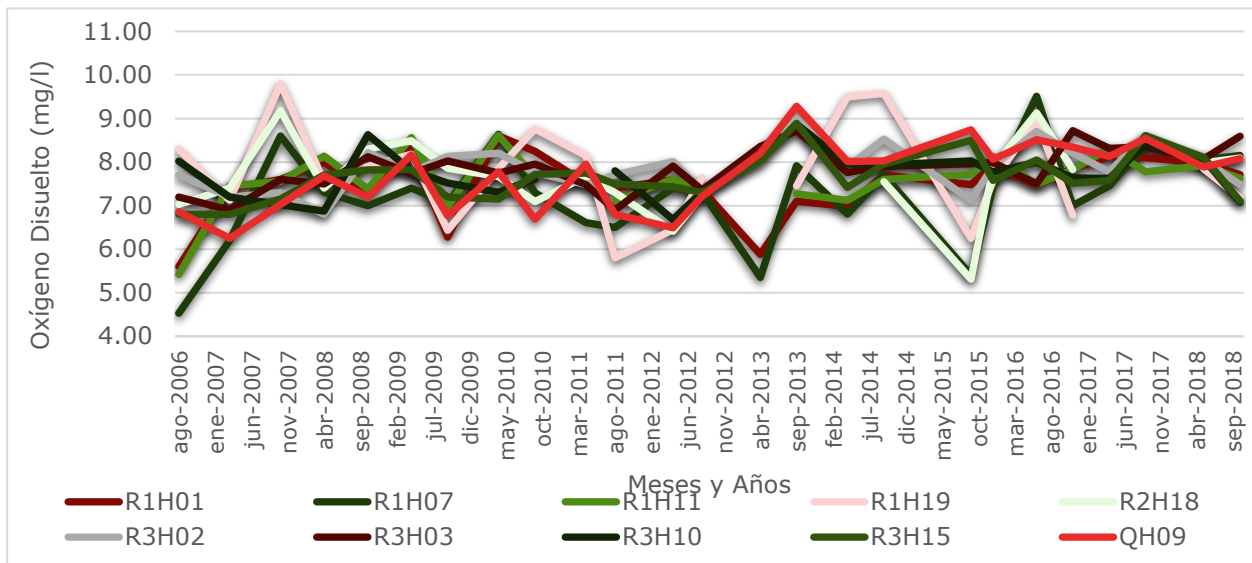
3.1.1.2 Oxígeno Disuelto

Durante las evaluaciones realizadas en la zona de influencia directa entre agosto 2006 y octubre 2018, los valores de oxígeno disuelto registrados oscilaron entre 3.03 y 9.58 mg/l.

En los puntos del río Urubamba (R1), se registraron valores entre 5.35 y 9.58 mg/l (R1H19), un valor "extremo" para temporada seca 2014 y en un punto de muestreo léntico, remanso, que denominamos "laguna temporal". En río Picha (R2), entre 6.41 y 9.18 mg/l. En los ríos menores (R3) entre 6.68 y 9.20, y en quebradas (Q) de 3.03 a 9.28 mg/l. Por lo general, fueron más frecuentes los valores entre 7 y 8 mg/l para aguas blancas en la cuenca amazónica.

En el transcurso de las evaluaciones los ecosistemas acuáticos demostraron un comportamiento similar porque se registraron moderadas variaciones (6-8 mg/l) y principalmente relacionadas a la temporada seca o lluviosa, excepto en la estación R1H19 donde se ha registrado el mayor valor de oxígeno disuelto (9.58 mg/l) en setiembre de 2014. Sin embargo, se registró 6.25 mg/l en setiembre de 2015 (Seca) y 7.57 en diciembre de 2015 (Húmeda). En las dos recientes evaluaciones los valores de oxígeno disuelto fueron muy cercanos, entre 6.25 y 9.3 mg/l, encontrándose en el rango establecido por el ECA correspondiente (≥ 5 mg/l) (Figura 119).

Figura 119. Fluctuación histórica de valores de oxígeno disuelto de la zona de influencia directa (agosto 2006 – octubre 2018).



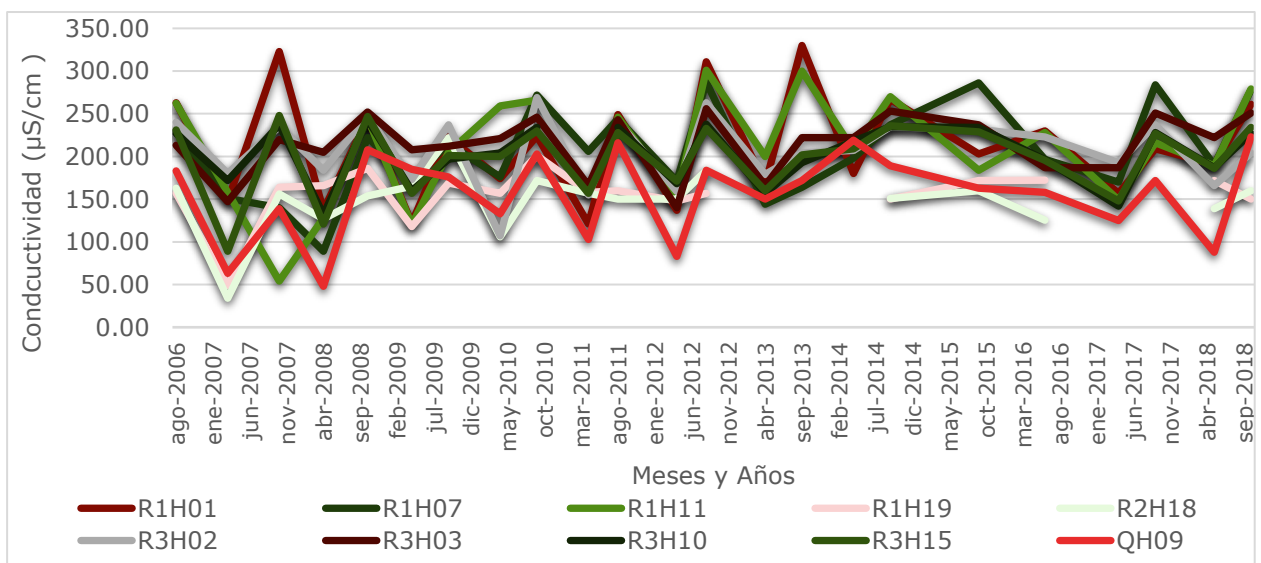
3.1.1.3 Conductividad Eléctrica

En relación con la conductividad, en las 25 evaluaciones de la zona con influencia directa realizadas entre agosto de 2006 y octubre de 2018, los valores registrados oscilaron entre 34 y 330 $\mu\text{S}/\text{cm}$, encontrándose muy por debajo del valor límite establecido por el ECA correspondiente (1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Mientras que en la reciente evaluación el rango registrado fue de 125 a 193 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

En las evaluaciones del río Urubamba (R1), se registró un rango de oxígeno disuelto entre 49 y 330 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Mientras que en río Picha (R2) fue entre 34 y 222 $\mu\text{S}/\text{cm}$; en los ríos menores (R3), el rango fue de 87 a 263 y en la quebrada (Q) entre 48 y 219 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Durante las 25 evaluaciones realizadas, la conductividad fue registrada generalmente entre los 100 y 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y con frecuencia resultaron valores un poco mayores en las evaluaciones de la temporada seca (Figura 120).

Figura 120. Variación histórica de la conductividad de la zona de influencia directa (agosto 2006 – octubre 2018).



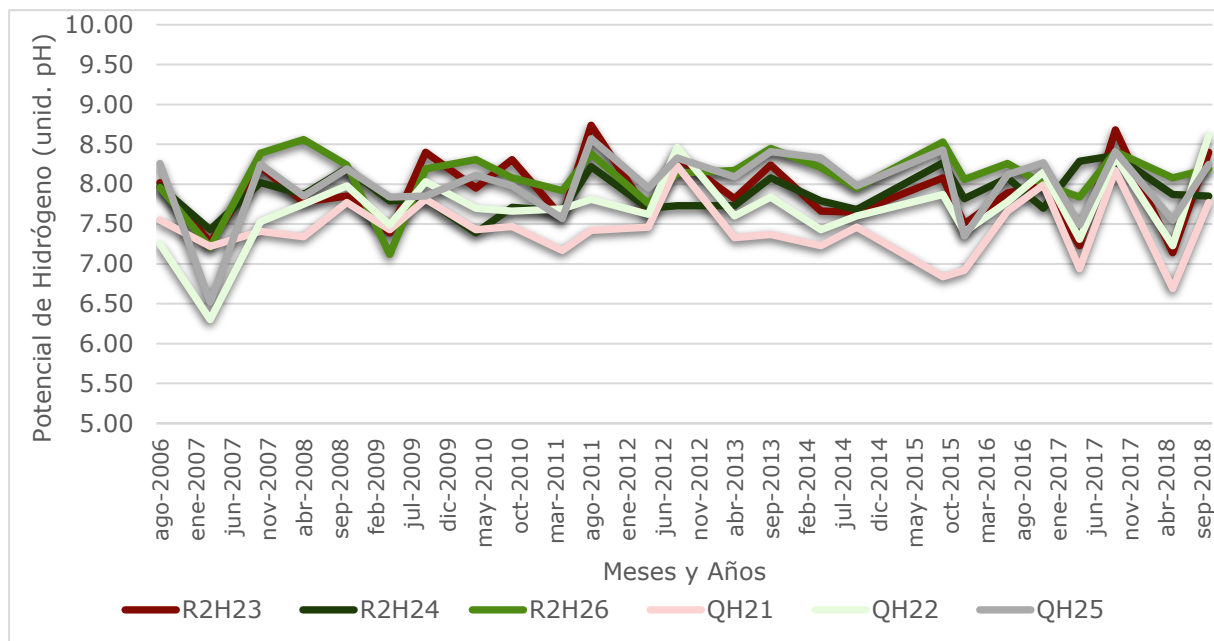
3.1.2 Zona de influencia indirecta

3.1.2.1 Potencial de Hidrógeno

En las evaluaciones de la zona con influencia indirecta realizadas entre agosto 2006 y octubre 2018, los valores de pH oscilaron entre 6.3 y 8.74 UpH. Se observó una tendencia ligeramente alcalina. En los ríos medianos (R2) se registró el rango 7.21 - 8.57 UpH; mientras que en las evaluaciones de las quebradas (Q) se registró un rango menor, entre 7.21 y 8.46 UpH.

Durante las 25 evaluaciones en la zona de influencia indirecta, el rango de valores de pH varió entre 7 y 8.5 unidades, resultando ligeramente alcalino en la mayoría de los registros correspondientes a la temporada seca y encontrándose dentro del rango establecido por el ECA correspondiente (entre 6.5 y 9.0 UpH) (Figura 121).

Figura 121. Fluctuación histórica de valores de pH de la zona de influencia indirecta (agosto 2006 – octubre 2018).

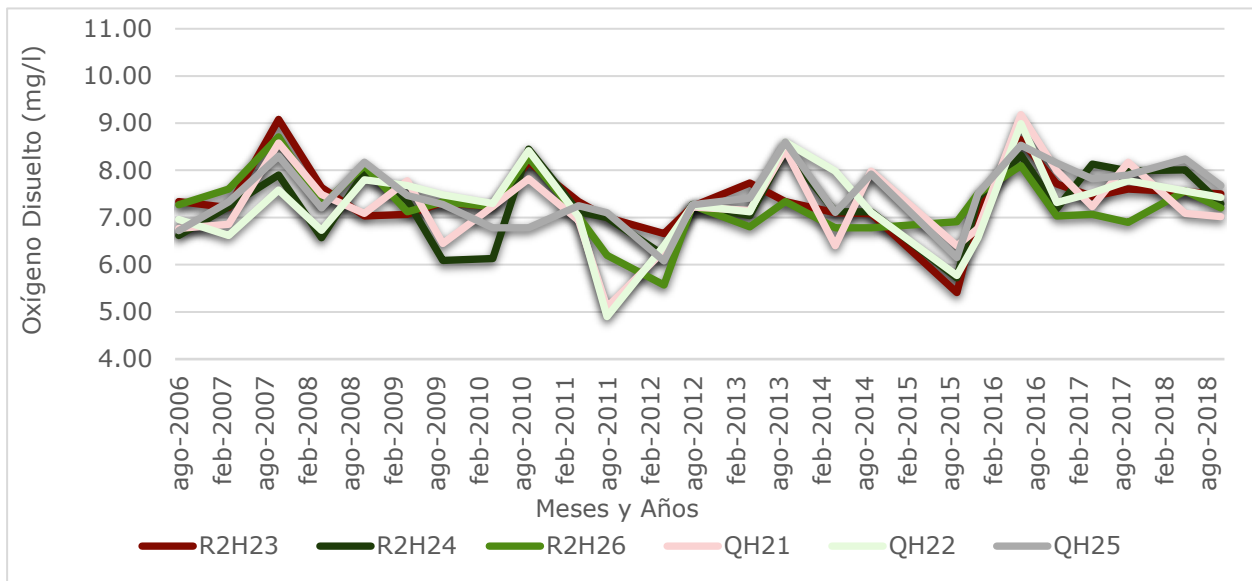


3.1.2.2 Oxígeno Disuelto

En las evaluaciones de la zona con influencia indirecta realizadas entre agosto de 2006 y octubre de 2018, los valores de oxígeno disuelto presentaron un rango entre 4.9 y 9.08 mg/l. En los ríos medianos (R2), se registró entre 6.2 y 9.08 mg/l; mientras que en las quebradas (Q) presentaron un rango entre 4.9 y 8.58 mg/l.

Durante las evaluaciones, los valores de oxígeno disuelto fueron ligeramente mayores en la temporada seca y manteniéndose principalmente entre 5.7 y 8 mg/L, dentro del rango establecido por el ECA correspondiente (≥ 5 mg/l) (Figura 122).

Figura 122. Fluctuación histórica de valores de oxígeno disuelto de la zona de influencia indirecta (agosto 2012 – octubre 2018)



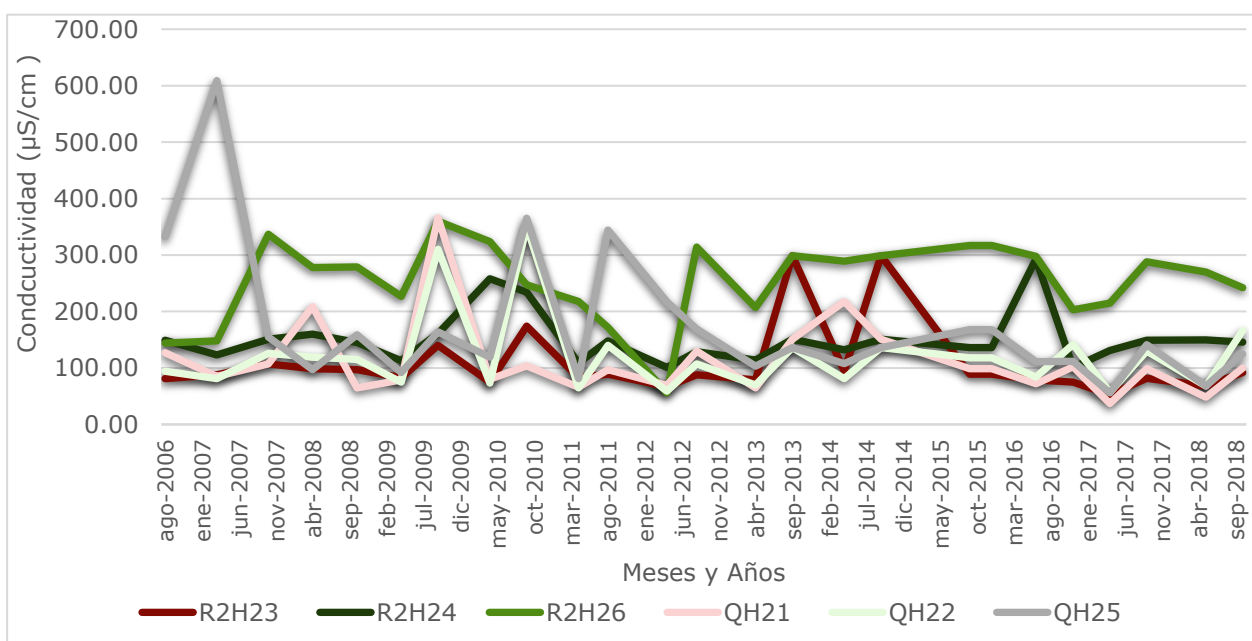
3.1.2.3 Conductividad Eléctrica

En las evaluaciones hidrobiológicas de la zona con influencia indirecta realizadas entre agosto de 2006 y octubre de 2018), los valores de conductividad oscilaron entre 56 y 609 $\mu\text{S}/\text{cm}$, muy por debajo del valor límite establecido por el ECA correspondiente (1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

En los ríos medianos (R2) se registró entre 56 y 360 $\mu\text{S}/\text{cm}$; mientras que en las quebradas (Q) fue de 207 a 216 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Se destaca que los valores en la reciente evaluación en las quebradas presentaron un rango entre 37 y 57 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Durante las evaluaciones realizadas en la zona de influencia indirecta se aprecia un incremento de la conductividad en la temporada seca, tanto en los ríos medianos como en las quebradas (Figura 123)

Figura 123. Variación histórica de la conductividad de la zona de influencia indirecta (agosto 2006 – octubre 2018).



3.1.3 Zonas sin influencia (blanco)

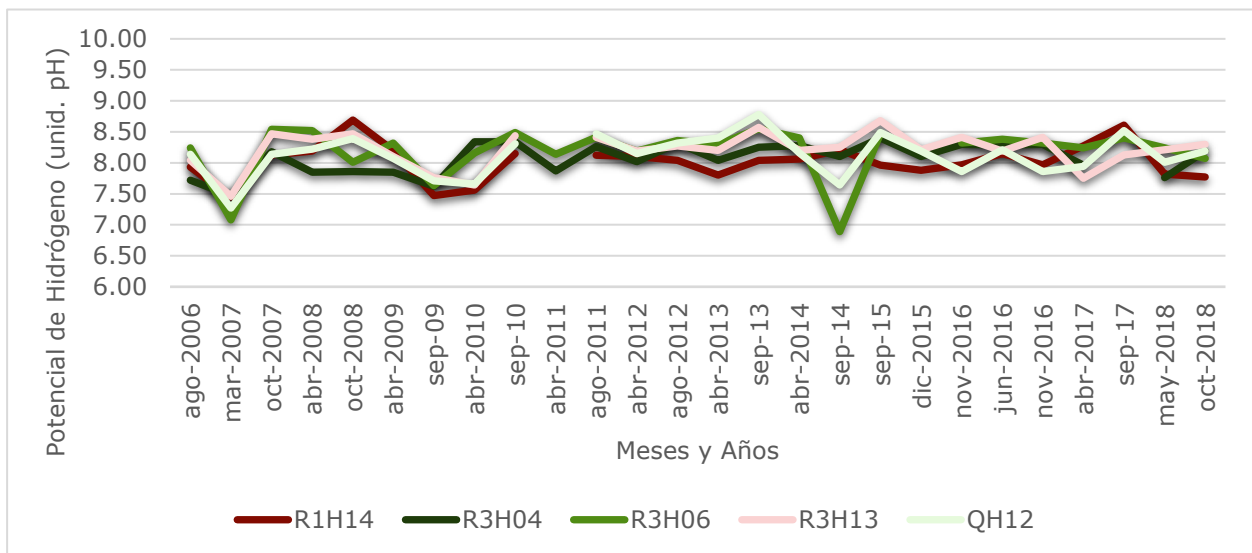
3.1.3.1 Potencial de Hidrógeno

En las 25 evaluaciones de la zona sin influencia, realizadas entre agosto de 2006 y octubre de 2018, los valores de pH registrados oscilaron entre 6.3 y 8.78 UpH. Se observa una tendencia hacia valores ligeramente alcalinos, encontrándose casi la totalidad de ellos dentro del rango establecido por el ECA correspondiente (entre 6.5 y 9.0 UpH)

En los muestreos del río mayor (R3) el rango fue de 7.15 a 8.69 UpH y en los ríos medianos (R2) se registró un rango de 6.6 a 8.68 UpH. Por otro lado, en las quebradas (Q) se registró un rango entre 7.27 y 8.78 UpH.

Durante las evaluaciones en la zona sin influencia los valores del pH se presentaron ligeramente alcalinos, en ambas temporadas, especialmente en los últimos cuatro años y resultando más cerca el rango en la reciente evaluación: húmeda 2018 (Figura 124).

Figura 124. Fluctuación histórica de valores de pH de la zona de sin influencia (agosto 2006 – octubre 2018).

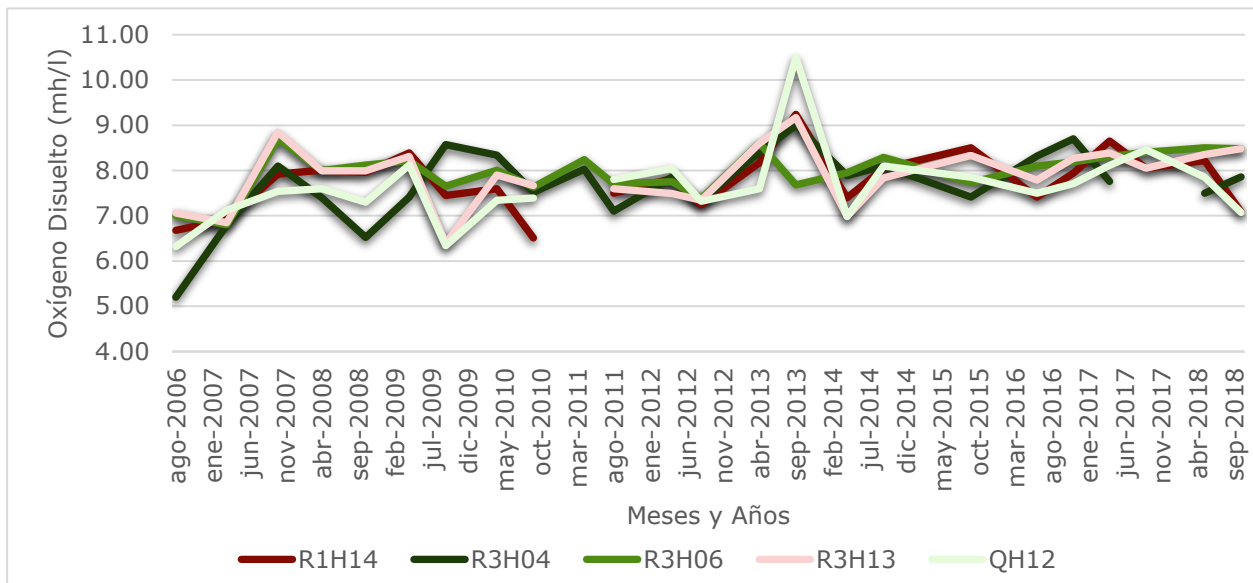


3.1.3.2 Oxígeno Disuelto

En los 25 monitoreos en las zonas sin influencia realizadas entre agosto de 2006 y octubre de 2018, los valores de oxígeno disuelto oscilaron entre 4.9 y 10.5 mg/l.

En el río Urubamba (R1) el rango fue de 6.51 a 9.24 mg/l, en los ríos medianos (R2) el rango fue de 4.9 a 8.66 mg/l; mientras que entre quebradas (Q) se registró entre 6.32 y 10.5 mg/l. Cabe señalar que casi la totalidad de valores estuvo dentro del rango establecido por el ECA correspondiente (≥ 5 mg/l) (Figura 125).

Figura 125. Registro histórico de valores de oxígeno disuelto de la zona sin influencia (agosto 2006 - octubre 2018).



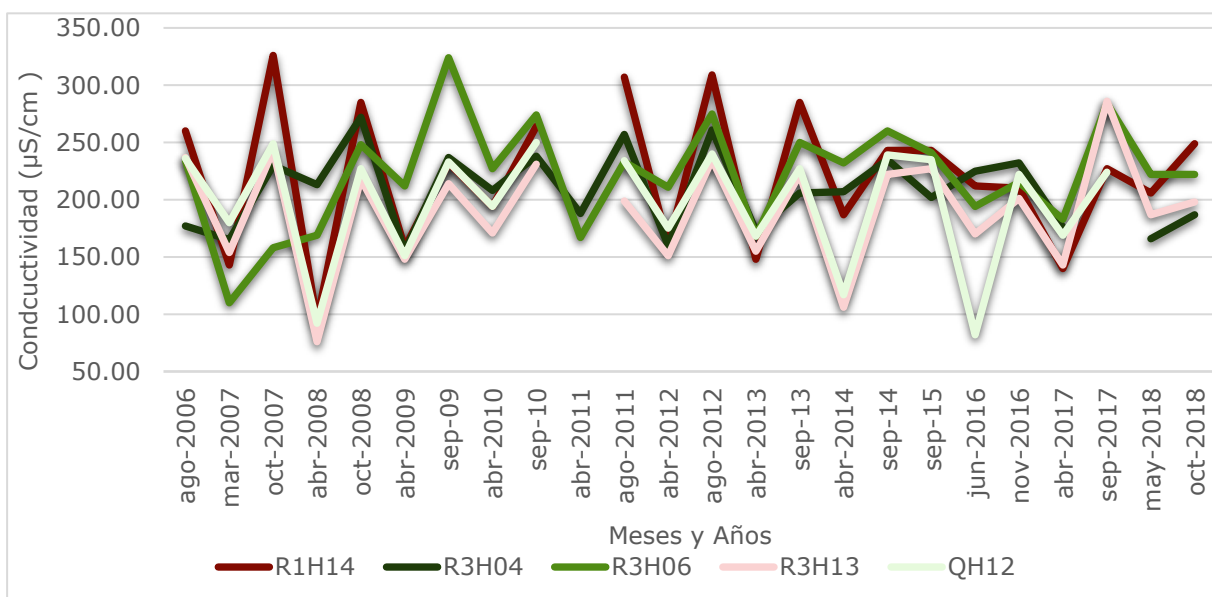
3.1.3.3 Conductividad Eléctrica

En las 25 evaluaciones realizadas en la zona sin influencia, entre agosto de 2006 y octubre de 2018, los valores de conductividad registrados oscilaron entre 76 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en abril de 2008 en un río pequeño (R3H13) y con 309 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en el río Urubamba (R1H14) en agosto de 2012.

En los ríos grandes (R1) el rango fue de 94 a 309 $\mu\text{S}/\text{cm}$, mientras que en los ríos medianos (R2) se registró el rango de 106 a 340 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En las quebradas (Q) se registraron valores entre 92 y 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Durante las 25 evaluaciones realizadas los valores de conductividad oscilaron mayormente entre 100 y 280 $\mu\text{S}/\text{cm}$, encontrándose muy por debajo del valor límite establecido por el ECA correspondiente (1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$), y con registros ligeramente más altos durante la temporada seca (Figura 126).

Figura 126. Variación histórica de la conductividad de la zona sin influencia (agosto 2006 - octubre 2018).



3.2 MONITOREO DE PERIFITON

3.2.1 Zona de influencia directa

El monitoreo de perifiton se inició durante la temporada seca del 2012. Considerando los 13 monitoreos realizadas en los ecosistemas acuáticos de la zona de influencia directa, entre agosto de 2012 y octubre de 2018, el número total de especies de perifiton ascendió a 338 (Tabla 20).

La riqueza de especies de Bacillariophyta es dominante, seguida de Cyanobacteria (antes Cyanophyta) y Chlorophyta. La presencia de Rhodophyta, Ochrophyta y Cryptophyta es muy escasa.

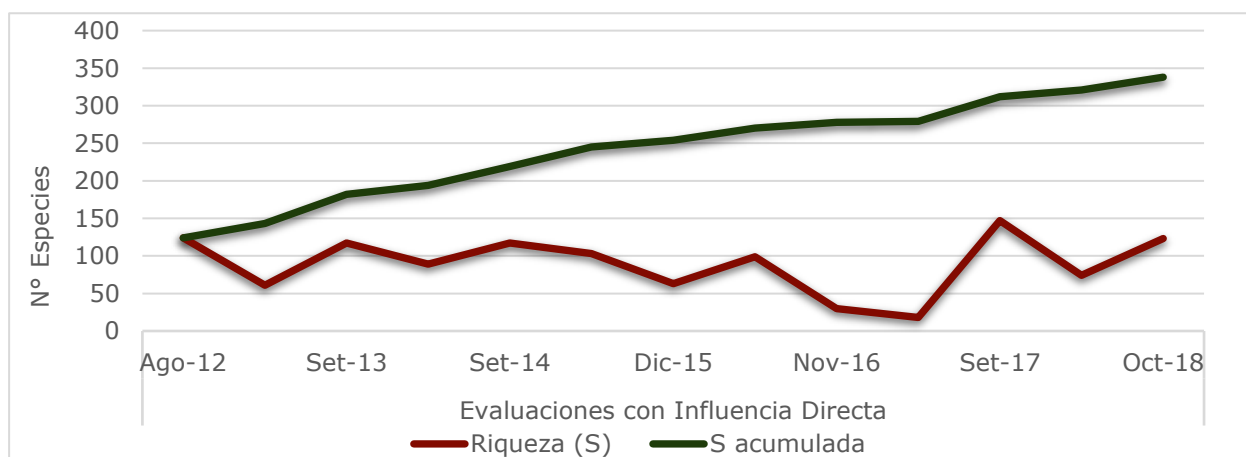
En términos de abundancia destaca también el grupo Bacillariophyta, seguida de Cyanobacteria; mientras que Rhodophyta, Ochrophyta y Cryptophyta tuvieron una escasa representación.

Tabla 20. Riqueza (S) y abundancia (N) por filo de perifiton en la zona de influencia directa (agosto 2012 – octubre 2018)

Filo	Riqueza	% S	Abundancia	% N
Bacillariophyta	191	57	7,371	62
Ochrophyta	2	1	25	0
Cyanobacteria	62	18	3,407	29
Chlorophyta	56	17	852	7
Charophyta	17	5	230	2
Euglenozoa	8	2	47	0
Cryptophyta	1	0	1	0
Rhodophyta	1	0	10	0
TOTAL	338	100	11,943	100

La riqueza acumulada se incrementó en cada semestre. Los registros de las especies del perifiton continuaron en incremento leve entre mayo de 2016 y abril de 2017 debido a que las colectas ocurrieron en aguas de zonas altas. Se mantuvieron casi constantes hasta noviembre 2016 y aumentaron notablemente entre setiembre de 2017 y octubre de 2018. Los registros variaron ligeramente entre temporadas, evidenciándose un incremento durante la temporada seca (Figura 127).

Figura 127. Variación histórica de la riqueza de perifiton en la zona de influencia directa (agosto 2012 – octubre 2018).



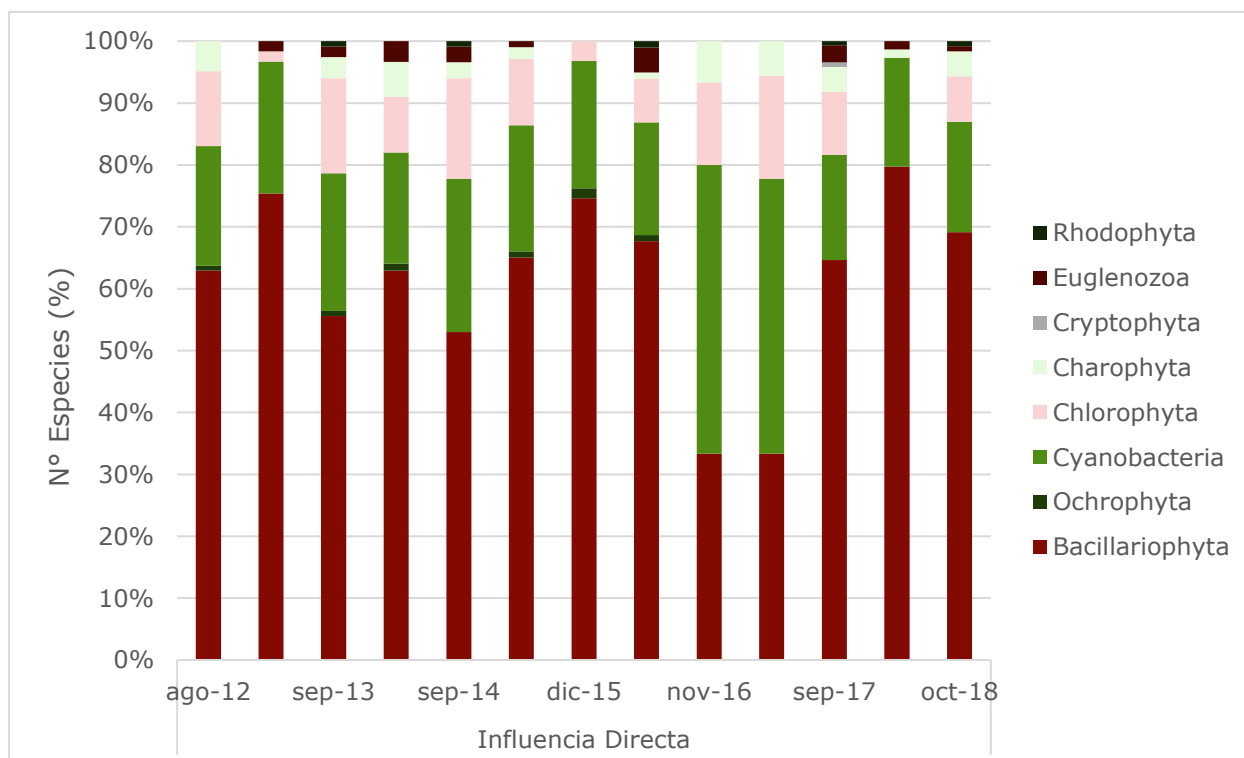
En relación a la riqueza de perifiton por cuerpo de agua, en la zona con influencia directa destacaron los ríos menores con 157 especies (R3H10) y en las quebradas se registró un máximo de 155 especies (QH09). Los niveles más bajos se reportaron en el río mediano (R2H18) con 62 (Tabla 21).

Tabla 21. Riqueza (S) y abundancia (N) total de perifiton en las zonas de influencia directa (agosto 2012 – octubre 2018)

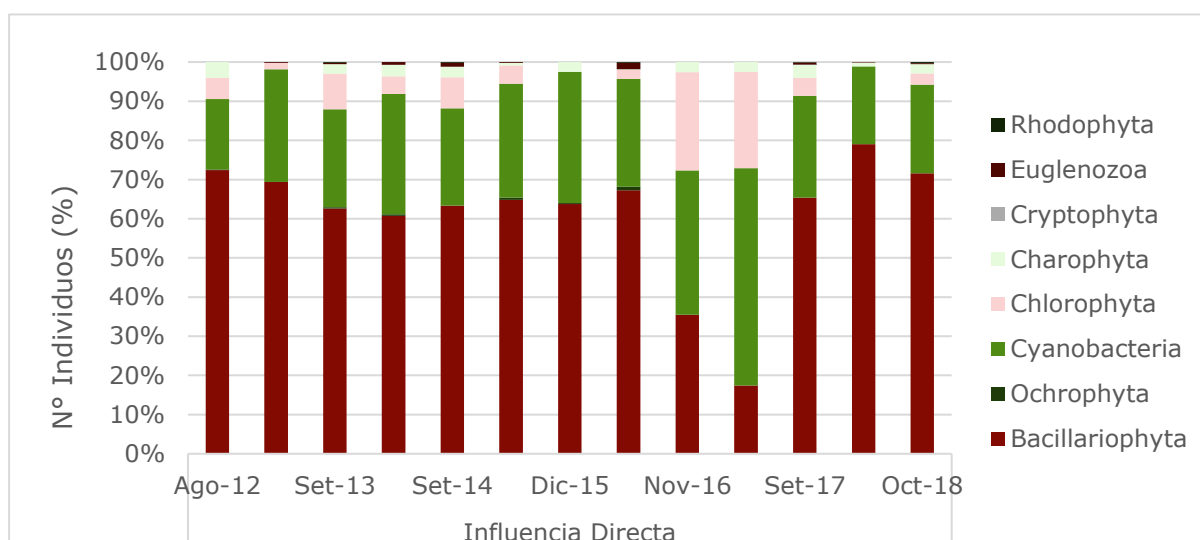
Índices	R1H01	R1H07	R1H11	R1H19	R2H18	R3H02	R3H03	R3H10	R3H15	QH09	QH28
Riqueza (S)	134	140	144	107	62	153	156	157	151	155	120
Abundancia (N)	1294	1242	1173	842	745	1266	1253	1249	1230	1279	370

La riqueza de especies del perifiton por filo, en cada una de las evaluaciones, estuvo dominada por los grupos Bacillariophyta y Cyanobacteria. Por otra parte, se presentaron muy pocas especies de los grupos Rhodophyta, Charophyta y Euglenozoa (Figura 128).

Figura 128. Variación histórica de la riqueza de perifiton por filo en la zona de influencia directa (agosto 2012 – octubre 2018)



En relación con la abundancia también se evidencia la dominancia del grupo Bacillariophyta y, en menor proporción, de Cyanobacteria y Chlorophyta. Asimismo, los grupos Rhodophyta, Charophyta y Euglenozoa fueron poco representativos (Figura 129).

Figura 129. Variación histórica de la abundancia de perifiton por filo en la zona de influencia directa (agosto 2012 – octubre 2018)

3.2.2 Zona de influencia indirecta

De las evaluaciones realizadas entre agosto de 2012 y octubre de 2018, el número total de especies registradas ascendió a 267 en la zona con influencia indirecta. Destacó el grupo Bacillariophyta con 164 especies. En términos de riqueza específica, la presencia de los grupos Rhodophyta, Ochrophyta y Euglenozoa fue poco significativa.

En relación a la abundancia, también se determinó una marcada dominancia de Bacillariophyta seguida de Cyanobacteria; mientras que los registros de los grupos Euglenozoa, Ochrophyta y Rhodophyta fueron muy escasos (Tabla 22).

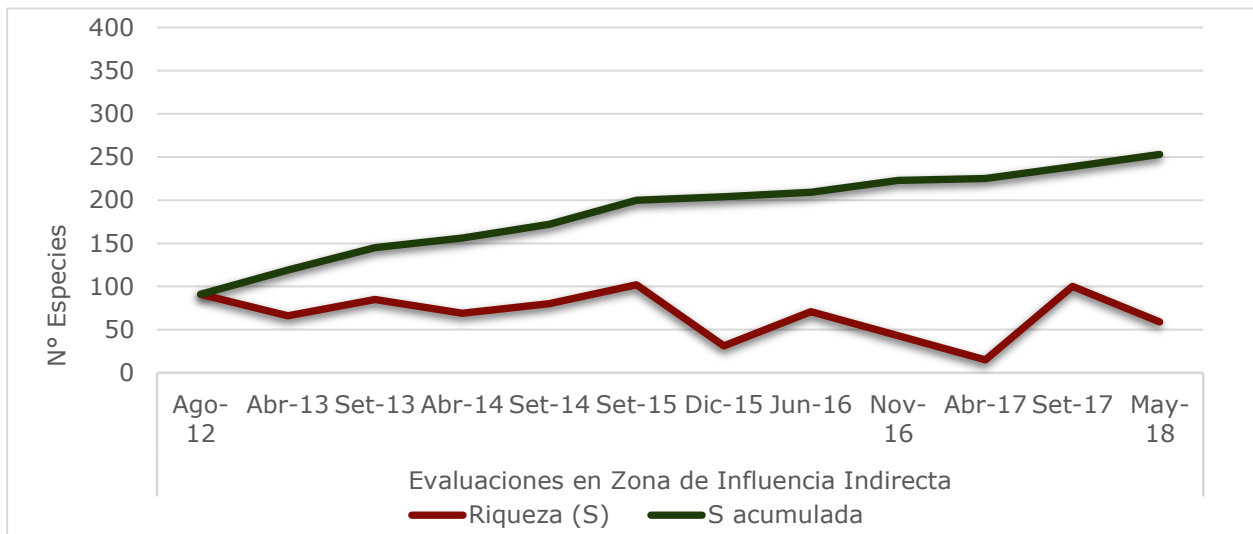
Tabla 22. Riqueza (S) y abundancia (N) por filo de perifiton en la zona de influencia indirecta (agosto 2012 – octubre 2018)

Filo	Riqueza	% S	Abundancia	% N
Bacillariophyta	164	61	5,074	66
Ochrophyta	2	1	16	0
Cyanobacteria	49	20	1,940	25
Chlorophyta	28	10	408	5
Charophyta	17	6	232	3
Euglenozoa	6	2	21	0
Rhodophyta	1	0	12	0
TOTAL	267	102	7,703	100

En cuanto al registro de la riqueza entre monitoreos, este presentó un rango entre 15 y 102 especies, reportándose los valores más altos durante la temporada seca. Por otro lado, y en lo que concierne al registro de riqueza acumulada, se evidencia un incremento casi constante hasta el último monitoreo.

Los registros de riqueza tienen relación directa con la temporada de monitoreo, siendo generalmente mayores durante la temporada seca. Por otro lado, el incremento de los registros de riqueza se mantiene constante a la fecha, tal como se observa en la Figura 130.

Figura 130. Variación histórica de la riqueza de perifiton en la zona de influencia indirecta (agosto 2012 – octubre 2018).



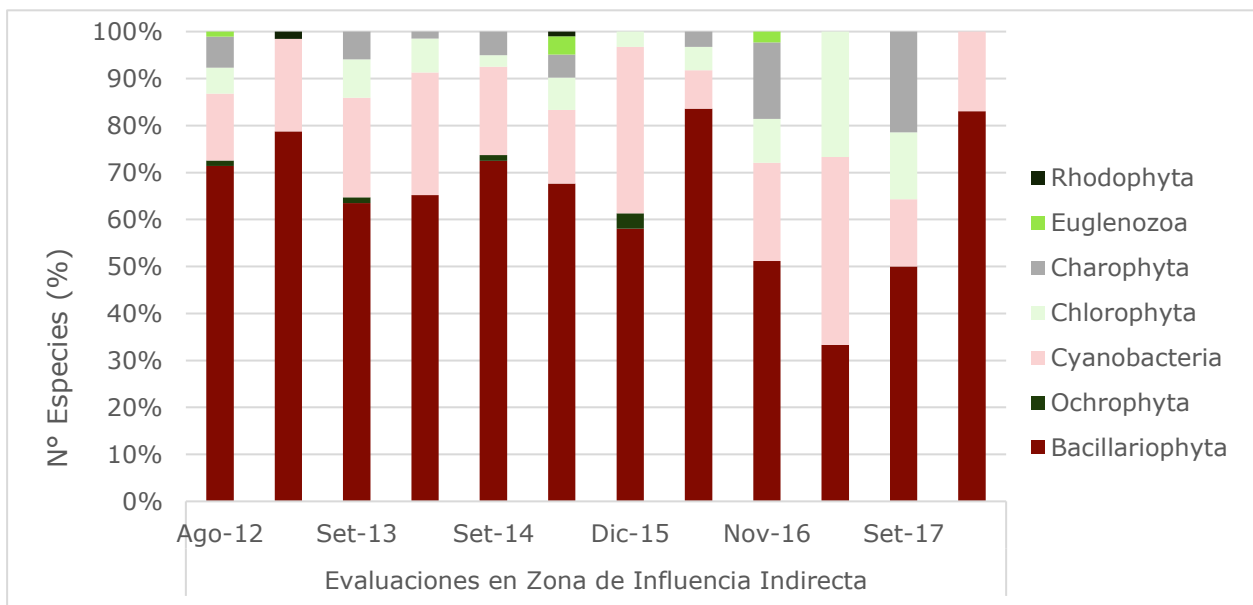
En relación a la riqueza del perifiton por estación de monitoreo, destaca la quebrada Kumarillo (QH25) con 142 especies; y entre los ríos medianos (R2), el río Miaría (R2H23) registró 116 especies (Tabla 23).

Tabla 23. Riqueza (S) y abundancia (N) total de perifiton en las zonas de influencia directa (agosto 2012 – octubre 2018)

Perifiton	R2H24	R2H23	R2H26	QH21	QH22	QH25
Riqueza (S)	107	116	81	123	130	142
Abundancia (N)	1185	1205	1189	1164	1196	1157

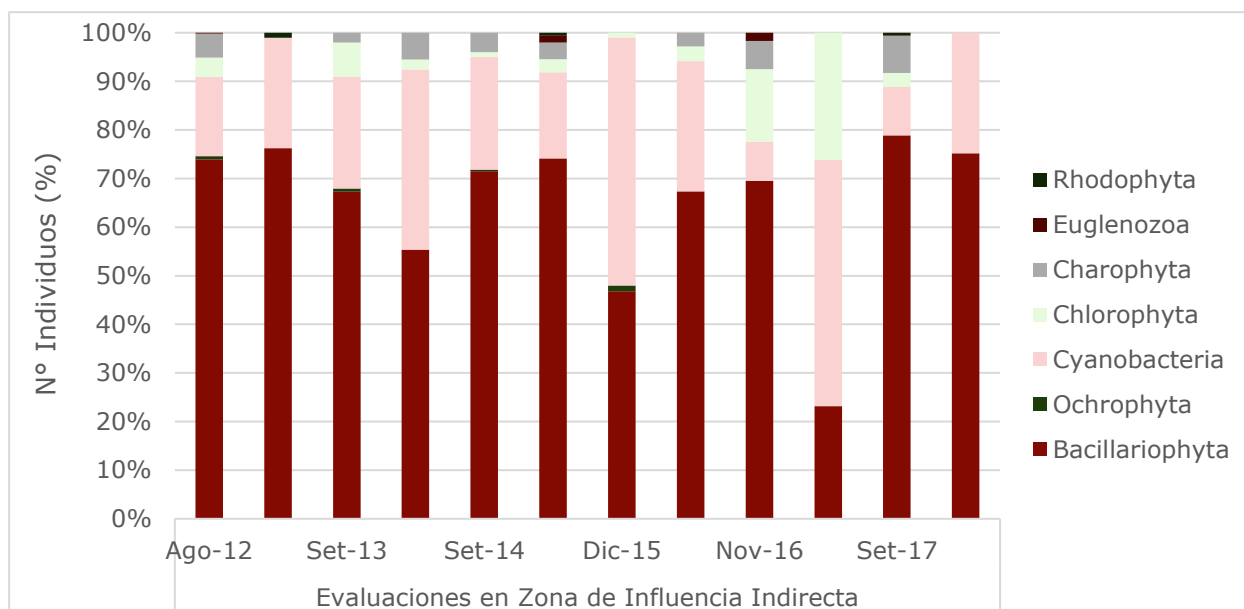
En lo que concierne a la riqueza de grupos taxonómicos del perifiton en la zona con influencia indirecta, destacan notablemente el filo Bacillariophyta, seguido de Cyanobacteria y Chlorophyta, siendo muy reducida la presencia de organismos de los filos Rhodophyta, Ochrophyta y Euglenozoa (Figura 131).

Figura 131. Variación histórica de la riqueza de perifiton por filo en la zona de influencia indirecta (agosto 2012 – octubre 2018)



En términos de abundancia, las diatomeas que comprenden el filo Bacillariophyta fueron marcadamente dominantes, seguido por los organismos del grupo Cyanobacteria; mientras que los filios Rhodophyta, Ochrophyta y Euglenozoa presentaron registros muy escasos a lo largo del periodo de monitoreo (Figura 132).

Figura 132. Variación histórica de la abundancia de perifiton por filo en la zona de influencia directa (agosto 2012 – octubre 2018)



3.2.3 Zona sin influencia (blanco)

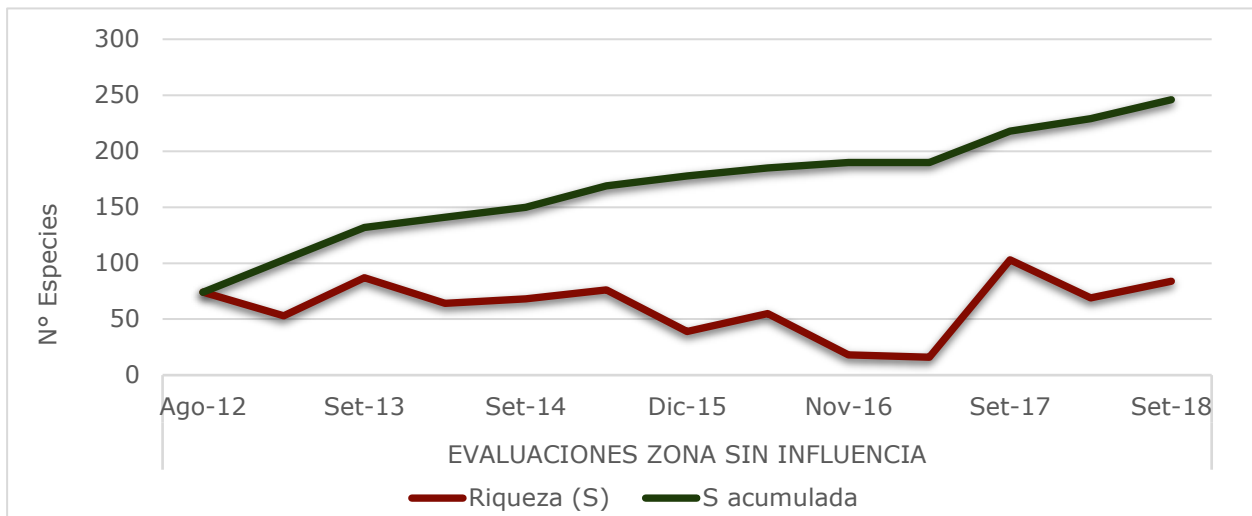
Durante las 13 evaluaciones en la zona sin influencia o blanco, realizadas entre agosto de 2012 y octubre de 2018, se registraron 246 especies de perifiton pertenecientes a 6 filios: Bacillariophyta, Cyanobacteria, Chlorophyta, Charophyta, Euglenozoa y Rhodophyta (Tabla 24).

Los valores más altos correspondieron a los grupos Bacillariophyta y Cyanobacteria, mientras que los menores a Rhodophyta, Euglenozoa y Charophyta. Con respecto a la abundancia también predomina Bacillariophyta, seguido de Cyanobacteria y, en mucha menor proporción, Rhodophyta y Euglenozoa.

Tabla 24. Riqueza (S) y abundancia (N) por filo de perifiton en la zona sin influencia (agosto 2012 – octubre 2018)

Filo	Riqueza	% S	Abundancia	% N
Bacillariophyta	150	60	3,918	56
Cyanobacteria	47	20	2,183	34
Chlorophyta	28	11	433	6
Charophyta	14	6	158	2
Euglenozoa	6	2	73	1
Rhodophyta	1	0	2	0
TOTAL	246	100	6,767	100

Comparando los resultados de riqueza entre las temporadas de monitoreo, los registros tienden a ser mayores durante la temporada seca; y en relación a la riqueza acumulada, se evidencia un incremento sostenido desde agosto de 2012 hasta el reciente monitoreo (Figura 133).

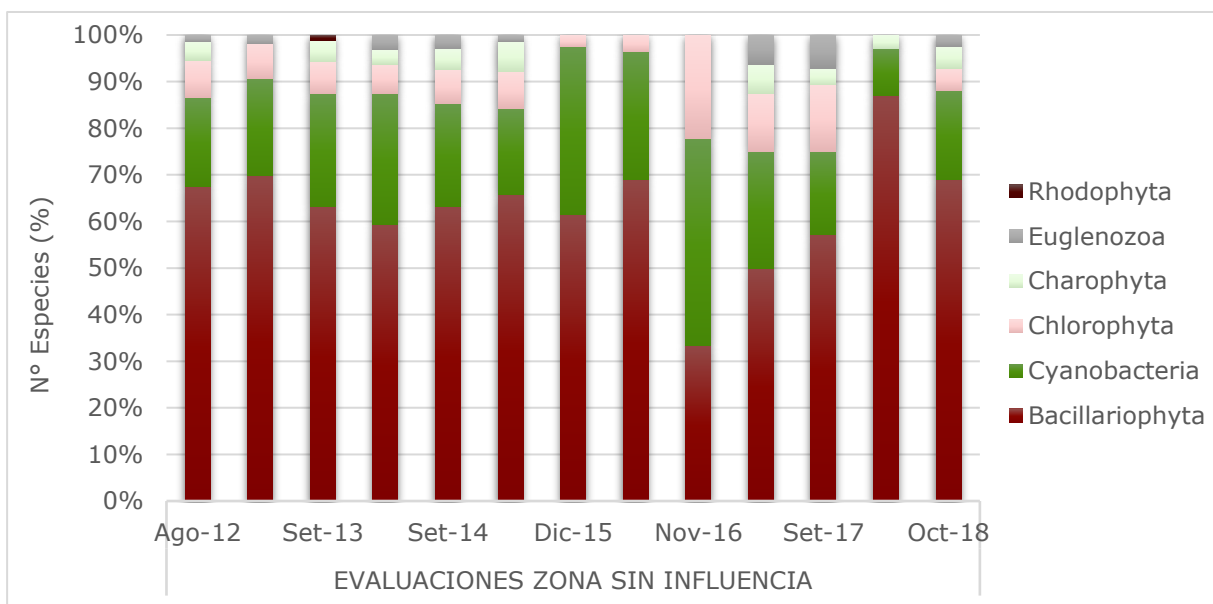
Figura 133. Variación histórica de la riqueza de perifiton en la zona sin influencia (agosto 2012 – octubre 2018).

El número acumulado de especies de perifiton en las estaciones de monitoreo sin influencia ha variado entre 61 y 127, destacando el río alto Camisea (R3H04) y la quebrada Shihuaniro (QH12) con los niveles más altos; mientras que el menor valor correspondió a la quebrada Serjali (QH27), tal como se observa en la Tabla 25.

Tabla 25. Riqueza (S) y abundancia (N) total de perifiton en las zonas sin influencia (agosto 2012 – octubre 2018)

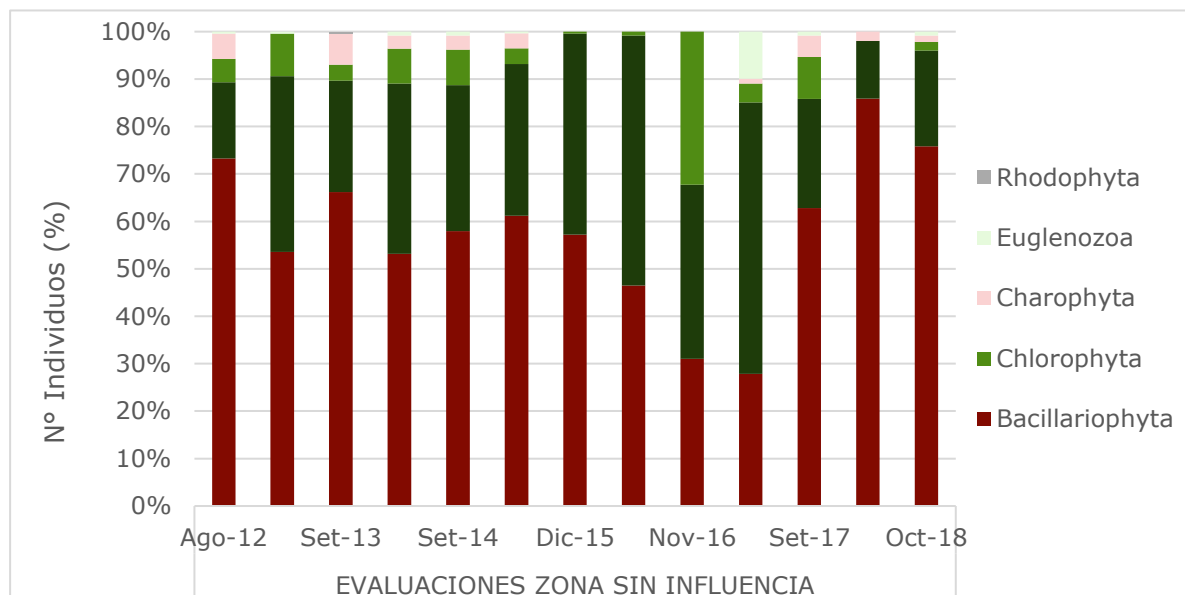
Índices	R1H14	R3H13	R3H06	R3H04	QH12	QH27
Riqueza (S)	92	99	85	127	127	61
Abundancia (N)	1,291	1,288	1,098	1,307	1,288	495

Observando la variación espacial y temporal de la composición específica del perifiton, Bacillariophyta se consolida como el grupo dominante, habiendo sido registrado durante todos los monitoreos, seguido de Cyanobacteria y, en mucha menor proporción, Euglenozoa y Rhodophyta (Figura 134).

Figura 134. Variación histórica de la riqueza de perifiton por filo en la zona sin influencia (agosto 2012 – octubre 2018).

En lo que concierne a la abundancia, se observó la misma tendencia registrada en la riqueza, o sea la marcada dominancia de los grupos Bacillariophyta y Cyanobacteria, siendo Euglenozoa y Rhodophyta muy poco representativos (Figura 135).

Figura 135. Variación histórica de la abundancia de perifiton por filo en la zona sin influencia (agosto 2012 – octubre 2018)



3.3 MONITOREO DE MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS

3.3.1 Zona de influencia directa

De los monitoreos realizados en 11 locaciones: 4 en el río Urubamba (R1), 1 en un río mediano (R2), 4 en los ríos menores (R3) y 2 en quebradas (Q), entre agosto de 2006 y octubre de 2018, se registraron 145 especies en total pertenecientes a 17 órdenes taxonómicos.

Las especies se distribuyeron principalmente entre los filos Arthropoda y Mollusca, predominando el primero debido a la variedad de organismos de la clase Insecta (131) y representando el 90% de la riqueza de especies; mientras que Mollusca, Crustacea y otros estuvieron escasamente representados (Tabla 26).

Entre los órdenes taxonómicos de la clase Insecta, destacaron en términos de riqueza, con 24 o más especies: Ephemeroptera y Trichoptera, siendo más bien raros y con una sola especie registrada Annelida, Caenogastropoda, Megaloptera, Mesogastropoda, Plecoptera y Veneroidea.

En relación a la abundancia total destacaron los órdenes Diptera, Ephemeroptera y Trichoptera; mientras que Annelida, Veneroidea y Caenogastropoda fueron menos representativos.

Tabla 26. Riqueza (S) y abundancia (n) de macroinvertebrados bentónicos por orden en la zona de influencia directa (agosto 2006 – octubre 2018).

Orden	Riqueza	% S	Abundancia	% N
Annelida	1	0.7	8	0.0
Decapoda	4	2.8	261	0.8
Coleoptera	22	15.2	1,664	4.8
Diptera	20	13.8	15,666	45.3
Ephemeroptera	26	17.9	7,936	22.9

Orden	Riqueza	% S	Abundancia	% N
Hemiptera	14	9.7	745	2.2
Lepidoptera	2	1.4	78	0.2
Megaloptera	1	0.7	61	0.2
Odonata	18	12.4	687	2.0
Orthoptera	2	1.4	45	0.1
Plecoptera	1	0.7	548	1.6
Trichoptera	24	16.6	4,624	13.4
Unionoida	1	0.7	4	0.0
Mesogastropoda	1	0.7	222	0.6
Basommatophora	6	4.1	2,033	5.9
Veneroida	1	0.7	4	0.0
Caenogastropoda	1	0.7	12	0.0
TOTAL	145	100	34,598	100

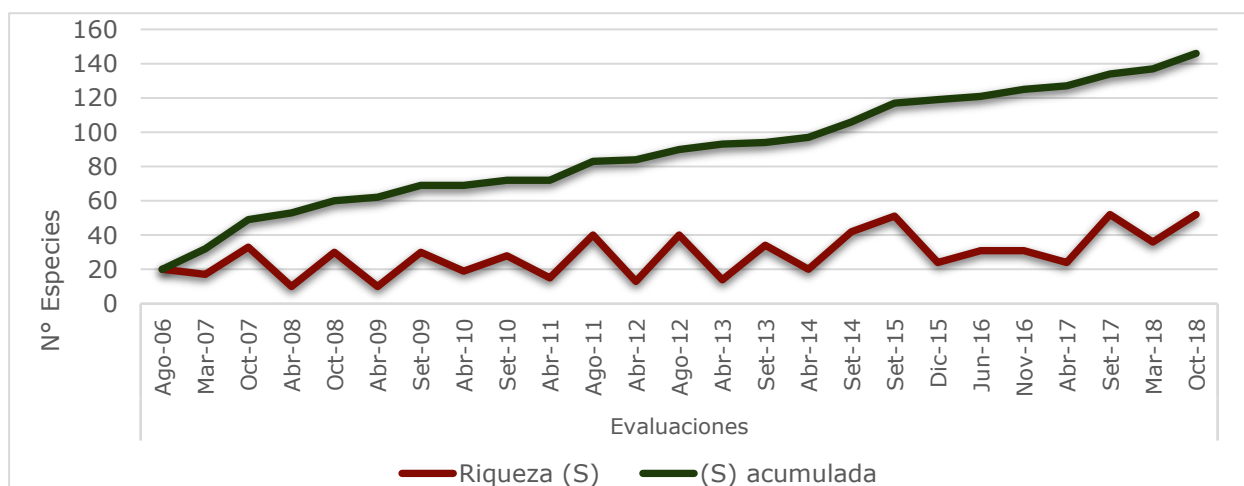
Se observó que la riqueza total es variable por temporada y por tipo de cuerpo de agua. Así tenemos que entre los cuatro puntos ubicados en el río Urubamba (R1) se registraron entre 14 y 69 especies, en el río Picha (R2) 44 especies, en los ríos menores (R3) entre 43 y 71 especies, y en las quebradas (Q) de 18 a 68 especies (Tabla 27).

Tabla 27. Riqueza (S) y abundancia (N) total de macroinvertebrados bentónicos en las zonas de influencia directa (agosto 2006 – octubre 2018).

Índice	R1H01	R1H07	R1H11	R1H19	R2H18	R3H02	R3H03	R3H10	R3H15	QH09	QH28
Riqueza (S)	14	59	31	69	44	64	71	54	43	68	18
Abundancia (N)	591	2,111	1,258	8,180	1,909	4,967	4,319	2,816	2,534	4,985	928

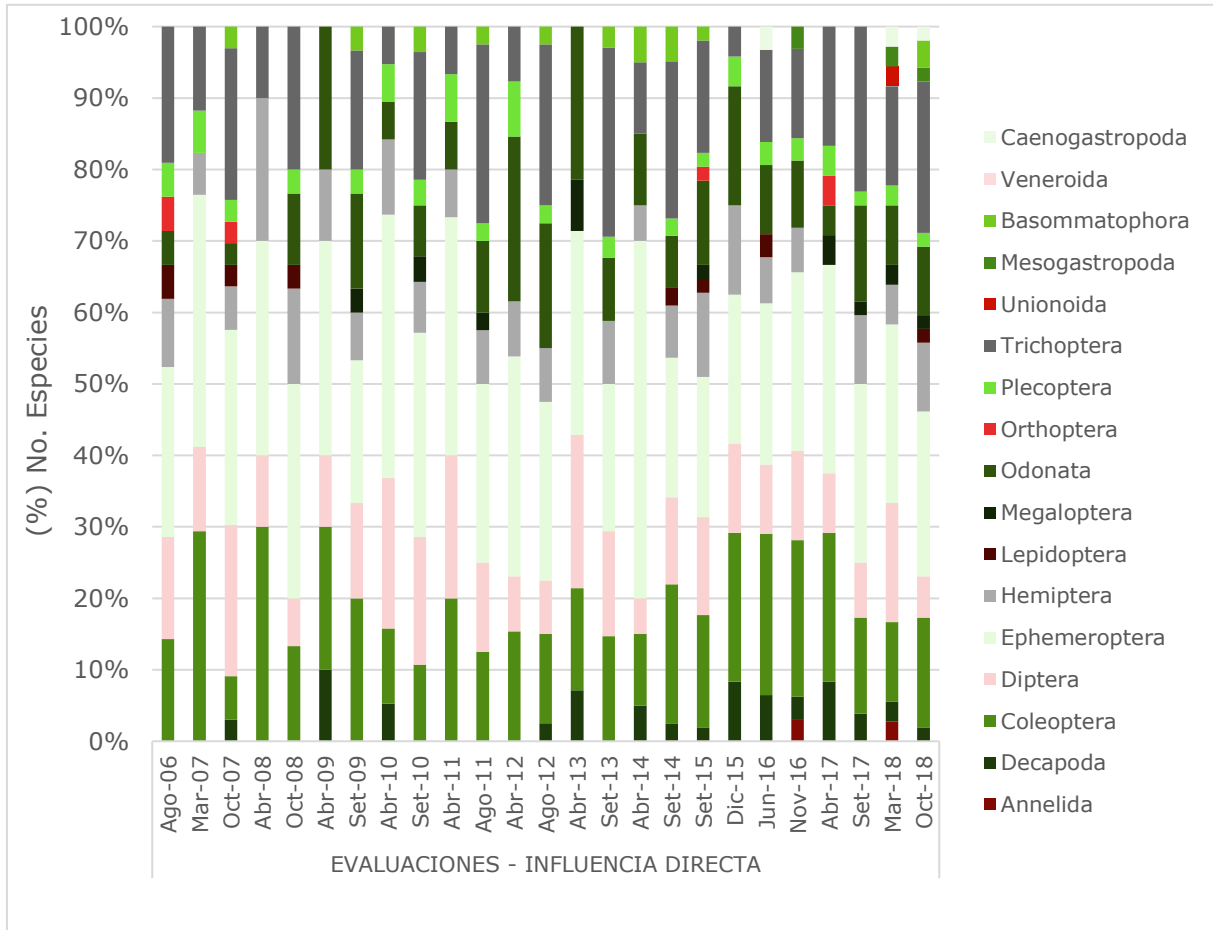
En cuanto a la variación histórica de los registros de riqueza, se observó que los mayores valores corresponden generalmente a la temporada seca. Asimismo, a partir del 2011 se evidencia un incremento sostenido del registro de especies (Figura 136).

Figura 136. Variación histórica de la riqueza de macroinvertebrados bentónicos en la zona de influencia directa (agosto 2006 – octubre 2018).



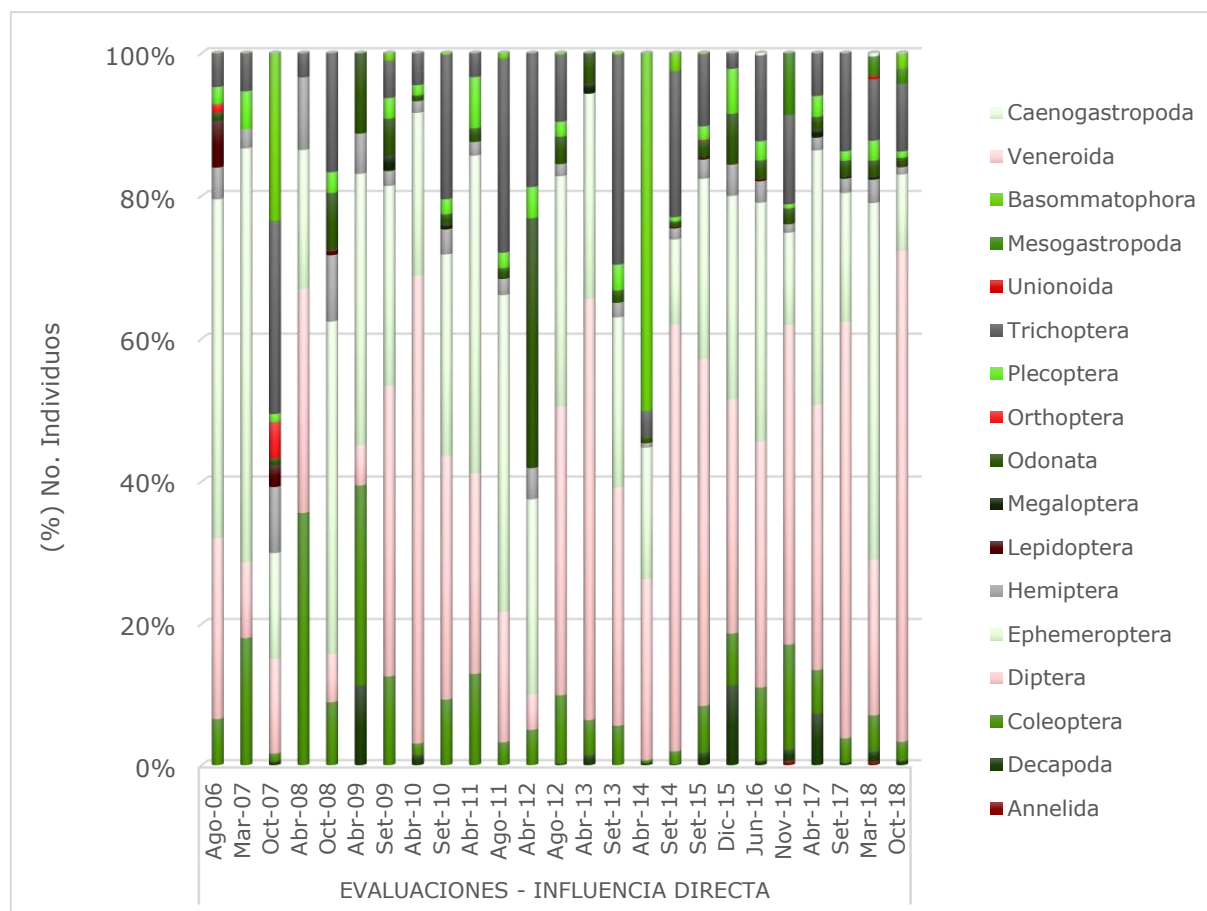
En relación a la riqueza de especies de órdenes taxonómicos de los macroinvertebrados bentónicos, destaca la presencia de Ephemeroptera, Trichoptera y Coleoptera, habiendo sido registrados en todos los monitoreos; mientras que Plecoptera, Decapoda y Odonata son más bien poco representativos (Figura 137).

Figura 137. Variación histórica de la riqueza de macroinvertebrados bentónicos por orden en zonas con influencia directa (agosto 2006 – octubre 2018).



En términos de abundancia, los órdenes Diptera, Ephemeroptera y Trichoptera fueron los más representativos; mientras que los registros de Decapoda y Basommatophora fueron más bien escasos (Figura 138).

Figura 138. Variación histórica de la abundancia de macroinvertebrados bentónicos por orden en zonas con influencia directa (agosto 2006 – octubre 2018).



3.3.2 Zonas de influencia indirecta

De los monitoreos realizados en 6 estaciones de la zona con influencia indirecta, entre agosto de 2006 y octubre de 2018, se obtuvo una composición de 145 especies pertenecientes a 17 órdenes taxonómicos.

Las especies registradas se distribuyeron básicamente en el filo Arthropoda debido a la elevada diversidad de la clase Insecta (133 en total), mientras que los filo Annelida, Mollusca y Crustacea estuvieron escasamente representados (Tabla 28).

Entre los órdenes taxonómicos de Insecta destacan, en términos de riqueza, Trichoptera, Ephemeroptera y Coleoptera; mientras que Glossiphoniiformes, Megaloptera, Orthoptera y Plecoptera presentaron una especie cada uno.

En lo que concierne a la abundancia predominaron los órdenes Ephemeroptera, Trichoptera y Diptera; siendo Unionoida, Glossiphoniiformes y Decapoda los menos representativos.

Tabla 28. Riqueza (S) y abundancia (n) de macroinvertebrados bentónicos por orden en la zona de influencia indirecta (agosto 2006 – octubre 2018).

Orden	Riqueza	% S	Abundancia	% N
Glossiphoniiformes	1	0.68966	27	0
Annelida (indeterminada)	1	0.68966	4	0
Decapoda	3	2.06897	185	1
Coleoptera	23	15.8621	2,068	6

Orden	Riqueza	% S	Abundancia	% N
Diptera	19	13.1034	9,042	26
Ephemeroptera	24	16.5517	12,501	37
Hemiptera	17	11.7241	761	2
Lepidoptera	4	2.75862	160	0
Megaloptera	1	0.68966	92	0
Odonata	16	11.0345	673	2
Orthoptera	2	1.37931	196	1
Plecoptera	1	0.68966	993	3
Trichoptera	26	17.931	7,308	21
Unionoida	1	0.68966	7	0
Caenogastropoda	1	0.68966	19	0
Basommatophora	4	2.75862	114	0
Veneroida	1	0.68966	23	0
TOTAL	145	100	34,173	100

Se observó que los niveles de riqueza específica variaron por temporada y tipo de ambiente acuático, así tenemos que en los ríos medianos (R2) en Miaría y Sepahua se registraron de 42 a 72 especies, mientras que en las quebradas (Q) se reportó una mayor riqueza, entre 88 y 104 especies, sobre todo en las quebradas Charapa y Kumarillo (Tabla 29).

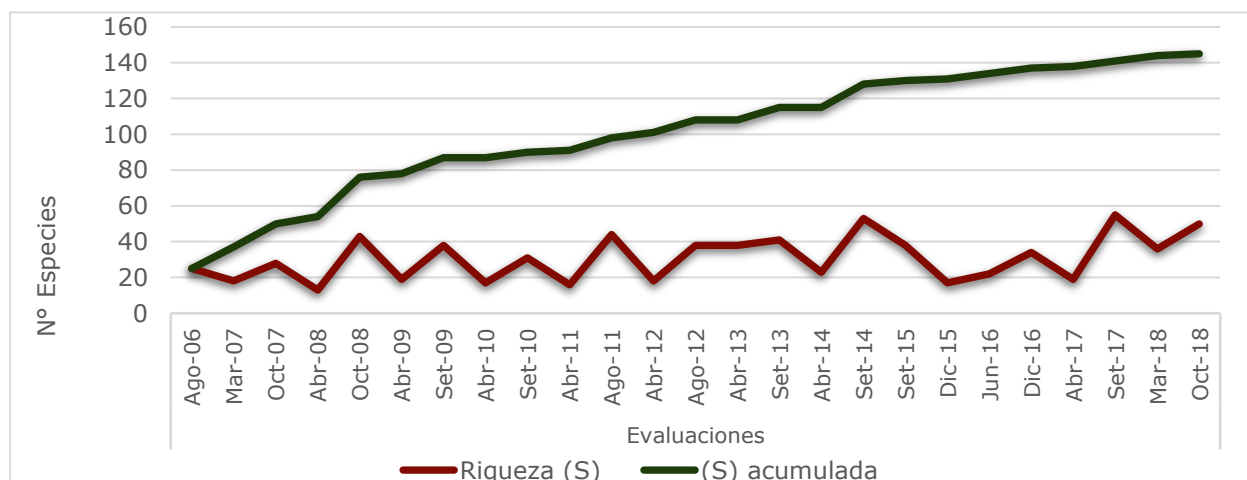
En cuanto a la abundancia total registrada, esta osciló entre 1,053 y 8,437 individuos colectados, obteniéndose los niveles más altos en las quebradas respecto a los ríos medianos.

Tabla 29. Riqueza y abundancia total de macroinvertebrados bentónicos en las zonas de influencia indirecta (agosto 2006 – octubre 2018).

Índices	R2H23	R2H24	R2H26	QH21	QH22	QH25
Riqueza (S)	72	68	42	88	104	90
Abundancia (N)	6,740	3,435	1,053	7,774	8,437	6,734

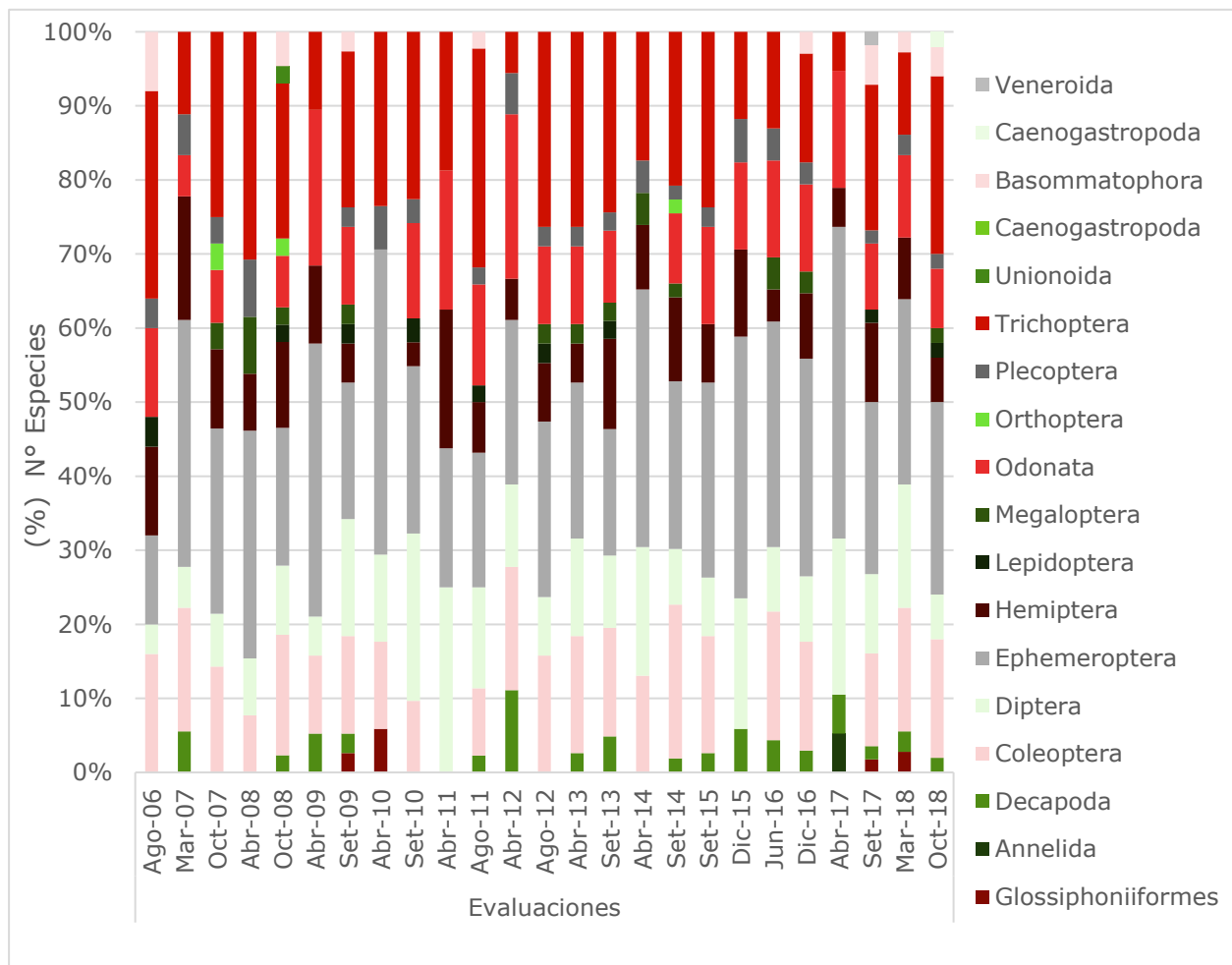
Así como en la zona de influencia directa, se evidencia un incremento sostenido de la riqueza acumulada de macroinvertebrados bentónicos hasta la última campaña de campo, tal como se observa en la Figura 139.

Figura 139. Variación histórica de la riqueza de macroinvertebrados bentónicos en la zona de influencia indirecta (agosto 2006 – octubre 2018).



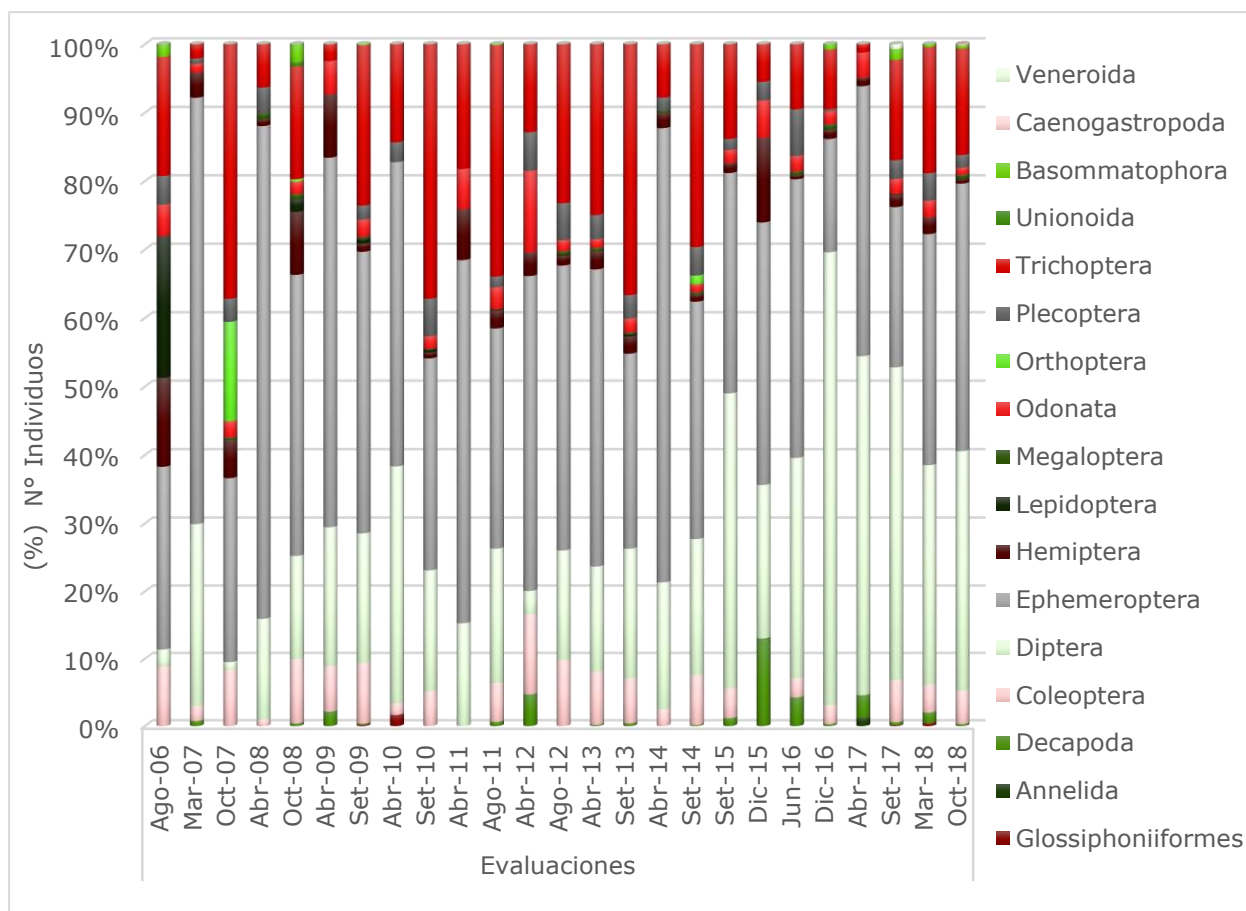
Los órdenes taxonómicos con mayor riqueza de especies de macroinvertebrados bentónicos a lo largo del periodo de monitoreo fueron Trichoptera, Ephemeroptera y Coleoptera; mientras que la presencia de los grupos Megaloptera, Decapoda, Unionoida y Basommatophora fue poco representativa (Figura 140).

Figura 140. Variación histórica de la riqueza de macroinvertebrados bentónicos por orden en zonas con influencia indirecta (agosto 2006 – octubre 2018).



En relación a la abundancia, a lo largo del periodo de monitoreo los niveles más altos correspondieron a los órdenes Ephemeroptera, Trichoptera y Diptera; mientras que el número de individuos colectados de Decapoda, Megaloptera, Unionoida y Basommatophora ha sido poco significativo (Figura 141).

Figura 141. Variación histórica de la abundancia de macroinvertebrados bentónicos por orden en zonas con influencia indirecta (agosto 2006 – octubre 2018)



3.3.3 Zona sin influencia (blanco)

De los monitoreos en ambientes acuáticos sin influencia, realizados entre agosto de 2006 y octubre de 2018, se determinaron 107 especies pertenecientes a 14 órdenes y 3 filos (Arthropoda, Annelida y Mollusca), con la marcada dominancia de Arthropoda debido a la riqueza de la clase Insecta con 101 especies; mientras que los grupos Annelida, Mollusca y Crustacea tuvieron poca representación (Tabla 30).

Entre los Arthropoda destacaron por su riqueza específica los grupos Trichoptera, Ephemeroptera y Coleoptera; mientras que Decapoda, Megaloptera, Basommatophora y Tricladida tuvieron muy pocas especies.

En relación a la abundancia, Ephemeroptera, Diptera y Trichoptera registraron los niveles más altos, en tanto que la presencia de organismos de los grupos Mesogastropoda, Basommatophora y Tricladida fue poco significativa.

Tabla 30. Riqueza (S) y abundancia (n) de macroinvertebrados bentónicos por orden en la zona sin influencia (agosto 2006 – octubre 2018).

Orden	Riqueza	% S	Abundancia	% N
Annelida	1	0.9	8	0.0
Decapoda	2	1.9	81	0.4
Coleoptera	19	17.8	2,120	9.9

Orden	Riqueza	% S	Abundancia	% N
Diptera	13	12.1	5,534	25.9
Ephemeroptera	20	18.7	7,982	37.3
Hemiptera	10	9.3	587	2.7
Lepidoptera	3	2.8	75	0.4
Megaloptera	1	0.9	158	0.7
Odonata	13	12.1	298	1.4
Plecoptera	1	0.9	883	4.1
Trichoptera	21	19.6	3,652	17.1
Mesogastropoda	1	0.9	4	0.0
Basommatophora	1	0.9	4	0.0
Tricladida	1	0.9	8	0.0
TOTAL	107	100	21,394	100

A lo largo del periodo de monitoreo se han registrado entre 35 y 80 especies (67 en el río mayor, entre 69 y 80 en los ríos menores, y entre 35 y 79 en las quebradas).

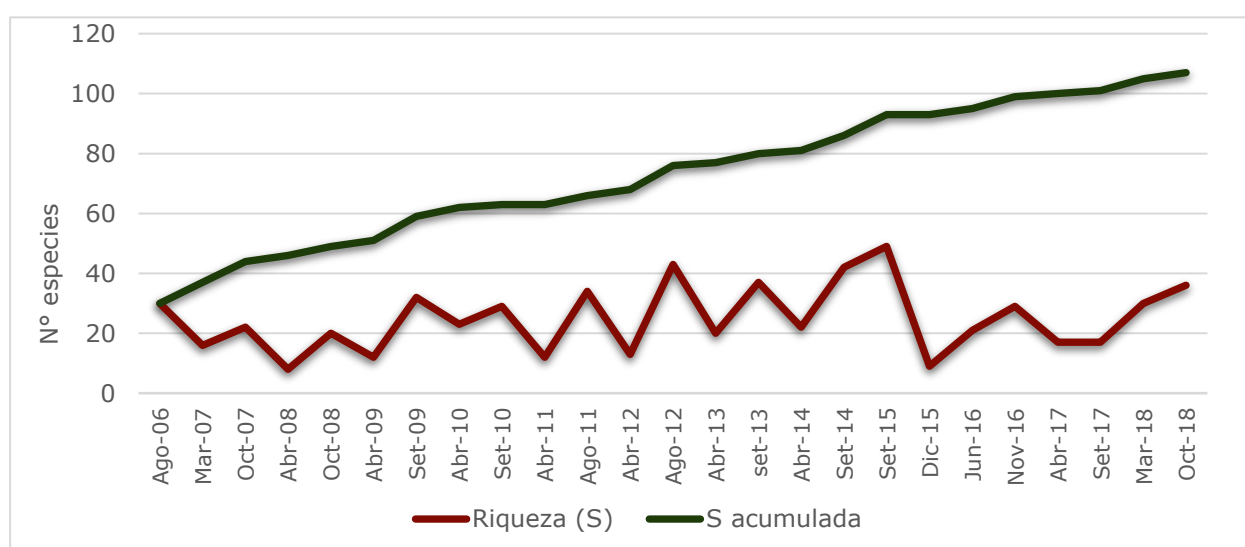
En relación a la abundancia, los niveles más altos fueron registrados en los ríos menores (R3H13); mientras que el menor valor correspondió a la quebrada Serjali (QH27) aunque en dicha locación los monitoreos se vienen realizando recientemente (Tabla 31).

Tabla 31. Riqueza (S) y abundancia (N) total de macroinvertebrados bentónicos en las zonas sin influencia (agosto 2006 – octubre 2018).

Índices	R1H14	R3H04	R3H06	R3H13	QH12	QH27
Riqueza (S)	67	74	69	80	79	35
Abundancia (N)	3,159	5,420	5,954	3,021	2,073	1,767

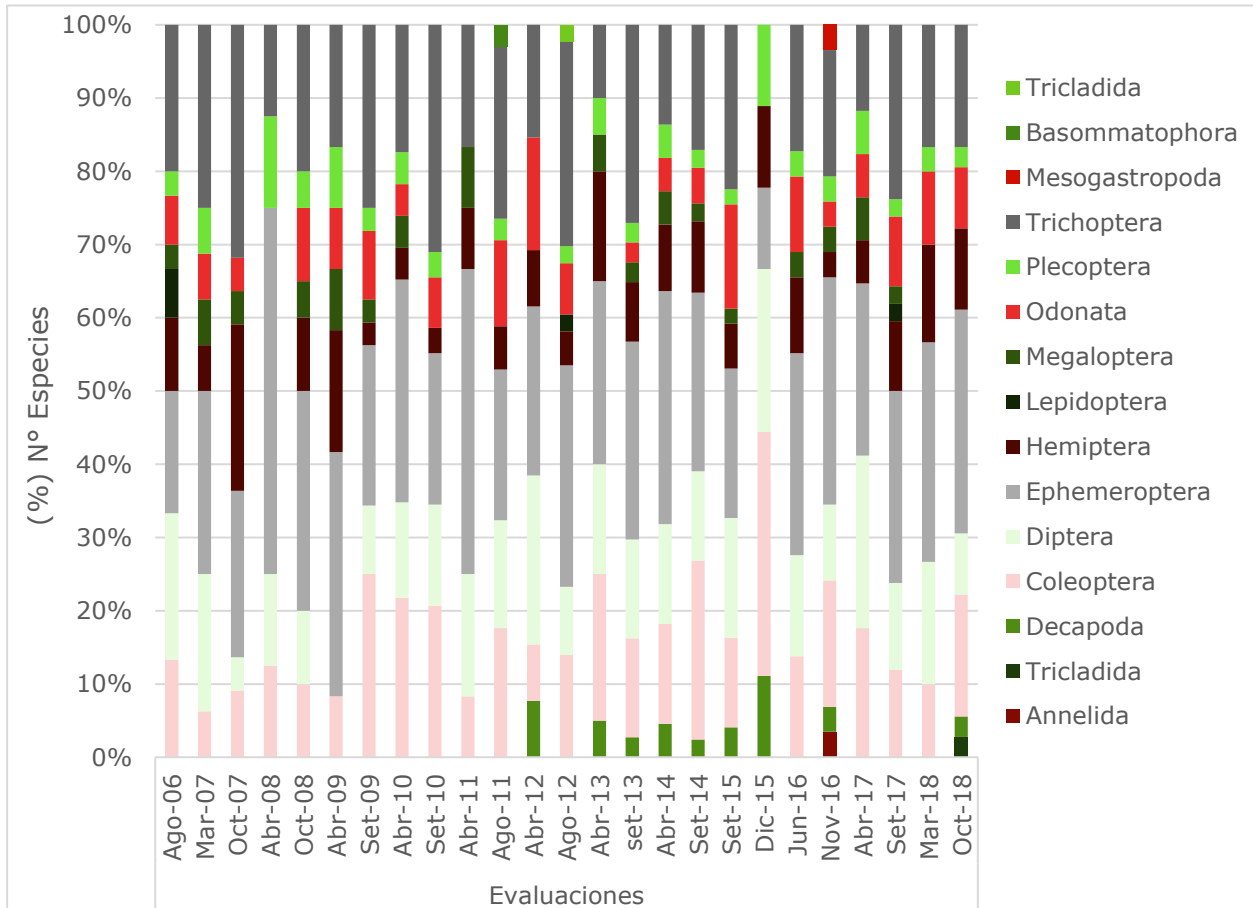
Se evidenció una tendencia temporal en el comportamiento de los registros de riqueza específica por el cual los niveles más altos se observaron durante la temporada seca. Del mismo modo, se observó que la riqueza acumulada continúa incrementándose a lo largo del periodo de monitoreo (Figura 142).

Figura 142. Variación histórica de la riqueza de macroinvertebrados bentónicos en la zona sin influencia (agosto 2006 – octubre 2018).



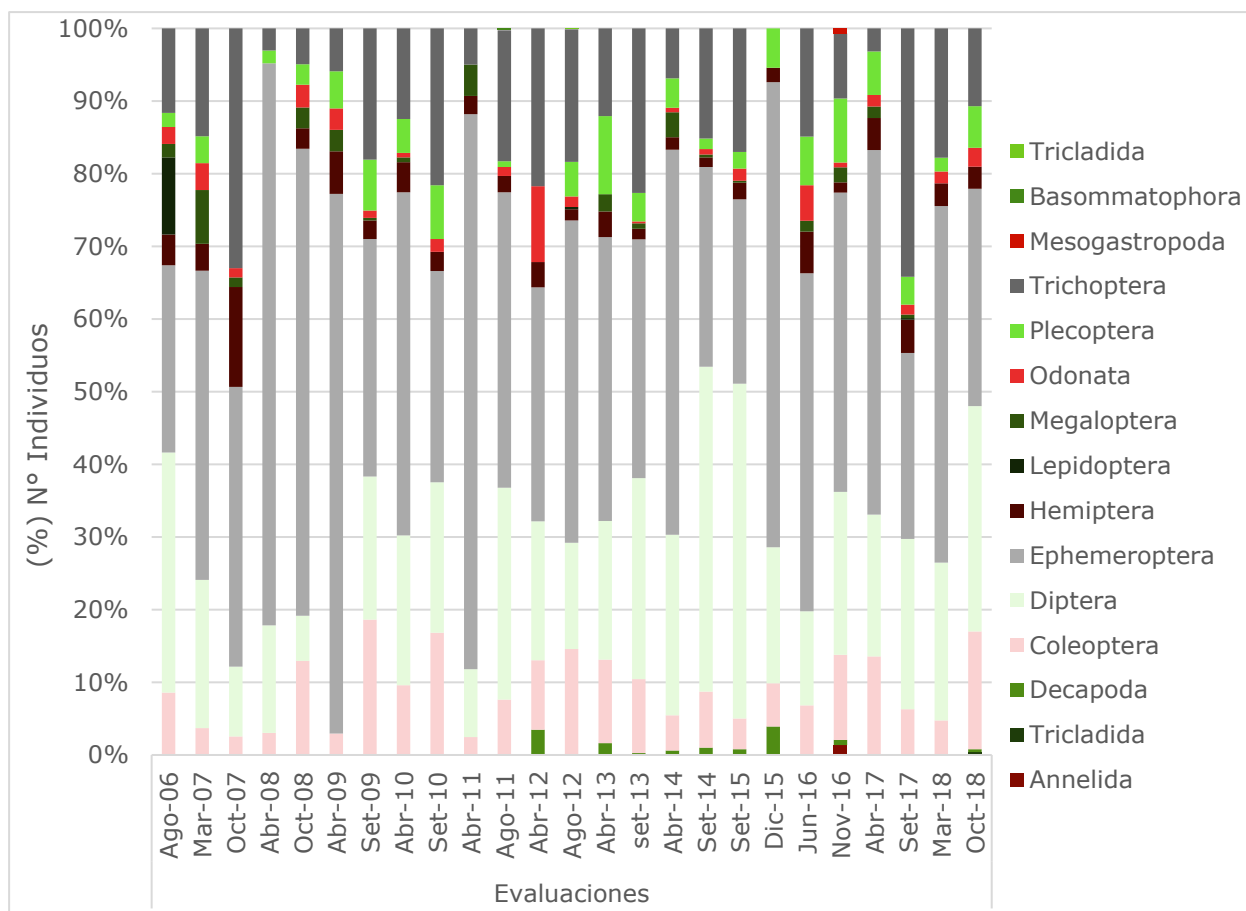
En lo que concierne a la variación temporal de la composición porcentual taxonómica de macroinvertebrados bentónicos, destacó la marcada dominancia de los grupos Ephemeroptera, Trichoptera y Coleoptera, registrados en todos los monitoreos tanto en temporada seca como húmeda; mientras que la presencia de organismos de los grupos Tricladida, Decapoda y Basommatophora resultó más bien escasa (Figura 143).

Figura 143. Variación histórica de la riqueza de macroinvertebrados bentónicos por orden en zonas sin influencia (agosto 2006 – octubre 2018).



Y en relación a la variación temporal de la composición porcentual por niveles de abundancia de los macroinvertebrados bentónicos, destacó la dominancia de los grupos Ephemeroptera, Diptera y Trichoptera; mientras que la presencia de organismos de los grupos Tricladida, Plecoptera y Decapoda resultó más bien escasa (Figura 144).

Figura 144. Variación histórica de la abundancia de macroinvertebrados bentónicos por orden en zonas sin influencia (agosto 2006 – octubre 2018)



3.4 MONITOREO DE PECES

3.4.1 Zonas de influencia directa

De los monitoreos realizados en las zonas con influencia directa entre agosto de 2006 y octubre de 2018, se registraron 247 especies de peces pertenecientes a 6 órdenes taxonómicos.

En términos de riqueza predominaron los peces Characiformes con 146 especies seguido de los Siluriformes con 83; mientras que los menores registros correspondieron a los peces Beloniformes, Clupeiformes y Gymnotiformes (Tabla 32).

El grupo de peces Characiformes también fue muy dominante en términos de abundancia (96%), mientras que los Siluriformes representaron apenas un 3.3%. La presencia de peces Beloniformes, Clupeiformes, Gymnotiformes y Perciformes fue poco significativa.

Tabla 32. Riqueza (S) y abundancia (n) de peces por orden en la zona de influencia directa (agosto 2006 – octubre 2018).

Orden	Riqueza (S)	% S	Abundancia (N)	% N
Beloniformes	1	0.4	63	0.2
Clupeiformes	3	1.2	196	0.5
Characiformes	146	59.1	36,840	95.7
Gymnotiformes	4	1.6	11	0.0

Orden	Riqueza (S)	% S	Abundancia (N)	% N
Siluriformes	83	33.6	1,252	3.3
Perciformes	10	4.0	124	0.3
TOTAL	247	100	38,486	100

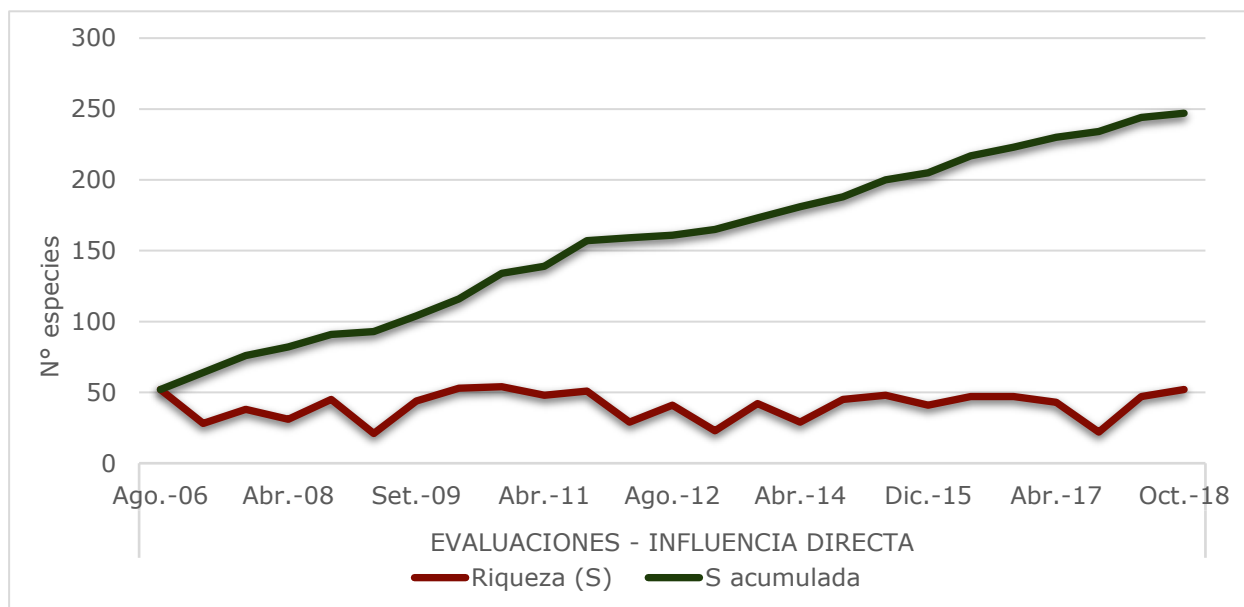
En las 4 estaciones de monitoreo del río Urubamba (R1) se determinaron entre 76 y 79 especies de peces, mientras que el valor reportado en el río Picha (R2) ascendió a 78. Los niveles más altos de riqueza de especies correspondieron a los ríos menores (R3), entre 80 y 111; en tanto que el registro en la quebrada Choro (QH09) resultó ligeramente mayor que los del río Urubamba (Tabla 33).

Tabla 33. Riqueza (S) y abundancia (N) total de peces en las zonas de influencia directa (agosto 2006 – octubre 2018).

Índices	R1H01	R1H07	R1H11	R1H19	R2H18	R3H02	R3H03	R3H10	R3H15	QH09	QH28
Riqueza (S)	79	79	76	76	78	80	111	89	82	81	34
Abundancia (N)	2,433	1,948	3,595	4,176	2,352	6,036	5,643	4,921	4,211	2,616	555

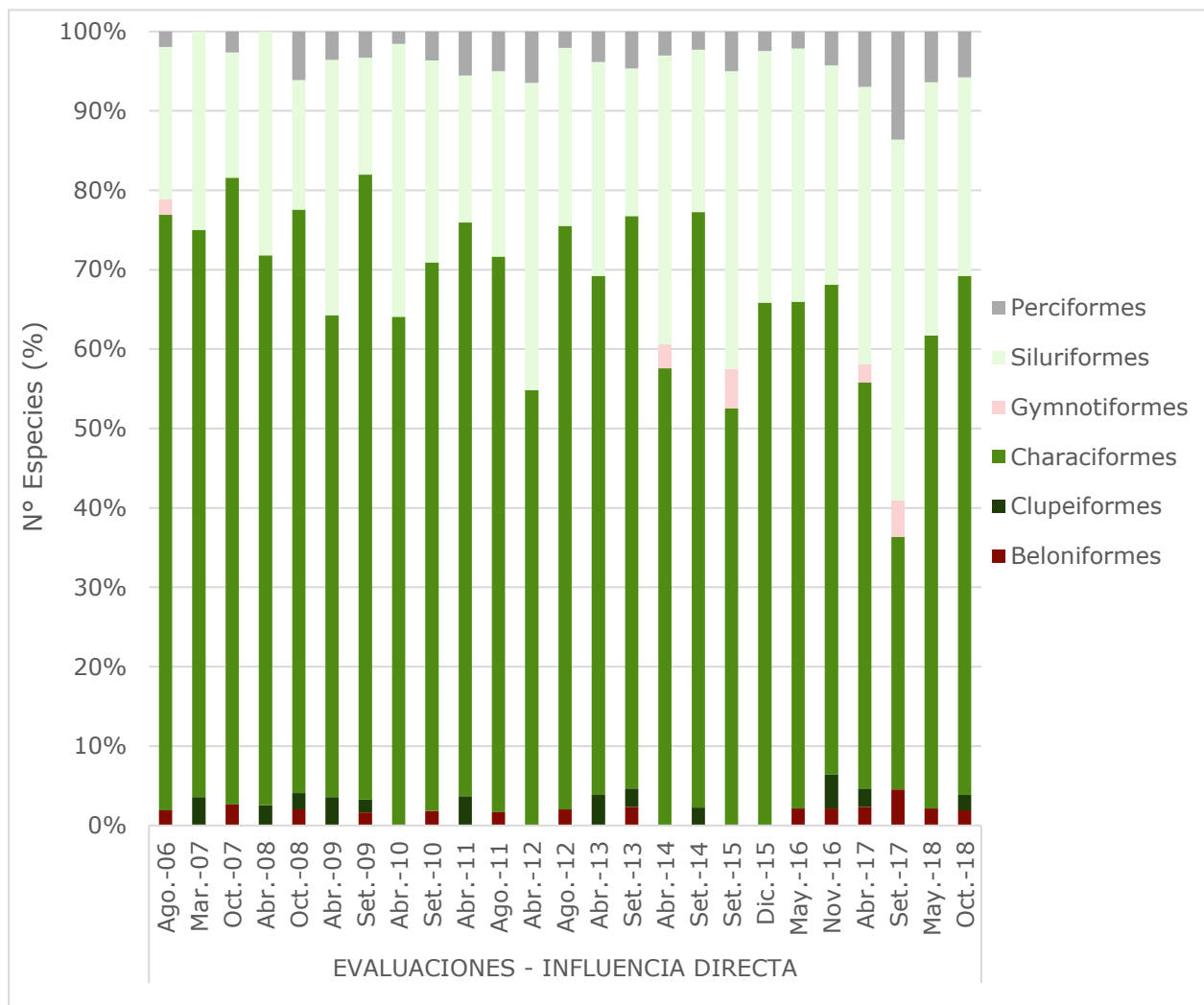
La riqueza específica por temporada de monitoreo varió entre 21 y 54 especies, siendo generalmente mayor durante la temporada seca. Y en lo que respecta a la riqueza acumulada, esta continúa incrementándose sostenidamente a lo largo del periodo de monitoreo (Figura 145).

Figura 145. Variación histórica de la riqueza de peces en la zona de influencia directa (agosto 2006 – octubre 2018).



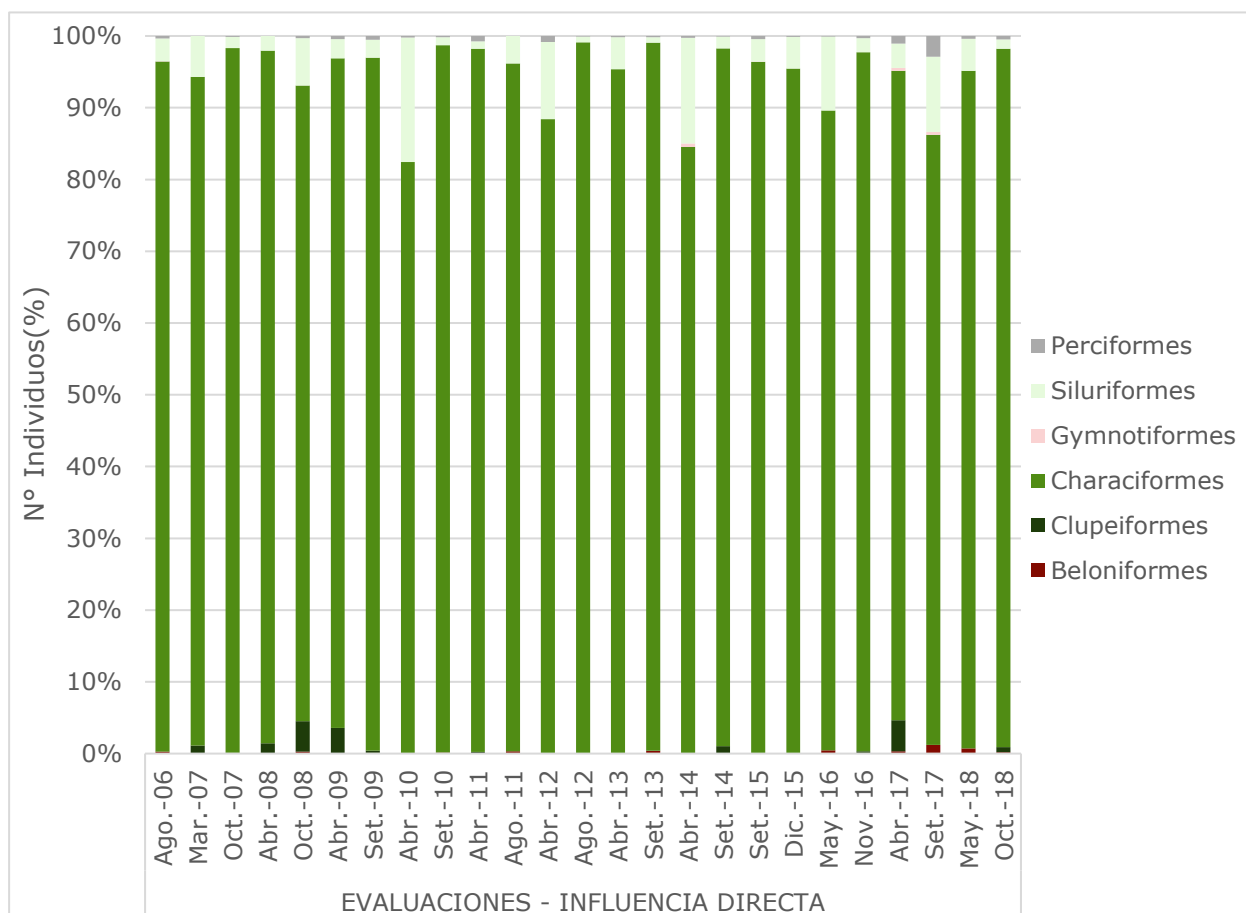
La variación temporal de la composición porcentual taxonómica de peces se caracterizó por la marcada dominancia del orden Characiformes, habiendo sido registrado en todos los monitoreos; mientras que la presencia de Siluriformes y, sobre todo, Clupeiformes y Beloniformes fue muy poco representativa (Figura 146).

Figura 146. Variación histórica de la riqueza de peces por orden en zonas con influencia directa (agosto 2006 – octubre 2018).



Se observó la misma tendencia con la variación temporal de la composición porcentual por niveles de abundancia de las capturas de peces, determinándose una marcada dominancia de Characiformes seguida de Siluriformes y, en mucha menor proporción, Beloniformes, Clupeiformes, Gymnotiformes y Perciformes (Figura 147).

Figura 147. Variación histórica de la abundancia de peces por orden en zonas con influencia directa (agosto 2006 – octubre 2018).



3.4.2 Zonas de influencia indirecta

En los 25 monitoreos realizados entre agosto de 2006 y octubre de 2018 en las 6 estaciones ubicadas en las localidades de Miraría y Sepahua, se registraron 266 especies de peces pertenecientes a 8 órdenes taxonómicos, destacando Characiformes y Siluriformes con 151 y 89 especies de peces respectivamente. El reporte de peces Beloniformes, Pleuronectiformes y Synbranchiformes fue esporádico (Tabla 34).

En términos de abundancia, también resultaron dominantes los Characiformes con el 93.2% de los registros, seguidos de los Siluriformes con apenas un 4.5%. La presencia de Beloniformes, Clupeiformes, Gymnotiformes, Perciformes, Pleuronectiformes y Synbranchiformes fue muy escasa.

Tabla 34. Riqueza (S) y abundancia (n) de peces por orden en la zona de influencia indirecta (agosto 2006 – octubre 2018).

Orden	Riqueza (S)	% S	Abundancia (N)	% N
Beloniformes	1	0.4	33	0.1
Clupeiformes	5	1.9	132	0.5
Characiformes	151	56.8	23,555	93.2
Gymnotiformes	5	1.9	41	0.2
Siluriformes	89	33.5	1,141	4.5
Synbranchiformes	1	0.4	1	0.0

Perciformes	12	4.5	377	1.5
Pleuronectiformes	2	0.8	3	0.01
TOTAL	266	100	25,283	100

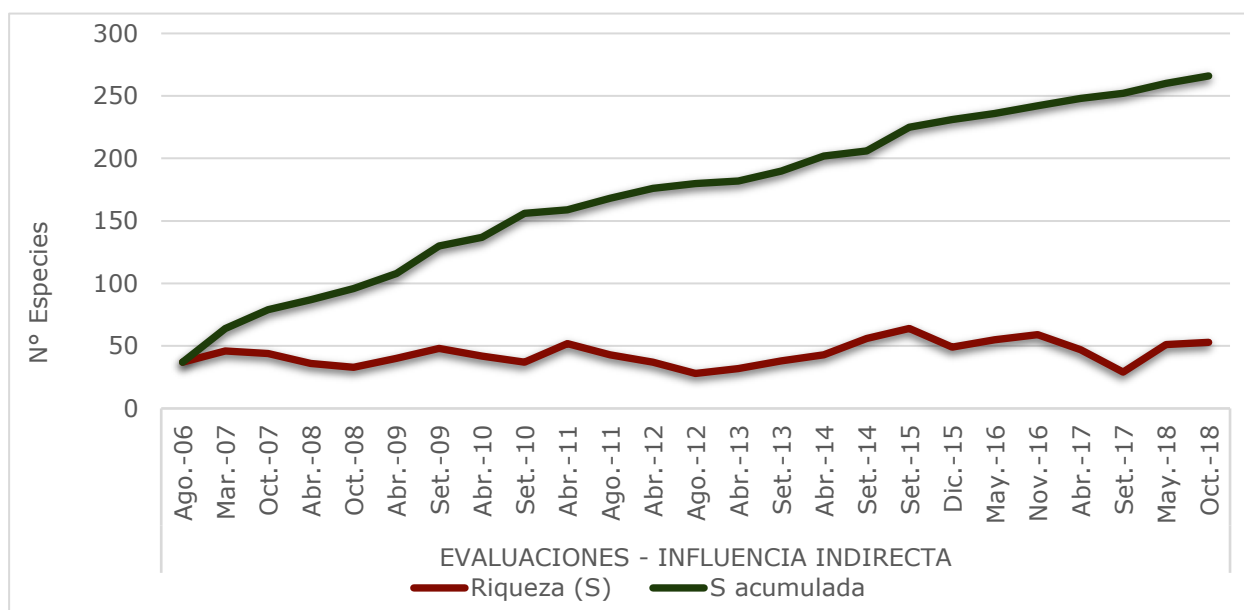
Se reportaron niveles ligeramente mayores de riqueza en los ríos medianos respecto a las quebradas. En relación con la abundancia se observó la misma tendencia, y los valores más altos correspondieron a las estaciones de monitoreo R2H23 y R2H24 en los ríos menores y a las quebradas QH21 y QH22 (Tabla 35).

Tabla 35. Registros de Riqueza (S) y Abundancia (N) Totales de Peces en Ambientes Acuáticos con Influencia Indirecta (agosto 2006 – octubre 2018)

Índices	R2H23	R2H24	R2H26	QH21	QH22	QH25
Riqueza (S)	126	138	125	138	115	120
Abundancia (N)	6,225	5,944	2,110	4,395	3,844	2,765

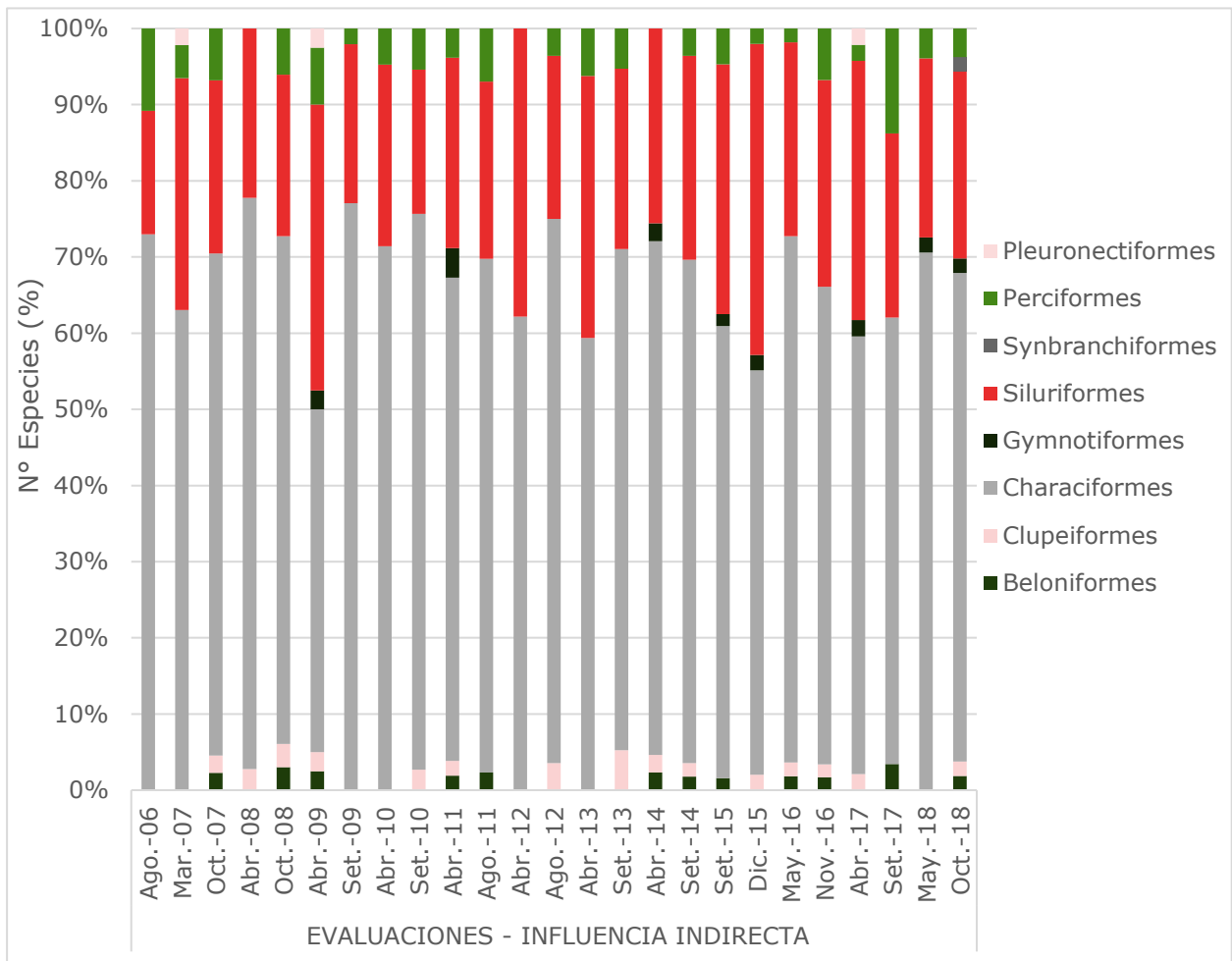
La riqueza específica por temporada de monitoreo varió entre 28 y 64 especies, reportándose los mayores valores durante la temporada seca. Asimismo, los registros de acumulación de especies presentaron una tendencia de crecimiento sostenido a lo largo del periodo de monitoreo, tal como se observa en la Figura 148.

Figura 148. Variación histórica de la riqueza de peces en la zona de influencia indirecta (agosto 2006 – octubre 2018).

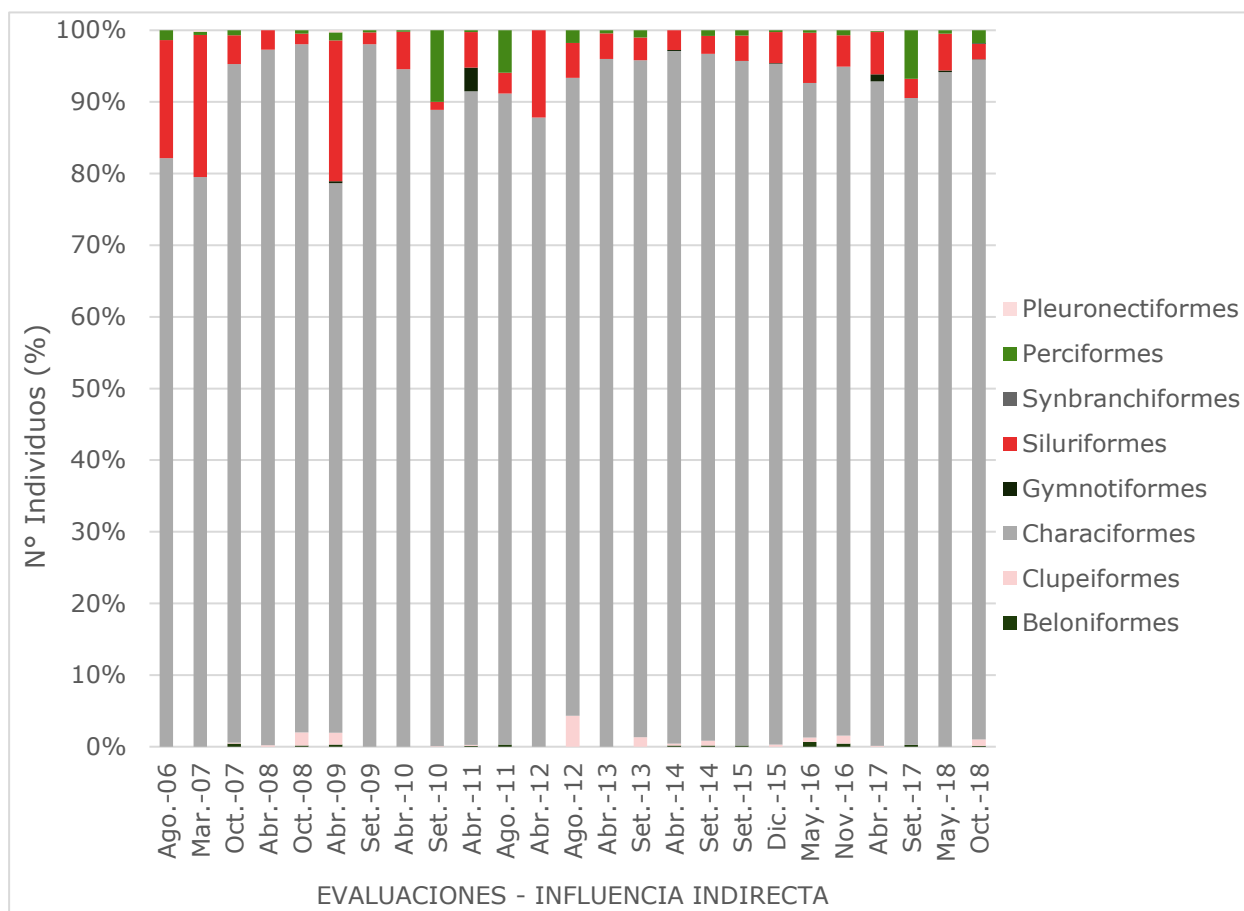


La variación temporal de la composición taxonómica de peces se caracterizó por la dominancia de Characiformes con más del 70% de los registros durante todos los monitoreos, seguido de los Siluriformes. Los porcentajes más bajos de riqueza correspondieron a Beloniformes, Clupeiformes y Pleuronectiformes (Figura 149).

Figura 149. Variación histórica de la riqueza de peces por orden en zonas con influencia indirecta (agosto 2006 – octubre 2018).



Al igual que la composición taxonómica, la variación temporal de la composición porcentual por niveles de abundancia de las capturas de peces se caracterizó por la predominancia de Characiformes a lo largo del periodo de monitoreo, con más del 90% de los registros. Caso contrario, la presencia de Beloniformes, Clupeiformes y Pleuronectiformes fue poco significativa (Figura 150).

Figura 150. Variación histórica de la abundancia de peces por orden en zonas con influencia indirecta (agosto 2006 – octubre 2018).

3.4.3 Zonas de sin influencia (blanco)

En las evaluaciones realizadas en las estaciones sin influencia, entre agosto 2006 y octubre 2018, se registraron 177 especies, reunidas en seis órdenes.

En Characiformes, fueron registradas la mayoría de especies (67%) seguido por Siluriformes (25%). Se registraron tres órdenes con escaso número de especies (Tabla 36).

Characiformes también dominantes en abundancia (95,7%) y Siluriformes (3,8%). Los cuatro órdenes de origen marino presentaron pocos ejemplares, especialmente Myliobatiformes, Beloniformes y Clupeiformes (Tabla 36).

Tabla 36. Riqueza (S) y abundancia (n) de peces por orden en la zona de influencia directa (agosto 2006 – octubre 2018).

Orden	Riqueza (S)	% S	Abundancia (N)	% N
Myliobatiformes	1	1	1	0.007
Beloniformes	1	1	17	0.118
Clupeiformes	3	2	5	0.035
Characiformes	119	67	13,737	95.688
Siluriformes	45	25	540	3.761
Perciformes	8	5	56	0.390
TOTAL	177	100	14,356	100

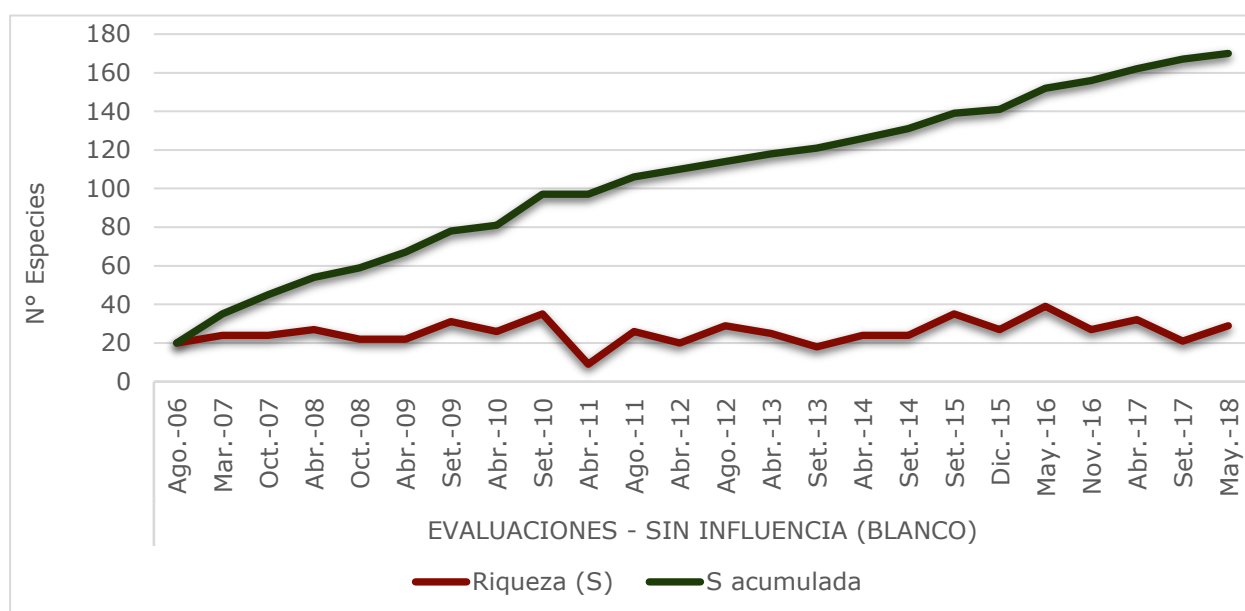
Considerando la riqueza y abundancia de los ecosistemas acuáticos evaluados en zona sin influencia, se observa una cifra moderada para el río mayor (Urubamba), valores entre 47 y 89 en ríos menores y 39 a 92 especies en quebradas Serjali y Shihuaniro. La abundancia resultó mayor en el río Camisea (R3H04) y en la quebrada Shihuaniro (QH12), seguido por los ríos menores (Figura 37).

Tabla 37. Riqueza (S) y abundancia (N) total de peces en las zonas de influencia directa (agosto 2006 – octubre 2018).

Índices	R1H14	R3H04	R3H06	R3H13	QH12	QH27
Riqueza (S)	65	89	47	70	92	39
Abundancia (N)	1,056	4,450	2,136	1,783	4,355	576

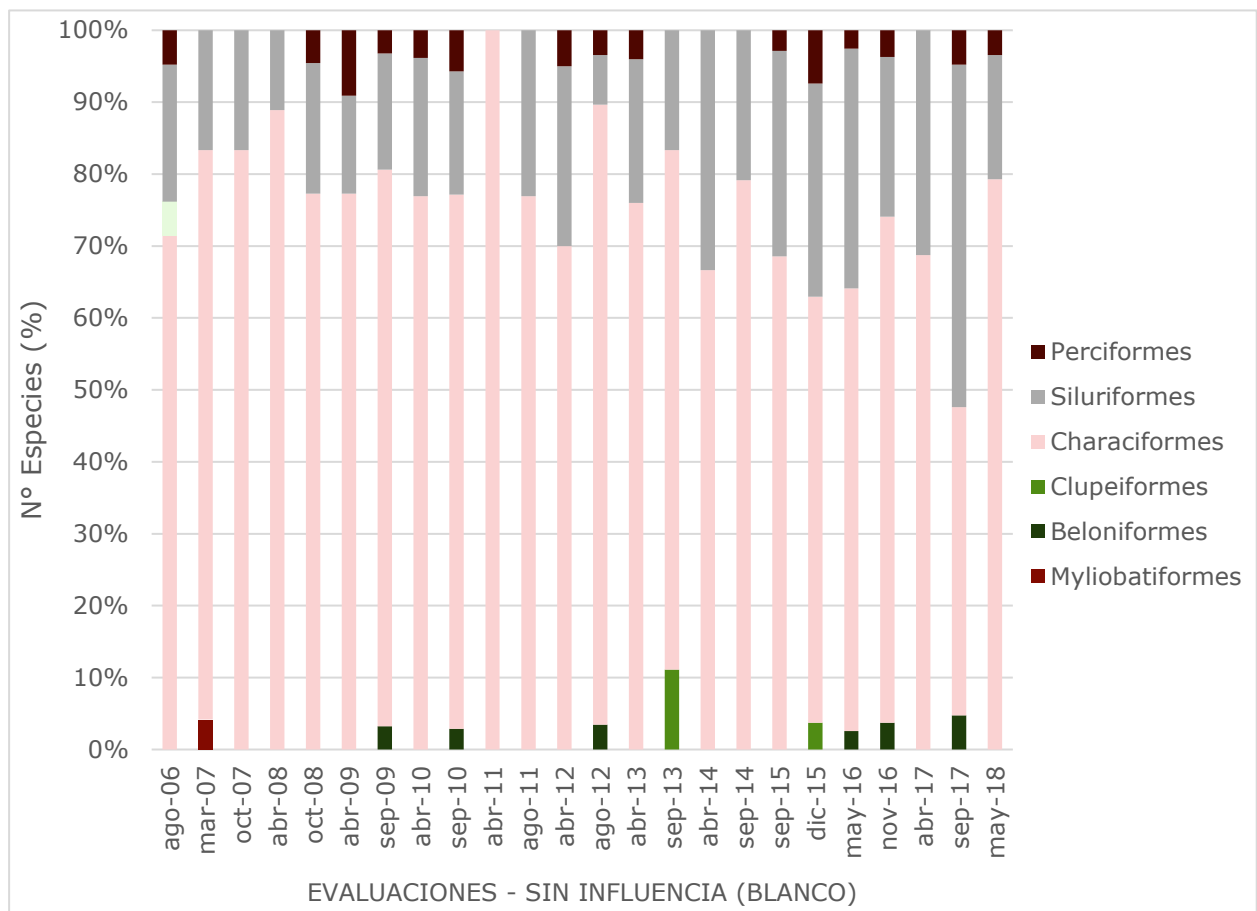
Considerando la riqueza estacional y la riqueza acumulada por evaluaciones observamos que los registros periódicos oscilan entre 15 y 35 especies y las cifras de acumulación siguen en aumento, inclusive en las recientes campañas (Figura 151).

Figura 151. Variación histórica de la riqueza de peces en la zona de influencia directa (agosto 2006 – octubre 2018).



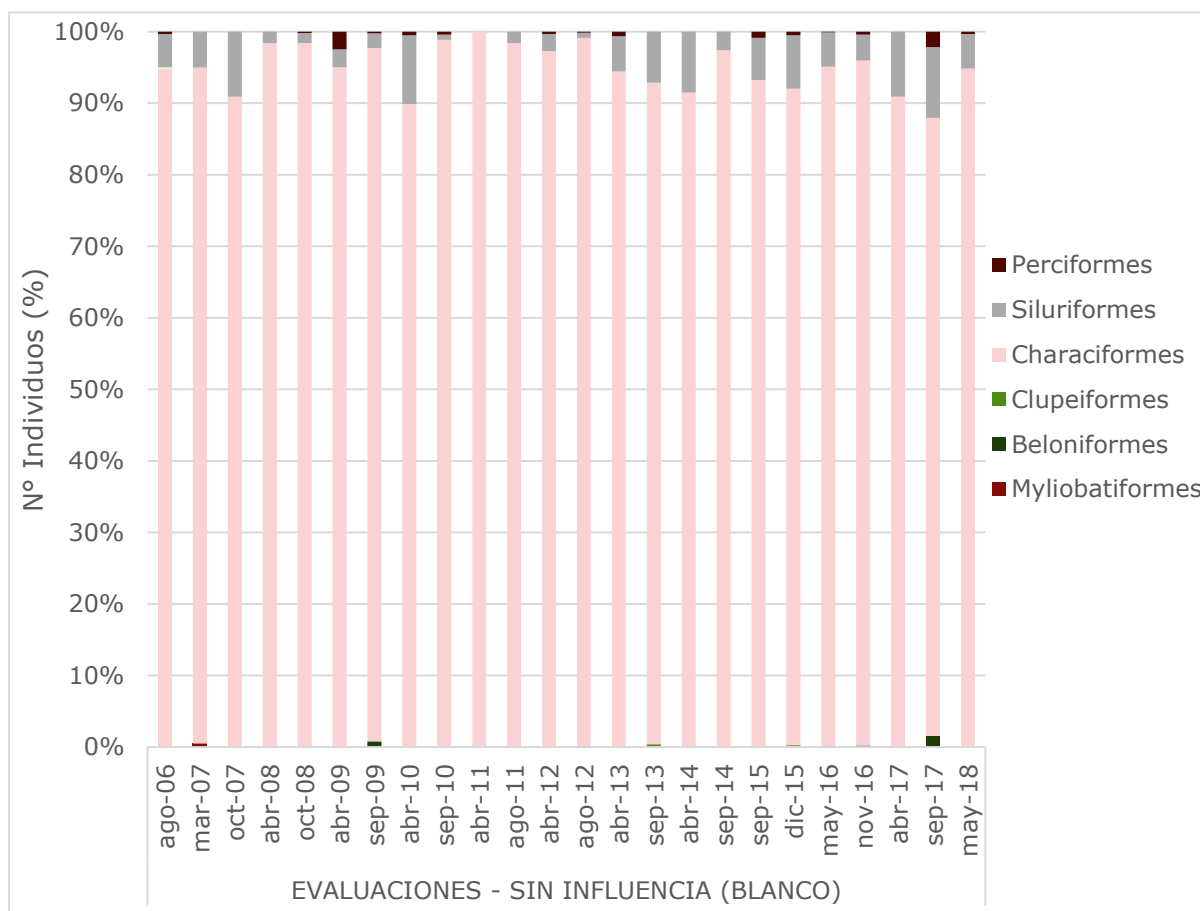
Observando la riqueza de especies de peces en la zona sin influencia o blanco se confirma el dominio notable de Characiformes, presente en todas las evaluaciones y en menor proporción de Siluriformes; mientras que resulta muy escasa la diversidad de especies entre los peces Gymnotiformes, Clupeiformes y Beloniformes (Figura 152).

Figura 152. Variación histórica de la riqueza de peces por orden en zonas sin influencia (agosto 2006 – octubre 2018).



En relación con la abundancia de peces por evaluaciones y porcentajes es notable el gran dominio de peces Characiformes. Por otra parte, resulta escasa la presencia de Siluriformes y representan el mínimo los registros de Clupeiformes, Beloniformes, Gymnotiformes y Myliobatiformes (Figura 153).

Figura 153. Variación histórica de la abundancia de peces por orden en zonas sin influencia (agosto 2006 – octubre 2018).



3.4.4 Especies de peces de interés

3.4.4.1 Especies comerciales

Se registraron 89 especies de consumo humano, es decir, el 26.97% del total de peces registrados por el PMB (Anexo 7).

Es importante considerar que no todas estas especies fueron registradas a partir de capturas ejecutadas por el PMB, sino que algunas fueron registradas durante el seguimiento de la pesca comunal en Timpía, Shivankoreni, Kirigueta y Sepahua; en esta última, también se registraron especies comercializadas en el mercado local.

Entre los peces de consumo de gran tamaño (mayores a 35 cm), destacan por su mayor abundancia *Prochilodus nigricans* (boquichico), *Potamorhina altamazonica* (yahuarachi), *Triportheus angulatus* (sardina), *Leporinus friderici*, *Schizodon fasciatus*, *Leporellus vittatus* (lisas), *Mylossoma albiscopum* (palometa)². Luego, las especies con menor abundancia son *Hoplias malabaricus* (fasaco), *Brycon hilarii*, *Salminus affinis* (sábalos), *Piaractus brachipomus* (paco), *Colossoma macropomum* (gamitana), *Raphiodon vulpinus* (chambira), *Zungaro zungaro* (cunchi mama), *Pseudoplatystoma fasciatum*, *P. punctifer* (doncellas), *P. tigrinum* (tigre zungaro), *Sorubimichthys planiceps* (achacubo), *Brachyplatystoma rousseauxii* (dorado), entre otros.

² Palometa, antes conocida como *Mylossoma duriventre*, tras estudios morfológicos y genéticos pasó a denominarse *Mylossoma albiscopum* (Cope 1872) de acuerdo con Mateussi *et al.* (2017).

Asimismo, entre las especies de mediano tamaño (25 – 35 cm) destacan *Goslinia platynema* (barba chata), *Calophysus macropterus*, *Pimelodina flavipinnis* y *Pinirampus pirinampu* (motas).

Otros peces de menor tamaño (15 - 25 cm) que son frecuentes en el consumo de las comunidades incluyen a diversas especies de los géneros *Psectrogaster*, *Steindachnerina*, *Astyanax*, *Cynopotamus*, *Galeocharax*, *Hemibrycon*, *Hemiodus*, *Parodon*, *Sorubim*, *Calophysus*, *Ancistrus*, *Chaetostoma*, *Pimelodus*, *Crenicichla* y *Bujurquina*.

3.4.4.2 Especies amenazadas

No se registraron especies incluidas en alguna categoría de amenaza de la IUCN.

Es relevante notar que las especies de grandes tallas (entre 0.8 y 1.2 m), como los bagres (zúngaros, dorados, doncellas, achacubos, etc.) presentan sobrepesca que se expresa en la disminución de ejemplares con las tallas recomendadas para las capturas (de Jesús & Kholer, 2004; Ortega & Hidalgo, 2008; Ortega *et al.*, 2012; Tognelli *et al.*, 2016).

3.4.4.3 Especies endémicas

Se registró una nueva especie endémica para Perú: *Anchoviella hernanni* (Loeb *et al.*, 2018). El holotipo, que mide 26 mm de longitud estándar, corresponde a un ejemplar recolectado en la cuenca del Bajo Urubamba.

Asimismo, desde el 2012, se registró la especie endémica para Perú *Tyttocharax tambopatisensis*, cuyos machos adultos miden 15 mm (Ortega *et al.*, 2012).

3.4.4.4 Especies migratorias

Para el presente año, no se registraron especies nuevas con hábitos migratorios conocidos.

En general, en el sureste peruano la migración se inicia en noviembre, es decir, a inicios de la temporada de lluvias, y se extiende hasta marzo. Se registraron dos grupos de peces migratorios: los de cuero y los de escama.

Los peces de cuero son bagres grandes de los géneros *Pseudoplatystoma* (doncella y tigre zúngaro), *Brachyplatystoma* (dorado, saltón, zúngaro alianza, etc.) y *Sorubimichthys* (achacubo). Un ejemplo resaltante de ello es *Brachyplatystoma rousseauxii* (dorado), el cual se registró en la pesca comunal, ya que este puede migrar de 18 a 24 meses hasta completar su ciclo, es decir, un desplazamiento de 3700 km desde el estuario del Amazonas hasta las cabeceras de los ríos Urubamba, Araza, Madre de Dios y Huallaga (Riofrío 2002; Goulding *et al.*, 2003; Leite *et al.*, 2007; Ortega *et al.*, 2012; Barthem *et al.*, 2017).

Los peces de escama son caraciformes de mediana talla de los géneros *Mylossoma*, *Piaractus*, *Prochilodus*, *Leporinus*, *Schizodon*, *Salminus*, *Brycon*, entre otros. Estos recorren distancias menores de 1 000 km.

3.5 ÍNDICE DE SHANNON - WIENER (H')

3.5.1 H' para Perifiton

3.5.1.1 Perifiton en zona de influencia directa

De las 13 evaluaciones de perifiton realizadas entre agosto de 2012 y octubre de 2018, el rango de valores para el índice H' fue de cero a 5.26, y en la reciente evaluación el rango fue de 0 a 4.79 (Tabla 38).

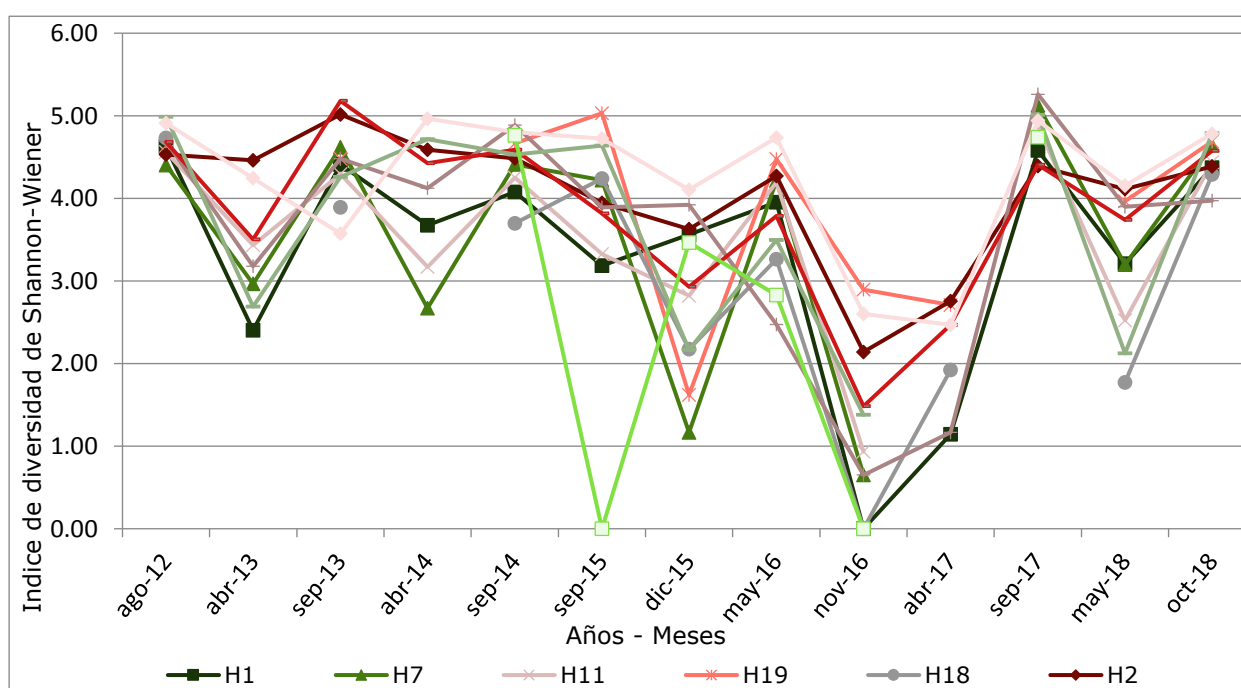
Según el tipo de ambiente acuático, durante el 2018 en los puntos del río grande (R1) el rango fue de 2.52 a 4.69; en R2 de 1.77 a 4.29; en R3 de 2.12 a 4.79; y en las quebradas (Q) de 4.15 a 4.78.

Tabla 38: Valores extremos de H' para perifiton en zonas con influencia directa (agosto 2012 – octubre 2018).

H'	R1H01	R1H07	R1H11	R1H19	R2H18	R3H02	R3H03	R3H10	R3H15	QH09	QH28	GENERAL
Mínimos 2006 - 2017	0.00	0.65	0.93	1.62	0.00	2.14	0.65	1.48	1.38	2.47	0.00	0.00
Máximo 2006 - 2017	4.63	5.13	4.87	5.03	4.73	5.02	5.26	5.18	5.01	4.97	4.76	4.63
marzo-2018	3.21	3.20	2.52	3.97	1.77	4.11	3.90	3.74	2.12	4.15	0.00	3.21
octubre-2018	4.37	4.64	4.44	4.69	4.29	4.39	3.97	4.58	4.79	4.78	0.00	4.37

Los valores mayores de cuatro unidades fueron más frecuentes durante las evaluaciones de la temporada seca (Figura 154).

Figura 154. Variación histórica de los valores de H' para perifiton en zonas con influencia directa (agosto 2012 – octubre 2018).



3.5.1.2 Perifiton en zona de influencia indirecta

Entre el 2012 y el 2017 las evaluaciones de perifiton registraron un rango de valores entre cero y 5.10. para el 2018 se registró valores entre 2.51 y 4.93 (Tabla 39). Asimismo, por tipo de ambiente acuático, en los puntos de los ríos medianos (R2) el rango varió de 2.51 a 4.68 y en las quebradas (Q) de 4.19 a 4.93 (Tabla 39).

Tabla 39: Valores extremos de H' para perifiton en zonas con influencia indirecta (agosto 2012 – octubre 2018).

H'	R2H24	R2H23	R2H26	QH21	QH22	QH25	GENERAL
Mínimos 2012 - 2017	1.58	1.32	1.00	0.91	1.81	0.00	0.00
Máximo 2012 - 2017	4.69	5.10	4.50	4.95	5.09	4.97	5.10
marzo-2018	2.51	3.63	2.77	4.26	4.19	4.35	
octubre-2018	4.40	4.68	4.20	4.87	4.58	4.93	

En lo que concierne a la distribución de valores de H' de perifiton, la mayoría de valores supera las tres unidades y las mayores cifras corresponden a la temporada Seca (Figura 155). Por otra parte, los menores valores se registraron en los ríos medianos y durante la temporada húmeda.

Figura 155. Variación histórica de los valores de H' para perifiton en zonas con influencia indirecta (agosto 2012 – octubre 2018).



3.5.1.3 Perifiton en zona sin influencia (blanco)

Entre el 2012 y el 2017 las evaluaciones del perifiton realizadas el rango de valores fue de cero a 4.84. En el 2018 se registró un rango entre 3.69 y 4.98 (Tabla 40). Asimismo, por tipo de ambiente acuático, en el río grande (R1) el rango fue de 3.69 a 4.84; en los ríos menores (R3) de 3.69 a 4.98; mientras que en las quebradas (Q) varió entre 4.94 y 4.96.

Tabla 40: Valores extremos de H' para perifiton en zonas con influencia indirecta (agosto 2012 – octubre 2018).

H'	R1H14	R3H13	R3H06	R3H04	QH12	QH27	GENERAL
Mínimos 2006 - 2017	1.00	1.00	1.82	0.00	1.65	0.00	0.00
Máximo 2006 - 2017	100.00	100.00	101.00	101.00	101.00	103.00	103.00
marzo-2018	3.94	4.19	4.12	3.97	4.96	0.00	
octubre-2018	4.48	4.84	3.69	4.98	4.94	0.00	

Se observa que los valores de H' para las muestras de perifiton en zonas sin influencia (blanco) son generalmente mayores de tres unidades.

Por otro lado, los mayores registros corresponden a las evaluaciones realizadas durante la temporada seca (Figura 156).

Figura 156. Variación histórica de los valores de H' para perifiton en zonas sin influencia (agosto 2012 – octubre 2018).



3.5.2 H' para Macroinvertebrados bentónicos

En la zona de influencia indirecta se incluyen los cuerpos de agua de dos comunidades nativas: Miraría y Sepahua, ubicados más al norte de Malvinas, aguas abajo del río Urubamba, que comprende ríos medianos (R2) y quebradas (Q).

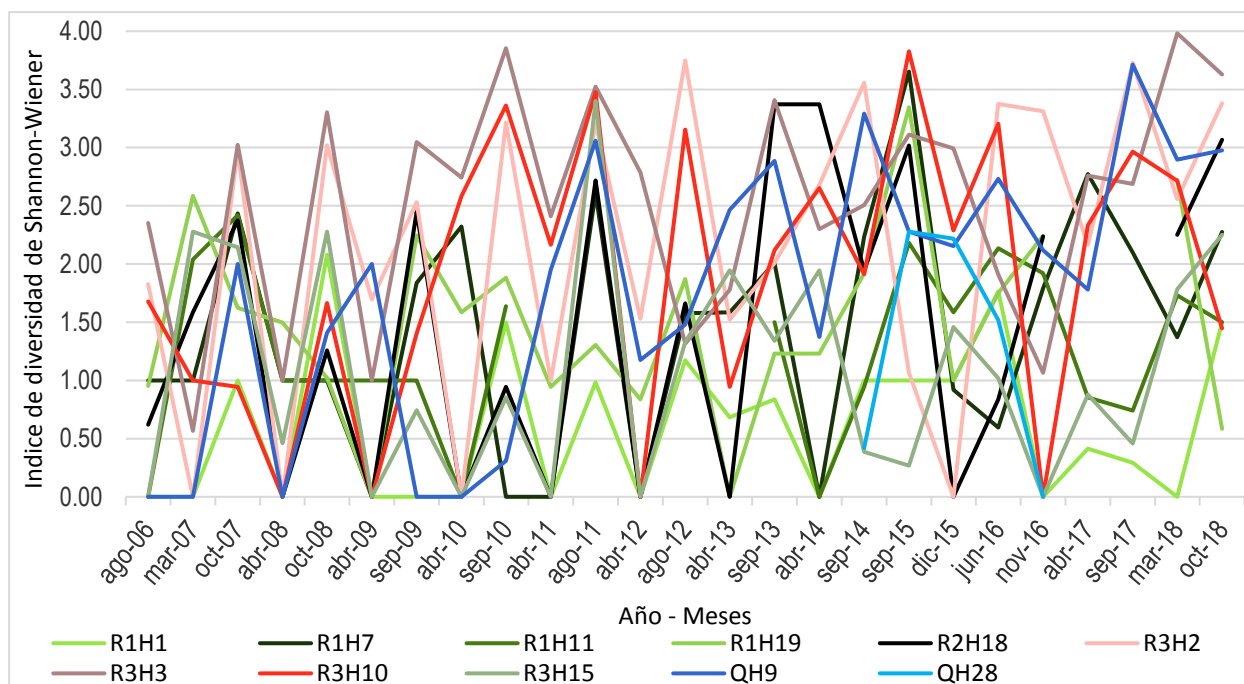
3.5.2.1 Macroinvertebrados de zonas de influencia directa

Los valores de H' desde el 2006 hasta el 2017 presentaron un rango entre cero y 3.85. Para el presente año los valores extremos fueron desde cero hasta 3.98; asimismo, los puntos del río grande (R1) el rango fue de cero a 2.72; en los ríos medianos (R2) de 2.25 a 3.07; en los ríos menores (R3) de 1.45 a 3.98; y en las quebradas (Q) de 2.90 a 2.98 (Tabla 41 y Figura 157).

Tabla 41: Valores extremos de H' para macroinvertebrados bentónicos en zonas con influencia directa (agosto 2006 – octubre 2018).

H'	R1H01	R1H07	R1H11	R1H19	R2H18	R3H02	R3H03	R3H10	R3H15	QH09	QH28	GENERAL
Mínimos 2006 - 2017	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.57	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Máximo 2006 - 2017	2.08	3.65	2.42	3.35	3.37	3.75	3.85	3.83	3.40	3.71	2.28	3.85
marzo-2018	0.00	1.37	1.73	2.72	2.25	2.56	3.98	2.72	1.78	2.90	0.00	
octubre-2018	1.50	2.28	1.50	0.58	3.07	3.38	3.63	1.45	2.25	2.98	0.00	

Figura 157. Variación histórica de los valores de H' para macroinvertebrados bentónicos en zonas con influencia directa (agosto 2006 – octubre 2018).



3.5.2.2 Macroinvertebrados de zona de influencia indirecta

Los valores de H' de macroinvertebrados bentónicos entre el 2006 y el 2017 variaron entre cero y 4.41. Para el 2018 los valores extremos fueron entre 1.53 y 3.81 (Tabla 42). Asimismo, para el 2018 en los ríos medianos (R2) el rango fue de 1.53 a 2.95, mientras que para los puntos en las quebradas (Q) de 1.59 a 3.81 (Tabla 42 y Figura 158).

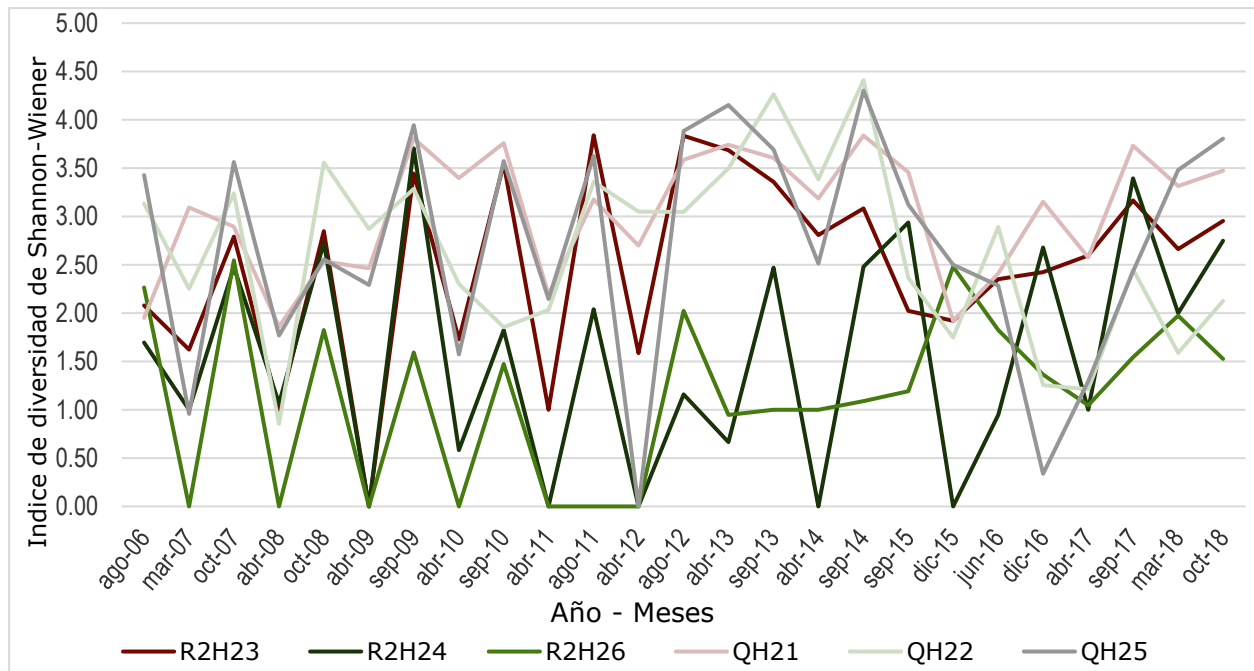
Tabla 42: Valores extremos de H' para macroinvertebrados bentónicos en zonas con influencia indirecta (agosto 2006 – octubre 2018).

H'	R2H23	R2H24	R2H26	QH21	QH22	QH25	GENERAL
Mínimos 2006 - 2017	0.00	0.00	0.00	1.86	0.85	0.00	0.00
Máximo 2006 - 2017	3.84	3.71	2.55	3.84	4.41	4.30	4.41
marzo-2018	2.66	2.00	1.97	3.31	1.59	3.48	
octubre-2018	2.95	2.75	1.53	3.47	2.13	3.81	

Observando los valores por evaluaciones se nota que los máximos son frecuentes en la evaluación de la temporada Seca y algunos alcanzan las cuatro unidades.

La mayoría de evaluaciones fueron registradas con valores menores de tres unidades y 48 registros superiores a las 3 unidades (Figura 158).

Figura 158. Variación histórica de los valores de H' para macroinvertebrados bentónicos en zonas con influencia indirecta (agosto 2006 – octubre 2018).



3.5.2.3 Macroinvertebrados de zonas sin influencia (blanco)

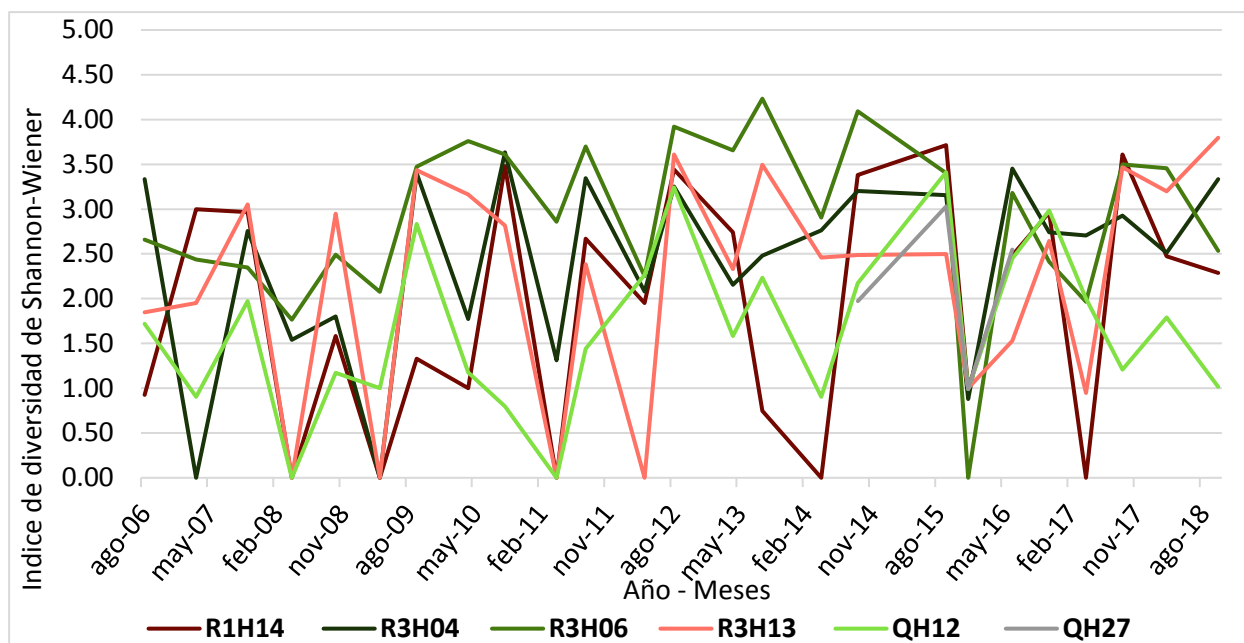
Los valores de H' entre el 2006 y el 2017 presentaron un rango entre cero y 4.23. Para el 2018 los puntos en el río grande (R1) el rango varió entre 2.29 y 3.46; para los ríos menores (R3) el rango fue de 2.51 a 3.80; mientras que para los puntos en las quebradas (Q) varió entre cero y 1.79 (Tabla 43 y

Figura 159).

Tabla 43: Valores extremos de H' para macroinvertebrados bentónicos en zonas sin influencia (agosto 2006 – octubre 2018).

H'	R1H14	R3H04	R3H06	R3H13	QH12	QH27	GENERAL
Mínimos 2006 - 2017	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.99	0.00
Máximo 2006 - 2017	3.71	3.63	4.23	3.61	3.41	3.03	4.23
marzo-2018	2.47	2.51	3.46	3.20	1.79	0.00	
octubre-2018	2.29	3.33	2.53	3.80	1.01	0.00	

Figura 159. Variación histórica de los valores de H' para macroinvertebrados bentónicos en zonas sin influencia (agosto 2006 – octubre 2018).



3.5.3 H' para Peces

Zona que comprende seis estaciones, incluye tres localizadas en Timpía y otras tres en cuerpos de agua ubicados en la parte alta de los ríos Camisea y Cashiriari.

3.5.3.1 Peces de zonas con influencia directa

Los valores de diversidad (H') desde el 2006 hasta el 2017 presentaron rangos entre cero y 3.42. Para el 2018 en los ríos grandes (R1) se registró entre 1.67 y 2.65; en ríos medianos (R2) entre 1.21 y 0.80; en ríos menores (R3) entre 1.15 y 3.32; y en las quebradas (Q) entre 2.98 y 3.18 (Tabla 44).

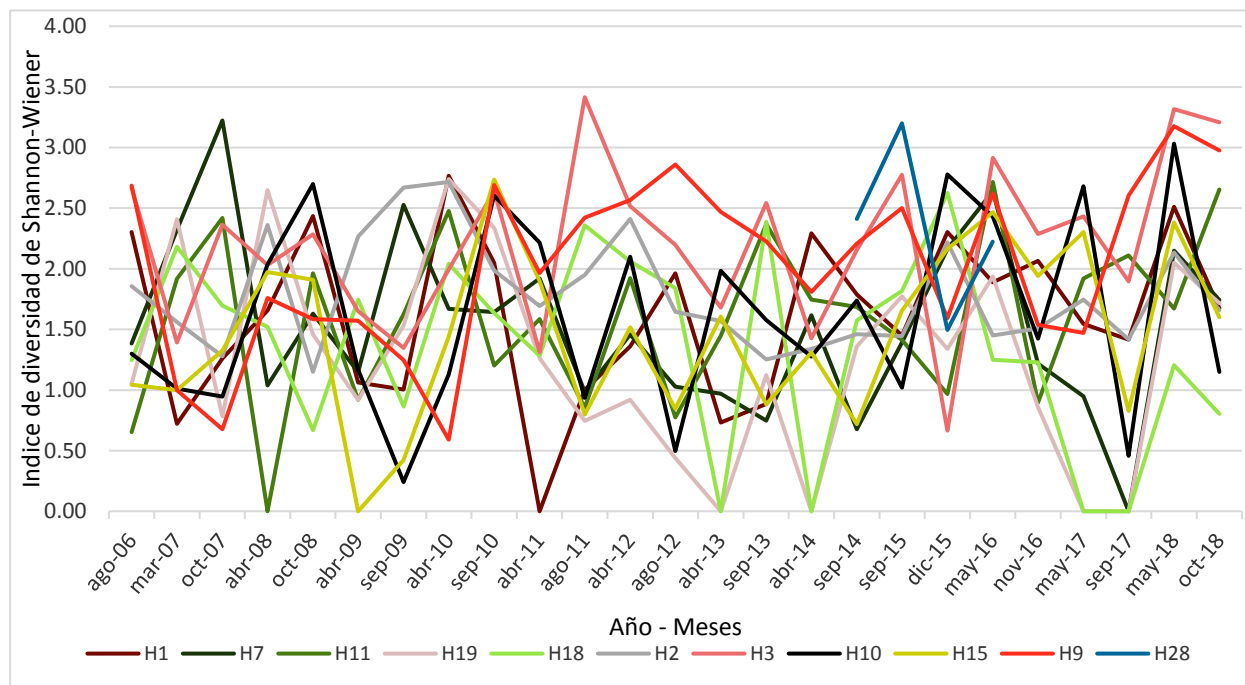
Los resultados obtenidos en las estimaciones del Índice de Diversidad (H') demuestran que la mayoría de los valores se encuentran en el rango entre 1 y 2 unidades; mientras que una fracción de datos corresponde al rango de valores entre 2.5 y 3.4 unidades.

Tabla 44. Valores extremos de H' para peces en zonas con influencia directa (agosto 2006 – octubre 2018).

H'	R1H01	R1H07	R1H11	R1H19	R2H18	R3H02	R3H03	R3H10	R3H15	QH09	QH28	GENERAL
Mínimos 2006 - 2017	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.15	0.67	0.24	0.00	0.59	1.50	0.00
Máximo 2006 - 2017	2.77	3.22	2.72	2.74	2.63	2.72	3.42	2.78	2.74	2.86	3.20	3.42
marzo-2018	2.51	2.15	1.67	2.05	1.21	2.13	3.32	3.03	2.38	3.18	0.00	
octubre-2018	1.67	1.74	2.65	1.72	0.80	1.66	3.21	1.15	1.60	2.98	0.00	

Comparando entre los tipos de cuerpos de agua, se evidencia que los valores de H' son menores en el río grande (Urubamba), con relación al río mediano, los ríos menores y las quebradas (Figura 160).

Figura 160. Variación histórica de los valores de H' para peces en zonas con influencia directa (agosto 2006 – octubre 2018).



3.5.3.2 Peces de zonas con influencia indirecta

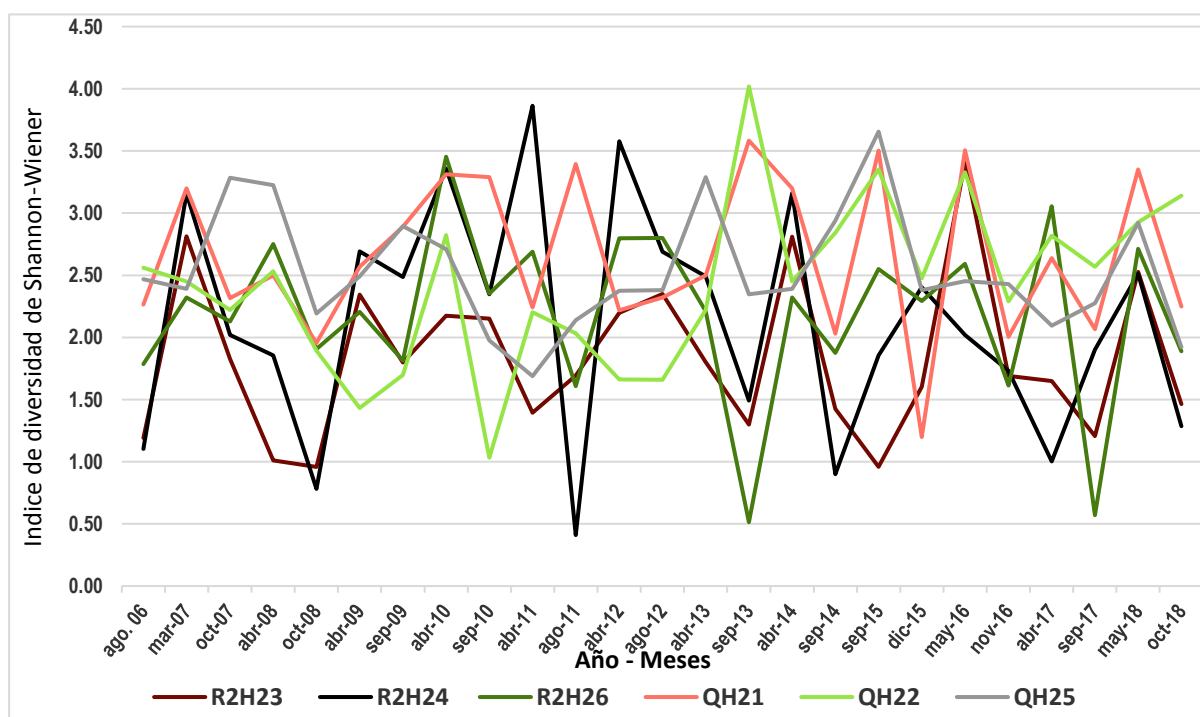
Para la comunidad de peces en las evaluaciones de ambientes acuáticos con influencia indirecta, los valores del índice de diversidad H' entre el 2006 y el 2017 presentaron un rango entre 0.41 y 4.02. Para el 2018, entre los ríos medianos (R2) los valores de H' variaron entre 1.29 y 2.71; en las tres quebradas (Q) el rango fue de 1.92 y 3.35. En la última campaña fue de 1.29 a 3.14 (Tabla 45 y Figura 161).

Tabla 45. Valores extremos de H' para peces en zonas con influencia indirecta (agosto 2006 – octubre 2018).

H'	R2H23	R2H24	R2H26	QH21	QH22	QH25	GENERAL
Mínimos 2006 - 2017	0.96	0.41	0.51	1.20	1.03	1.69	0.41
Máximo 2006 - 2017	3.41	3.86	3.45	3.58	4.02	3.66	4.02
marzo-2018	2.53	2.51	2.71	3.35	2.93	2.92	
octubre-2018	1.46	1.29	1.89	2.25	3.14	1.92	

Observando los valores de H' para la evaluación de peces en ambientes con influencia indirecta, la mayoría de registros fueron menores de tres unidades.

Se observa una tendencia con los mayores registros porque principalmente corresponden a las evaluaciones realizadas en la temporada seca (Figura 161).

Figura 161. Variación histórica de los valores de H' para peces en zonas con influencia indirecta (agosto 2006 – octubre 2018).

3.5.3.3 Peces de zonas sin influencia (blanco)

Para la comunidad de peces en las evaluaciones de ambientes acuáticos sin influencia (blanco), entre el 2006 y el 2017 los valores presentaron un rango entre cero y 3.53.

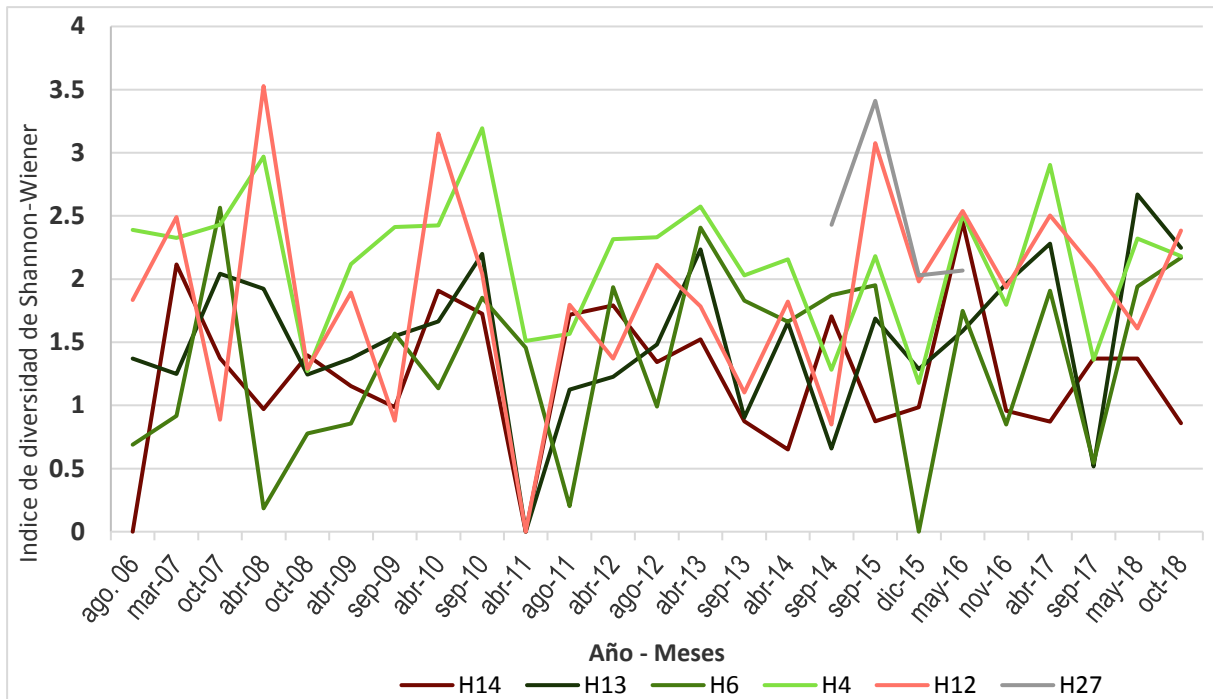
Para el 2018 el rango fue entre 0.86 y 2.67. En el río mayor (R1) el rango fue de 0.86 a 2.67; en los ríos menores (R3) varió entre 1.94 y 2.67; y en las quebradas (Q) de 1.61 y 2.38 (Tabla 46).

Tabla 46. Valores extremos de H' para peces en zonas sin influencia (blanco) (agosto 2006 – octubre 2018).

H'	R1H14	R3H13	R3H06	R3H04	QH12	QH27	GENERAL
Mínimos 2006 - 2017	0.00	0.00	0.00	1.18	0.00	2.03	0.00
Máximo 2006 - 2017	2.45	2.28	2.57	3.19	3.53	3.41	3.53
marzo-2018	1.37	2.67	1.94	2.32	1.61	0.00	
octubre-2018	0.86	2.25	2.17	2.18	2.38	0.00	

Se observa que los valores de H' para peces en ambientes sin influencia fueron menores de 3.6 unidades. También se observa que los mayores registros correspondieron a las evaluaciones realizadas durante la temporada seca (Figura 162).

Figura 162. Variación histórica de los valores de H' para peces en zonas sin influencia (agosto 2006 – octubre 2018).



3.6 ÍNDICE DE INTEGRIDAD BIOLÓGICA (IBI)

Permite la calificación del estado de conservación de los ecosistemas acuáticos mediante la evaluación de la ictiofauna presente, analizándose la composición taxonómica, predominancia de grupos representativos, características ecológicas, estructura trófica, abundancia, estado de salud y apariencia externa de los peces.

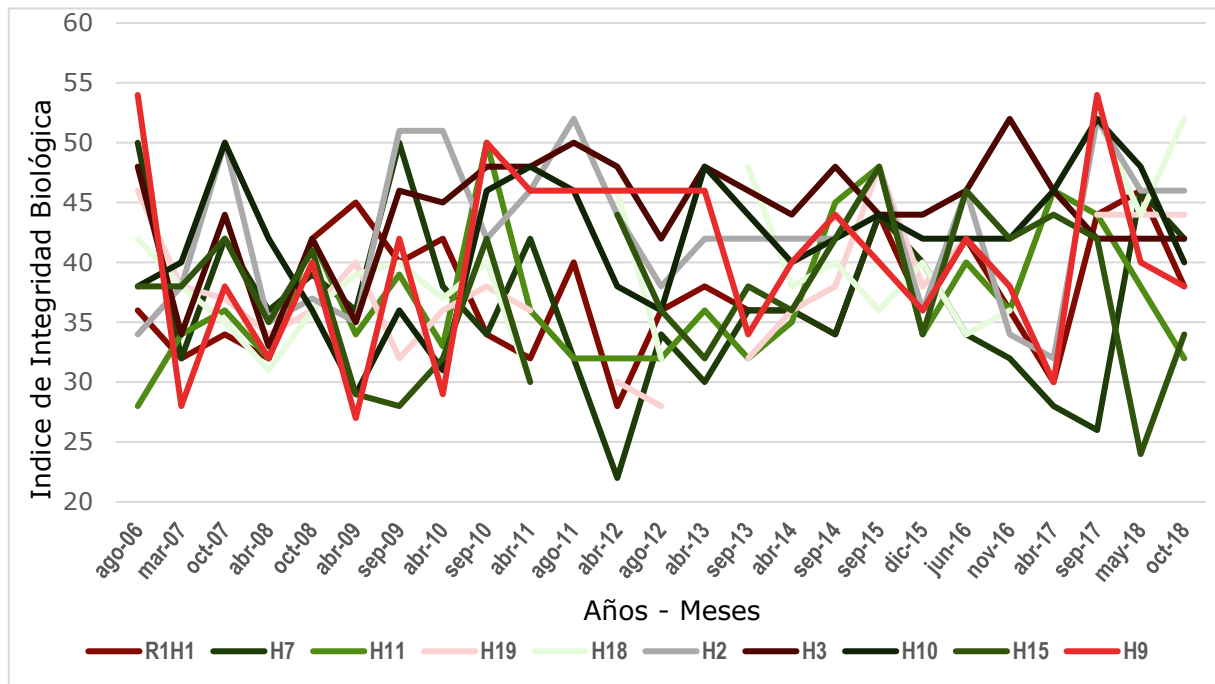
La calificación obtenida tendría relación, en parte, con el distinto grado de influencia del PC con respecto a la ubicación de los cuerpos de agua evaluados, aunque los parámetros utilizados parecen indicar que la zona sin influencia presenta menores valores que la zona de influencia indirecta.

3.6.1 Zonas de influencia directa

Los resultados provienen de 25 evaluaciones realizadas entre agosto 2006 y octubre 2018. La zona de influencia directa comprende 11 estaciones, cuatro en un río grande (R1), una en un río mediano (R2), cuatro en ríos menores (R3) y una quebrada (Q). En general, el rango registrado varió entre 30 y 54, mientras que en la reciente campaña estuvo entre 32 y 52 unidades.

En el río grande (R1) el IBI varió de 30 a 50, mientras que en el río mediano (R2), de 31 a 52. En los ríos menores (R3) fue de 30 a 52 y en la quebrada (Q) entre 27 y 54. Así, la calificación alcanzada va de Aceptable a Buena (Figura 163).

Figura 163. Variación histórica del Índice de Integridad Biológica (IBI) en las zonas con influencia directa (agosto 2006 – octubre 2018).



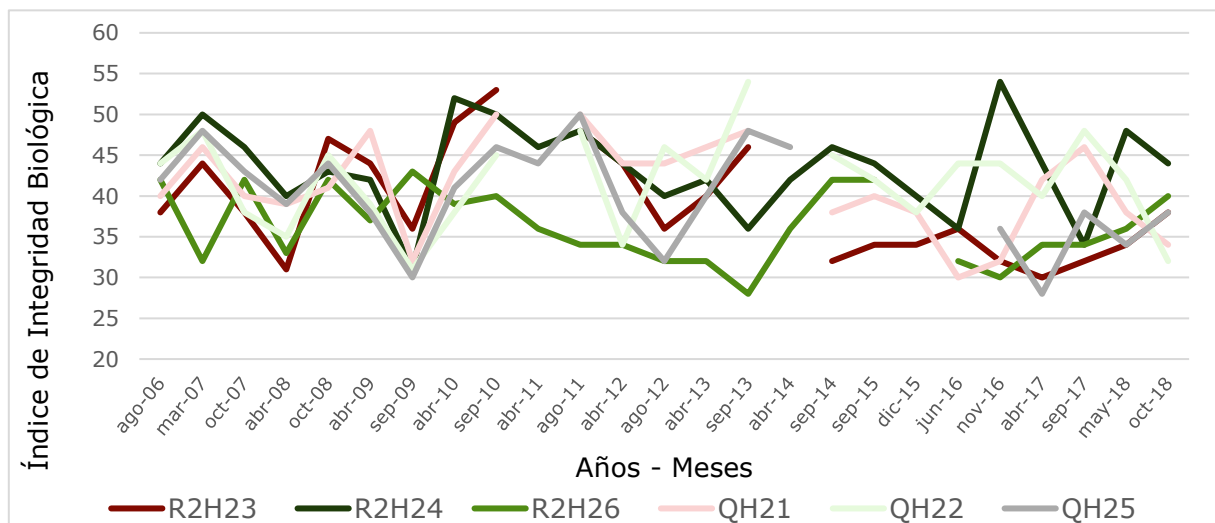
3.6.2 Zonas de influencia indirecta

Los valores obtenidos para el IBI en la zona con influencia indirecta durante las 25 evaluaciones en las siete estaciones de muestreo oscilan entre 28 y 54.

Los valores obtenidos en los ríos medianos (R2) presentaron un rango entre 28 y 53 unidades. Los valores correspondientes a las quebradas (Q) presentaron un rango entre 30 y 54 unidades. Cabe señalar que dos puntos de muestreo son nuevos y corresponden a la localidad de Serjali.

Los valores más altos de IBI se relacionan generalmente con las evaluaciones realizadas durante la temporada seca, ya que en temporada húmeda se tienen más dificultades para coleccionar buenas muestras de peces. Finalmente, los promedios obtenidos, en general, como por tipo de cuerpo de agua, alcanzan calificativos de Aceptable y Buena (Figura 164).

Figura 164. Variación histórica del Índice de Integridad Biológica (IBI) en las zonas con influencia indirecta (agosto 2006 – octubre 2018).



3.6.3 Zonas sin influencia (blanco)

Los valores obtenidos para el IBI en la zona sin influencia durante las 25 evaluaciones realizadas entre agosto 2006 y octubre 2018, oscilaron entre 25 y 52.

Los valores obtenidos en el río grande (R1) presentaron un rango de 26 a 44. En los ríos medianos (R2) variaron entre 26 y 54, mientras que en la quebrada (Q) entre 28 y 48 (Figura 165).

Se observa que algunos de los valores de IBI obtenidos en los ecosistemas acuáticos sin influencia (Blanco) superaron las 50 unidades y que la mayoría sobrepasó los 40 puntos. Asimismo, los mayores registros se obtuvieron durante la temporada Seca, con excepción de mayo 2010 y enero 2012.

La calificación obtenida se ubicaría entre Aceptable y Buena, dependiendo en gran medida de la temporada de la evaluación.

Figura 165. Variación histórica del Índice de Integridad Biológica (IBI) en las zonas sin influencia (agosto 2006 – octubre 2018).



3.7 ÍNDICE EPT (EPHEMEROPTERA + PLECOPTERA + TRICHOPTERA)

3.7.1 Zona de influencia directa

Durante las evaluaciones realizadas entre agosto 2006 y octubre 2018 se observa que el índice EPT presentó un rango entre cero y 100%.

En las estaciones del río grande Urubamba (R1) se presentaron valores entre cero (sin registro) y 93%. En el río mediano (R2) el rango varió entre cero y 100% al igual que en los ríos menores (R3); mientras que en las quebradas (Q) el rango varió entre cero y 76% (Tabla 47).

Entonces, sobre la base de los valores promedio de EPT estimados para cada tipo de ambiente acuático, la calificación para R1, R2, R3 y Q se ubicaría entre Regular y Buena. La mejor condición correspondería a los ríos menores.

Tabla 47. Medidas de tendencia central y dispersión del índice EPT en zonas con influencia directa (agosto 2006 – octubre 2018)

EPT%	R1H01	R1H07	R1H11	R1H19	R2H18	R3H02	R3H03	R3H10	R3H15	QH09	QH28
Mínimo	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Promedio	19.31	28.51	24.76	18.72	41.45	49.83	55.27	50.19	27.28	32.03	20.86
Máximo	92.59	64.29	81.30	89.47	100.00	92.59	98.77	92.59	100.00	75.56	75.00
Desviación	26.53	22.62	29.94	24.09	34.65	27.86	26.58	28.96	31.37	27.05	27.68

3.7.2 Zona de influencia indirecta

En la zona de influencia indirecta los registros (porcentajes) de los insectos indicadores (EPT) oscilaron entre cero y 96% (Tabla 48).

En los ríos medianos (R2) el rango fue de cero a 93%, mientras que en las quebradas varió entre cero y 96%. De acuerdo con los resultados obtenidos, la calificación correspondiente estaría con mayor frecuencia entre Buena y Muy Buena, especialmente en las quebradas.

Tabla 48. Medidas de tendencia central y dispersión del índice EPT en zonas con influencia indirecta (agosto 2006 – octubre 2018)

EPT%	R2H23	R2H24	R2H26	QH21	QH22	QH25
Mínimo	0.00	0.00	0.00	11.37	11.95	0.00
Promedio	50.39	31.99	29.51	67.89	50.06	63.87
Máximo	92.59	90.88	92.59	157.00	96.00	96.48
Desviación	29.03	28.87	27.72	27.39	23.08	26.10

3.7.3 Zona sin influencia (blanco)

En la zona sin influencia o Blanco los valores de EPT también fueron variables. En general, el registro fue de 0 a 100%. Eventualmente se obtuvieron valores de 80 o 100% pero en la mayoría de evaluaciones de temporada seca se registraron niveles por encima de 60%.

En el río grande (R1) se registraron valores de 0 a 100% al igual que en los ríos medianos (R2), mientras que en las quebradas el rango varió entre 0 y 93%. En la mayoría de las evaluaciones los valores más altos se relacionan con la temporada Seca (Tabla 49).

Tabla 49. Medidas de tendencia central y dispersión del índice EPT en zonas con influencia indirecta (agosto 2006 – octubre 2018)

EPT%	R1H14	R3H04	R3H06	R3H13	QH12	QH27
Mínimo	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Promedio	46.15	64.83	60.49	45.69	28.95	4.46
Máximo	100.07	100.00	93.26	94.28	93.27	51.28
Desviación	34.52	19.88	22.16	27.32	26.23	12.99

4. DISCUSIÓN

4.1 MONITOREO FÍSICOQUÍMICO

- Según los registros de los parámetros fisicoquímicos y limnológicos registrados en las 21 estaciones de muestreo entre Timpía y Sepahua, las fluctuaciones de los valores se

encuentran dentro de los rangos normales de aguas blancas para los parámetros como el balance ácido – alcalino (pH), concentración de oxígeno disuelto y conductividad. Las variaciones están relacionadas con las marcadas condiciones climáticas; es decir, las temporadas de lluvia (húmeda) y menos lluviosa (seca) que son representativas en la cuenca del Bajo Urubamba (Ortega *et al.*, 2012).

4.2 MONITOREO BIOLÓGICO

- Se reafirmó la existencia de una elevada riqueza de especies en las tres comunidades biológicas seleccionadas, especialmente de perifiton (428), seguida de peces (330) y de macroinvertebrados bentónicos (196). Inclusive, se demostró que la acumulación de especies de las tres comunidades bióticas sigue en incremento, lo que demuestra el estado de buena calidad de las comunidades y que los inventarios hidrobiológicos aún no llegan a las máximas cifras.
- El perifiton, incluido en el PMB desde agosto 2012, ha reportado un incremento respecto a la diversidad de especies durante los tres últimos monitoreos, lo cual se evidenció en la curva de acumulación de especies. La mayor diversidad en el acumulado total correspondió a las diatomeas (Bacillariophyta), sobresaliendo en abundancia el género *Navicula*, el cual presenta una gran variación en la morfología de las especies. Los otros dos géneros dominantes en términos de abundancia fueron *Nitzschia* y *Encyonema*. En la práctica, las Bacillariophyta y Ochrophyta (diatomeas) son el principal sustento de los peces micrófagos o dependientes del perifiton y bentos, como lo son *Prochilodus nigricans* y varios géneros de Loricariidae.
- A la fecha existen 330 especies de peces registradas y colectadas por el PMB, las cuales representan a 27 familias en 9 órdenes (Ortega *et al.*, 2012). A lo largo de las 25 estaciones, se han registrado 247 especies de peces en la zona con influencia directa, 266 en la zona con influencia indirecta y 177 la zona sin influencia o blanco. Esta riqueza acumulada de especies de los peces en el Bajo Urubamba (330 especies) representa prácticamente el 30% de la ictiofauna reconocida para las aguas continentales del Perú (Ortega *et al.*, 2012). Esta diversidad se destaca tanto en las formas y en las tallas, como en los hábitos alimenticios que presentan en los distintos tipos de cuerpos de agua. Así tenemos que, los peces del río grande como el Urubamba son generalmente fusiformes, más veloces, de mayor talla y de alimentación principalmente detritívora, omnívora y piscívora. Las formas menudas, de cuerpo corto y deprimido son más típicas de quebradas, se relacionan con espacios reducidos y dependen del perifiton (organismos adheridos al sustrato duro) y/o de los insumos del bosque (semillas e insectos).
- Las diferencias encontradas en riqueza de especies, composición, abundancia y distribución de organismos se relacionan directamente con la ubicación geográfica: aguas arriba o aguas abajo, extremo norte o extremo sur; es decir, básicamente longitudinal y altitudinal. Se presentó mayor riqueza y abundancia aguas abajo; es decir, en el sector de menor altitud entre Sepahua y Miaría (276 a 309 msnm); en contraste con el sector ubicado entre 335 y 360 msnm (Kirigueti y Shivankoreni) y con el sector ubicado a aproximadamente 417 msnm (Timpía). Dado que entre Timpía y Sepahua existe una distancia aproximada de 150 km y una diferencia altitudinal de 190 metros, resultan más explicables las diferencias de riqueza y abundancia de organismos acuáticos si se considera el concepto de Río Continuo de Vannote *et al.* (1980). Ellos afirman que puede existir mayor diversidad y abundancia en las partes bajas de los cursos de los ríos y sus tributarios debido a la formación de una mayor heterogeneidad de hábitat y mayor oferta alimenticia. Por otra parte, las diferencias aparentemente están también relacionadas a los ciclos hidrológicos y climáticos (temporadas seca y húmeda).

- Las evaluaciones de peces y macroinvertebrados bentónicos fueron más diversos en los ríos menores y quebradas (Sepahua, Miaría y Kirigueti), en contraste con los ríos grandes (Urubamba); esto posiblemente debido a un sesgo por el método empleado (redes de arrastre a la orilla) en un cauce amplio con mayor caudal de agua y profundidad.
- Las estaciones en las zonas sin influencia (blancos) la diversidad registrada fue menor respecto a las zonas con influencia debido a su ubicación al norte de la cuenca del Bajo Urubamba y situada a más de 100 m por encima del nivel en Sepahua se encuentra en una altitud donde las aguas y el entorno ofrecen menor número de microhábitats distintos y menos recursos.

4.2.1 Índices de Diversidad y Calidad Ambiental

- La zona de influencia directa de Proyecto Camisea, presentó resultados con valores moderados de diversidad y abundancia en las distintas comunidades biológicas y en los indicadores ecológicos (H') y biológicos (EPT e IBI) basados en los organismos evaluados (perifiton, insectos acuáticos y peces), a partir de la comparación de los resultados obtenidos en los puntos de muestreo de las localidades de influencia directa (Kirigueti, Shivankoreni) con las de influencia indirecta (Miaría, Sepahua) e inclusive con la localidad blanco (Timpía).
- Los indicadores de calidad de los ecosistemas acuáticos señalan fluctuaciones entre temporadas climáticas, pero, en general, reciben calificaciones de "buena" a "muy buena" en el caso del EPT (insectos acuáticos indicadores) y de "aceptable" a "buena" en el caso del IBI (criterios basados en peces). Los indicadores biológicos como los insectos de los grupos Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera (EPT) presentan frecuentes valores positivos en los muestreos hidrobiológicos de las localidades de la parte baja. El EPT describe la presencia notoria de larvas y adultos de insectos exigentes que señalan la existencia de aguas limpias y bien oxigenadas.
- Por otro lado, el Índice de Integridad Biológica (IBI), en función de la composición, estructura trófica, abundancia y condiciones de los peces, muestra valores que, en general, indican la existencia de cuerpos de agua de calidad entre "aceptable" y "buena".
- Las comparaciones entre los promedios del IBI de las zonas de influencia demostraron que la calidad es similar entre los diferentes tipos de ambientes acuáticos, especialmente en los ríos menores y quebradas. Asimismo, las variaciones estarían mayormente relacionadas al ciclo hidrológico - climático y a la distribución de peces a lo largo del Bajo Urubamba.
- En resumen, al comparar los distintos índices (H' , EPT, IBI) entre las comunidades biológicas y los cuerpos de agua, sin considerar las influencias hidrológicas - climáticas, se confirmó que los cuerpos de agua bajo influencia directa, indirecta o sin influencia, tratase de ríos grandes, medianos, menores y quebradas, no están expuestos a ningún impacto negativo proveniente del Proyecto Camisea.

4.2.2 Especies de peces de interés

- Hasta el momento, se ha acumulado un registro de 89 especies de consumo humano, es decir, el 26.97% del total de peces registrados por el PMB. Asimismo, no se registraron especies incluidas en alguna categoría de amenaza de la IUCN.

5. CONCLUSIONES

Los resultados del monitoreo hidrobiológico 2018 en el Bajo Urubamba señalan:

1. No se detectaron variaciones atípicas de los parámetros de agua superficial (pH, oxígeno disuelto y conductividad eléctrica) durante el 2018 respecto al registro histórico del PMB.
2. No se detectaron variaciones atípicas de las comunidades fluviales (perifiton, macroinvertebrados bentónicos y peces) durante el 2018 respecto al registro histórico del PMB.
3. Debido a que no se registraron variaciones atípicas de los parámetros abióticos y comunidades bióticas, no se delimitaron fuentes de variación.
4. No se registraron especies incluidas en alguna categoría de amenaza de la IUCN; sin embargo, se tiene registrado hasta el momento 2 especies endémicas para Perú: *Anchoviella hernanni* (Loeb et al., 2018) y *Tytocharax tambopatensis* (Ortega et al., 2012).

6. RECOMENDACIONES

- Considerando el incremento de la población y de la actividad económica regional, que se implemente una nueva etapa de evaluación directa de las actividades de pesca comunal incluyendo, por ejemplo, a las localidades de Kiriguete o Nuevo Mundo, para establecer las condiciones actuales de captura, composición de especies y registros de la migración de peces grandes en la zona de evaluación.
- Que se integre la actividad del PMAC a la vigilancia de los ecosistemas acuáticos y particularmente a las actividades de pesca.
- Con similar importancia, una atención muy especial al monitoreo de la calidad del agua en los puntos de muestreo hidrobiológico, para reforzar la investigación sobre las fuentes naturales o de otro tipo de origen para metales y considerando los lineamientos de DIGESA para los ecosistemas acuáticos para mantener la pesca y usos de las comunidades ribereñas.
- Que se diseñen y se elaboren manuales de divulgación ilustrados y bilingües basados en los resultados que se vienen obteniendo con el monitoreo de la biota acuática, para destacar la importancia de los organismos indicadores de la calidad de agua; por ejemplo, considerando los componentes biológicos y ambientales, temas de estudio del PMB.



Capítulo 2: Monitoreo de Uso de Recursos Pesqueros

1. INTRODUCCIÓN

El área donde se desarrolla el Proyecto Camisea incluye parte de las cuencas de los ríos Urubamba, Camisea y Cashiriari, territorio ocupado mayoritariamente por comunidades machiguengas (también denominadas matsigenka), las cuales mantienen diferentes grados de relación de uso de su entorno. Las comunidades machiguengas históricamente han hecho uso de los recursos naturales que disponen y aunque en los últimos años han tenido cambios en sus actividades habituales, principalmente por factores laborales, siguen realizando actividades de cacería y pesca.

Entre el 2008 y el 2013, el PMB monitoreó el uso de recursos de las comunidades nativas con el fin de determinar los mecanismos y los procesos de cambio en el acceso a los recursos de la biodiversidad por parte de las familias y las comunidades del área de influencia del Proyecto Camisea, ello a través de la evaluación de las actividades de caza, pesca y recolección.

Desde el 2017, el monitoreo de uso de recursos se ha enfocado en las actividades de pesca, ello debido a las preocupaciones manifestadas por las comunidades nativas durante los talleres de difusión realizados en mayo de 2016. Las preocupaciones estuvieron enfocadas principalmente en la disminución en volumen de las capturas de los recursos pesqueros, las dificultades para pescar peces de tallas grandes, y la necesidad de desplazarse mayor distancia para lograr capturas adecuadas; asimismo, otras inquietudes que las atribuyen a los impactos de proyectos en el Bajo Urubamba, entre ellos el desplazamiento de embarcaciones y contaminación. Para responder a estas preocupaciones, se propuso una metodología participativa a través de un monitoreo de recursos pesqueros. Esta se realizó a través de la colaboración de algunas familias de 3 comunidades nativas y se orientó a evaluar los cambios en el acceso a los recursos pesqueros.

Para el 2018, el monitoreo tuvo como objetivo evaluar las características del acceso a los recursos pesqueros por parte de las familias de las comunidades nativas del área de influencia de Proyecto Camisea.

Para lo anterior, el monitoreo tuvo los siguientes objetivos específicos:

- Caracterizar los recursos pesqueros extraídos durante el 2018 a través de:
 - la riqueza y composición de especies,
 - la presencia de especies de importancia para la conservación,
 - el volumen y la cantidad extraída por especie, y
 - las tallas de captura de las especies.
- Caracterizar las actividades pesqueras realizadas durante el 2018 a través de:
 - los agentes ejecutores de la pesca,
 - la frecuencia y la duración de las faenas de pesca,
 - el éxito de captura en las faenas,
 - los cuerpos de agua, y
 - los medios de transporte y tiempos de traslado a los cuerpos de agua.
- Caracterizar la productividad de las actividades pesqueras del 2018 a través de:
 - la biomasa extraída en cada faena de pesca,
 - la biomasa extraída en cada cuerpo de agua,
 - la biomasa extraída por unidad de esfuerzo según cada tipo de aparejo.

2. METODOLOGÍA

El monitoreo de uso de recursos pesqueros toma los elementos metodológicos desarrollados entre el 2008 y el 2013 por el Centro de Investigaciones Sociológicas, Económicas, Políticas y Antropológicas (CISEPA) de la Pontificia Universidad Católica del Perú, institución que mantuvo un convenio con el PMB³ para monitorear el uso de recursos naturales a través de la pesca, la caza y la recolección. Asimismo, el actual monitoreo incorpora la experiencia metodológica adquirida en el piloto ejecutado durante el 2017.

El monitoreo tiene como fundamento metodológico la participación de los actores locales en el proceso de investigación. Se sustenta en la información recogida de manera directa por los miembros de las familias colaboradoras sobre los recursos naturales a los que acceden a través de la pesca.

El monitoreo de uso de recursos pesqueros siguió un proceso constituido por tres etapas: 1) diseño de la evaluación, 2) levantamiento de información y 3) procesamiento.

2.1 DISEÑO DE LA EVALUACIÓN

2.1.1 Selección de comunidades nativas

El monitoreo se implementó en las comunidades nativas que fueron monitoreadas por el PMB-CISEPA (2008-2013). La selección inicial de las comunidades se basó en los siguientes criterios:

- Ubicación dentro del área de influencia del PC.
- Ubicación cercana a algún río principal y al dinamismo comercial del Bajo Urubamba.
- Lejanía entre comunidades nativas seleccionadas.
- No recibir influencia directa de las actividades de otras empresas vinculadas a la extracción de gas⁴.
- Obtener el permiso y el acuerdo con las autoridades comunales; asimismo, tener la voluntad e interés de participación de familias de las comunidades.

A partir de esos criterios, y en base a al área de influencia de directa de los componentes de proyecto Camisea, el cual abarca 7 comunidades nativas, se seleccionaron 3 comunidades:

a) CN Cashiriari

En su territorio se extienden los componentes del Flowline Malvinas - Cashiriari 3 y del Flowline Cashiriari 1 - Malvinas (en construcción). Tuvo una población aproximada de 250 personas al 2016⁵. Es colindante con la RTKNN y la ZAPNM. Su acceso por vía fluvial es restringido según el caudal del río, ya que las embarcaciones medianas y grandes ("chalupa" y "ponguero", respectivamente) sólo circulan en la temporada húmeda. Su

³ Metodologías para el Monitoreo de la Biodiversidad en la Amazonía: Experiencias en el Programa de Monitoreo de la Biodiversidad en el Área del Proyecto Camisea

⁴ En la prueba piloto ejecutada por CISEPA (2006-2007), la CN Nueva Vida fue incluida en el monitoreo; sin embargo, se discontinuó su monitoreo debido a que empezó a recibir la influencia directa de las actividades de la empresa Repsol (lote 57). Adicionalmente, sus resultados respecto a la comercialización de sus productos no mostraron mayores diferencias respecto a aquellas de la CN Shivankoreni, a pesar de su mayor cercanía a un mercado más dinámico (Sepahua).

⁵ Modificación de Estudio de Impacto Ambiental del Proyecto Línea de Conducción de Gas desde la Locación Cashiriari 1 a la Planta de Gas Malvinas, en el Lote 88. RD 233-2017-SENACE/DCA. Capítulo 5.3: Estudio de Línea Base Ambiental - Medio Socioeconómico y Cultural. 2017.

centro poblado se encuentra a orillas del río Cashiriari y cerca de la intersección con el río Camisea. Por vía fluvial, el centro poblado es el más alejado de Malvinas en comparación con las otras dos comunidades evaluadas, con un tiempo de viaje mayor a 3 horas.

b) CN Shivankoreni

En su territorio se extienden los componentes del Flowline Malvinas – Pagoreni B y del Flowline Pagoreni A – Mipaya. Tuvo una población aproximada de 410 personas al 2017⁶. Su acceso por vía fluvial es bueno en la medida que su principal pueblo se encuentra a orillas del río Camisea y a pocos kilómetros del río Urubamba, aguas abajo. Asimismo, tiene conexión por medio de un puente de concreto para vehículos menores (motocicletas de 3 ruedas) con la CN de Camisea, capital del Distrito de Megantoni, situada en la orilla opuesta. Desde Malvinas el tiempo de desplazamiento por vía fluvial es de 30 minutos.

c) CN Ticumpinía

En su territorio se extienden una fracción de los componentes del Flowline Malvinas - Cashiriari 3 y del Flowline Cashiriari 1 – Malvinas (en construcción); asimismo, debido a que se encuentra frente a Malvinas, tiene además influencia derivada del transporte fluvial de PC. Tuvo una población aproximada de 730 personas al 2016⁷. La totalidad de la CN se encuentra inmersa en la Zona de Amortiguamiento de la Reserva Comunal Machiguenga. El acceso por vía fluvial es muy bueno debido a que su principal pueblo se ubica a orillas del río Urubamba, aguas arriba de Malvinas. Desde Malvinas el tiempo de desplazamiento fluvial es de 20 minutos.

2.1.2 Selección de familias colaboradoras

En cada una de las comunidades nativas seleccionadas, con el consentimiento y la mediación de las autoridades comunales, se seleccionaron familias colaboradoras según los siguientes criterios:

1. Tener a la pesca como una actividad habitual dentro de la familia; asimismo, que la pesca fuese realizada frecuentemente por al menos un miembro de la familia. En todos los casos, la pesca no debió ser una actividad nueva que la familia fuese a desarrollar debido al monitoreo, sino que la pesca fuese una actividad existente desde antes de los monitoreos⁸.
2. Preferiblemente, haber participado en monitoreos previos del PMB.
3. Tener dentro de la familia al menos un integrante con la capacidad de escribir y tomar fotografías para los registros de pesca.
4. Tener el interés y el tiempo para realizar los registros de pesca de acuerdo a la metodología del PMB.

A partir de la aplicación de los criterios descritos, en cada comunidad se mantuvo el número de familias colaboradoras que se consideró en el 2017 para el nuevo ciclo de investigación del PMB; es decir, cuatro familias por comunidad.

⁶ Leunda G., Sahley C. J., Romero S. (Editores). 2017. Informe Anual 2017 del Programa de Monitoreo de la Biodiversidad en Camisea - Componente Upstream.

⁷ Modificación de Estudio de Impacto Ambiental del Proyecto Línea de Conducción de Gas desde la Locación Cashiriari 1 a la Planta de Gas Malvinas, en el Lote 88. RD 233-2017-SENACE/DCA. Capítulo 5.3: Estudio de Línea Base Ambiental - Medio Socioeconómico y Cultural. 2017.

2.1.3 Instrumentos metodológicos

Se definieron los instrumentos metodológicos a ser utilizados durante el levantamiento de información:

1. Cuadernillo de registro: Fue el principal instrumento debido a que contuvo las fichas en las cuales las familias colaboradoras anotaron directamente sus registros de pesca. Para su uso correcto, se realizaron capacitaciones a cargo de especialistas en hidrobiología y en sociología; posteriormente, se realizaron capacitaciones de refuerzo para solucionar dudas o errores observados durante los ingresos o visitas de revisión.
2. Mapas cognitivos: A través del dibujo asistido por un especialista en sociología, se dibujó sobre mapas cartográficos las principales zonas de pesca de cada una de las familias colaboradoras.

En la siguiente tabla se resumen las variables analizadas.

Tabla 50: Variables evaluadas para el monitoreo.

Variable	Descripción
Fecha de la pesca	Día, mes y año de la pesca.
Duración de la pesca	Tiempo, en horas, empleado para pescar.
Cuerpo de agua	Nombre del cuerpo de agua de donde se extrajo el recurso pesquero.
Especie	Nombre científico del recurso pesquero.
Nombre local	Nombre matsigenka del recurso pesquero.
Nombre común	Nombre en español del recurso pesquero
Abundancia	Número de todos los individuos de la misma especie del recurso pesquero.
Biomasa	Masa, en kilogramos, del conjunto de todos individuos de la misma especie extraídos en un día.
Talla	Longitud, en centímetros, de al menos 5 individuos de la misma especie del recurso pesquero. Se consideró la longitud total, es decir, desde el extremo de la boca hasta el extremo de la cola. Sólo en los bagres Loricariidae no se incluyó los filamentos de las aletas caudales.
Familia colaboradora	Nombre de la familia colaboradora a la que pertenece el pescador.
Pescador principal	Nombre de la persona que principalmente realiza la pesca.
Número de personas	Número de personas que participaron en la pesca
Aparejo	Instrumento utilizado para la extracción de los recursos pesqueros
Destino de la producción	Uso efectivo de los recursos pesqueros hecho por personas involucradas en la pesca. Se definieron 3 alternativas: Autoconsumo Venta Autoconsumo y venta

2.2 LEVANTAMIENTO DE LA INFORMACIÓN

El levantamiento de información correspondió a la etapa en la cual se aplicaron los instrumentos metodológicos con el fin de registrar los recursos pesqueros que fuesen usados por las familias colaboradoras, así como la percepción de las familias de las comunidades respecto a la pesca como actividad.

Es importante señalar que el levantamiento de información fue desarrollado tanto por investigadores del PMB como por las familias colaboradoras. Así, las familias colaboradoras cumplieron un doble rol: 1) Generadores de la información sobre el uso de recursos pesqueros y 2) Registradores de su información sobre el uso de recursos pesqueros. Mientras, los investigadores del PMB cumplieron el rol de recolectar y verificar la información acumulada durante el periodo de monitoreo.

Esta etapa se ejecutó entre septiembre del 2018 y enero del 2019. En ese periodo, se realizaron tres ingresos o visitas de campo a cada una de las tres comunidades nativas seccionadas. En cada uno de los ingresos se ejecutó actividades para coleccionar información, como muestra la siguiente figura.

Figura 166: Ingresos y actividades para el monitoreo de UDR – Pesca



A continuación, se describen las actividades de cada ingreso ejecutado en el 2018:

2.2.1 Primer ingreso (septiembre de 2018)

- Selección de las familias colaboradoras considerando los criterios descritos en el numeral 2.1.2: A partir de esta actividad, se tuvo la colaboración de 12 familias en total para las tres comunidades seleccionadas.
- Capacitación y entrega de materiales: Se entregaron materiales de escritorio, cámaras fotográficas, balanzas, pesolas y cintas métricas. Las familias seleccionadas recibieron capacitaciones sobre el registro de información en los cuadernos entregado, el uso adecuado de los materiales entregados, la toma fotográfica de los recursos extraídos, la medición del peso y la talla de los recursos, la contabilización de los recursos y la identificación con nombres locales de las especies.
- Acompañamiento en faenas de pesca y guiado de registro: Se realizó una práctica completa de registro. Un especialista (hidrobiólogo y social) acompañó a una familia en toda la faena de pesca y registro de datos en los cuadernos de llenado. En el ejercicio se observaron las actividades de pesca, los usos de las artes de pesca y el volumen de pesca. Finalmente, se instruyó el adecuado registro de datos en los cuadernos.
- Elaboración de mapas cognitivos: Los colaboradores de cada familia junto con los investigadores del PMB elaboraron mapas para la identificación de sus principales zonas de pesca.

2.2.2 Segundo ingreso (octubre de 2018)

- Revisión y validación de los registros en los cuadernos y material fotográfico: Se revisó y validó que la información registrada en los cuadernos, corrigiendo buscando coherencia con los registros fotográficos. (Se detalla más específicamente en el subtítulo 2.3.1).
- Determinación taxonómica: en paralelo a la revisión y validación, el investigador del PMB a través de las fotografías tomadas por las familias, determinó la especie, género y/o familia de los recursos extraídos. En los casos donde no se tuvo certeza, la identificación, se postergó hasta el procesamiento de información.

- Actualización de mapas cognitivos: Los colaboradores de cada familia junto con los investigadores del PMB revisaron y actualizaron los mapas para la identificación de sus principales zonas de pesca en los principales cuerpos de agua.
- Capacitación de refuerzo: Se realizó un refuerzo sobre las indicaciones para un adecuado registro en los cuadernos, uso de cámara, etc. A fin de corregir los errores más frecuentes identificados en los cuadernos.

2.2.3 Tercer ingreso (enero de 2019)

- Grupos focales: Se realizó una selección de al menos 5 personas externas ajenas e independientes al monitoreo a fin de que brinden información sobre las actividades de pesca en su comunidad y de este modo puedan complementar información brindada por las familias que colaboran con este proyecto. Estas personas fueron sugeridas y/o seleccionadas por la autoridad de cada comunidad.
- Revisión y validación de cuadernillos y registros fotográficos: Se revisó y validó que la información registrada en los cuadernos tuviese coherencia con los registros fotográficos. (Se detalla más en el subtítulo 2.3.1.)
- Determinación taxonómica: en paralelo a la revisión y validación, el investigador del PMB a través de las fotografías tomadas por las familias, determinó la especie, género y/o familia de los recursos extraídos.
- Recojo de cuadernos y registros fotográficos: los cuadernillos revisados fueron recolectados para su revisión en gabinete.

2.3 REVISIÓN Y VALIDACIÓN DE LA INFORMACIÓN EN CAMPO

El procesamiento de la información se realizó en campo junto con las familias colaboradoras, así como, en gabinete para analizar la base de dato generada.

Esta fase corresponde también a la "Revisión y validación de cuadernos y registros fotográficos" desarrollada en la etapa de levantamiento de información.

Esta actividad se desarrolla para eliminar o minimizar los errores generados por las familias colaboradoras durante el registro de sus actividades de pesca. Los errores recurrentes y las correcciones realizadas junto con las familias colaboradoras fueron:

- Las fotografías de los individuos no permitieron la determinación a nivel de especies: En estos casos, a través de un catálogo de las especies registradas para el Bajo Urubamba, el investigador generó una identificación preliminar de la especie, luego se indicó a las familias colaboradoras que en próximas capturas de esas especies hicieran enfoque en determinadas zonas del cuerpo para facilitar su determinación. Tras acumular más fotografías de aquellos individuos que eran agrupados por las familias colaboradoras como una misma especie y en contraste con bibliografía científica, el especialista dio sus conclusiones. En algunos casos, la determinación taxonómica llegó hasta género o familia.
- Las diferentes denominaciones de las especies con nombres comunes: En algunos casos una misma familia registró individuos de la misma especie con diferentes nombres comunes. Utilizando las fotografías, el investigador junto con las familias colaboradoras llegó a un consenso sobre el nombre común de las especies. También se observó que, entre las familias y entre comunidades el nombre común de las especies no era igual. En este último caso, se desarrolló una lista de todos los posibles nombres comunes que se registraron para una misma especie.
- El cálculo inadecuado del tiempo: 1) Se observó que se sobreestimó el tiempo de traslado a los cuerpos de agua, ello debido a que durante el transporte se detenían

para realizar otras actividades, tiempo que también era considerado en la suma total. En acuerdo con todos los integrantes de las familias colaboradoras, se estimó el tiempo promedio que utilizan para trasladarse a los cuerpos de agua.

- La medición inadecuada del peso de los individuos: 1) El peso fue medido incluyendo los contenedores de los peces, para corregir esto se restó el peso de los contenedores. 2) Se midieron los pesos de individuos eviscerados; para corregir ello se sumó el peso promedio de las vísceras.
- La medición inadecuada de la longitud de los individuos: 1) La medición fue realizada en pulgadas, para corregir se hizo la conversión a centímetros. 2) La medición con las cintas métricas no inició en 0 cm, sino en el extremo opuesto correspondiente a 100 cm; para corregir esto, se utilizaron las fotografías que tienen como fondo una cinta métrica para hacer la estimación de la medida correcta.
- No se registraron las fechas de los registros. Para corregir ello se utilizó las fotografías para extraer esa información.

Luego de la revisión, corrección y validación de la información en campo y en consenso con las familias colaboradoras, se generó una base de datos preliminar. Después, la base de datos recibió la verificación final en gabinete, la cual se enfocó en la determinación taxonómica de aquellas especies que no pudieron ser determinadas en campo. Así también, se homogenizó los de nombres comunes de especies, nombres de cuerpos de agua y nombre de artes de pesca.

3. RESULTADOS

Entre la quincena de septiembre y a finales de diciembre, 12 familias de 3 comunidades nativas (Cashiriari, Shivankoreni y Ticumpinía) registraron los recursos pesqueros obtenidos de sus prácticas habituales de pesca. A continuación, se presentan los resultados de las características de los recursos pesqueros, de la actividad pesquera y la comparación entre comunidades a través de captura por unidad de esfuerzo (CPUE).

3.1 CARACTERÍSTICAS DE LOS RECURSOS PESQUEROS

3.1.1 Nomenclatura de los recursos pesqueros

La caracterización de los recursos pesqueros se desarrolló a través de los zoónimos o nombres locales, los cuales se presentan a continuación entre comillas ("..."). Se dice que son nombres locales debido a que su uso es restringido a las comunidades nativas dentro o cerca del Bajo Urubamba, en tanto que su conocimiento no es común a nivel nacional. Además, dichos nombres locales podrían proceder de idiomas nativos, principalmente el matsigenka.

El uso de nombres locales resultó más adecuado que el uso de nombres científicos debido a los casos observados:

- Un recurso pesquero pudo corresponder a una especie de fácil determinación taxonómica por morfología. Por ejemplo, "shima" siempre correspondió a la especie *Prochilodus nigricans*.
- Un recurso pesquero pudo corresponder a lo que morfológicamente son diferentes especies de un mismo género. Aquí se presentan tres subcasos:
 - Todas las especies fueron determinadas taxonómicamente. Por ejemplo, "korio" pudo corresponder a las especies *Pimelodus blochii*, *Pimelodus maculatus* o *Pimelodus pictus*, todas ellas del género *Pimelodus*.
 - Sólo algunas especies pudieron ser determinadas taxonómicamente, mientras que faltó información para determinar otras. Por ejemplo, "sankovati" pudo

corresponder a las especies *Astyanax bimaculatus*, *Astyanax maximus* o a otras especies del género *Astyanax*.

- A algunas especies no se le determinó taxonómicamente a nivel de especie, llegando únicamente a identificar el género. Por ejemplo, "tsegori" corresponde a alguna especie del género *Rhamdia*.
- Un recurso pesquero pudo corresponder a lo que morfológicamente son especies de géneros distintos, pero de una misma familia. Aquí se presentaron 03 situaciones:
 - Sólo algunas especies pudieron ser determinadas, mientras que faltaron más detalles para la determinación taxonómica de otras. Por ejemplo, "kovana" pudo corresponder a especies de los géneros *Abramites* (*A. hypselonotus* u otras especies del género), *Leporinus* (*L. friderici*, *L. striatus*, *L. yophorus* u otras especies del género), *Megaleporinus* (*M. trifasciatus*) o *Schizodon* (*S. fasciatus*).
 - No existieron suficiente información para determinar las especies, sólo se determinó los géneros. Por ejemplo, "etari" corresponde a diferentes especies de los géneros *Ancistrus*, *Chaetostoma* o *Hypostomus*.
 - No existieron suficiente información para determinar las especies y los géneros. Se determinó sólo la familia. Por ejemplo, "shivaegi" corresponde a diferentes peces comúnmente llamados mojarras, que corresponden a varios géneros no determinados, todos ellos de la familia Characidae.

Por otro lado, es importante considerar que nombres locales no se utilizan de modo unánime, ya que pueden tener sinónimos locales; por ejemplo, "chomenta" (*Mylossoma albiscopum*) también es conocida localmente como "patiri". Sin embargo, para facilitar la lectura del presente documento se mencionó sólo el sinónimo con mayor frecuencia de registro.

Asimismo, debido a la interacción del idioma de las comunidades nativas (principalmente matsigenka) con el español del resto del Perú, se registró el uso de otros nombres comunes con mayor distribución en el país. Por ejemplo, "komaro" (*Serrasalmus rhombeus*) registró otros nombres como paña o piraña.

3.1.2 Riqueza y composición de los recursos pesqueros

En el rango de 102 días, las familias colaboradoras registraron el uso de un total de 40 recursos pesqueros, todos ellos peces con espinas óseas (Clase Actinopterygii). Debido a que cada uno de los recursos pesqueros no siempre correspondió a una única especie, ya que también pudo incluirse a un grupo de especies o géneros morfológicamente iguales o semejantes, se registró un total de 63 especies morfológicas o morfoespecies.

Del total de 63 morfoespecies, se determinó el nombre científico de 31, en tanto 16 se determinaron a nivel de género (sp.) y otras a 16 a nivel de grupo de especies (spp.).

Se registraron 48 géneros, más un grupo de géneros no determinables de la familia Characidae. Los géneros que incluyeron el mayor número de morfoespecies fueron *Pimelodus* y *Leporinus* (4 cada uno). *Astyanax* incluyó 3 morfoespecies, mientras que *Salminus*, *Galeocharax*, *Triportheus*, *Abramites*, *Brachyplatystoma* e *Hypostomus* incluyeron 2 morfoespecies cada uno.

Se registraron 20 familias; de ellas, Pimelodidae agrupó más morfoespecies (13), seguido de Characidae (12), Anostomidae (11) y Loricariidae (8). El resto de familias agrupó menos de 2 especies cada una.

Se registraron 5 órdenes, el principal fue Characiformes (30 morfoespecies), seguido de Siluriformes (27), Gymnotiformes (3), Perciformes (2) y Beloniformes (1).

En la siguiente tabla se presenta los recursos pesqueros registrados durante el 2018 y sus correspondientes nombres vulgares y taxones. También ver Anexo 5: Registro fotográfico de algunas especies registradas durante el 2018.

Tabla 51: Recursos pesqueros registrados durante el 2018

N°	Recurso Pesquero	Otros nombres	Especie	Género	Familia	Orden
1	Igotikiiro imposhitoni	Pez aguja	<i>Pseudotyloturus angusticeps</i>	Pseudotyloturus	Belonidae	Beloniformes
2	Pankari	Añashua	<i>Crenicichla spp.</i>	Crenicichla	Cichlidae	Perciformes
3	Poshori	Corvina	<i>Pachypops spp.</i>	Pachypops	Sciaenidae	
4	Tseviro	Macana	<i>Apteronotus spp.</i>	Apteronotus	Apteronotidae	Gymnotiformes
			<i>Sternarchorhynchus spp.</i>	Sternarchorhynchus		
			<i>Rhamphichthys spp.</i>	Rhamphichthys	Rhamphichthyidae	
			<i>Sternopygus spp.</i>	Sternopygus	Sternopygidae	
5	Kovana	Lisa	<i>Abramites hypselonotus</i>	Abramites	Anostomidae	
			<i>Schizodon fasciatus</i>	Schizodon		
			<i>Megaleporinus trifasciatus</i>	Megaleporinus		
			<i>Leporinus friderici</i>	Leporinus		
			<i>Leporinus striatus</i>			
			<i>Leporinus yophorus</i>			
<i>Leporinus spp.</i>						
6	Tsiroti	Shiroava / Lisa	<i>Leporellus vittatus</i>			
7	Mamori	Sábalo	<i>Brycon spp.</i>	Brycon	Bryconidae	
8	Shivaegi	Mojarrita	<i>Characidae spp.</i>	(Varios géneros de carácidos)		Characiformes
9	Sankovati	Mereto / Mojarra	<i>Astyanax bimaculatus</i>	Astyanax		
			<i>Astyanax maximus</i>			
			<i>Astyanax spp.</i>			
10	Perero	Shevari / Pedro sin sangre / Dentón	<i>Galeocharax gulo</i>	Galeocharax	Characidae	
			<i>Charax spp.</i>	Charax		
			<i>Roeboides spp.</i>	Roeboides		
11	Chomenta	Patiri / Palometa	<i>Mylossoma albiscopum</i>	Mylossoma		
12	Koviri	Mamotsi / Sábalo macho	<i>Salminus hilarii</i>	Salminus		
			<i>Salminus iquitensis</i>			
13	Komaro	Paña / Piraña	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	Serrasalmus		
14	Kariapashima	Sonso / Yahuarachi	<i>Potamorhina spp.</i>	Potamorhina	Curimatidae	
15	Piteri	Chiochio	<i>Steindachnerina spp.</i>	Steindachnerina		
16	Sakenchari	Chambira	<i>Raphiodon vulpinus</i>	Raphiodon	Cynodontidae	
17	Tsenkori	Fasaco	<i>Hoplias malabaricus</i>	Hoplias	Erythrinidae	
18	Kipagori	Pantishiro / Lisita	<i>Parodon spp.</i>	Parodon	Parodontidae	

N°	Recurso Pesquero	Otros nombres	Especie	Género	Familia	Orden
19	Shima	Boquichico	<i>Prochilodus nigricans</i>	Prochilodus	Prochilodontidae	
20	Kapararo	Sardina	<i>Triportheus angulatus</i> <i>Triportheus spp.</i>	Triportheus	Triportheidae	
21	Wakatoro	Vakanki / Maparate / Leguía	<i>Auchenipterus spp.</i>	Auchenipterus	Auchenipteridae	Siluriformes
22	Shintyogui	Aceitero	<i>Centromochlus spp.</i>	Centromochlus		
23	Togoso	Piro / Turushuqui	<i>Oxydoras niger</i>	Oxydoras	Doradidae	
24	Kuityokiti	Bagre	<i>Pimelodella spp.</i>	Pimelodella	Heptapteridae	
25	Tsegori	Bagre	<i>Rhamdia spp.</i>	Rhamdia		
26	Etari	Carachama	<i>Ancistrus spp.</i>	Ancistrus	Loricariidae	
			<i>Chaetostoma spp.</i>	Chaetostoma		
			<i>Hypostomus spp.</i>	Hypostomus		
27	Kempiti	Carachama grande	<i>Aphanotorolus spp.</i>	Aphanotorolus		
			<i>Hypostomus spp.</i>	Hypostomus		
28	Tsopiro	Metari / Shitari	<i>Crossoloricaria spp.</i>	Crossoloricaria		
			<i>Loricaria spp.</i>	Loricaria		
			<i>Sturisoma spp.</i>	Sturisoma		
29	Jabojabo	Inpokiro / Achara	<i>Aguarunichthys spp.</i>	Aguarunichthys	Pimelodidae	
30	Kapeshi	Achuni zúngaro / Zúngaro alianza	<i>Brachyplatystoma juruense</i>	Brachyplatystoma		
31	Manitishimate	Manitiocho / Tigre zúngaro	<i>Brachyplatystoma tigrinum</i>			
32	Mota	Pariantinato	<i>Calophysus macropterus</i>	Calophysus		
33	Kitepatsari	Toa	<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	Hemisorubim		
34	Korio	Manitiki / Cunchi / bagre	<i>Pimelodus blochii</i>	Pimelodus		
			<i>Pimelodus maculatus</i>			
			<i>Pimelodus pictus</i>			
35	Tsokoroshima	Bagre	<i>Pimelodus ornatus</i>			
36	Kayonaro	Doncella	<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	Pseudoplatystoma		
37	Sevitanchi	Shiripira	<i>Sorubim spp.</i>	Sorubim		
38	Charava	Achacubo	<i>Sorubimichthys planiceps</i>	Sorubimichthys		
39	Omani	Zúngaro	<i>Zungaro</i>	Zungaro		
40	Amatoro	Bagrecito	<i>Pseudopimelodus bufonius</i>	Pseudopimelodus	Pseudopimelodidae	

3.1.3 Ecología y conservación de los recursos pesqueros

Se definieron algunas características ecológicas (hábitat y distribución) y estatus de conservación de las 31 especies determinadas con nombre científico (Tabla 52).

El 58% de las especies determinadas habitan en las capas o zonas bentopelágicas (18 especies), el 29% en la zona demersal (9 especies), el 10% en la zona pelágica (3 especies) y el 3% en la zona bentónica (1 especie).

De acuerdo a los registros en FishBase.com, de las 31 especies determinadas, 3 especies sólo se distribuyen dentro de la macrocuenca del Amazonas: "Kapararo" *Tripurtheus angulatus*, "Kovana" *Megaleporinus trifasciatus*, "Manitishimate" *Brachyplatystoma tigrinum*. Asimismo, 27 especies se distribuyen en otras macrocuencas además del Amazonas: Orinoco, Paraná, Paraguay, Sao Francisco, Esequibo, Tocantins, Meta, Surinam y ríos de las Guayanas; y una especie se distribuye ampliamente desde Argentina hasta Costa Rica ("Tsenkori" *Hoplias malabaricus*). Por tanto, ninguna de las especies registradas como recursos utilizados por las comunidades es endémica del Bajo Urubamba.

Por otro lado, también según los registros de FishBase.com, de las 31 especies determinadas, 4 especies no registran eventos migratorios, mientras que 27 especies migran entre cuerpos de agua continental sin ingresar a aguas marinas o estuarios, es decir, son especies potamódromas. De las especies potamódromas, 3 realizan migraciones de larga distancia, 12 de mediana distancia y otras 12 de corta distancia (Tabla 52)

Tabla 52: Características ecológicas y de conservación de especies determinadas de recursos pesqueros

Nº	Recurso Hidrobiológico	Especie	Hábitat según la profundidad	Distribución por macrocuencas hidrográficas	Tipo de migración	Distancia de migración
1	"Amatoro"	<i>Pseudopimelodus bufonius</i>	Demersal	Amazonas y Orinoco	---	---
2	"Charava"	<i>Sorubimichthys planiceps</i>	Demersal	Amazonas y Orinoco	Potamódroma	Mediana
3	"Chomenta"	<i>Mylossoma albiscopum</i>	Bentopelágico	Amazonas y Orinoco	Potamódroma	Mediana
4	"Igotikiiro imposhitoni"	<i>Pseudotyloturus angusticeps</i>	Pelágico	Amazonas, Paraná y Paraguay	---	---
5	"Kapararo"	<i>Tripurtheus angulatus</i>	Pelágico	Amazonas	Potamódroma	Mediana
6	"Kapeshi"	<i>Brachyplatystoma juruense</i>	Demersal	Amazonas y Orinoco	Potamódroma	Larga
7	"Kayonaro"	<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	Demersal	Amazonas, Corantijn, Essequibo, Orinoco y Paraná.	Potamódroma	Larga
8	"Kitepatsari"	<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	Demersal	Amazonas, Maroni, Orinoco y Paraná.	Potamódroma	Mediana
9	"Komaro"	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	Bentopelágico	Amazonas y Orinoco	---	---
10	"Korio"	<i>Pimelodus blochii</i>	Bentopelágico	Amazonas, Corantijn, Essequibo y Orinoco	Potamódroma	Mediana
11	"Korio"	<i>Pimelodus maculatus</i>	Bentopelágico	Amazonas, Paraná y Sao Francisco	Potamódroma	Mediana
12	"Korio"	<i>Pimelodus pictus</i>	Bentopelágico	Amazonas y Orinoco	Potamódroma	Mediana

Nº	Recurso Hidrobiológico	Especie	Hábitat según la profundidad	Distribución por macrocuencas hidrográficas	Tipo de migración	Distancia de migración
13	"Kovana"	<i>Abramites hypselonotus</i>	Pelágico	Amazonas, Paraná y Paraguay	Potamódroma	Corta
14	"Kovana"	<i>Leporinus friderici</i>	Bentopelágico	Amazonas y Surinam	Potamódroma	Corta
15	"Kovana"	<i>Leporinus striatus</i>	Bentopelágico	Amazonas, Orissanga, Paraná y Paraguay	Potamódroma	Corta
16	"Kovana"	<i>Leporinus yophorus</i>	Bentopelágico	Amazonas, Orinoco y Meta	Potamódroma	Corta
17	"Kovana"	<i>Megaleporinus trifasciatus</i>	Bentopelágico	Amazonas	Potamódroma	Corta
18	"Kovana"	<i>Schizodon fasciatus</i>	Bentopelágico	Amazonas y Guyana Francesa	Potamódroma	Corta
19	"Koviri"	<i>Salminus hilarii</i>	Bentopelágico	Amazonas, Orinoco, Paraná, Sao Francisco y Tocantins	Potamódroma	Mediana
20	"Manitishimate"	<i>Brachyplatystoma tigrinum</i>	Demersal	Amazonas	Potamódroma	Larga
21	"Mota"	<i>Calophysus macropterus</i>	Demersal	Amazonas y Orinoco	Potamódroma	Mediana
22	"Omani"	<i>Zungaro zungaro</i>	Demersal	Amazonas y Orinoco	Potamódroma	Mediana
23	"Perero"	<i>Galeocharax gulo</i>	Bentopelágico	Amazonas y Sao Francisco	Potamódroma	Corta
24	"Sakenchari"	<i>Raphiodon vulpinus</i>	Pelágico	Amazonas, Orinoco y Paraná y Guayanas	Potamódroma	Mediana
25	"Sankovati"	<i>Astyanax bimaculatus</i>	Bentopelágico	Amazonas y Panamá	Potamódroma	Corta
26	"Sankovati"	<i>Astyanax maximus</i>	Bentopelágico	Amazonas y Orinoco	Potamódroma	Corta
27	"Shima"	<i>Prochilodus nigricans</i>	Bentopelágico	Amazonas y Tocantins	Potamódroma	Mediana
28	"Togoso"	<i>Oxydoras niger</i>	Demersal	Amazonas, Sao Francisco y Essequibo	Potamódroma	Corta
29	"Tsenkori"	<i>Hoplias malabaricus</i>	Bentopelágico	Ríos desde Argentina hasta Costa Rica	---	---
30	"Tsiroti"	<i>Leporellus vittatus</i>	Bentopelágico	Amazonas, Paraná, Paraguay y Sao Francisco	Potamódroma	Corta
31	"Tsokoroshima"	<i>Pimelodus ornatus</i>	Bentopelágico	Amazonas, Corantijin, Essequibo, Orinoco, Paraná y Guayanas	Potamódroma	Corta

Respecto a los estatus de conservación internacional, ninguna de las especies se encuentra en la lista de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN) ni por la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres (CITES). Sin embargo, de las 31 especies determinadas, sólo tres fueron evaluadas por IUCN (categoría LC – Preocupación menor), en tanto los 28 restantes figuraron como no evaluados por la IUCN.

A nivel nacional, de acuerdo al numeral 4.11 de la Resolución Ministerial N° 219-2001-PE (Reglamento de Ordenamiento Pesquero de la Amazonía Peruana), de las especies determinadas, 6 "no podrán ser extraídas ni comercializadas con fines ornamentales, los alevinos y juveniles provenientes del medio natural (..) ". Esas especies son *Sorubimichthys planiceps* ("charava"), *Brachyplatystoma juruense* ("kapeshi"), *Pseudoplatystoma fasciatum*

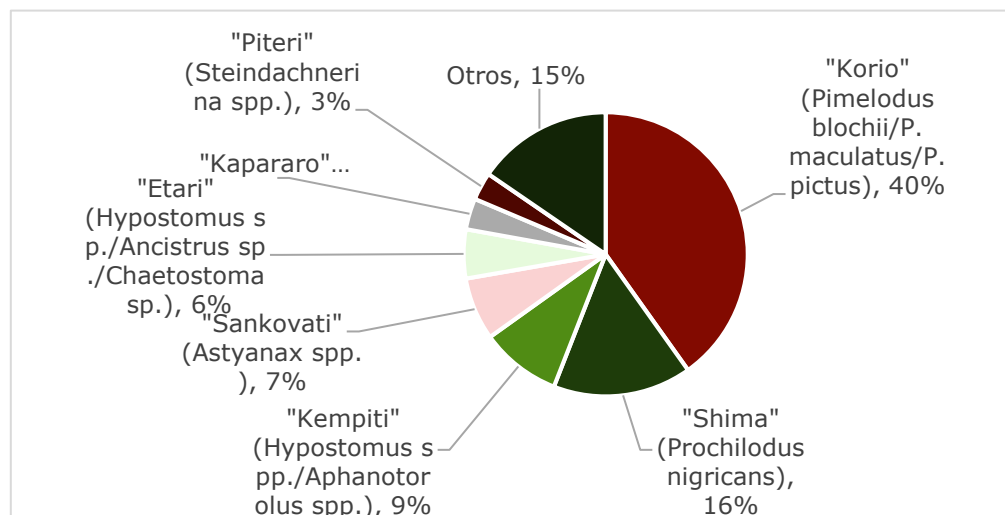
("kayonaro"), *Schizodon fasciatus* ("kovana"), *Prochilodus nigricans* ("shima") y *Hoplias malabaricus* ("tsenkori"). Asimismo, de acuerdo al numeral 4.3 de la misma norma, 2 especies deben cumplir tallas mínimas de captura, acopio, transporte y comercialización: 25 cm de longitud horquilla para *Prochilodus nigricans* ("shima") y 86 cm longitud horquilla para *Pseudoplatystoma fasciatum* ("kayonaro").

3.1.4 Abundancia de los recursos pesqueros

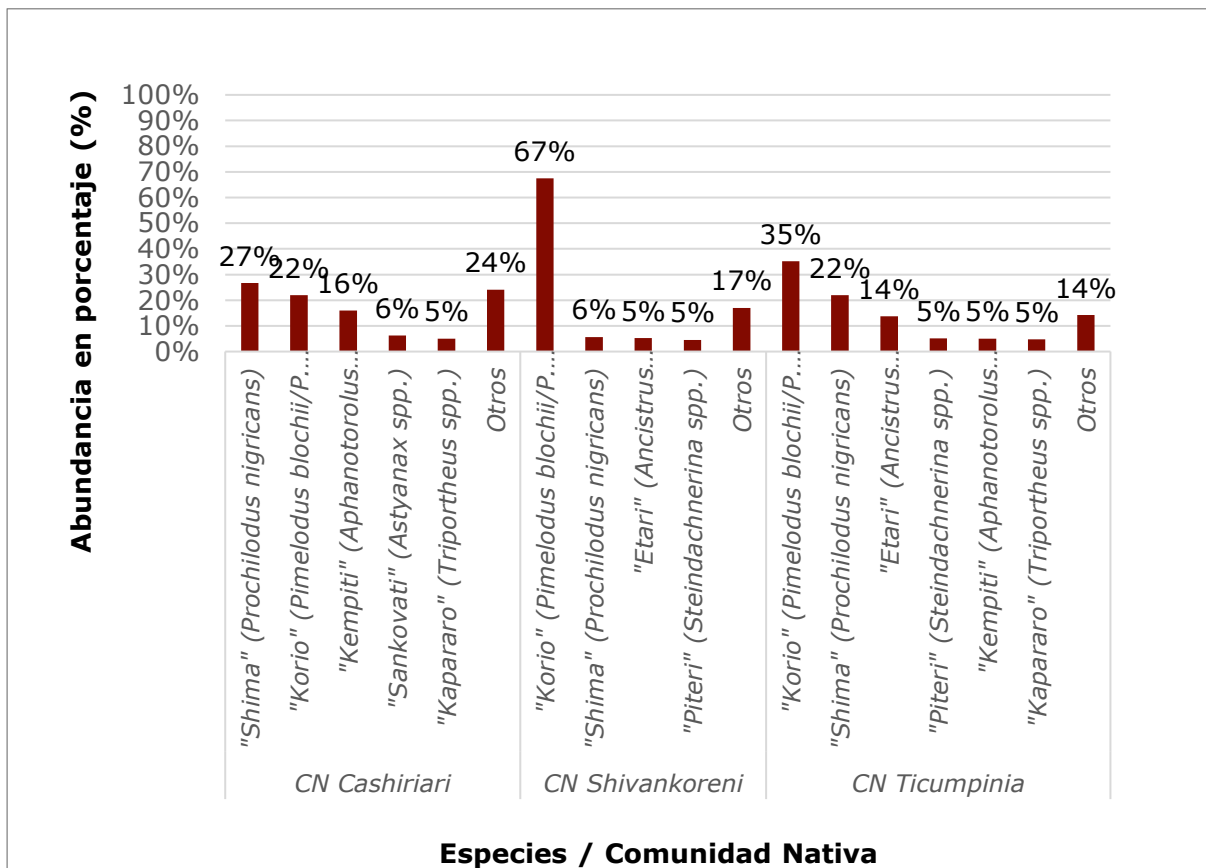
En el rango de 102 días de registro, las familias colaboradoras capturaron un total de 3898 especímenes de peces: 11% en Ticumpinia (443 individuos), 40% en Shivankoreni (1558 individuos) y 49% en Cashiriari (1896 individuos).

Las 2 especies capturadas más abundantes por las familias en las 3 comunidades fueron: "korio" (*Pimelodus blochii*/*P. maculatus*/*P. pictus*), que abarca el 40% del total de peces capturados, y "shima" (*Prochilodus nigricans*) que abarca el 16%. Otras especies abundantes fueron "kempiti" (*Hypostomus* spp. /*Aphanotorolus* spp.) con 9%, "sankovati" (*Astyanax* spp.) con 7%, "etari" (*Hypostomus* sp./*Ancistrus* sp./*Chaetostoma* sp.) con 6%, "kapararo" (*Triportheus* spp.) con 4% y "piteri" (*Steindachnerina* spp.) con 3%. Las otras especies tuvieron abundancias similares, con valores menores al 2% cada una (Figura 167).

Figura 167: Abundancia total de recursos (%).



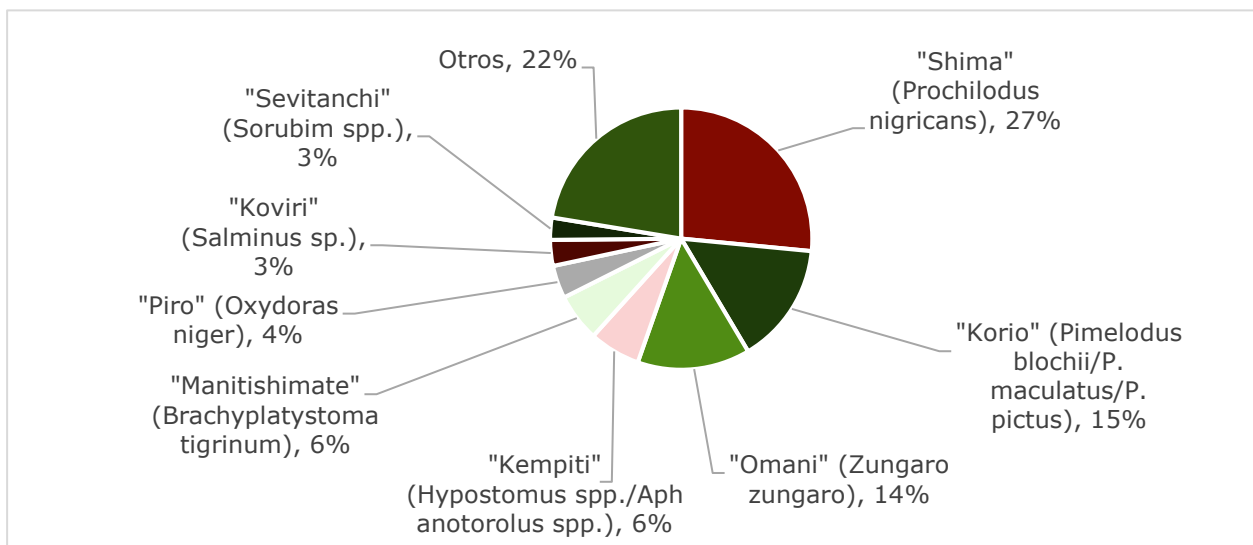
Mientras que a nivel de familias por comunidad los recursos en que se registraron mayor abundancia fueron "korio" (*Pimelodus blochii*/*P. maculatus*/*P. pictus*) y "shima" (*Prochilodus nigricans*) (Figura 168). La suma de las abundancias de ambos recursos representó el 49% del total registrado por las familias de la CN Cashiriari, el 73% en el caso de la CN Shivankoreni y el 57% en el caso de la CN Ticumpinia.

Figura 168: Abundancia de recursos (%) por comunidad

3.1.5 Biomasa de los recursos pesqueros

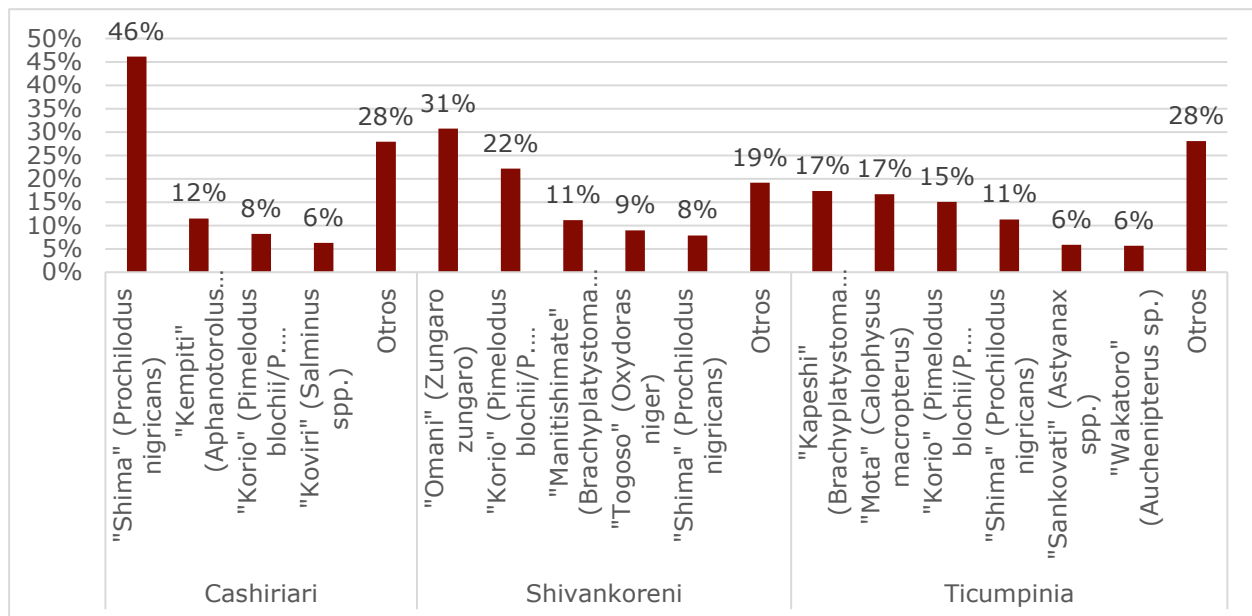
En un total de 102 días de registro, las familias colaboradoras capturaron un total de 624.074 kg de pescado. El 48% en la CN Cashiriari (296.431 kg), el 45% en la CN Shivankoreni (278.388 kg) y el 7% en la CN Ticumpinia (40.255 kg).

Los recursos de mayor biomasa en kilogramos fueron "shima" (*Prochilodus nigricans*) y "korio" (*Pimelodus blochii*/P. maculatus/P. pictus), ambos abarcaron el 27% y el 15% del total de biomasa extraída, respectivamente (Figura 169).

Figura 169: Biomasa total de recursos.

En cada una de las comunidades, los recursos en los que se registraron mayor biomasa fueron distintos (Figura 170). En la CN Cashiriari el 46% de la biomasa correspondió a "Shima" (*Prochilodus nigricans*), en la CN Shivankoreni el 31% correspondió a "Omani" (*Zungaro zungaro*), y en la CN Ticumpinia el 17% correspondió tanto a "kapeshi" (*Brachyplatystoma juruense*) como a "mota" (*Calophysus macropterus*). Estos tres últimos recursos son bagres de tallas grandes y medianas (140 cm⁹, 60¹⁰ cm y 40¹¹ cm, respectivamente), motivo por el cual, a pesar de su escasa abundancia, aportan en gran medida valor al parámetro biomasa extraída.

Figura 170: Biomasa de recursos por comunidad (%)



3.1.6 Tallas de los recursos pesqueros

Durante un acumulado de 102 días de registro, las familias colaboradoras registraron la talla de 2098 individuos capturados, lo cual representó el 54% del total de individuos capturados (3898).

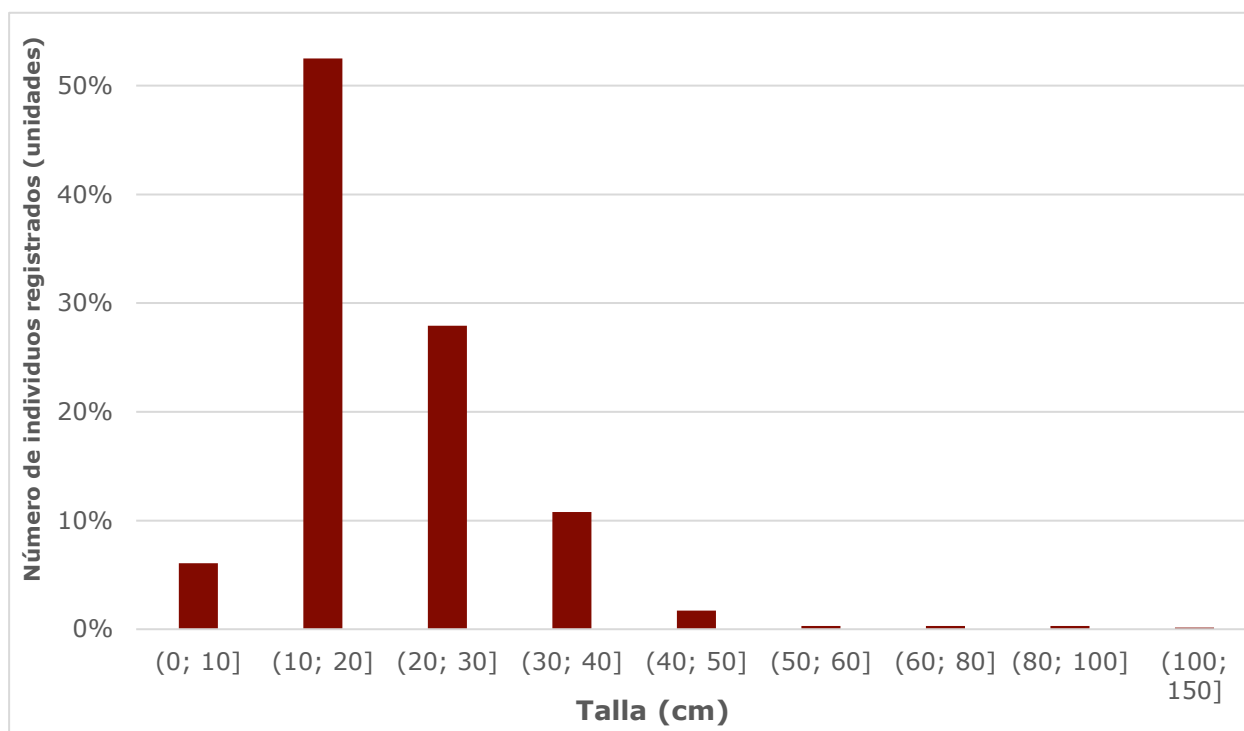
El rango de las tallas tuvo un valor mínimo de 4 cm llegando hasta un máximo de 150 cm, los cuales correspondieron a individuos de los recursos "sankovati" (*Astyanax spp.*) y "omani" (*Zungaro zungaro*), respectivamente.

En general, el grueso de la distribución de las tallas va desde los 10 cm hasta los 40 cm, lo cual comprende el 91.1% de todos los individuos registrados (Figura 171). El 52.4% de los peces tuvo tallas entre 10 y 20 cm y el 27.9% de 20 a 30 cm. Es importante señalar también que se tuvo registros de tallas superiores a los 50 cm; sin embargo, esos registros fueron atípicos (1.1%), y en todos los casos correspondieron a especies de gran tamaño que suelen capturarse muy esporádicamente.

⁹ Lundberg J.G., Littmann M.W. 2003. Pimelodidae (Long-whiskered catfishes). Pág. 432-446. En Reis R.E., Kullander S.O., Ferraris C.J. (eds.). Checklist of the Freshwater Fishes of South and Central America. Porto Alegre: EDIPUCRS, Brasil. Disponible en: <https://www.fishbase.se/summary/47756>. Consultado el: 02-oct-19

¹⁰ Ídem: Lundberg & Littmann, 2003.

¹¹ Axelrod H.R., Burgess W.E., Pronek N., Walls J.G., 1991. Dr. Axelrod's Atlas of freshwater aquarium fishes. Sexta edición. T.F.H. Publications, Neptune City, New Jersey. Disponible en: <https://www.fishbase.se/summary/Calophysus-macropterus.html>. Consultado el: 02-oct-19

Figura 171: Tallas del total de recursos pesqueros registrados en el 2018

El rango de tallas para cada recurso pesquero fue muy diverso; principalmente en aquellas especies que fueron las más abundantes (Tabla 53). En general, la mayoría de especies tuvieron tallas ligeramente menores a citadas en la literatura científica. Sin embargo, algunos (*Leporellus vittatus*) tuvieron tallas por encima de lo mencionado como máximo en la literatura científica.

Tabla 53: Rangos de tallas por especies registradas durante la evaluación del año 2018

Recurso Pesquero		Talla máxima (cm) según literatura científica	Tallas registradas en el 2018			
			Promedio (cm)	Desviación estándar (cm)	Mínimo valor (cm)	Máximo valor (cm)
"Amatoro"	<i>Pseudopimelodus bufonius</i>	24.50 (L. Estándar)	12.50	2.50	10.00	15.00
"Charava"	<i>Sorubimichthys planiceps</i>	150.00 (L. Estándar)	91.33	2.87	88.00	95.00
"Chomenta"	<i>Mylossoma albiscopum</i>	25.00 (L. Estándar)	16.41	4.73	11.00	34.00
"Etari"	<i>Ancistrus spp./ Chaetostoma spp./ Hypostomus spp.</i>	-----	14.07	5.71	4.00	30.00
"Igotikiiro imposhitoni"	<i>Pseudotylorus angusticeps</i>	29.80 (L. Estándar)	23.00	0.00	23.00	23.00
"Jabo-jabo"	<i>Aguarunichthys spp.</i>	-----	53.80	13.75	34.00	68.00
"Kapararo"	<i>Triportheus angulatus</i>	23.80 (L. Estándar)	17.49	2.82	11.00	26.00
	<i>Triportheus spp.</i>	-----				
"Kapeshi"	<i>Brachyplatystoma juruense</i>	60.00 (L. Total)	69.33	8.22	60.00	80.00
"Kariapashima"	<i>Potamorhina sp.</i>	-----	25.67	4.50	20.00	31.00
"Kayonaro"	<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i>	105.00 (L. Estándar)	88.00	0.00	88.00	88.00
"Kempiti"	<i>Aphanotorolus spp./ Hypostomus spp.</i>	-----	21.38	6.31	7.00	47.00

Recurso Pesquero		Talla máxima (cm) según literatura científica	Tallas registradas en el 2018			
			Promedio (cm)	Desviación estándar (cm)	Mínimo valor (cm)	Máximo valor (cm)
"Kipagori"	<i>Parodon sp.</i>	-----	15.17	1.77	10.00	18.00
"Kitepatsari"	<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	61.00 (L. Total)	34.12	7.01	19.00	46.00
"Komaro"	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	41.50 (L. Estándar)	17.50	4.50	13.00	22.00
"Korio"	<i>Pimelodus blochii</i>	35.00 (L. Total)	16.65	4.21	5.00	36.00
	<i>Pimelodus maculatus</i>	51.00 (L. Total)				
	<i>Pimelodus pictus</i>	11.00 (L. Total)				
"Kovana"	<i>Abramites hypselonotus</i>	14.00 (L. Total)	23.57	5.38	13.00	34.00
	<i>Abramites spp.</i>	-----				
	<i>Leporinus friderici</i>	40.00 (L. Estándar)				
	<i>Leporinus striatus</i>	40.00 (L. Estándar)				
	<i>Leporinus spp.</i>	-----				
	<i>Megaleporinus trifasciatus</i>	23.80 (L. Estándar)				
	<i>Schizodon fasciatus</i>	40.00 (L. Total)				
"Koviri"	<i>Salminus hilarii</i>	50.00 (L. Estándar)	41.24	10.50	25.00	65.00
"Kuityokiti"	<i>Pimelodella sp.</i>	-----	13.67	2.05	10.00	16.00
"Mamori"	<i>Brycon spp.</i>	-----	44.33	6.50	35.00	56.00
"Manitishimate"	<i>Brachyplatystoma tigrinum</i>	60.00 (L. Total)	104.00	11.00	93.00	115.00
"Mota"	<i>Calophysus macropterus</i>	40.00 (L. Total)	30.88	5.53	21.00	42.00
"Omani"	<i>Zungaro</i>	140.00 (L. Estándar)	140.00	8.16	130.00	150.00
"Pankari"	<i>Crenicichla spp.</i>	-----	15.85	5.07	9.00	27.00
"Perero"	<i>Galeocharax gulo</i>	22.00 (L. Estándar)	21.00	4.58	10.00	30.00
	<i>Galeocharax spp./ Charax spp./ Roeboides sp.</i>	-----				
"Piteri"	<i>Steindachnerina spp.</i>	-----	15.07	2.40	9.00	19.00
"Poshori"	<i>Pachypops sp.</i>	-----	21.29	4.01	12.00	32.00
"Sakenchari"	<i>Raphiodon vulpinus</i>	80 (L. Estándar)	33.31	4.91	24.00	42.00
"Sankovati"	<i>Astyanax bimaculatus</i>	17.50 (L. Total)	13.37	4.07	4.00	30.00
	<i>Astyanax maximus</i>	25.00 (L. Total)				
	<i>Astyanax spp.</i>	-----				
"Sevitanchi"	<i>Sorubim spp.</i>	-----	30.51	5.29	13.00	40.00
"Shima"	<i>Prochilodus nigricans</i>	45.00 (L. Total)	29.19	6.05	11.00	48.00
"Shintyogui"	<i>Centromochlus sp.</i>	-----	4.00	0.00	4.00	4.00
"Shivaegi"	<i>Characidae spp.</i>	-----	11.15	1.90	8.00	15.00
"Togoso"	<i>Oxydoras niger</i>	100.00 (L. Estándar)	118.00	0.00	118.00	118.00
"Tsegori"	<i>Rhamdia sp.</i>	-----	22.00	0.00	22.00	22.00
"Tsenkori"	<i>Hoplias malabaricus</i>	65.00 (L. Total)	23.00	7.52	11.00	38.00
"Tseviro"	<i>Apteronotus sp./ Sternarchorhynchus sp./ Sternopygus sp.</i>	-----	29.43	7.29	15.00	37.00
"Tsiroti"	<i>Leporellus vittatus</i>	30.00 (L. Estándar)	24.75	5.13	18.00	35.00
"Tsokoroshima"	<i>Pimelodus ornatus</i>	38.50 (L. Estándar)	39.73	8.04	24.00	48.00
"Tsopiro"	<i>Loricaria sp./ Crossoloricaria sp./ Sturisoma sp.</i>	-----	21.42	7.12	10.00	42.00
"Wakatoro"	<i>Auchenipterus sp.</i>	-----	19.60	3.35	12.00	25.00

Los registros de talla para los dos recursos pesqueros con mayor abundancia y biomasa ("korio" y "shima") permitieron determinar, que los promedios de las tallas son diferentes entre las 3 principales cuencas hidrográficas: Urubamba, Camisea y Cashiriari.

Para "korio" (*Pimelodus blochii*/*P. maculatus*/*P. pictus*) (Tabla 54), la talla promedio registrada en la cuenca del río Cashiriari fue mayor respecto a las otras cuencas (18.50 cm). En la cuenca media del río Camisea, donde se ubica la CN Cashiriari, la talla promedio fue mayor (17.75 cm) respecto a la cuenca baja, donde se encuentra la CN Shivankoreni (16.44 cm). En tanto, la talla promedio correspondiente a la cuenca del río Urubamba fue la menor de todas (14.35 cm).

Tabla 54: Talla promedio de korio (*Pimelodus blochii*/*P. maculatus*/*P. pictus*) por cuenca hidrográfica

Cuenca Hidrográfica	Comunidad Nativa	Talla Promedio (cm)	Desviación Estándar	Talla mínima (cm)	Talla máxima (cm)	Abundancia (%)
Río Cashiriari	Cashiriari	18.50	4.25	10.00	33.00	16.21%
Río Camisea	Cashiriari	17.75	2.52	11.00	22.00	10.90%
	Shivankoreni	16.44	4.33	5.00	36.00	60.76%
Río Urubamba	Ticumpinia	14.35	3.40	8.00	27.00	12.13%

Para "shima" (*Prochilodus nigricans*) (Tabla 55), el promedio de las tallas fue semejante a "korio". En la cuenca del río Cashiriari se registró una talla promedio de 30.52 cm; luego, en el sector medio de la cuenca del río Camisea (CN Cashiriari) la talla promedio fue de 28.27 y en el sector bajo (CN Shivankoreni) fue de 27.59 cm. En la cuenca del río Urubamba las tallas promedio fueron mayores en el sector de la CN Ticumpinia (26.9 cm) respecto al el sector de la CN Shivankoreni (21 cm), aunque debe señalarse que sólo se tiene el registro de un individuo.

Tabla 55: Talla promedio de shima (*Prochilodus nigricans*), por cuenca hidrográfica

Cuenca Hidrográfica	Comunidad Nativa	Talla Promedio (cm)	Desviación Estándar	Talla mínima (cm)	Talla máxima (cm)	Abundancia (%)
Río Cashiriari	Cashiriari	30.52	6.22	18.00	48.00	51.94%
Río Camisea	Cashiriari	28.27	4.49	19.00	43.00	19.70%
	Shivankoreni	27.59	5.66	11.00	40.00	22.09%
Río Urubamba	Ticumpinia	26.90	7.87	15.00	45.00	5.97%
	Shivankoreni	21.00	-	21.00	21.00	0.30%

3.2 CARACTERÍSTICAS DE LA ACTIVIDAD PESQUERA

3.2.1 Pescadores

3.2.1.1 Número de miembros de la familia pescadores

En los 104 días de registro, en total participaron 25 personas en las actividades de pesca. Al interior de cada familia colaboradora, el número de personas que realizó actividades de pesca fue distinto (Tabla 56). En las tres comunidades hubo familias en las que únicamente un miembro de la familia realizó faenas de pesca: en el caso de la CN Cashiriari y en la CN Shivankoreni sólo ocurrió esto en 1 familia (C-3 y Sh-1), mientras que en la CN Ticumpinia ocurrió con 3 familias (T-1, T-2 y T-3). La mayor participación de los miembros se dio en la CN Cashiriari, dónde participaron hasta 5 miembros de la familia C-1.

3.2.1.2 Sexo de los pescadores

Del total de 12 familias colaboradoras, se registró la participación de al menos un pescador de sexo femenino en 5 familias (Tabla 56). En 4 familias sólo participó 1 pescador de sexo femenino por familia (Sh-2, Sh-3, Sh-4 y T-4). Sólo en la CN Cashiriari (familia C-1) se registró la participación de 3 pescadores de sexo femenino: 2 hijas del jefe de familia y una nieta del jefe de familia.

Tabla 56: Composición por género en las familias colaboradoras

Comunidad Nativa	Familia Colaboradora	Pescadores de Sexo Masculino	Pescadores de Sexo Femenino	Total
Cashiriari	C-1	2	3	5
	C-2	2		2
	C-3	1		1
	C-4	2		2
Total		7	3	10
Shivankoreni	Sh-3	2	1	3
	Sh-1	1		1
	Sh-2	2	1	3
	Sh-4	2	1	3
Total		7	3	10
Ticumpinia	T-1	1		1
	T-2	1		1
	T-3	1		1
	T-4	1	1	2
Total		4	1	5

3.2.1.3 Participación de los pescadores

En las familias donde se registró la participación de más de un miembro como pescador, la frecuencia de las faenas de pesca no fue homogénea (Tabla 57).

Fueron 3 las familias donde participaron 2 miembros: C-2, C-4 y T-4. Entre ellas, resaltaron las familias C-4 y C-2 de la CN Cashiriari, ya que se observó una gran diferencia entre el número de veces que participó un miembro frente a otro. En estos dos casos el pescador de mayor edad (adulto) tuvo una mayor participación que el pescador de menor edad (adolescentes) (96.15% versus 3.85% y 88.64% versus 11.36%, respectivamente). Sólo en la familia T-4 la participación de ambos pescadores fue igual (19 veces versus 19 veces); en este caso ambos eran adultos.

Fueron 3 familias donde participaron 3 miembros, todas ellas de la CN Shivankoreni: Sh-2, Sh-3 y Sh-4. En ellas, uno de los miembros siempre realizó más faenas frente a los otros. En la familia Sh-3 el adulto faenó un 69.09% de las veces frente a un 27.27% y 3.64% de otros miembros; algo semejante se observó en las familias Sh-4 y Sh-2, donde los adultos pescaron el 90.20% y 61.11% de la pesca, respectivamente, frente a los otros miembros de menor edad (adolescentes).

Tabla 57: Porcentaje de participación de los pescadores de las familias colaboradoras

Comunidad	Familia	Pescador	Porcentaje por comunidad
Cashiriari	C-4	A	14.79%
		B	0.59%
	C-2	C	23.08%

Comunidad	Familia	Pescador	Porcentaje por comunidad
	C-3	D	2.96%
		E	23.67%
	C-1	F	20.71%
		G	7.10%
		H	5.33%
		I	1.18%
		J	0.59%
Shivankoreni	Sh-3	K	23.75%
		L	9.38%
		M	1.25%
	Sh-4	N	28.75%
		O	1.88%
		P	1.25%
	Sh-1	Q	22.50%
	Sh-2	R	6.88%
		S	3.75%
T		0.63%	
Ticumpinia	T-3	U	10.00%
	T-1	V	34.29%
	T-2	W	1.43%
	T-4	X	27.14%
		Y	27.14%

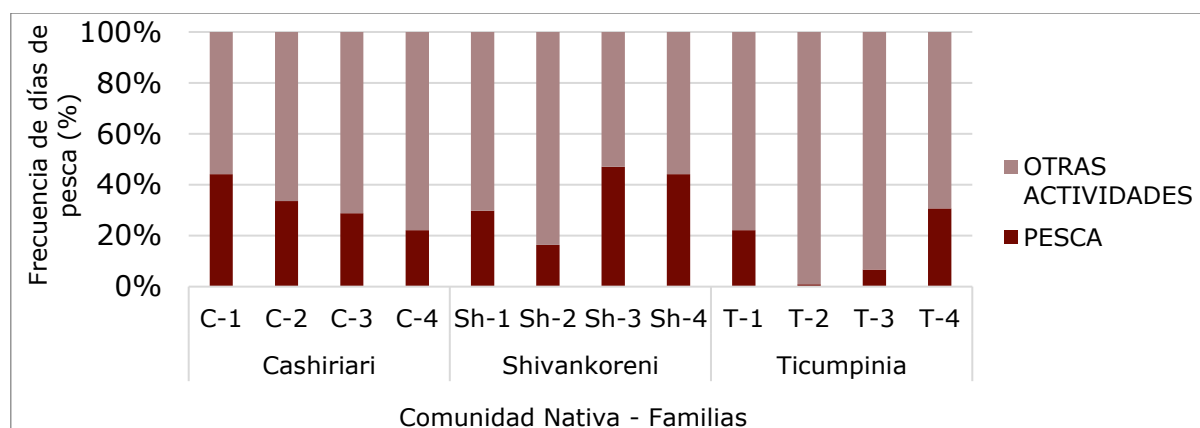
3.2.2 Tiempo de pesca

3.2.2.1 Frecuencia de días de faenas de pesca

En un rango de 104 días, las 12 familias colaboradoras dedicaron en promedio el 27.24% de los días a actividades de pesca ($\sigma = 13.90\%$) (Figura 172).

Las familias colaboradoras que dedicaron en promedio mayor parte de sus días a las actividades de pesca fueron de las CCNN Shivankoreni (34.38%, $\sigma = 6.05\%$) y Cashiriari (32.21%, $\sigma = 2.60\%$), a diferencia de las familias de la CN Ticumpinia, donde el promedio estuvo muy por debajo (15.14%, $\sigma = 5.65\%$). En esta última comunidad, donde la familia T-3 tuvo una frecuencia atípica de registros por motivos de salud, después de omitirse el registro de esa familia, el promedio de la frecuencia de días de pesca para la comunidad resultó 17.95% ($\sigma = 4.7\%$), lo cual no difiere mucho si se contabilizase los registros de esa familia.

Figura 172: Días dedicados a la actividad pesquera por familia durante la etapa de evaluación.



3.2.2.2 Duración de faenas de pesca

Debido a que las familias realizaron sus actividades de pesca utilizando diferentes artes de pesca en una misma faena, para el cálculo de la duración de la pesca se ha considerado el tiempo total usado por familia independientemente del arte de pesca usado; asimismo, también se contabilizaron las horas independientemente de si hubo o no captura de peces.

El tiempo promedio de las faenas de pesca en las familias de la CN Cashiriari fue 5.43 horas, seguido de Shivankoreni (3.19 horas) y Ticumpinia (0.85 horas). El máximo tiempo promedio empleado fue 14 horas (familia C-2) y el mínimo 0.10 horas (familia T-4) (Tabla 58).

Asimismo, la duración promedio de cada faena varió ampliamente entre las familias dentro de cada comunidad. En Ticumpinia la desviación estándar fue mínima ($\sigma = 0.66$), en tanto ese valor de la variación de las horas de pesca promedio fue mayor para Shivankoreni ($\sigma = 3.12$) y para Cashiriari (4.80).

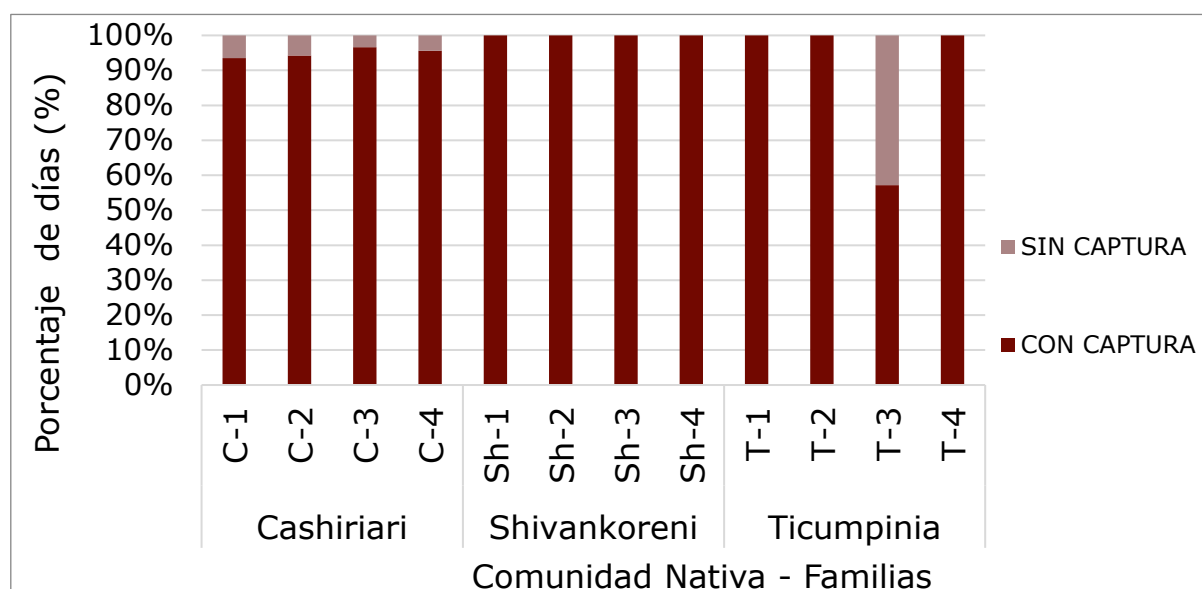
Tabla 58: Tiempo promedio de duración de la faena de pesca en horas (h)

Comunidad	Familia	Promedio de duración de faena (horas)	Desviación de duración de faena (horas)	Mínimo valor de duración de faena (horas)	Máximo valor de duración de faena (horas)
Cashiriari	C-1	6.59	4.93	0.25	12.00
	C-2	7.91	5.45	0.50	14.00
	C-3	2.63	1.97	1.00	13.00
	C-4	2.39	1.13	1.00	5.00
Total Cashiriari		5.43	4.80	0.25	14.00
Shivankoreni	Sh-1	4.07	3.61	0.50	12.00
	Sh-2	2.81	2.32	1.00	12.00
	Sh-3	3.55	2.97	1.00	12.00
	Sh-4	2.32	2.90	0.30	12.00
Total Shivankoreni		3.19	3.12	0.30	12.00
Ticumpinia	T-1	0.76	0.65	0.25	3.00
	T-2	3.00	0.00	3.00	3.00
	T-3	1.63	1.12	0.25	3.00
	T-4	0.73	0.33	0.10	1.50
Total Ticumpinia		0.85	0.66	0.10	3.00

3.2.2.3 Éxito de las faenas de pesca

La efectividad de pesca, es decir, el éxito de captura por faena de pesca promedio fue del 94.77% ($\sigma=11.60\%$) (Figura 173). La mínima efectividad se registró en la familia T-3 (57.10%), cuyo pescador principal presentó problemas de salud. La máxima efectividad la tuvieron las familias de la CCNN Shivankoreni (100%) y las familias de la CCNN de Cashiriari fue de 96.7% (29 días de captura versus 1 día sin captura), la cual fue registrada por la familia C-3.

Omitiendo los registros de la familia T-3 (pescador principal con problemas de salud), el promedio de efectividad se estimó en un 98.19% ($\sigma=2.51\%$).

Figura 173: Proporción de faenas con captura y sin captura para las tres comunidades nativas

3.2.3 Artes de pesca

3.2.3.1 Variedad de aparejos

Se registraron el uso de 5 tipos de aparejos: anzuelo, barbasco, huasapa, tarrafa y triki (Figura 174). A diferencia del 2017, en el presente año no se registraron los usos de flecha, shiriti (red de pesca sujeta a un marco circular) y pesca a mano en las familias colaboradoras.

- Anzuelo: Es de metal acerado en forma de "u", cuyo extremo afilado se usa para sujetar una carnada, la cual es ingerida por un animal acuático, especialmente peces.
- Barbasco: Es el producto machacado, elaborado a base de las raíces de algunas plantas leguminosas principalmente del género *Lonchocarpus* que producen un metabolito secundario llamado rotenona. El machacado se diluye en el cuerpo de agua provocando dificultad respiratoria a los peces, haciéndolos más fácil de capturar.
- Huasapa o trinche: Es un instrumento con forma de tridente que se utiliza para capturar a la distancia y suele utilizarse para capturar animales de medianas y grandes dimensiones.
- Tarrafa: También denominado atarraya, es una red de pesca de forma circular y que posee lastres de plomo en sus bordes, las cuales permiten que, al ser lanzada la red, se sumerja con velocidad para la captura de peces. Esta usualmente es lanzada por una sola persona adiestrada o con ayuda de otra sobre puntos estratégicos sobre el agua. A diferencia del triki, esta es introducida y sacada rápidamente del agua para evitar la fuga de los peces encerrados.
- Triki: Es una red de pesca rectangular de grandes dimensiones. Puede ser utilizada como trampa vertical de espera, o como arrastre cuando es remolcada por una canoa o por un grupo de personas en las orillas.

Figura 174: Artes de pesca registrados en el 2018

3.2.3.2 Frecuencia de uso de aparejos

Respecto a la frecuencia de uso de las artes de pesca (diferente al tiempo de uso del arte de pesca), no existió homogeneidad en el uso de los aparejos entre las familias de las comunidades (Figura 175).

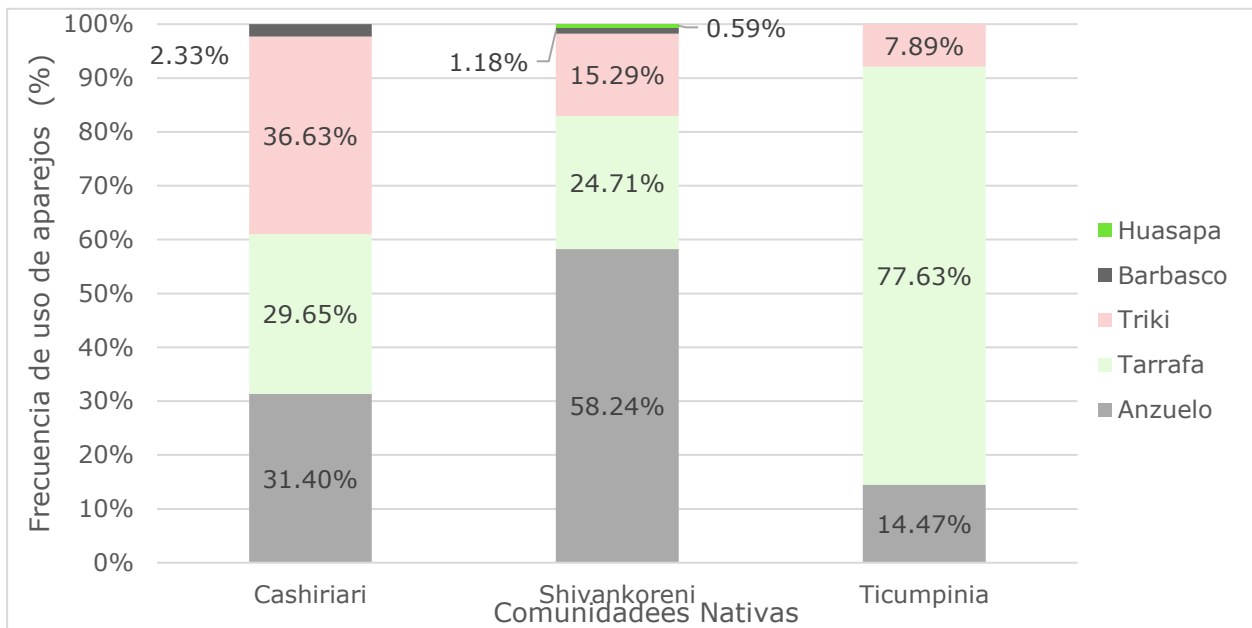
No todas las artes de pesca fueron registradas en las tres comunidades. En todas se utilizaron; anzuelo, tarrafa y triki. Sin embargo, en las CCNN de Cashiriari y Shivankoreni se registró, además, el uso de barbasco. Asimismo, sólo en la CN Shivankoreni se registró el uso de huasapa.

Se puede decir que las familias de cada comunidad tuvieron un arte de pesca preferido o de mayor uso, considerando la frecuencia de uso.

En promedio, la tarrafa fue el arte con mayor frecuencia de uso (44.00%, $\sigma = 5.70\%$), la cual tuvo mayor importancia dentro de la CN Ticumpinia (77.63%), pero mucho menor en las CCNN Cashiriari (29.65%) y Shivankoreni (24.71%). Por el contrario, el anzuelo, cuya frecuencia promedio fue de 34.70% ($\sigma = 3.25\%$), tuvo mayor relevancia en la CN Shivankoreni (58.24%) y Cashiriari (31.40%). Así como también, el triki tuvo un menor valor promedio de uso (19.94%, $\sigma = 1.48\%$), pero fue más utilizado en la CN Cashiriari (36.63%)

Se observó que el triki es más utilizado en la CN Cashiriari, en la sección donde el río Cashiriari tiene menor ancho y menor caudal; en tanto es menos usada en la CN Ticumpinia, donde el río Urubamba tiene mayor tamaño de cuenca y caudal de agua.

Figura 175: Uso de aparejo de pesca por comunidad

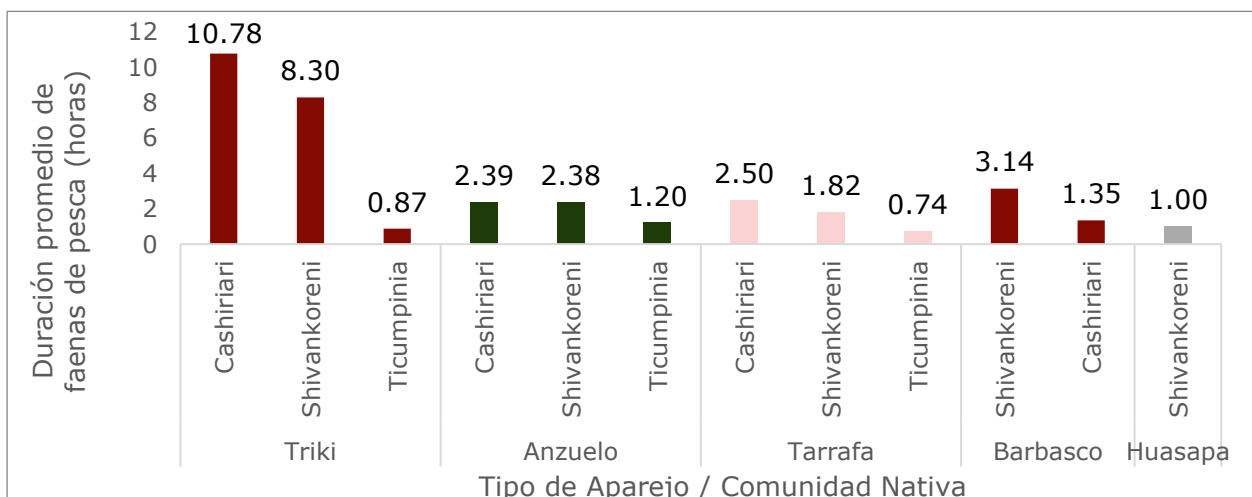


3.2.3.3 Tiempo de uso de aparejos

Cada tipo de aparejo se utiliza con diferentes tiempos de esfuerzo. El triki fue utilizado en promedio durante 10 horas ($\sigma = 4.09$ horas), seguido de anzuelo por 2.32 horas en promedio ($\sigma = 1.07$ horas) y tarrafa por 1.88 horas en promedio ($\sigma = 1.06$ horas). El barbasco, que no fue registrado en la CN Ticumpinia, fue usado durante 2.34 horas en promedio ($\sigma = 1.29$ horas). En tanto, la huasapa o trinche, únicamente fue utilizada en la CN Shivankoreni en un único día por un miembro de la familia Sh-4, fue utilizada durante 1 hora.

El tiempo de uso de un mismo tipo de aparejo tampoco fue homogéneo entre las comunidades (Figura 176). Para el uso de triki, las familias colaboradoras invirtieron más horas en las CCNN Cashiriari (10.78 horas, $\sigma = 3.44$ horas) y Shivankoreni (8.30 horas, $\sigma = 4.54$ horas); sin embargo, en la CN Ticumpinia utilizó en promedio 1.20 horas ($\sigma = 0.61$). Al usar anzuelo y tarrafa, el tiempo de uso entre cada comunidad fue más homogéneo, ya que sus desviaciones estándar fueron las más bajas ($\sigma = 1.07$ horas y $\sigma = 1.06$, respectivamente). El uso de barbasco varió de 3.14 horas en promedio en Shivankoreni (1.19 horas) y 1.35 horas en promedio Cashiriari ($\sigma = 0.48$ horas).

Figura 176: Duración promedio de las faenas de pesca según los tipos de aparejos para cada comunidad

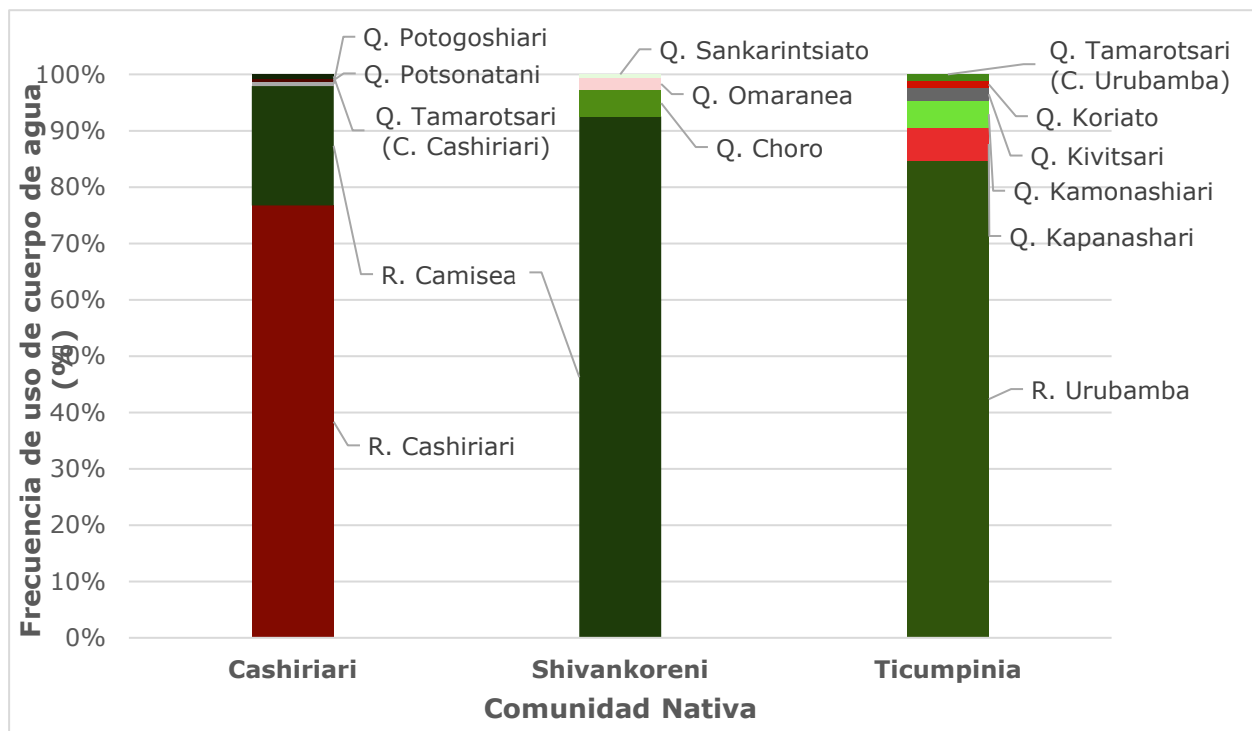


3.2.4 Cuerpos de agua

Las familias faenaron en un total de 14 cuerpos de agua (3 ríos y 11 quebradas) (Anexo 6: Mapas de cuerpos de agua registrados en las faenas del 2018). En las CN Shivankoreni y Cashiriari se hicieron uso del río Camisea en diferentes sectores de la cuenca hidrográfica. Las familias colaboradoras de la CN Ticumpinia utilizan 6 cuerpos de agua, las de Cashiriari utilizaron 5 y las de Shivankoreni 4.

Los ríos fueron los cuerpos de agua en donde se realizaron la mayor cantidad de faenas de pesca (351 ocasiones), seguido de las quebradas (27 ocasiones). Consecuentemente, en cada comunidad las familias hicieron mayor uso de los ríos: en la CN Cashiriari fueron los ríos Cashiriari (76.71%) y el Camisea (21.23%); para la CN Shivankoreni fue el río Camisea (92.52%) y para la CN Ticumpinia fue el río Urubamba (84.71%) (Figura 177).

Figura 177: Uso de las cuerpos de agua por frecuencia de faenas



3.2.5 Transporte para la pesca

3.2.5.1 Medios de transporte

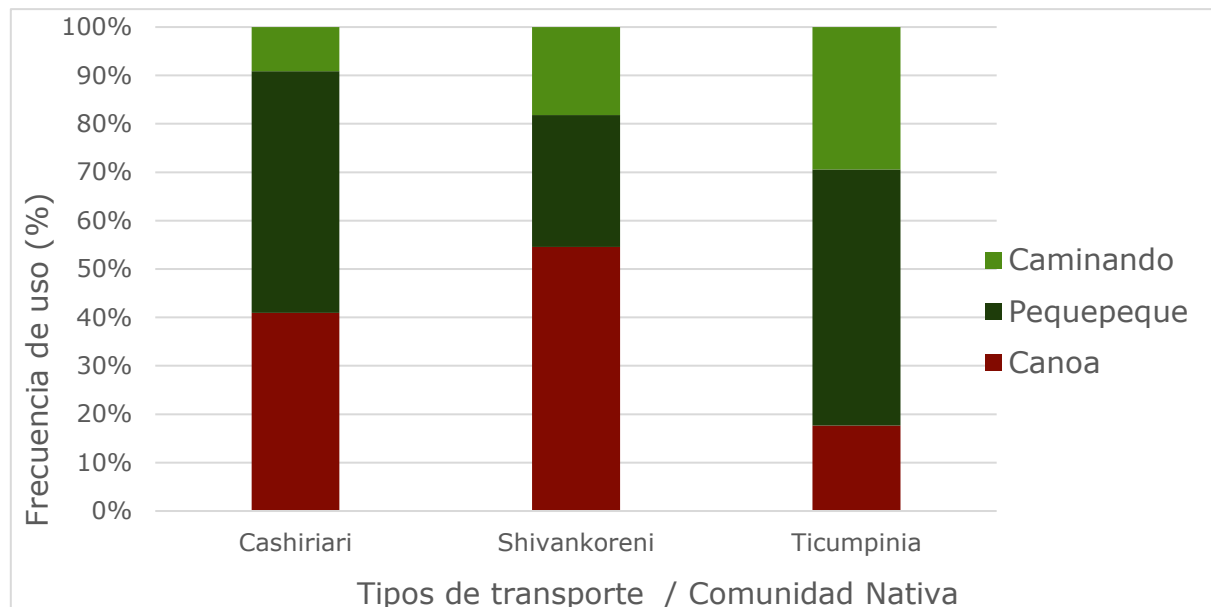
El transporte hacia los cuerpos de agua se realizó básicamente de tres formas: a pie, en canoa y "pequepeque". La canoa es una embarcación hecha de un bloque de madera tallada y es propulsada a través de remos; en tanto, el pequepeque es una embarcación hecha generalmente de tablas de madera ensambladas con clavos y brea, su propulsión es generada por un pequeño motor gasolinero (que suele ser denominado peque peque) y se caracteriza por tener un largo y maniobrable eje de hélice, lo cual permite sortear obstáculos rápidamente en aguas poco profundas.

3.2.5.2 Frecuencia de uso de los medios de pesca

En las ocasiones cuando las familias realizaron actividades de pesca, el tipo de transporte mayormente usado fue el pequepeque (49% en CN Cashiriari y 52% en CN Ticumpinia) o en canoa (55% en CN Shivankoreni). El desplazamiento a pie ocurrió en un 30% y se dio en la CN Ticumpinia ().

Figura 178).

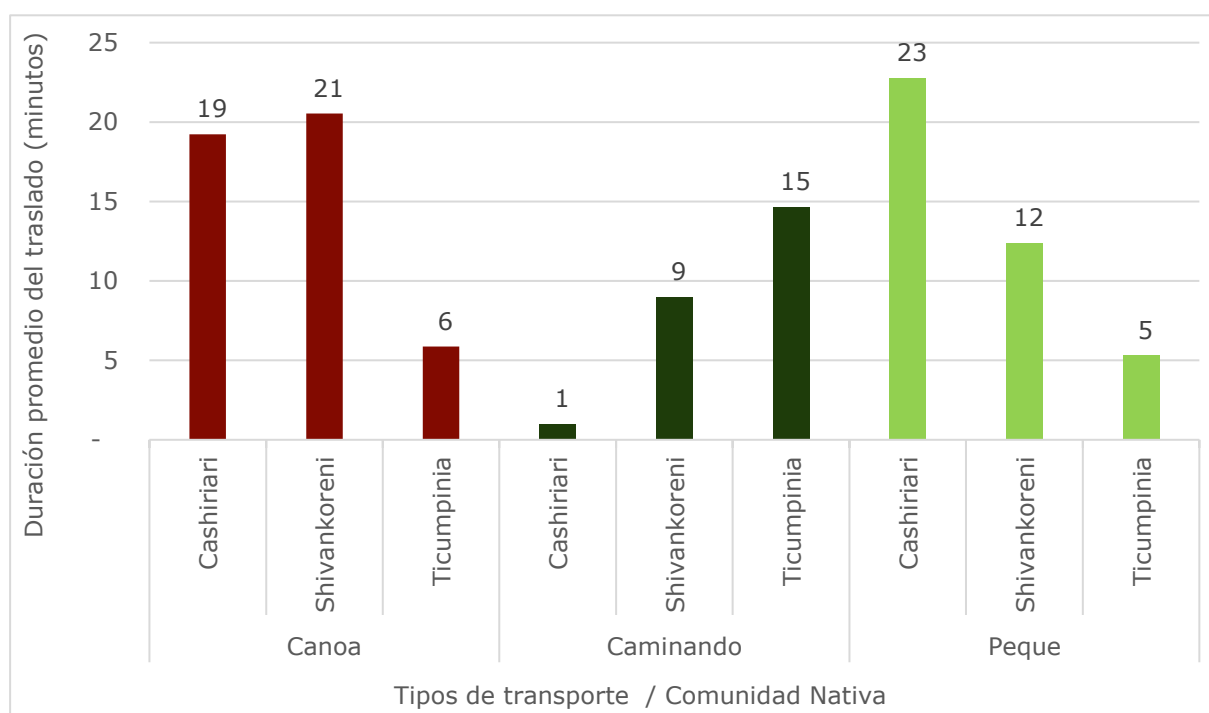
Figura 178: Frecuencia de uso de los tipos de transporte registrados en el 2018



3.2.5.3 Tiempo utilizado en el desplazamiento a los cuerpos de agua

La duración promedio del traslado desde las viviendas de las familias colaboradoras hasta los cuerpos de agua (traslado unidireccional) fue menor a 1 hora (Figura 179). El máximo tiempo de duración se registró en la CN Cashiriari (1.2 horas), la cual se debió al traslado en pequepeque principalmente hacia la Q. Kainkaiato. El menor tiempo de duración se registró también en la CN Cashiriari (1 minuto), debido a que el cuerpo de agua se ubica junto a los límites de la casa de la familia colaboradora y requiere sólo traslado a pie.

Figura 179: Tiempo promedio (minutos) por medio de transporte utilizado para acceder a zonas de pesca. en el 2018



3.3 PRODUCTIVIDAD DE LA ACTIVIDAD PESQUERA

3.3.1 Biomasa extraída por faena

3.3.1.1 Biomasa promedio por faena

Debido a que, durante un día, una familia colaboradora pudo ejecutar más de una actividad de pesca (se pudo registrar hasta 2 faenas al día) y porque se realizaron en diferentes cuerpos de agua, se consideró cada una de estas actividades como una faena.

Considerando los días de pesca con captura por cada faena, las familias colaboradoras pudieron extraer en promedio 1.78 kg de pescado; en ese sentido, la variación de la biomasa extraída por faena fue muy amplia ($\sigma = 4.09$ kg), con un mínimo posible equivalente a 26 gramos y un máximo de 42.58 kilogramos (Tabla 59). La variación tan amplia de los promedios se relaciona principalmente a la duración de las faenas de pesca (Figura 180).

En la CN Cashiriari la biomasa promedio para cada familia tuvo valores con un rango entre 1.74 y 2.69 kg ($\sigma = 2.501$ kg); esta biomasa fue extraída en faenas cuya duración promedio varió entre 2.3 y 7.9 horas ($\sigma = 4.8$ horas).

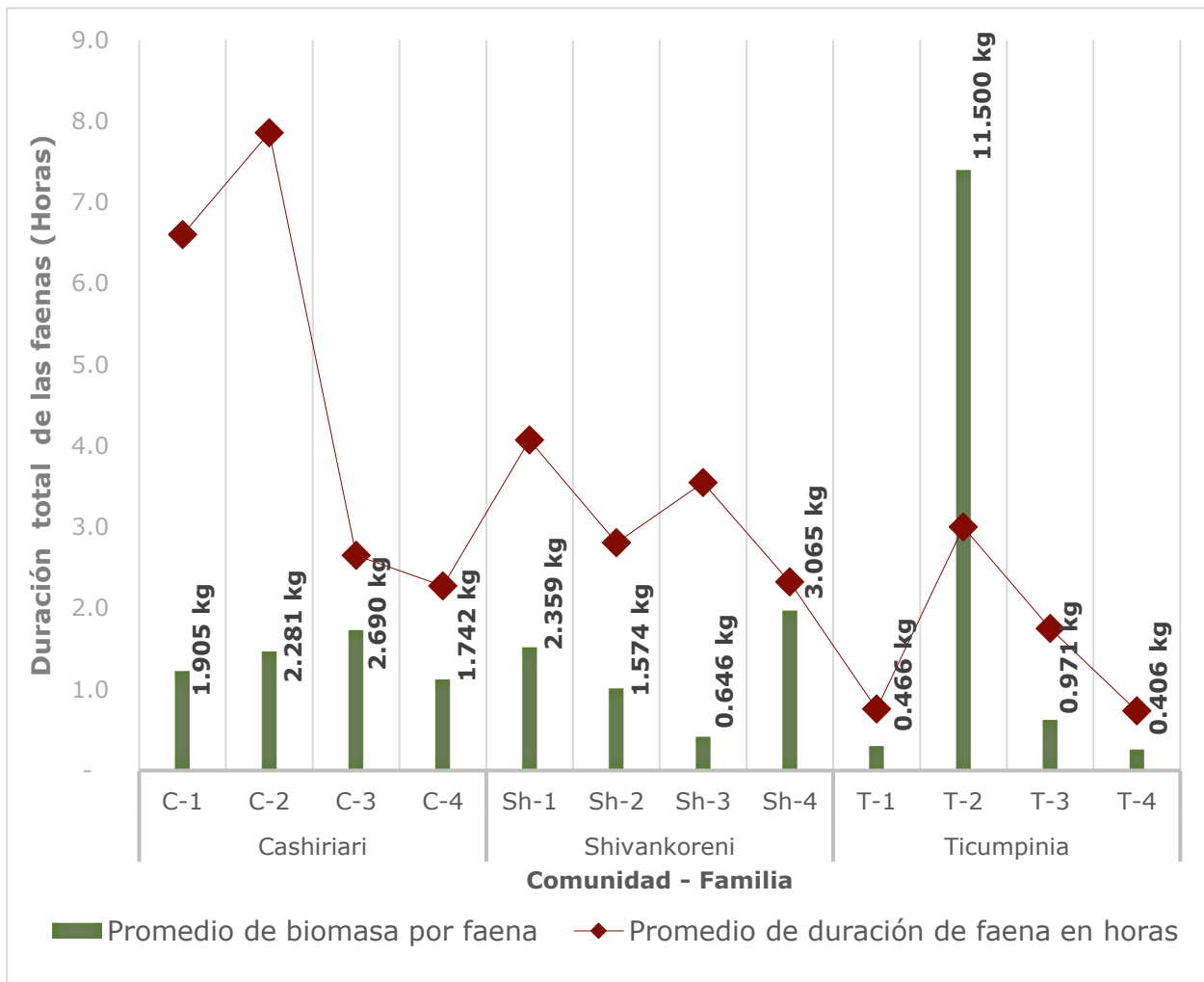
En la CN Shivankoreni la biomasa promedio por familia fue menos homogénea, oscilando entre 975 gramos y 8.642 kg ($\sigma = 5.696$ kg); aunque relacionadas también con los tiempos de pesca que los cuales tuvieron rangos de 2.3 horas a 4.1 horas ($\sigma = 3.1$ Horas). En la CN Ticumpinia se registró la máxima biomasa promedio (11.500 kg).

En general, sólo para los días con captura, el contraste de la biomasa promedio por faena versus la duración promedio de la faena mostró una razón de 0.490 kg de pescado por hora de faena. Sin embargo, esta razón tuvo puntos críticos en las familias Sh-3, C-2 y C-1, en los cuales la biomasa promedio por faena fue menor a 300 gramos por faena exitosa.

Tabla 59: Promedio, desviación estándar y valores límite de la duración por las faenas de pesca (horas) y las biomاسas por faena (kg) por familia colaboradora durante toda la evaluación 2018

Comunidad	Familia	Duración de faenas				Biomasa extraída en faenas				Biomasa promedio por faena versus duración promedio de faena
		Promedio de duración de faena (horas)	Desviación de duración de faena (horas)	Mínimo valor de duración de faena (horas)	Máximo valor de duración de faena (horas)	Promedio de biomasa por faena (kg)	Desviación de la biomasa por faena (kg)	Mínimo valor de biomasa por faena (kg)	Máximo valor de biomasa por faena (kg)	
Cashiriari	C-1	6.6	4.9	0.3	12.0	1.905	2.718	0.170	14.040	0.289
	C-2	7.9	5.4	0.5	14.0	2.281	2.809	0.044	15.350	0.290
	C-3	2.6	2.0	1.0	13.0	2.690	2.381	0.128	8.241	1.015
	C-4	2.3	1.0	1.0	5.0	1.742	1.042	0.718	4.451	0.767
Sub Total		5.4	4.8	0.3	14.0	2.145	2.501	0.044	15.350	0.400
Shivankoreni	Sh-1	4.1	3.6	0.5	12.0	2.359	5.492	0.129	31.425	0.580
	Sh-2	2.8	2.3	1.0	12.0	1.574	1.004	0.400	3.554	0.561
	Sh-3	3.5	3.0	1.0	12.0	0.646	0.975	0.026	6.000	0.182
	Sh-4	2.3	2.9	0.3	12.0	3.065	8.642	0.140	42.574	1.319
Sub Total		3.2	3.1	0.3	12.0	1.913	5.696	0.026	42.574	0.601
Ticumpinia	T-1	0.8	0.6	0.3	3.0	0.466	0.523	0.031	2.562	0.614
	T-2	3.0	0.0	3.0	3.0	11.500	0.000	11.500	11.500	3.833
	T-3	1.8	1.1	0.3	3.0	0.971	0.613	0.052	1.777	0.555
	T-4	0.7	0.3	0.1	1.5	0.406	0.436	0.036	2.400	0.554
Sub Total		0.8	0.6	0.1	3.0	0.641	1.467	0.031	11.500	0.782
Total		3.6	4.0	0.1	14.0	1.778	4.087	0.026	42.574	0.490

Figura 180: Contraste entre el promedio de biomasa por faena y el promedio de la duración de las faenas



3.3.1.2 Biomasa total por faena

A fin de comparar los esfuerzos totales dentro de los 104 días de registro y considerando días con y sin captura, se analizó el número total de faenas por familia, las horas totales de la duración de la pesca y la biomasa (kg) total acumulada (Tabla 60).

En total, las familias extrajeron entre 3.8 kg y 147.11 kg. La mínima biomasa correspondió a la familia T-2, la cual faenó sólo un día debido a que tuvo otras actividades (administración de un restaurante de su propiedad). La máxima biomasa correspondió a la familia Sh-4, en la cual el pescador principal (padre de familia), capturó en días distintos 3 especímenes de grandes dimensiones cuya biomasa totalizó 104.5 kg, realizando un cálculo sin estos individuos la familia hubiese totalizado una biomasa de 42.61 kg. Los especímenes de gran dimensión fueron: 02 "omani" (*Zungaro zungaro*), uno de 42 kg (150 cm) y otro de 37.5 kg (140 cm), y un "togoso" (*Oxydoras niger*) de 25 kg (118 cm).

La duración total acumulada de las faenas por cada familia, incluyendo las que no tuvieron captura, varió entre 3 horas como mínimo (familia T-3 que faenó una sola vez) y un máximo de 375.8 horas.

El número de faenas por cada familia, que también considera los días sin éxito de captura, varió entre 1 única faena (familia T-3) y 51 faenas.

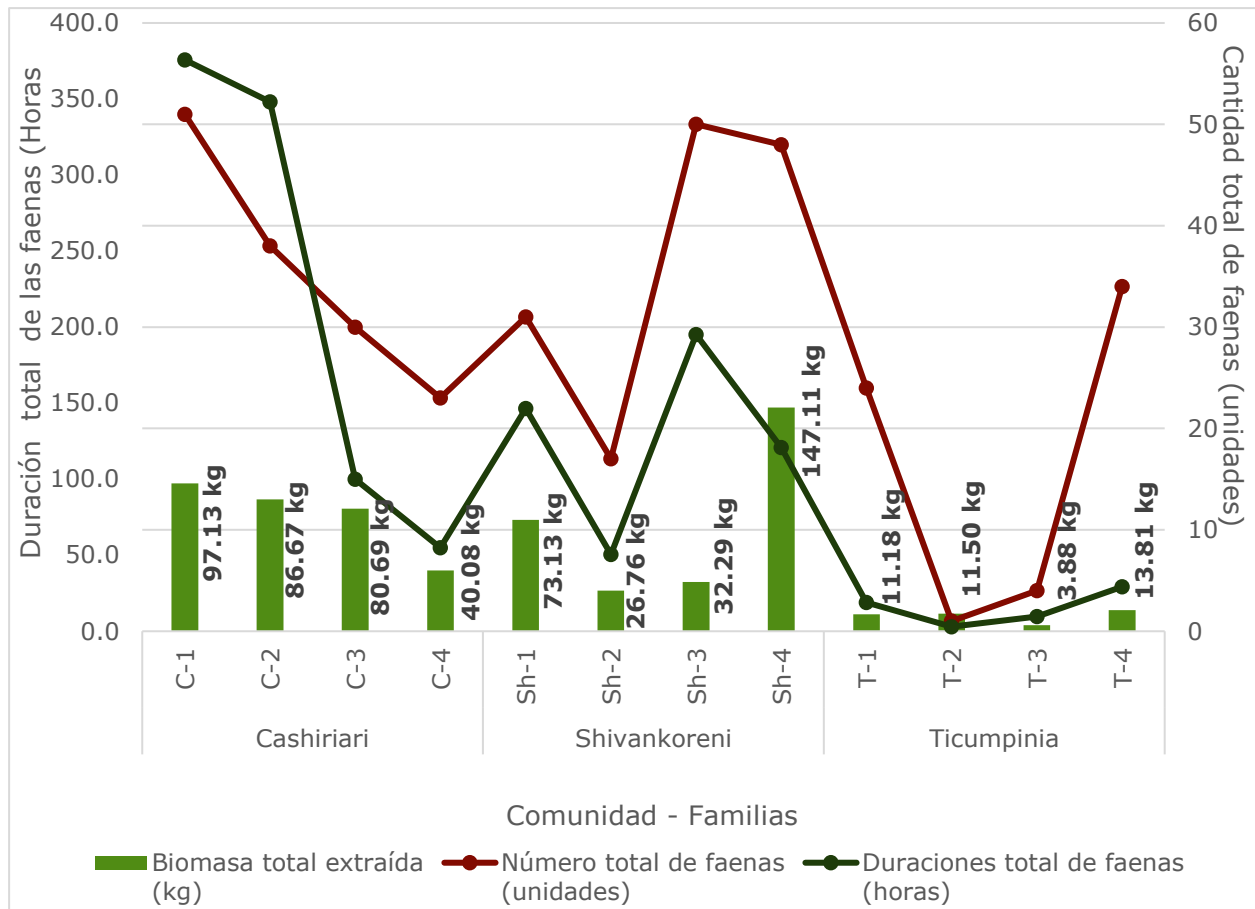
En general, se observó que en la CCNN Ticumpinia la biomasa total extraída fue la menor (40.37 kg), lo cual se puede explicar por una escasa participación de las familias T-2 (problemas de salud) y T-3 (mayor inversión de tiempo en negocio propio) en faenas de pesca. En la CN Shivankoreni las familias capturaron un total 279.29 kg y las de la CN Cashiriari capturaron un total de 304.56 kg.

Tabla 60: Valores acumulados de número de faenas (en horas), duración de faenas (horas) y biomasa (kg) por familia colaboradora para los 104 días de registro.

Comunidad	Familia	Biomasa total extraída (kg)	Duraciones total de faenas (horas)	Número total de faenas (unidades)
Cashiriari	C-1	97.13	375.8	51
	C-2	86.67	348.1	38
	C-3	80.69	100.0	30
	C-4	40.08	55.0	23
Sumatoria		304.56	878.85	142.00
Shivankoreni	Sh-1	73.13	146.5	31
	Sh-2	26.76	50.5	17
	Sh-3	32.29	195.0	50
	Sh-4	147.11	120.9	48
Sumatoria		279.29	512.85	146.00
Ticumpinia	T-1	11.18	19.0	24
	T-2	11.50	3.0	1
	T-3	3.88	9.8	4
	T-4	13.81	29.3	34
Sumatoria		40.37	61.04	63.00
Sumatoria Total		624.22	1452.74	351.00

Para evitar que la inversión de tiempo, expresada como las horas acumuladas de faenas y el número total de faenas, sesgue la comparación de biomasa entre las 12 familias, se contrastó en una misma gráfica (Figura 181). Esta gráfica mostró un patrón relativo entre el tiempo invertido y la biomasa obtenida para la mayoría de las familias; según la cual a mayor inversión de tiempo se obtiene mayor biomasa de pescado; sin embargo, para algunas familias, en especial la Sh-4, se ve mayores biomasa extraídas en menor tiempo; o lo contrario, como en la familia T-4, menor biomasa en mayor tiempo. Estos casos atípicos no permitieron concluir que exista siempre una relación proporcional entre la inversión de tiempo y la biomasa obtenida.

Figura 181: Contraste entre la biomasa extraída y el tiempo total dedicado a la pesca expresado en términos de número de faenas y horas de faenas



3.3.2 Biomasa extraída por cuerpo de agua

Del total de 14 cuerpos de agua utilizados para la pesca, el 90.19% de toda la biomasa se capturó en 3 ríos (Camisea, Cashiriari y Urubamba). El 9.81% restante correspondió a capturas obtenidas en quebradas (Figura 182). Sin embargo, es importante señalar que, del total de capturas en las quebradas, un 64.73% se obtuvo de la quebrada Sankarintsiao (CN Shivankoreni) y el solo 35.27% se extrajo de las otras quebradas.

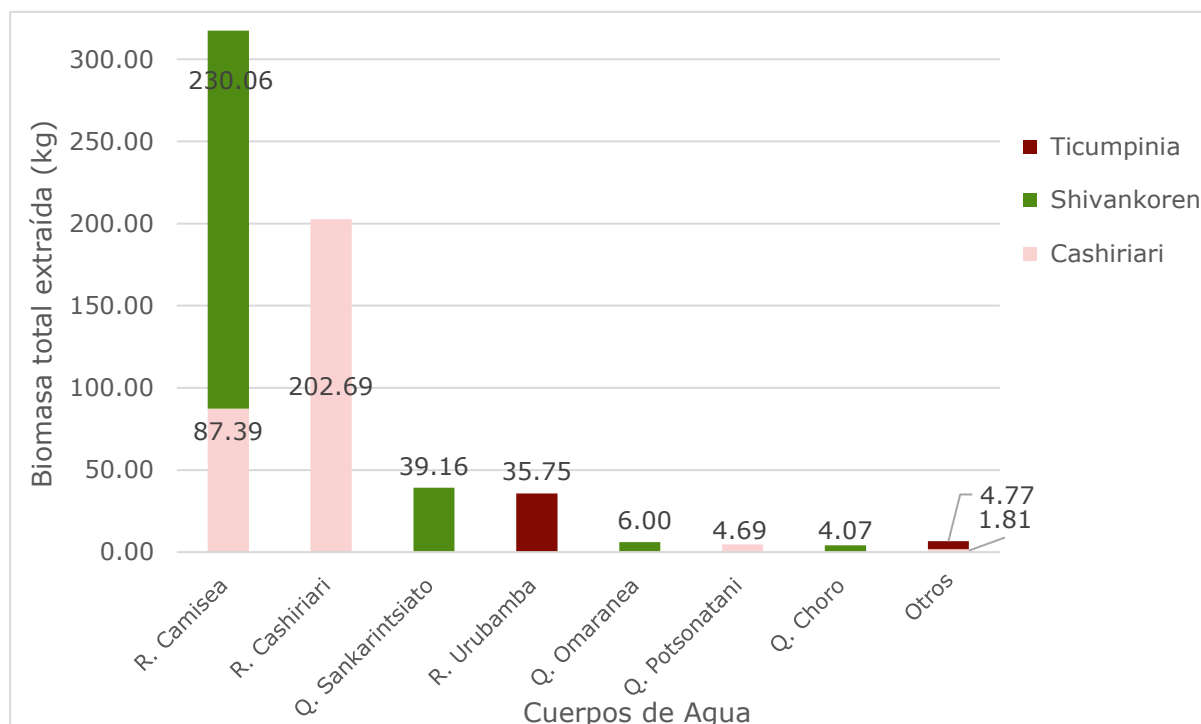
Del río Camisea se extrajo en total 317.45 kg, lo cual corresponde al 51.50% de toda la captura extraída en el 2018; De ese total, 230.06 kg se extrajeron en la parte baja del río cercana a la CN Shivankoreni (72.47%) y 87.39 kg en la parte alta, cercana la CN Cashiriari (27.53%).

En el río Cashiriari se obtuvo un total 202.69 kg, lo cual representa el 32.88% de toda la biomasa extraída en el 2018.

Del río Urubamba se extrajo 35.75 kg, es decir, el 6.35% de toda la biomasa extraída en el 2018, por las familias colaboradoras de la CN Ticumpinia. Esta biomasa de escaso valor posiblemente fue resultado de menor participación en las faenas de pesca realizadas. (ver detalles en el subtítulo 3.2.4 y subtítulo 3.2.2.1). Por otro lado, en los ríos Cashiriari y Camisea se realizaron un total 167 y 112 de faenas de pesca, respectivamente, el río Urubamba fue utilizado 72 veces. Es importante señalar, que en la CN Ticumpinia 2 familias colaboradoras totalizaron un número escaso de faenas de pesca (familia T-3 con 6.73% y familia T-2 0.96%).

El cuanto a la quebrada Sankarintsiato es válido mencionar es una de las quebradas en la que se obtuvo la mayor cantidad de capturas (39.15 kg) contando con una sola visita realizada por la familia Sh-4 de la CN Shivankoreni. Este valor de peso correspondió a un solo ejemplar de gran dimensión (37.50 kg de peso, 140 cm de longitud) denominado "omani" (*Zungaro zungaro*). La restante biomasa correspondió a otros 10 individuos con pesos menores a 250 gramos.

Figura 182: Captura de biomasa por cuerpo de agua



3.3.3 Captura por unidad de esfuerzo según las artes de pesca

Debido a que triki, anzuelo y tarrafa fueron los artes de pesca de mayor uso por parte de las familias en las 03 comunidades, en ese sentido se analizó la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) distinguiendo la biomasa obtenida mediante el uso de cada arte de pesca.

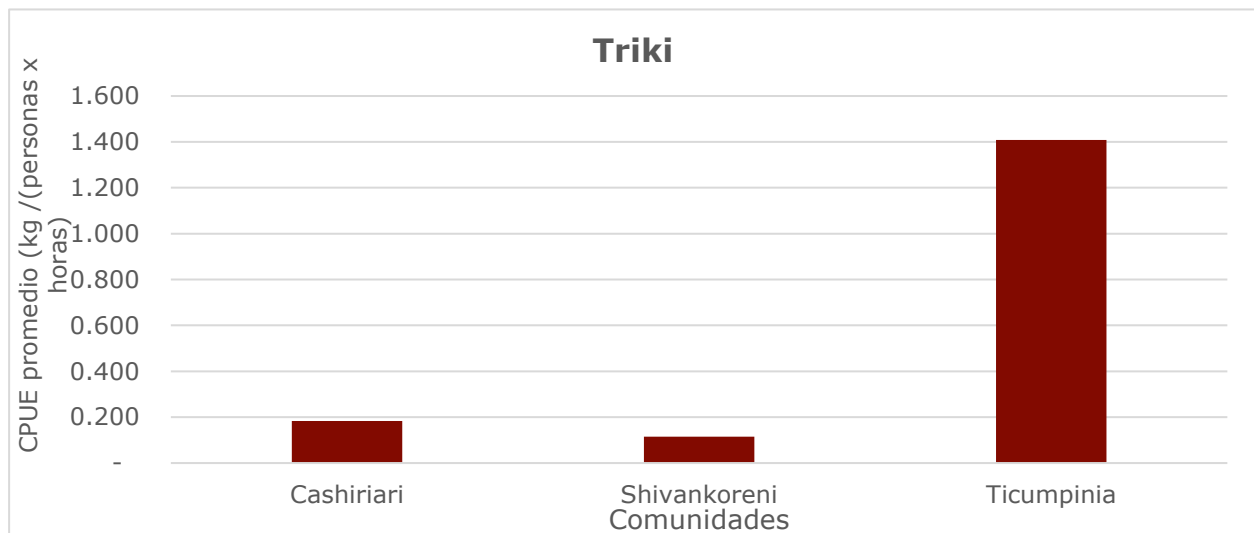
El análisis se hizo en kilogramos de pescado por unidad de esfuerzo. Según los resultados obtenidos, se consideró el esfuerzo como la proporción entre de la cantidad (kg) de peces capturados y el número de personas participantes de la pesca para un determinado lugar (cuerpo de agua) y tiempo (número de horas del aparejo en el agua) por el número de horas de pesca en el caso de triki y anzuelo, o por el número de lances para la tarrafa. Para el triki y el anzuelo se usó en número de horas debido a que esas artes de pesca son tipo trampa de espera, mientras que la tarrafa es un tipo de trampa instantánea, por lo que la contabilización de horas de pesca no resultó adecuada, pero sí la contabilización del número de lances.

3.3.3.1 CPUE para triki: kilos por persona por hora

Mediante la utilización de triki (Tabla 61, Figura 183), que es un arte de pesca funcionando como una pared trampa de espera, en la CN Ticumpinia se registró la mayor biomasa extraída por unidad de esfuerzo en promedio (1.408 kg/hora/persona); sin embargo, la variación de sus valores fue muy amplia ($\sigma = 1.654$) con un mínimo valor de 0.180 kg/hora/persona y un máximo de 5.00 kg/hora/persona. Shivankoreni fue la comunidad donde las familias colaboradoras registraron la mínima biomasa promedio por unidad de esfuerzo (0.115 kg/hora/persona), aunque la variación de la biomasa fue mínima ($\sigma = 0.192$).

Tabla 61: Promedio, desviación estándar y valores extremos del CPUE de biomasa para triki (kg/personas*hora).

Comunidad	Promedio	Desviación Estándar	Mínimo valor	Máximo valor
Cashiriari	0.184	0.271	0.006	1.494
Shivankoreni	0.115	0.192	0.006	0.829
Ticumpinia	1.408	1.654	0.180	5.000

Figura 183: Promedio de CPUE de biomasa para tarrafa (kg/personas*hora) entre comunidades.

3.3.3.2 CPUE para anzuelo: kilos por persona por hora

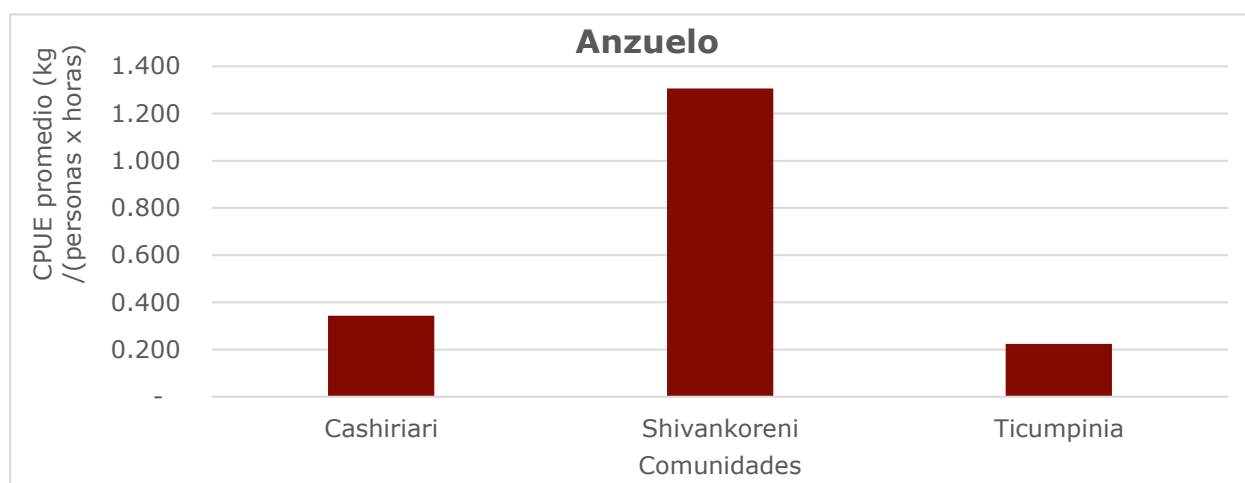
Con el arte de pesca anzuelo (Tabla 62, Figura 184), la mayor captura por unidad de esfuerzo promedio se obtuvo en la CN Shivankoreni (1.306 kg/hora/persona); presentándose una gran variación de las capturas entre cada pescador ($\sigma = 8.550$), determinándose valores desde 0.006 kg en una hora de faena, hasta 84 kg en una hora de faena.

Las familias colaboradoras en las CN Cashiriari y Ticumpinia obtuvieron capturas con valores de 0.344 kg/hora/persona y 0.224 kg/hora/persona, respectivamente, observándose una mayor homogeneidad entre ellas ($\sigma = 0.738$ y $\sigma = 0.166$).

Tabla 62: Promedio, desviación estándar y valores extremos del CPUE de biomasa para anzuelo (kg/hora*horas).

Comunidad	Promedio	Desviación Estándar	Mínimo valor	Máximo valor
Cashiriari	0.344	0.738	0.009	5.000
Shivankoreni	1.306	8.550	0.006	84.000
Ticumpinia	0.224	0.166	0.025	0.527

Figura 184: Promedio de CPUE de biomasa para tarrafa (kg/personas*horas) entre comunidades.



3.3.3.3 CPUE para tarrafa: kilos por persona por hora

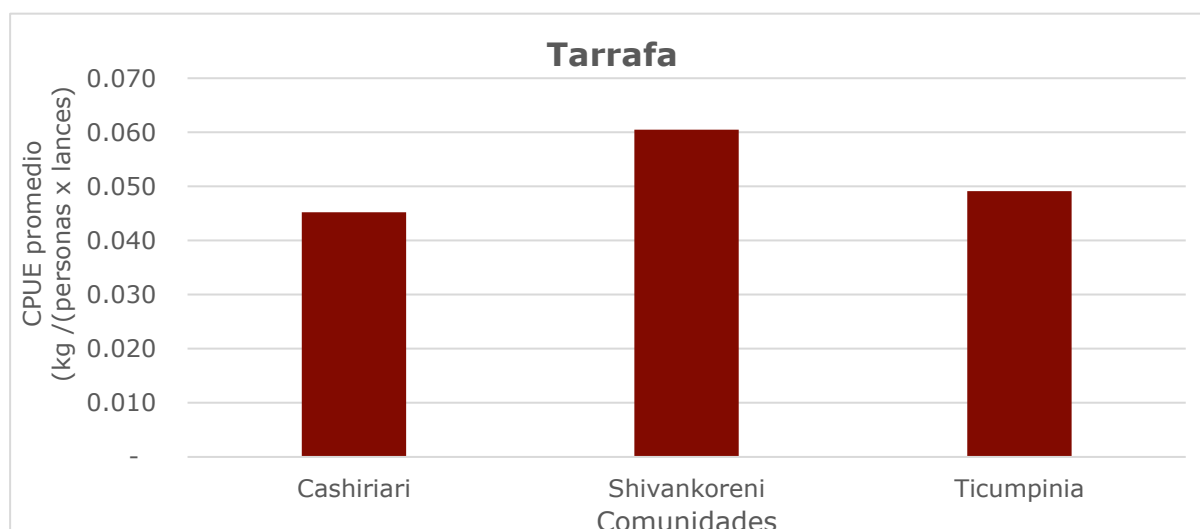
Con el uso de tarrafa (Tabla 63, Figura 185), la cual es un aparejo de efecto inmediato, la captura por unidad de esfuerzo fue calculado en base al número de lances, y no con base a horas como se realiza para los artes como el triki y anzuelo.

A diferencia de las otras artes de pesca, con tarrafa la biomasa promedio por unidad de esfuerzo obtenida tuvo valores más homogéneos entre las familias de las CCNN. En la CN Shivankoreni se obtuvieron los mayores valores (0.060 kg/hora/lances); seguidamente en la CCNN Ticumpinia (0.049 kg/hora/lances) y finalmente Cashiriari (0.045 kg/hora/lances). Asimismo, la variación de las biomazas para cada comunidad fue mínima en contraste con los resultados de los otros aparejos.

Tabla 63: Promedio, desviación estándar y valores extremos del CPUE de biomasa para tarrafa (kg/personas*lances).

Comunidad	Promedio	Desviación Estándar	Mínimo valor	Máximo valor
Cashiriari	0.045	0.049	0.006	0.213
Shivankoreni	0.060	0.111	0.003	0.625
Ticumpinia	0.049	0.050	0.002	0.210

Figura 185: Promedio de CPUE de biomasa para tarrafa (kg/hora/lances) entre comunidades.



4. DISCUSIONES

Se ha observado que las familias colaboradoras dedicaron poco más de un cuarto de tiempo a las actividades de pesca (27.24% de 104 días de registro). Las familias que más tiempo dedicaron a la pesca se encuentran en las comunidades de Shivankoreni (34.38%) y Cashiriari (32.21%). En la CN Ticumpinia, la frecuencia fue la menor (15.14%), lo cual está relacionado a la ocupación de otras actividades que no son la pesca, como es el comercio u obras civiles.

En cuanto a la duración de las faenas de pesca, el tiempo promedio en las familias fue de 5.43 horas en Cashiriari, 3.19 horas en Shivankoreni y 0.85 horas en Ticumpinia. A nivel de familias también se ha encontrado diferencias, por ejemplo, el máximo tiempo promedio empleado fue de 14 horas en la familia C-2 y el mínimo 0.10 horas en la familia T-4. La diferencia de esfuerzo entre las familias por comunidad puede explicarse por las características geográficas (como acceso a los ríos principales), comercio local y actividades socio-económicas.

En cuanto a la efectividad de pesca, el promedio fue 94.77%. La mínima efectividad se registró en la familia T-2 (57.10%) en Ticumpinia y la mayor en las familias de la Shivankoreni (100%).

Las familias presentaron una alta efectividad pesquera siendo la mayor incidencia de faenas sin captura las registradas por las familias de la CN Cashiriari con 5% de días de pesca. En el caso de la CN Cashiriari y Ticumpinia se observó que las faenas de pesca no llegaron al porcentaje de efectividad, por razones distintas. Es importante señalar que el porcentaje sin captura es un valor mínimo; sin embargo, se puede indicar que en la CN Cashiriari se tiene un nivel mayor de dificultad para la captura, posiblemente porque solo cuentan con el río Cashiriari como tal para pescar, el resto son quebradas de menor volumen de agua.

Respecto a la frecuencia de uso de las artes de pesca, no todas fueron utilizadas en las tres comunidades. En todas se utilizaron: anzuelo, tarrafa y triki. Sin embargo, en las comunidades de Cashiriari y Shivankoreni se registró además el uso de barbasco. Asimismo, sólo en la CN Shivankoreni se registró el uso de huasapa.

Se puede decir que las familias de cada comunidad tuvieron un arte de pesca preferido o de mayor uso, considerando la frecuencia de uso. En ese sentido la tarrafa fue el arte con mayor frecuencia de uso (44.00%). El anzuelo, cuya frecuencia promedio fue de 34.70% tuvo mayor relevancia en Shivankoreni (58.24%) y Cashiriari (31.40%). Se observó que el triki es más utilizado en la CN Cashiriari, en la sección donde el río Cashiriari tiene menor ancho y menor caudal; en tanto es menos usada en la CN Ticumpinia, donde el río Urubamba tiene mayor tamaño de cuenca y caudal de aguas. Las artes de pesca son utilizadas teniendo como estrategia la aplicación al cuerpo de agua a utilizar, el recurso a capturar y la dimensión y característica física del cuerpo de agua, factores que pueden variar con la temporada (seca o húmeda).

En relación al uso de los cuerpos de agua se tiene que familias faenaron en un total de 3 ríos y 11 quebradas, siendo los primeros los cuerpos de agua en donde se realizaron la mayor cantidad de faenas de pesca (92.86% de las ocasiones), seguidamente de las quebradas (7.14% de las ocasiones). Esto podría deberse a que los ríos presentan mayor variedad y una mayor posibilidad de capturar peces grandes (distribución y migraciones de peces).

Respecto a duración promedio del traslado de las familias colaboradoras hasta los cuerpos de agua. El mayor tiempo de duración se registró en la CN Cashiriari (1.2 horas), la cual se debió al traslado en peque-peque principalmente hacia la Q. Kainkaiato. El menor tiempo de duración se registró también en la CN Cashiriari (1 minuto), debido a la cercanía al cuerpo de agua, prácticamente a orillas del río Cashiriari.

Considerando los días de pesca con captura por cada faena, las familias colaboradoras pudieron extraer un rango entre 26 gramos y 42.58 kilogramos. La variación tan amplia de los promedios se relaciona principalmente a la duración de las faenas de pesca. En el caso de la CN Shivankoreni, la biomasa promedio por familia fue la menos homogénea, oscilando entre 975 gramos y 8.64 kg. El valor más llamativo se obtuvo en la CN de Ticumpinia teniendo como máxima biomasa promedio 11.50 kg; esto se explicaría principalmente por dos motivos: una de las familias faenó únicamente un día, debido a que se dedica a otras actividades y, por otro lado, en esa faena se obtuvieron recursos de gran tamaño: dos "kapeshi" (*Brachyplatystoma juruense*), uno de 4 kg (60 cm de largo) y otro de 5 kg (80 cm de largo), además, una "Mota" (*Calophysus macropterus*) de 5 kg (30 cm).

En general, no se observa una relación proporcional entre el tiempo invertido en las faenas y la producción en biomasa obtenida. Si bien existieron registros atípicos que se pudieron explicar para el caso de algunas familias (extracción de peces de grandes dimensiones, baja participación en la pesca); para otros casos no se obtuvieron suficientes datos para explicar esa situación. A pesar de ello, se contempla evaluar en lo sucesivo la experiencia de los pescadores; ya que se ha registrado participación de menores de edad que son hijos de las familias colaboradoras; la calidad y dimensiones de los artes de pesca utilizados, ya que aparejos como el triki y la tarrafa pueden contener diferentes eficiencias en función a sus dimensiones, entre otros.

Para determinar la captura por unidad de esfuerzo (CPUE) se consideraron los aparejos de mayor uso por las familias en las 3 comunidades: triki, anzuelo y tarrafa. En Ticumpinia con el uso del triki la mayor biomasa extraída por unidad de esfuerzo en promedio fue de 1.408 kg/hora/persona; por otro lado, Shivankoreni fue la comunidad como menor valor de biomasa promedio por unidad de esfuerzo 0.115 kg/hora/persona, aunque la variación de la biomasa fue mínima. Con el anzuelo, la mayor CPUE se obtuvo en la CN Shivankoreni 1.306 kg/hora/persona; presentándose una gran variación de las capturas entre cada pescador determinándose valores desde 0.006 kg en una hora de faena, hasta 84 kg en una hora de faena. Estos valores de rango tan elevado se explican debido a que el uso del anzuelo suele poseer resultados bastante aleatorios y son entendibles en el contexto de este tipo de pesca. A diferencia de las otras artes de pesca, con tarrafa la biomasa promedio por unidad de esfuerzo obtenida tuvo valores más homogéneos entre las familias de las CCNN, esto debido a que los pescadores que usan esta arte, suelen ser experimentados y las variaciones en los resultados de las capturas están más relacionadas a las zonas donde pesca.

Las 2 especies capturadas más abundantes por las familias en las 3 comunidades fueron: "korio" (*Pimelodus blochii*/*P. maculatus*/*P. pictus*), que abarca el 40% del total de peces capturados, y "shima" (*Prochilodus nigricans*) que abarca el 16%. El "etari" y "shima" fueron las especies principales reportadas en el estudio piloto del 2017. Asimismo, no se ha registrado la obtención de camarones, cangrejos o caracoles como sí se observó en el monitoreo del 2017. Es importante señalar que la especie *P. nigricans* "shima" es una especie clave por su amplia distribución y su gran disponibilidad en los principales ríos amazónicos.

El Instituto del Mar del Perú - IMARPE (Organismo Técnico Especializado del Ministerio de la Producción, orientado a la investigación científica, así como al estudio y conocimiento del mar peruano y sus recursos) en su reporte "Resumen Mensual de la Pesquería Comercial en Pucallpa- Ucayali" identificó 6 especies principales de valor comercial; entre ellas *Prochilodus nigricans* "boquichico/ shima" y reportó su variación mensual del DTR (Desembarque Total Registrado) en el desembarcadero de Pucallpa. Sobre la base de los registros mensuales del periodo enero 2014 - marzo 2019, se observa para el "Boquichico" un pico de 397.7 toneladas en el mes de septiembre del 2015, y el último registro mayor del 2018 fue de 126.7 toneladas en el mes de julio, por lo que se ha observado una tendencia de decrecimiento en los valores de descarga a través de los últimos años. Lo que podría explicarse probablemente a un mayor uso y captura de estas especies que conforman los principales recursos utilizados en la cuenca amazónica.

En el presente estudio se ha logrado la medición del 54% de especímenes capturados, en un rango que va de 4 a 150 cm, los cuales correspondieron a individuos de los recursos "sankovati" (*Astyanax* spp.) y "omani" (*Zungaro zungaro*), respectivamente.

En general, el grueso de la distribución de las tallas va desde los 10 cm hasta los 40 cm, lo cual comprende el 92.8% de todos los individuos registrados. Es importante señalar también que se tuvo registros de tallas superiores a los 50 cm; sin embargo, esos registros fueron atípicos (1.1%), y en todos los casos correspondieron a especies de gran tamaño que suelen capturarse muy esporádicamente. Los registros con mayor tamaño se obtienen del río Camisea capturadas por las familias de la CN Shivankoreni. Otro río en el que se capturaron especies de tamaño mayor fue el río Urubamba. Al respecto resulta claro señalar que, los ríos grandes como el Urubamba, Camisea y Cashiriari son los lugares donde se obtiene las especies con mayores tamaños con respecto a las obtenidas en cuerpo de agua menor, como las quebradas.

En relación a los posibles impactos generados por el Proyecto Camisea, el componente hidrobiológico del PMB no ha identificado impactos directos en la calidad del agua.

5. CONCLUSIONES

- Durante la evaluación correspondiente al año 2018, se registraron 63 especies morfológicas o morfoespecies; de las cuales 31 se determinaron a nombre científico, 16 a nivel de género (sp.) y las 16 restantes a nivel de grupo de especies (spp.). Por otro lado, las familias colaboradoras registraron el uso de un total de 40 recursos pesqueros, debido a que en ocasiones la denominación de un recurso en idioma machiguenga implica varias especies.
- Del total de especies identificadas, 3 se distribuyen sólo dentro de la macrocuenca del Amazonas; y 28 se distribuyen en otras macrocuencas además del Amazonas. Por otro lado, ninguna de las especies identificadas es endémica del Bajo Urubamba.
- De las 31 especies determinadas, 4 no registran eventos migratorios, mientras que 27 migran entre cuerpos de agua continental, sin ingresar a aguas marinas o estuarios, es decir, son especies potamódromas.
- En cuanto a la abundancia podemos concluir que las familias colaboradoras capturaron un total de 3898 especímenes de peces: 11% en Ticumpinia (443 individuos), 40% en Shivankoreni (1558 individuos) y 49% en Cashiriari (1896 individuos).
- Las 2 especies capturadas más abundantes por las familias en las 3 comunidades fueron: "korio" (*Pimelodus blochii*/*P. maculatus*/*P. pictus*), que abarca el 40% del total de peces capturados, y "shima" (*Prochilodus nigricans*) que abarca el 16%.
- En cuanto a la biomasa las familias colaboradoras capturaron un total de 624.07 kg de pescado. El 48% en la CN Cashiriari (296.43 kg), el 45% en la CN Shivankoreni (278.39 kg) y el 7% en la CN Ticumpinia (40.26 kg). Las especies más representativas fueron "shima" (*Prochilodus nigricans*) y "korio" (*Pimelodus blochii*/*P. maculatus*/*P. pictus*), ambos abarcaron el 27% y el 15% del total de biomasa extraída, respectivamente.
- En la CN Cashiriari el 46% de la biomasa correspondió a "Shima" (*Prochilodus nigricans*), en la CN Shivankoreni el 31% correspondió a "Omani" (*Zungaro zungaro*), y en la CN Ticumpinia el 17% correspondió tanto a "kapeshi" (*Brachyplatystoma juruense*) y a "mota" (*Calophysus macropterus*). Estos tres últimos recursos son bagres de tallas grandes y medianas (140 cm, 60 cm y 40 cm, respectivamente), motivo por el cual, a pesar de su escasa abundancia, aportan en gran medida valor al parámetro biomasa extraída.

- El rango de las tallas de los especímenes evaluados osciló entre 10 y 40 cm, lo cual comprende el 92.8% de todos los individuos registrados.
- A nivel de las familias se ha registrado la participación de más de un miembro como pescador, la frecuencia de las faenas de pesca no fue homogénea. En cuanto al tiempo que dedicaron a la pesca, el mayor valor se determinó en las CCNN Shivankoreni 34.38%, y Cashiriari 32.21%, a diferencia de las familias en la CN Ticumpinia 15.14%.
- El tiempo promedio de las faenas de pesca en las familias de la CN Cashiriari fue 5.43 horas, de Shivankoreni fue 3.19 horas y de Ticumpinia 0.85 horas.
- Respecto a la frecuencia de uso de las artes de pesca, no todas las artes de pesca fueron registradas en las tres comunidades. En todas se hizo uso común el anzuelo, tarrafa y triki. Sin embargo, en las CCNN de Cashiriari y Shivankoreni se registró, además, el uso de barbasco. Asimismo, sólo en la CN Shivankoreni se registró el uso de huasapa
- Se puede decir que las familias de cada comunidad tuvieron un arte de pesca preferido o de mayor uso, considerando la frecuencia de uso. En promedio, la tarrafa fue el arte con mayor frecuencia de uso 44.12%, la cual tuvo mayor importancia dentro de la CN Ticumpinia.
- Las familias faenaron en un total de 14 cuerpos de agua. Los ríos fueron los cuerpos de agua en donde se realizaron la mayor cantidad de faenas de pesca frente a las quebradas.
- Considerando los días de pesca con captura por cada faena, las familias colaboradoras pudieron extraer en promedio 1.78 kg de pescado; en ese sentido, la variación de la biomasa extraída por faena fue muy amplia.
- En cuanto al parámetro captura por unidad de esfuerzo; utilizando el triki, en la CN Ticumpinia se registró la mayor biomasa extraída por unidad de esfuerzo en promedio 1.41 kg/hora/persona y utilizando anzuelo y tarrafa la mayor fue determinada para las familias de la CN Shivankoreni 1.31 kg/hora/persona y 0.06 kg/hora/lances respectivamente.
- Las especies más comunes en las capturas fueron: "sankovati" (*Astyanax* spp.), "etari" (varios géneros), "korio" (género *Pimelodus*) y "shima" (*Prochilodus nigricans*). Las tres especies principales representaron un 70.9%, 74.8% y 64,6% respectivamente del total de abundancia capturada para las comunidades Ticumpinia (527 individuos), Shivankoreni (1781 individuos) y Cashiriari (2354 individuos)
- Las especies de mayor biomasa estuvieron representadas por "korio" (género *Pimelodus*) siendo el principal recurso en las tres comunidades. Estas especies podría ser utilizada como un referente comparativo ya que presenta menor movilidad y suele estar asociada a cuerpos de agua más estables.
- Las variaciones de los valores CPUE calculado con la información de las familias en cada comunidad están asociados a variables pesqueras del esfuerzo, artes de pesca y temporalidad. A la fecha no se puede concluir si estas variaciones espaciales están relacionadas necesariamente a efectos ajenos a las propias variables ambientales.

6. RECOMENDACIONES

- Realizar comparaciones temporales de las variables utilizadas en la presente evaluación, para identificar relaciones entre las estrategias de pesca y las capturas obtenidas.

- A fin de evaluar la composición de la canasta de alimentos consumida por las familias (pesca, caza, crianzas domésticas y por intercambio monetario) se recomienda incorporar mecanismos de medición cuantitativa que permitan conocer esta dinámica.



Capítulo 7: Monitoreo de Kudzu Tropical (*Pueraria phaseoloides*)

1. INTRODUCCIÓN

Pueraria phaseoloides, conocida como kudzu tropical, es una enredadera perteneciente a la familia de las fabáceas, a la cual pertenecen especies agrícolas, entre otras. Es originaria del sudeste asiático, y fue introducida extensivamente en las regiones tropicales y subtropicales del mundo para ser utilizada como forraje para ganado, como cobertura para controlar la erosión, y como mejorador del suelo (CABI, 2019). Fue introducido a Perú aproximadamente en 1942 en la entonces Estación Agrícola de Tingo María (Zambrano, 2018).

Esta especie ha sido catalogada como una de las malezas más agresivas que invaden hábitats húmedos en regiones tropicales y subtropicales (CABI, 2019). Debido a su rápido crecimiento y propagación por semillas y por estolones, puede colonizar áreas enteras muy rápido, ya que tiene la capacidad de trepar sobre otras plantas y rodear tallos y troncos, impidiendo el desarrollo de otras plantas bajo un manto denso de hojas (CABI, 2019).

El kudzu ha sido introducido al Bajo Urubamba probablemente en más de una oportunidad. Entre 1997 y 1998, luego del cierre de los pozos exploratorios de Cashiriari y San Martín, la empresa Shell la utilizó, con otras especies, como cobertor de suelos desnudos (PMB, 2008). Se desconoce cuándo se introdujo a lo que actualmente es el campamento y la Planta de Gas Malvinas, ya que esa planicie era agrícola antes de Proyecto Camisea. Los registros más antiguos en Malvinas son del 2002, cuando se utilizó para revegetar áreas alrededor de su aeródromo (PMB, 2006). Entre el 2006 y el 2007, las evaluaciones del kudzu alertaron sobre su presencia en zonas donde no había sido sembrada, como es la locación San Martín 3 (PMB, 2008). Su presencia ahí pudo deberse al transporte no intencional por personas, maquinarias, animales o por la escorrentía de lluvias. La misma evaluación observó que el kudzu habitaba áreas abiertas, como terraplenes o taludes, así como canales de agua; asimismo, desde los bordes del bosque hacia su interior, el kudzu se encontró hasta los pocos metros donde penetraba la luz solar, con lo cual también crecía sobre las primeras filas de árboles.

En vista de esos resultados, Proyecto Camisea generó instructivos para el reconocimiento y registro de kudzu tropical y otras especies similares (INS-PERMAL-04-01) y para su extracción (INS-PERMAL-07-01), los cuales son de aplicación en toda el área del Proyecto; y, además, prohíben el uso de kudzu, de sachá kudzu (*Calopogonium mucunoides*) y de centrosema (*Centrosema macrocarpa*) en las actividades de revegetación y reforestación.

Luego de la emisión de los instructivos sobre reconocimiento, registro y extracción surge la pregunta: ¿cuál es la distribución del kudzu al 2018? ¿se presenta en grupos pequeños, medianos o grandes? ¿qué superficie ocupa al 2018?

Por tanto, el presente monitoreo tuvo como objetivo determinar la distribución geográfica y la superficie de extensión del kudzu en el Flowline Malvinas – Pagoreni B al 2018.

2. METODOLOGÍA

La evaluación de la presencia de kudzu tropical (*P. phaseoloides*) se llevó a cabo en el derecho de vía (DdV) del Flowline Malvinas – Pagoreni B, las plataformas Pagoreni A, B y 1x, los campamentos asociados y dos senderos de acceso: río Camisea - Pagoreni A y río Urubamba - Pagoreni B; y también se desarrolló en sectores del campamento Malvinas.

Se recorrieron los componentes mencionados a marcha lenta para determinar la presencia o ausencia de kudzu. Asimismo, se realizó la descripción de las características de los componentes, independientemente de la presencia de kudzu.

Cada hallazgo de kudzu fue georeferenciado, fotografiado y descrito en función de las siguientes formas de agrupamiento:

- Forma 1: una planta individual = kudzu individual.
- Forma 2: una agrupación menor a 40 m de ancho = kudzu agrupado.
- Forma 3: un área de dimensiones mapeables y continuas = kudzu en manto o masivo.

Además, para la evaluación de los pozos se utilizaron, fotografías aéreas cenitales de julio de 2017 realizadas para el PMB.

3. RESULTADOS Y DISCUSIONES

3.1 DISTRIBUCIÓN DEL KUDZU TROPICAL

La distribución de kudzu tropical (*Pueraria phaseoloides*) fue mayor respecto al 2008 y se registró las tres formas de presentación del kudzu según su agrupamiento: en manto (Figura 186), agrupado e individual (Figura 187). Esto es importante ya que el impacto de kudzu a nivel individual no es igual al masivo.

Figura 186: El Kudzu Tropical en presentación de manto continuo

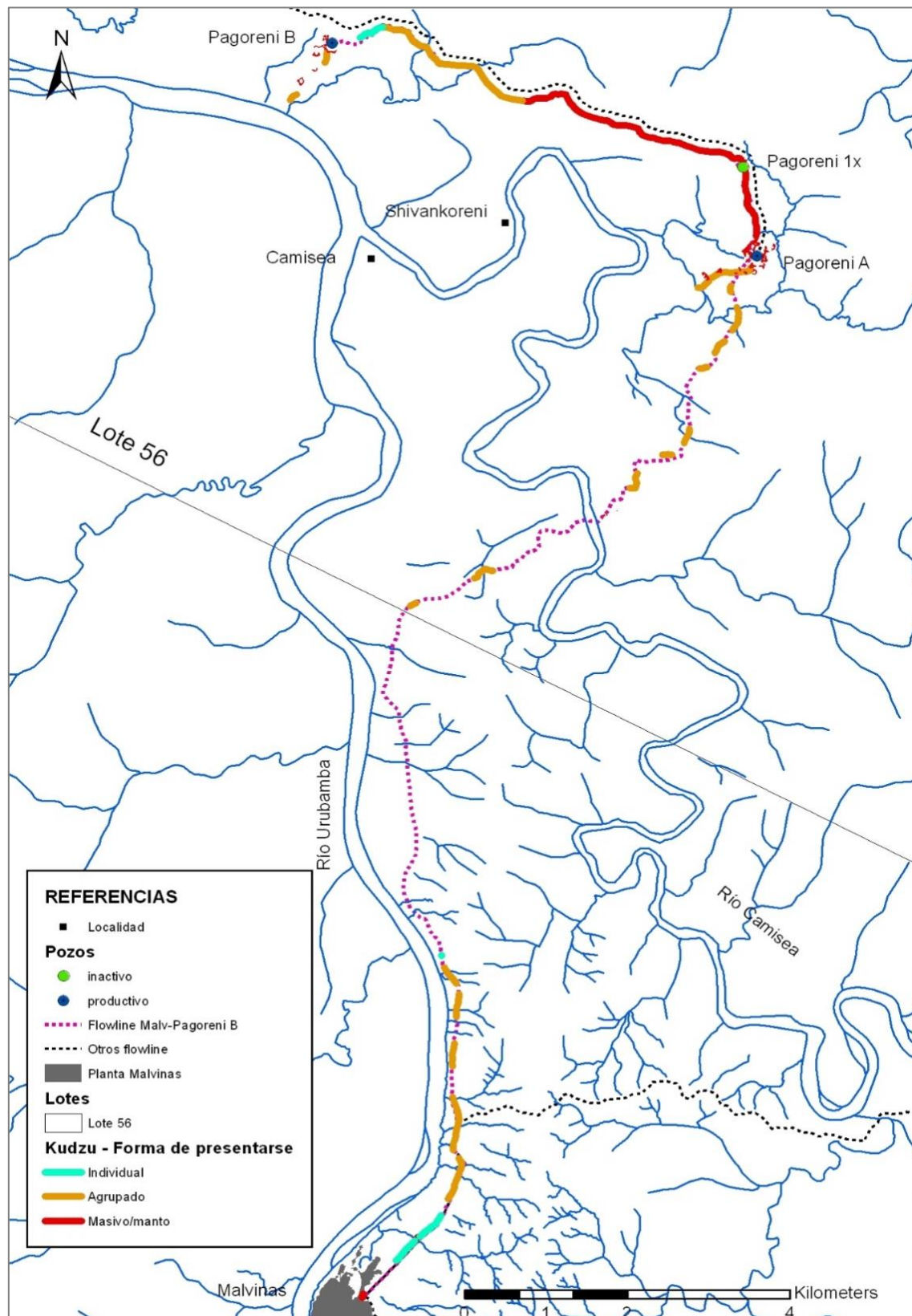


Figura 187: El Kudzu Tropical en presentación de individuos y grupos



La expansión fue principalmente en las plataformas Pagoreni A, Pagoreni B y Pagoreni 1x (Figura 188). En los tres casos se presentó mayormente como manto continuo. En Pagoreni 1x se extendió en un tramo de 2 km del DdV hacia ambos lados de la plataforma.

Figura 188: Distribución de las formas de presentación de kudzu en el Flowline Malvinas – Pagoreni B

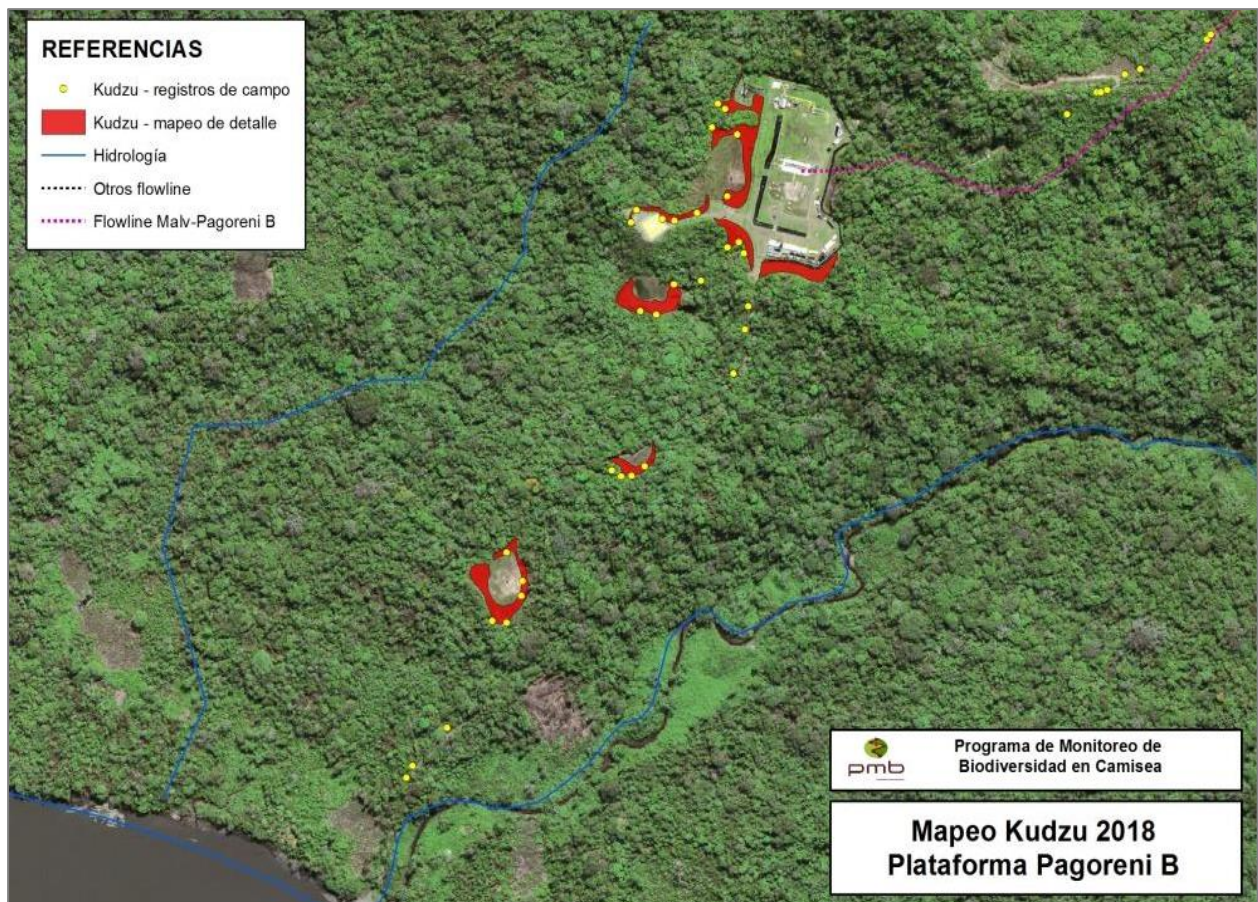


A través de imágenes satelitales del 2017 y observaciones en campo, se mapeó la presencia de kudzu en las siguientes locaciones, incluido sectores de Malvinas:

3.1.1 Pagoreni B

Se registró la presencia de kudzu agrupado en algunos sectores revegetados de la locación Pagoreni B, como taludes y la fosa de quema; además, en los bordes de bosque de la plataforma, los sectores de campamentos antiguos y/o actuales y en los accesos hacia ellos desde el río Urubamba (Figura 189).

Figura 189: Distribución de kudzu en la Plataforma Pagoreni B y acceso al río Urubamba



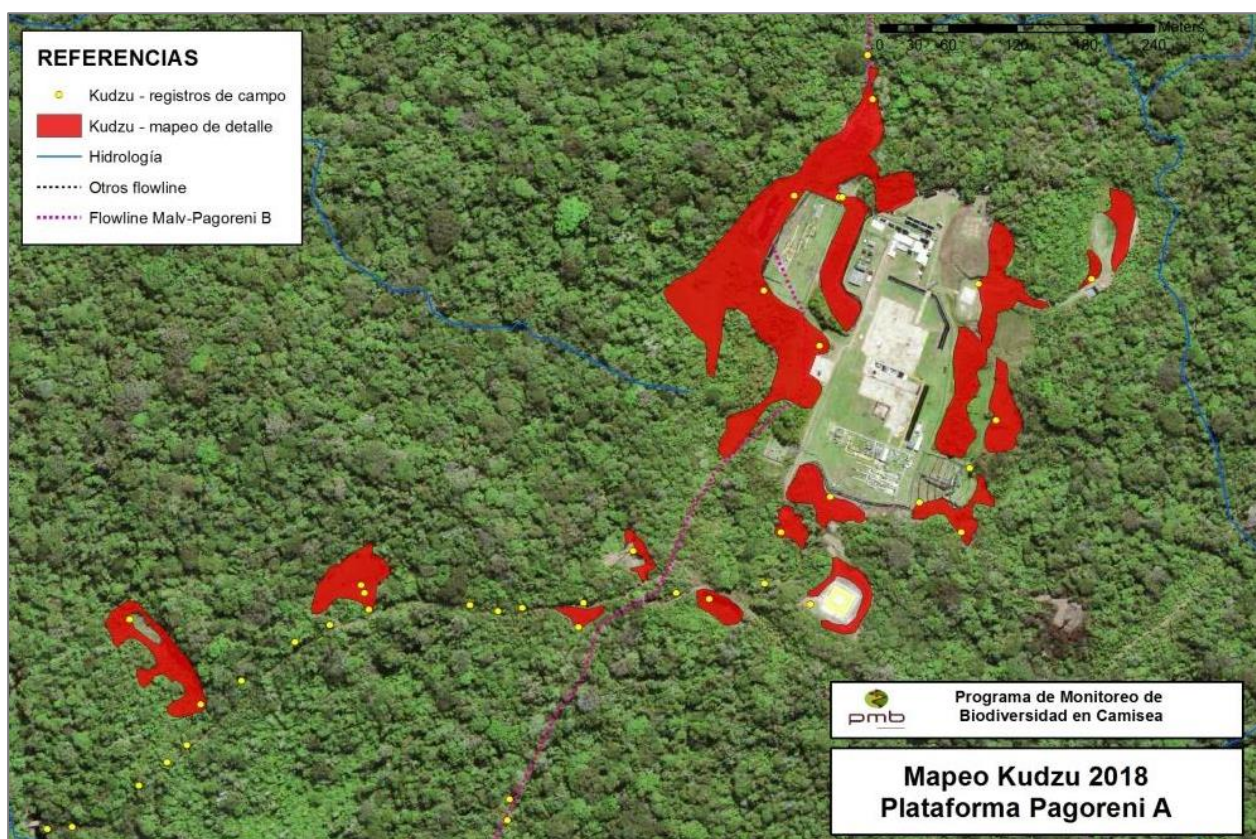
3.1.2 Pagoreni A

Los únicos sectores libres de kudzu son la plataforma (área de mantenimiento permanente de herbáceas) y en la zona del mechero. El resto de la locación presenta abundante kudzu, incluso los antiguos sectores de campamentos y los caminos de acceso hacia el río Camisea (Figura 190 y Figura 191).

Figura 190: Taludes pronunciados en Pagoreni A sin poda de mantenimiento y con presencia de kudzu

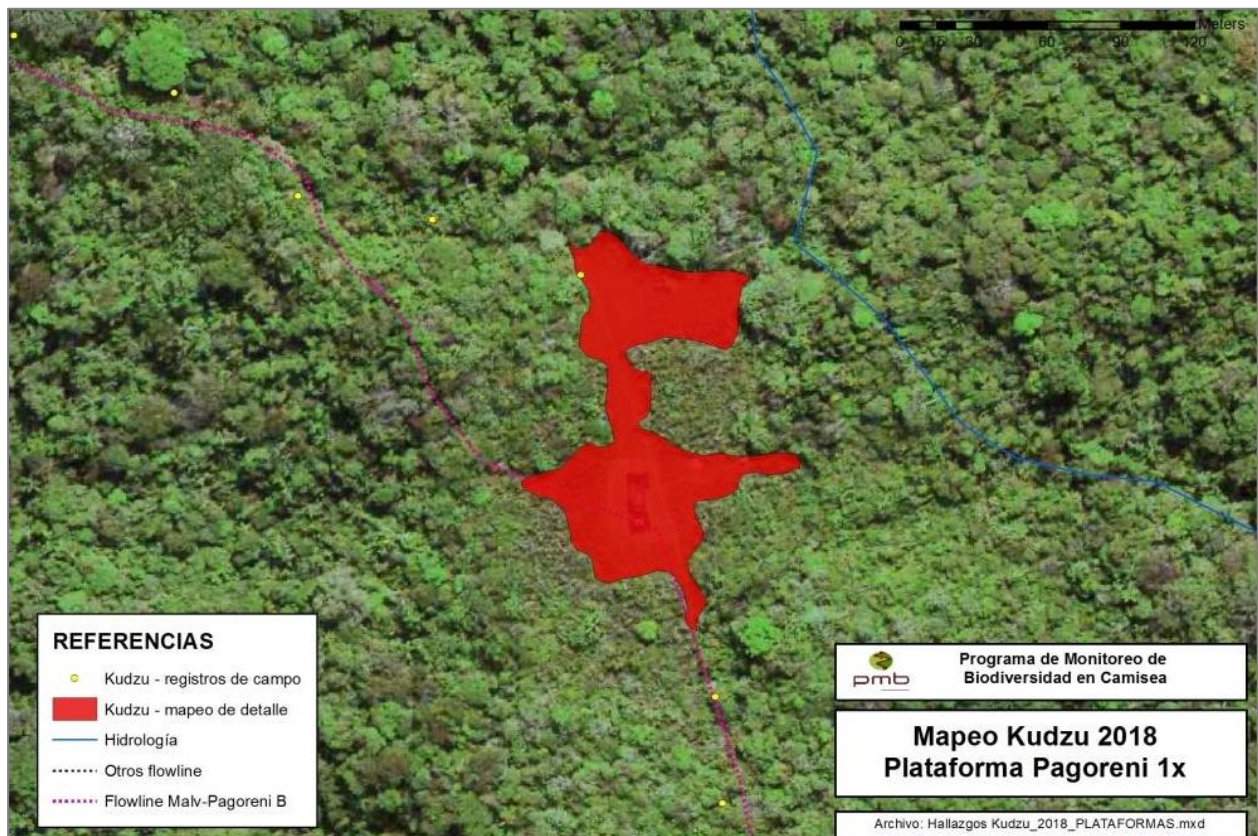


Figura 191: Distribución de kudzu en la Plataforma Pagoreni A y accesos



3.1.3 Pagoreni 1x (locación abandonada)

La mitad del área se encuentra cubierta de un manto de kudzu continuo (Figura 192). Los únicos sectores con escaso o nulo de kudzu son aquellas áreas que han logrado un dosel secundario más denso. En un tramo de 2 km del DdV hacia ambos lados de la plataforma Pagoreni 1x se registró el kudzu en forma de manto. Por el lado sur, el manto de kudzu tropical llega hasta la plataforma Pagoreni A.

Figura 192: Distribución de kudzu en la Plataforma Pagoreni 1X

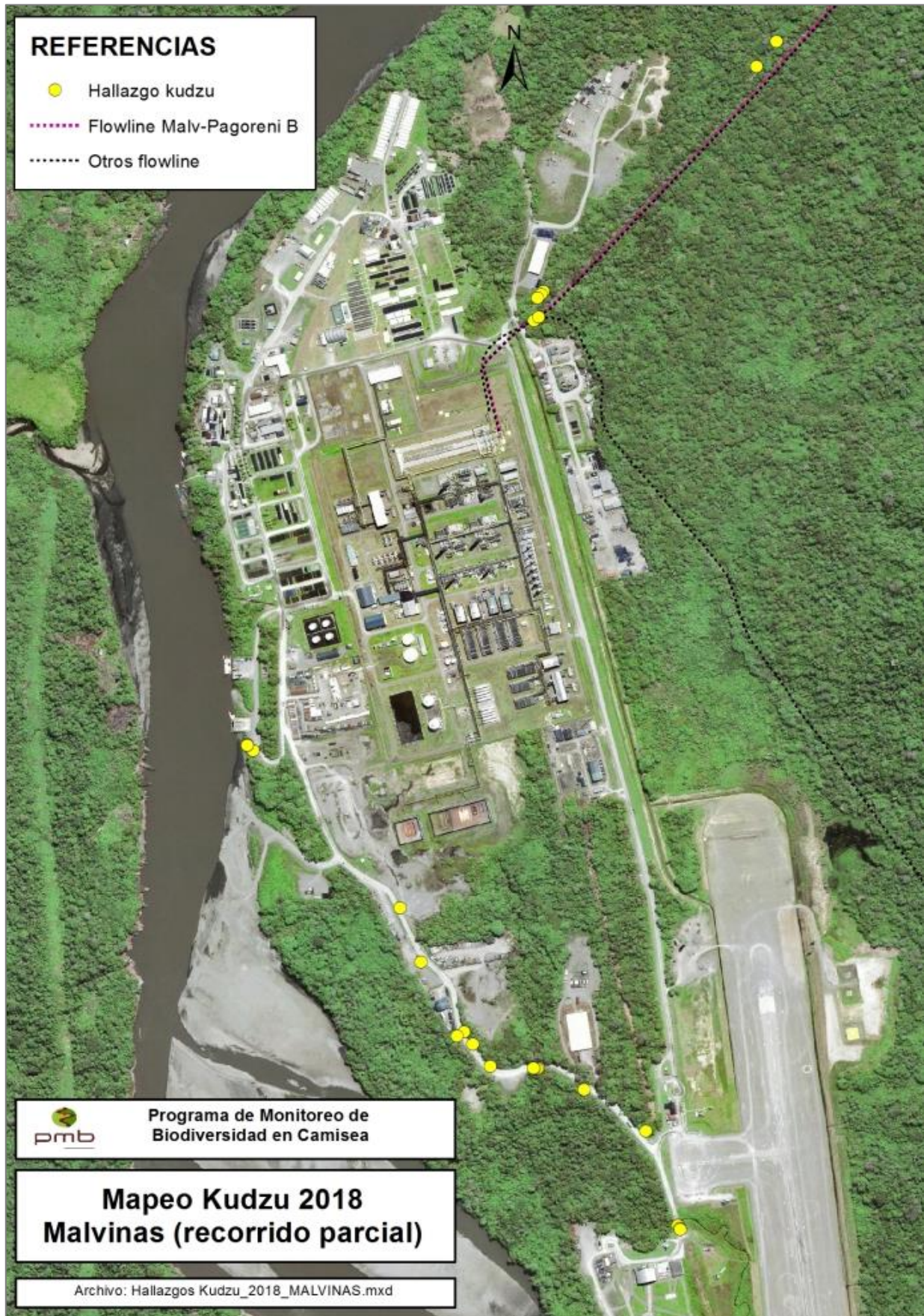
3.1.4 Campamento Malvinas

En el campamento Malvinas se realizaron registros oportunistas de la presencia de kudzu tropical en la vía de conexión entre la Planta de Gas Malvinas y su aeródromo; así también, en el muelle de carga fluvial (Figura 193 y Figura 194).

Figura 193: Registro de kudzu en la vía que conecta la Planta de Gas Malvinas con su aeródromo



Figura 194: Registro oportunista de kudzu en el Campamento Malvinas



3.2 SUPERFICIE CON KUDZU TROPICAL

Se realizó el cálculo de la superficie total cubierta con kudzu al 2018 a partir de imágenes satelitales de alta resolución y chequeo en campo; así como con los criterios de la evaluación 2008. Esto incluye las distintas formas de presentarse (Tabla 64).

Tabla 64. Superficie total cubierta con kudzu sobre el Flowline Malvinas-Pagoreni B registradas al 2018

Tipo de presencia	Superficie (m ²)
Kudzu en manto (valor mapeado: plataformas y campamento)	56323
Kudzu en manto (valor estimado: en DdV)	11933
Kudzu agrupado (valor estimado)	1860
Kudzu individuos (valor estimado)	26
Total	70142

Se observó que, al 2018, el kudzu en forma de manto o masivo representó el 97.31% de la superficie estimada, la cual abarca, en menor o mayor grado, las 3 plataformas (A, B y 1x), así como los campamentos antiguos y el derecho de vía. Asimismo, el kudzu en forma de grupos abarcó el 2.65% de la superficie y el kudzu como individuos aislados represento menos del 0.04%.

Por otro lado, la comparación con los resultados de la evaluación del 2008 (información inédita, Tabla 65) muestra que el kudzu ha aumentado de 3.98 hectáreas a, al menos, 7.01 hectáreas en el 2018; es decir, aproximadamente en 10 años el kudzu se ha extendido en un 76.09% respecto al 2008.

Tabla 65. Superficie total cubierta con kudzu sobre el Flowline Malvinas-Pagoreni B registradas durante el 2008

Sector		Superficie (m ²)	
DdV de Flowline Malvinas - Pagoreni B	■ Tramo Malvinas-KP 3.7	13702	25361
	■ KP 13	36	
	■ Tramo Pagoreni A (KP 17.4) - Pagoreni 1X (KP 21.8)	11623	
Locación Pagoreni A		301	
Pagoreni 1X		13266	
Locación Pagoreni B		632	
Acceso Locación Pagoreni A		230	
Acceso Locación Pagoreni B		42	
Total		39832	

Fuente: Base de datos inédita del Monitoreo 2008 del PMB

La expansión del kudzu podría tener varias causas no excluyentes entre ellas: 1) la reapertura en el 2012 de un sector del DdV del Flowline Malvinas - Pagoreni B; ello ejecutado para la construcción de Flowline Pagoreni A - Mipaya; 2) la discontinuación del control de la propagación del kudzu; 3) la presencia de agentes externos a Proyecto Camisea, como personal y maquinarias de otras empresas o de comunidades, animales silvestres o domésticos y a la escorrentía de aguas. Otro factor importante para su expansión es intrínseco al kudzu, ya que es una especie que produce vainas de hasta 8.5 cm con una cantidad prolífica de semillas viables (10-20 semillas por vaina), las cuales son de 3 mm de diámetro; asimismo, también se propaga a través de fragmentos de las plantas, sean estolones o rizomas (Zambrano, 2018 y CABI, 2019).

4. RECOMENDACIONES

- Realizar y mantener en el tiempo las tareas de desmalezado y control del kudzu sobre el subproyecto Flowline Malvinas – Pagoreni B y sobre los subproyectos que se superponen o lo cruzan. Esto implicará coordinar tareas con otras compañías (como Repsol) para que el control sea realmente efectivo.
- Realizar un censo completo del estado de los otros subproyectos y en base a sus resultados, continuar con las actividades de control del kudzu.
- Propiciar la revegetación de los DdV y sectores de campamentos antiguos con especies pioneras nativas que generen un dosel más denso, debido la sombra producida por esas especies evitaría la expansión del kudzu, el cual solo prospera sobre áreas abiertas.
- Desarrollar un control especial en la antigua plataforma Pagoreni 1x, ya que dicho sector ha sido y sigue siendo uno de los mayores focos de propagación. Para ello se debe tratar de acentuar el crecimiento de bosque secundario.
- En las plataformas operativas realizar el control del kudzu en los taludes de mayor pendiente, puesto que es allí donde se encuentran actualmente la mayor concentración de kudzu.

BIBLIOGRAFÍA

- Agua. Revista Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. Vol. 23(88) 375-387.
- Aguerre, G.; M.C. Juárez; G.F. Días. 2014. Efecto regional asociado al desarrollo del Proyecto Camisea. En: Programa de Monitoreo de la Biodiversidad (Editor) Programa de Monitoreo de la Biodiversidad en Camisea: 10 Años de implementación 2015, pp. 38-44. Lima: Perú.
- Amazonia Peruana: diversidad y usos como indicadores ambientales en el Bajo
- Azim M.E., M.C.J. Verdegem, A.A.van Dam, M.C.M. Beveridge. 2005. Peryphyton: Ecology, Exploitation and Management. Oxfordshire, Cambridge. Cabi International. 319pp.
- Bajo Urubamba, Perú. Smithsonian Institution, Washington, D.C. (83-90).
- Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder, and J.B. Stribling. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- Bicudo C.E.M. 1990. Metodologia para o estudo qualitativo das algas do perifíton. Acta Limnologica Brasiliense, v. 3: 477-491.
- Botelho, A.L.M., A.M. Calouro, L.H.M. Borges & W.Z. Chaves. 2012. Large and medium-sized mammals of the Humaitá Forest Reserve, southwestern Amazonia, state of Acre, Brazil. *Check List*. 8(6):1190-1195.
- Branco S.M. 1978. Hidrobiologia Aplicada a Engenharia Sanitaria. CETESB. Sao Paulo, Brasil. 620pp.
- CABI, 2019. Datasheet report for Pueraria phaseoloides (tropical kudzu) (texto original de Rojas J. y Acevedo P. 2013). En Invasive Species Compendium. 2019. Wallingford, UK: CAB International. Revisado el 18/noviembre/2019. Accesible en <https://www.cabi.org/isc/DataSheetReport/45906>
- Carbone, C., S. Christie, K. Conforti, T. Coulson, N. Franklin, J.R. Ginsberg, M. Griffiths, J. Holden, M. Kinnaird, R. Laidlaw, A. Lynam, D.W. MacDonald, D. Martyr, C. McDougal, L. Nath, T. O'Brien, J. Seidensticker, J. L. D. Smith, R. Tilson & Wan Shahrudin. 2002. The use of photographic rates to estimate densities of cryptic mammals: response to Jennelle et al. *Animal Conservation*. 5:121-123.
- Carvalho, T.P., J. Espino, E. Maxime, R. Quispe, B. Rengifo, H. Ortega & J.S. Albert. 2011. Fishes from the lower Urubamba, near to Sepahua, Amazon basin, Peru. *Check List* 7(4): 413-442, 2011. ISSN: 1809-127X.
- Carvalho, T.P., S. J. Tang, J. I. Fredieu, R. Quispe, I. Corahua, H. Ortega & J.S. Albert. 2009. Fishes from the upper Yuruá river, Amazon basin, Peru. *Check List* 5(3): 673-691, 2009. ISSN: 1809-127X.
- Charre-Medellín, J.F.; Magaña-Cota, G.; Monterrubio-Rico, T.C.; Tafolla-Muñoz, R.; CharreLuna, J.L. & Botello, F. 2016. Mamíferos medianos y grandes del municipio de Victoria, Reserva de la Biosfera Sierra Gorda Guanajuato, México.
- Chernoff B., P. Willink, J. Sarmiento, A. Machado-Allison, N. Menezes, and H. Ortega. 1999. Geographic and Macrohabitat Partitioning of Fishes in the Tahuamanu and Manuripi Region, Upper Orthon Basin, Bolivia. In: A BIOLOGICALASSESSMENT OF THE UPPER RIO ORTHON BASIN, PANDO, BOLIVIA, Eds. B. Chernoff and P. Willink. AquaRAP Program. *Bulletin of Biological Assessment* 15:51-67.

- Correa, E. & H. Ortega. 2010. Diversidad y variación estacional de peces en la cuenca baja del río Nanay, Perú. *Rev. peru. biol.* Lima, Perú. Vol.15 (2):059-064.
- Cossíos, E., Paloma Alcázar, Ursula Fajardo, Kelly Chávez, Joanna Alfaro-Shigueto, y et al. 2012. El Orden Carnívora (Mammalia) en el Perú: Estado del conocimiento y prioridades de investigación para su conservación. *Revista Peruana de Biología*. 19 (1), 017-026.
- Crooks, K.R. & Soulé, M.E. 1999. Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature*. 400:563-566.
- De la Lanza G.S., H. Pulido y J.L.P. Carvajal. 2000. Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores). Plaza y Valdez / Comisión Nacional del Agua, SEMARNAP/Instituto de Biología, UNAM, México, D.F. 633 pp.
- Di Bitetti M.S., C. De Angelo, Ye Di Blanco & A. Paviolo. 2010. Niche partitioning and species coexistence in a Neotropical felid assemblage. *Acta Oecologica*. 36:403-412.
- Di Bitetti, M. S., A. Paviolo & C. De Angelo. 2006. Density, habitat use and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in the Atlantic forest of Misiones, Argentina. *Journal of Zoology*. 270: 153–163.
- Días, G. 2014. Metodología para el análisis del paisaje adaptadas a la selva del Bajo Urubamba. En: Programa de Monitoreo de la Biodiversidad (Editor) Programa de Monitoreo de la Biodiversidad en Camisea: 10 Años de implementación 2015, pp. 25-37. Lima: Perú.
- Diringer, Sarah E. Beth J. Feingold, Ernesto J. Ortiz, John A. Gallis, Julio M. Araujo-Flores, Axel Berky, William K. Y. Pan and Heileen Hsu-Kim. 2014. River transport of mercury from artisanal and small-scale gold mining and risks for dietary mercury exposure in Madre de Dios, Peru. The Royal Society of Chemistry December 2014.
- Domínguez E. & Fernández H. 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Sistemática y biología. Tucumán, Argentina: Fundación Miguel Lillo. 656pp.
- Dos Santos P.V., F. Rodrigues. 2013. Assemblage of medium and large size mammals in an urban semideciduous seasonal forest fragment in cerrado biome. *Biota Neo-tropical*. 13(2):76-80.
- Emmons, L. H. & F. Feer. 1999. Mamíferos de los bosques húmedos de América tropical, Una guía de campo. Fundación Amigos de la Naturaleza. Santa Cruz de la Sierra, Bolivia.
- Feinsinger, P. 2003. El diseño de estudio de campo para la conservación de la biodiversidad. Editorial FAN, San Cruz de la Sierra. Bolivia.
- Fernández H.R. & E. Domínguez. 2001. Guía para la Determinación de Artrópodos Bentónicos Sudamericanos. Serie: Investigaciones de la UNT, Subserie Ciencias Exactas Naturales. Tucumán. Argentina. 282pp.
- Foster, R.J. & B.J. Harmsen. 2012. A critique of density estimation from camera-trap data. *Journal of Wildlife Management*. 76(2):224-236.
- Hammer Ø, DAT Harper & PD Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Paleontología Electrónica* 4: 1-9.
- Harmsen, B.J., Foster, R.J., Silver, S., Ostro, L. & Doncaster, C.P. 2010. Differential use of trails by forest mammals and the implications for camera-trap studies: a case study from Belize. *Biotropica*. 42, 126–133.

- Juárez M., Trucco, C., Aguerre G., Mange G. & Ferretti V. (Eds) 2013. Programa de Monitoreo de la Biodiversidad en Camisea. Perú. Componente Upstream. Informe Annual 2012. 311 pp.
- Juárez M., Trucco, C., Aguerre G., Mange G. & Ferretti V. (Eds.) 2013. Programa de
- Juárez, M.; Aguerre, G.; Ferretti V. y Mange G. (Eds.) 2016. Informe anual 2015 del Programa de Monitoreo de la Biodiversidad en Camisea, Perú. 111 págs.
- Karanth, K. U. & Nichols, J. D. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology*. 79(8):2852–2862.
- Kasper C., Schneider A. & Oliveira T. G. 2016. Home range and density of three sympatric felids in the southern Atlantic Forest, Brazil. *Brazilian Journal of Biology*. 76:228-232.
- Klemm, D.J., P.A. Lewis., F. Fulk & J.M. Lazorchak. 1990. Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters. EPA/600/4-90/030.US. Environmental Protection Agency. Environmental Monitoring systems Laboratory. Cincinnati, Ohio 45268. 253p.
- Kolowsky, J.M. & Alonso, A. 2010. Density and activity patterns of ocelots (*Leopardus pardalis*) in northern Peru and the impact of oil exploration activities. *Biological Conservation*. 143 (2010) 917–925.
- Kuroiwa, A. 2009. Jaguar population abundance and density estimates using camera traps in a tropical rainforest of southeastern Peru. Working Document. WCS-Peru.
- Loeb M.V., Varella H.R., Menezes N.A. 2018. A new species of Anchoviella (Clupeiformes: Engraulidae) from the western Amazon River in Peru, with comments on congeners in the Peruvian Amazon River. *J. Fish Biol.* 2018 Jun;92(6):1720-1730. doi: 10.1111/jfb.13601. Epub 2018 Apr 6.
- Lucherini, M., Soler, L. & Luengos, E. 2004. A preliminary revision of knowledge status of felids in Argentina. *Mastozoología Neotropical*. 11(1):7-17
- Maffei, L., & Taber, A. 2003. Área de acción de *Mazama americana* (Cervidae) en un bosque seco de Bolivia. *Ecología en Bolivia*. 38(2), 179-180.
- Maffei, L., A. J. Noss, E. Cuéllar & D. I. Rumiz. 2005. Ocelot (*Felis pardalis*) population densities, activity, and ranging behaviour in the dry forests of eastern Bolivia: Data from camera trapping. *Journal of Tropical Ecology*. 21:1–6.
- Maffei, L., Isasi-Catalá, E., Bussalleu, A., Parodi, A., Anchante, A. & Kuroiwa, A. En Preparación. Jaguar population density and mammal occupancy in the lowlands of Manu National Park.
- Maffei, L.; Cuéllar, E.; & Noss, A. 2002. Uso de trampas-cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitanía. *Revista Boliviana de Ecología y Conservación Ambiental*. 11. 55-65.
- Magurran A.E. 2011. Diversidad Ecológica y su Medición. Ediciones Vedra, Barcelona, España. 200pp.
- Mateussi, Nadayca T. B., Oliveira, Claudio, Pavanelli, Carla S. 2017. Taxonomic revision of the Cis-Andean species of *Mylossoma* absc Eigenmann & Kennedy, 1903 (Teleostei: Characiformes: Serrasalminidae). *Zootaxa*. Vol. 4387. N°2.
- Mendoza, W. 2014. Metodologías para el monitoreo de la vegetación en el Programa de Monitoreo de la Biodiversidad. En Metodologías para el Monitoreo de la Biodiversidad en la Amazonia. Experiencia en el Programa de Monitoreo de la Biodiversidad en el Área del Proyecto Camisea. 2014. Pg. 39-46.

- Monitoreo de la Biodiversidad en Camisea. Perú. Componente Upstream. Informe Anual 2012. 311 pp.
- Morato, R.G., J.A. Stabach, C.H. Fleming, J.M. Calabrese, R.C. De Paula, K.M. Ferraz, D.L. Kantek, S.S. Miyazaki, T.D. Pereira, G.R. Araujo, A. Paviolo, C. De Angelo, M.S. Di Bitetti, P. Cruz, F. Lima, L. Cullen, D.A. Sana, E.E. Ramalho, M.M. Carvalho, F.H.S. Soares, B. Zimbres, M.X. Silva, M.D.F. Moraes, A. Vogliotti, J.A. May, Jr., M. Haberfeld, L. Rampim, L. Sartorello, M.C. Ribeiro and P. Leimgruber. 2016. Space use and movement of a neotropical top predator: the endangered jaguar. *PLoS One*. 11: p.e0168176.
- Muller-Landau, H.C., Wright, S.J., Calderon, O., Condit, R. & Hubbell, S.P. 2008. Interspecific variation in primary seed dispersal in a tropical forest. *Journal of Ecology*, 96, 653–667.
- Negrões N, Sollmann R, Fonseca C, Jácomo ATA, Revilla E, Silveira L. 2012 One or two cameras per station? Monitoring jaguars and other mammals in the Amazon. *Ecological Research*. 27:639–648.
- Nelson J., T. Grande and H. Smith. 2016. *Fishes of the World*. Wiley and Sons. NY.
- Noss, A.J., Cuellar, R.L., Barrientos, J., Maffei, L., Cuellar, E., Arispe, R., Rumiz, D. & Rivero, K. 2003. A camera trapping and radio telemetry study of lowland tapir (*Tapirus terrestris*) in Bolivian dry forests. *Tapir Conservation* June 2003 Vol. 12 No 3.
- Nowak, R. M. 1991. *Walker's mammals of the world*. Vols. 1 and 2. 5th ed. Johns Hopkins University Press, London.
- O'Brien, T.G. 2011. Abundance, density and relative abundance: a conceptual framework. Pp. 71-96 in A.F. O'Connell, Jr., J.D. Nichols & K.U. Karanth (eds.). *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. Springer, New York.
- Ortega H., I. Samanez, E. Castro, M. Hidalgo y N. Salcedo. 1998. Protocolos Sugeridos para la Evaluación y Monitoreo de Sistemas Acuáticos del Bajo Urubamba, Perú. *Biodiversity Assessment & Monitoring, Smithsonian Institution/MAB Series #2*: 278-280.
- Ortega, H and M. Hidalgo. 2008. Freshwater fishes and aquatic habitats in Peru: Current knowledge and conservation. *Aquatic Ecosystem Health & Management* 11 (3):257-271.
- Ortega, H. 1996. Evaluación preliminar de la Ictiofauna del Río Camisea, Bajo
- Ortega, H., L. Chocano, C. Palma e Iris Samanez. 2010. *Biota Acuática en la*
- Ortega, H., M. Hidalgo, G. Trevejo, E. Correa, Ana María Cortijo, Vanessa Meza y J. Espino. 2012. *Lista Anotada de los Peces de Aguas Continentales del Perú*. Segunda Edición. Ministerio del Ambiente - Museo de Historia Natural. Lima, Perú. 56 pp.
- Ortega, H., M. Hidalgo, N. Salcedo, E. Castro & C. Riofrio. 2001. Diversity and Conservation of Fish of the Lower Urubamba Region, PERU. In: Alonso, A., F. Dallmeier & P. Campbell (Eds.) *URUBAMBA: The Biodiversity of the Peruvian rainforest, SI/MAB Series 7*. Smithsonian Institution, Washington, D.C.
- Palacios, V. & H. Ortega. 2009. Diversidad de Peces del Río Inambari (Madre de Dios, Perú). *Rev. peru. biol.* Lima, Perú. Vol.15 (2):059-064.
- Pérez Irineo, G., A. Santos-Moreno & A. Hernández-Sánchez. 2017. Density and activity pattern of *Leopardus wiedii* and *Leopardus pardalis* in Sierra Norte of Oaxaca, Mexico. *Therya*. 8(3):217-222.

- Pérez-Irineo, G., & Santos-Moreno, A. 2016. Abundance and activity patterns of medium-sized felids (Felidae, Carnivora) in Southeastern Mexico. *The Southwestern Naturalist*. 61(1), 33-39.
- PMB, 2016. Monitoreo de mamíferos grandes con cámaras trampa. Informe Final. Programa de Monitoreo Biológico – ERM.
- PMB, 2017. Efecto de la Planta Malvinas sobre la comunidad de mamíferos mayores. Informe Final. Programa de Monitoreo Biológico – ERM.
- PMB, 2018. Muestreo con trampas cámara pre-construcción gasoducto Cashiriari II. Informe Final. Programa de Monitoreo Biológico – ERM.
- Programa de Monitoreo de la Biodiversidad (Editor). 2013. Guía de plantas. Biodiversidad y Comunidades nativas del Bajo Urubamba, Peru. 168 p.
- Ray, J.C, K.H. Redford, R. Steneck, J. 2005. Berger Large carnivores and the conservation of biodiversity Island Press, Washington.
- Rexstad, E. & Burnham, K. P. 1991. User's guide for interactive program CAPTURE. Fort Collins, CO: Colorado Cooperative Fish & Wildlife Research Unit, Colorado State University.
- Riofrio-Quijandría José C., Stive Flores-Gómez, José Wasiw G., Víctor Yépez P. 2017. Reproducción, Crecimiento y Tasa de Explotación de Chiochio (*Psectrogaster rutiloides*) en la Cuenca del Río Ucayali entre 2008-2012. *Rev Inv Vet Perú* 2017; 28(2): 345-358. <http://dx.doi.org/10.15381/rivep.v28i2.13083>
- Ripple W.J. & Beschta R.L. 2005. Linking wolves and plants: Aldo Leopold on trophic cascades. *Bioscience*. 55:613-621.
- Rivero, K., Rumiz, D.I. & Taber, A.B. 2005. Estimating brocket deer (*Mazama gouazoubira* and *M. americana*) abundance by dung pellet counts and other indices in seasonal Chiquitano forest habitats of Santa Cruz, Bolivia. *European Journal of Wildlife Research*. 50(4):161-167
- Roldan, G. 1999. Macro invertebrados y su valor como indicadores de la calidad del
- Ronaldo B. Barthem, Michael Goulding, Rosseval G. Leite, Carlos Cañas, Bruce Forsberg, Eduardo Venticinque, Paulo Petry, Mauro L. de B. Ribeiro, Junior Chuctaya & Armando Mercado. 2017. Goliath catfish spawning in the far western Amazon confirmed by the distribution of mature adults, drifting larvae and migrating juveniles *Scientific Reports* volume 7, Article number: 41784 (2017)
- Silver, C. S., Ostro, L. E. T., Marsh, L. K., Maffei, L., Noss, A. J., Kelly, M., Wallace, R. & Gómez, H. 2004. The use of camera traps for estimating jaguar (*Panthera onca*) abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx*. 38:148– 154.
- Soave G. E., Ferretti V., Galliari C. A. & Mange G. (Eds.) (2009). Programa de Monitoreo de la Biodiversidad en Camisea, Amazonia Peruana, Perú, Informe Anual 2008. 473 pp.
- Soave G. E., Ferretti V., Galliari C. A. & Mange G. (Eds.) (2009). Programa de Monitoreo de la Biodiversidad en Camisea, Amazonia Peruana, Perú, Informe Anual 2008.
- Soave, G.E., Ferreti, V., Galliari, C.A. y Mange, G. 2009. Programa de Monitoreo de la biodiversidad de Camisea, Amazonía Peruana, Perú, Informe Anual 2008.
- Soave, G.E., Mange, G., Ferretti V & Galliari C.A. (eds.) (2006). Informe Anual 2006 del Programa de Monitoreo de la Biodiversidad de Camisea, Perú.
- Terborgh, J., J.A. Estes, P.C. Paquet, K. Rails, D. Boyd-Heger, B. Miller & R. Noss. 1999. Role of top carnivores in regulating terrestrial ecosystems. Pages 39–64 in Soulé M.E.

- Terborgh J., eds. Continental Conservation: Scientific Foundations of Regional Reserve Networks. Washington (DC): Island Press.
- Tobler, M.W. & G.V.N. Powell. 2013. Estimating jaguar densities with camera traps: problems with current designs and recommendations for future studies. *Biological Conservation*. 159: 109–118.
 - Tobler, M.W., Carrillo-Percestequi, S. E., Leite Pitman, R., Mares, R., & Powell, R. 2008. An evaluation of camera traps for inventorying large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Animal Conservation*. 11 (2008) 169–178.
 - Tobler, M.W., Garcia, A.R., Carrillo-Percestequi, S.E., Santizo, G.P., Polisar, J., Zuñiga H.A. & Goldstein, I. 2018. Do responsibly managed logging concessions adequately protect jaguars and other large and medium-sized mammals? Two case studies from Guatemala and Peru. *Biological Conservation*. 220: 245–253.
 - Tobler, M.W., Zuñiga, H.A., Carrillo-Percestequi, S.E. & Powell, G.V.N. 2015. Spatiotemporal hierarchical modelling of species richness and occupancy using camera trap data. *Journal of Applied Ecology*. 52:413–421.
 - Tognelli, M.F., Lasso, C.A., Bota-Sierra, C.A., Jiménez-Segura, L.F. y Cox, N.A. (Editores). 2016. Estado de Conservación y Distribución de la Biodiversidad de Agua Dulce en los Andes Tropicales. Gland, Suiza, Cambridge, UK y Arlington, USA: UICN. 199 pp.
 - Trolle M. 2003. Mammal survey in the southern Pantanal, Brazil. *Biodiversity and Conservation*. 12:823-836.
 - Trolle, M., & Kéry, M. 2005. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia*. 69: 405–412.
 - Trucco C., Aguerre G., Juárez M., Ferretti V. y Mange G. (Eds.) 2015. Informe anual 2014 del Programa de Monitoreo de la Biodiversidad en Camisea, Perú. 132 págs.
 - Urubamba (Cusco – Ucayali). *Rev. peru. biol.* Lima, Perú. Vol.17 (1):029-035.
 - Urubamba, Cusco. En: Actas del Taller sobre Diversidad Biológica y Cultural del
 - Vanegas, A.; M.M. Azpelicueta & H. Ortega. 2014. *Chrysobrycon yoliae*, new Rev Inv Vet Perú 2017; 28(2): 345-358 <http://dx.doi.org/10.15381/rivep.v28i2.13083> species of Stevardiine fish (Characiformes: Characidae) from the río Ucayali basin, Peru. *Neotropical Ichthyology* 12(2): 291-300, 2014.
 - Vari, P. R. & H. Ortega. 2000. *Attonitus* a new genus of sexually dimorphic characiforms (Ostariophysi: Characidae) from western Amazonia; a phylogenetic definition and description of three new species. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, Vol 11 pp. 113- 140. ISSN 0936-9902.
 - Wallace, R.B., H. Gómez, G. Ayala & F. Espinoza. 2003. Camera trapping for jaguar (*Panthera onca*) in the Tuichi valley, Bolivia. *Mastozoología Neotropical / Journal of Neotropical Mammalogy*. 10:133-13.
 - Wang B.C. and Smith T. B. (2002). Closing the seed dispersal loop. *Trends in Ecology & Evolution* 17, 379–385. [A review of recent advances in fundamental and applied ecology of seed dispersal, including recommendations for experimental designs and future directions].
 - Weitzman, S. & H. Ortega, 1995. A new species of *Tytocharax* (Teleostei: Characidae: Glandulocaudinae: Xenobryconini) from the Rio Madre de Dios basin of Peru. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, Vol.6, No.2, pp.129-148.

- Willink, P. W., B. Chernoff, H. Ortega, R. Barriga, A. Machado-Allison, H. Sánchez y N. Salcedo. 2005. Fishes of the Pastaza River Watershed: Assessing the Richness, Distribution and Potential Threats. In: A Rapid biological assessment of the aquatic ecosystems of the Río Pastaza river basin, Perú and Ecuador. Eds. P. Willink. B. Chernoff and J McCullough. Rapid Assessment Program. RAP Bulletin of Biological Assessment No.33. Washington, D.C.
- Wilson, K. R. & Anderson, D. R. 1985. Evaluation of two density estimators of small mammal population size. *Journal of Mammalogy*. 66(1):13–21.
- Zambrano A.J. 2018. Superación de la latencia en semillas de kudzu (*Pueraria phaseoloides*). Tesis para optar el título de Ingeniero Agrónomo - Universidad Nacional Agraria La Molina.

ANEXOS

Anexo 1: Lista de especies de plantas vasculares registradas en Agua Negra y en Meronkiari en los años 2011, 2014 y 2018

Anexo 2: Coordenadas, fechas de revisión e instalación y esfuerzos

Cuadrante	Instalación	Revisión	Retiro	X UTM	Y 18 L	Esfuerzo
E 01	29-sep-18	28-oct-18	25-ene-19	725226	8686746	118
E 01	29-sep-18	28-oct-18	25-ene-19	725226	8686746	118
E 02-A	29-sep-18	28-oct-18	25-ene-19	724436	8687274	118
E 02-B	29-sep-18	28-oct-18	25-ene-19	724439	8687256	118
E 03	29-sep-18	28-oct-18	31-ene-19	724765	8688062	124
E 04	29-sep-18	28-oct-18	25-ene-19	725732	8687369	118
E 04	29-sep-18	28-oct-18	25-ene-19	725732	8687369	118
E 05	29-sep-18	28-oct-18	25-ene-19	726420	8687061	118
E 05	29-sep-18	28-oct-18	25-ene-19	726420	8687061	118
E 06	29-sep-18	28-oct-18	25-ene-19	727759	8686457	118
E 07	28-sep-18	No se revisó	Robada	728164	8687178	0
E 07	28-sep-18	No se revisó	Robada	728164	8687178	0
E 08	28-sep-18	29-oct-18	Robada	726731	8688253	31
E 08	28-sep-18	29-oct-18	26-ene-19	726731	8688253	120
E 09	28-sep-18	3-nov-18	29-ene-19	726147	8688494	123
E 09	28-sep-18	3-nov-18	Retirada nov	726147	8688494	36
E 10	28-sep-18	3-nov-18	Robada	725507	8688901	36
E 10	28-sep-18	3-nov-18	Robada	725507	8688901	36
E 11	4-oct-18	3-nov-18	Robada	724709	8689636	30
E 11	4-oct-18	3-nov-18	Robada	724709	8689636	30
E 12	6-oct-18	28-oct-18	25-ene-19	723613	8689690	111
E 13	4-oct-18	1-nov-18	3-feb-19	724091	8690880	122
E 14	4-oct-18	3-nov-18	31-ene-19	725063	8690158	119
E 14	4-oct-18	3-nov-18	31-ene-19	725063	8690158	119
E 15	6-oct-18	3-nov-18	29-ene-19	725843	8689652	115
E 15	6-oct-18	3-nov-18	29-ene-19	725843	8689652	115
E 16	6-oct-18	3-nov-18	29-ene-19	726595	8689205	115
E 16	6-oct-18	3-nov-18	Retirada nov	726595	8689205	28
E 17	5-oct-18	29-oct-18	Robada	727564	8688509	24
E 18	28-sep-18	No se revisó	Robada	727874	8688025	0
E 18	28-sep-18	No se revisó	Robada	727874	8688025	0
E 19	5-oct-18	29-oct-18	Robada	727490	8689606	24
E 20	5-oct-18	29-oct-18	Robada	727430	8690147	24
E 21	7-oct-18	27-oct-18	3-feb-19	726175	8690550	119
E 22	7-oct-18	27-oct-18	3-feb-19	725531	8691136	119
E 23-A	7-oct-18	27-oct-18	Robada	724776	8691519	20
E 23-B	8-oct-18	27-oct-18	3-feb-19	724762	8691568	118
E 24-A	8-oct-18	4-nov-18	1-feb-19	725229	8692511	116
E 24-B	8-oct-18	4-nov-18	1-feb-19	725305	8692474	116
E 25	8-oct-18	4-nov-18	1-feb-19	725964	8691985	116
E 26	8-oct-18	No se revisó	1-feb-19	726772	8691519	116
E 27	5-oct-18	29-oct-18	Robada	727875	8690845	24
E 28	5-oct-18	29-oct-18	29-ene-19	728689	8690698	116
E 29	5-oct-18	29-oct-18	Robada	728947	8691254	24
E 31-A	3-oct-18	31-oct-18	28-ene-19	727331	8692523	117
E 31-A	3-oct-18	31-oct-18	28-ene-19	727331	8692523	117

Cuadrante	Instalación	Revisión	Retiro	X UTM	Y 18 L	Esfuerzo
E 31-B	3-oct-18	31-oct-18	28-ene-19	727688	8692283	117
E 32-A	3-oct-18	31-oct-18	28-ene-19	726793	8692945	117
E 32-B	3-oct-18	31-oct-18	28-ene-19	726779	8692658	117
E 33	3-oct-18	30-oct-18	Robada	725853	8693137	27
E 33	3-oct-18	30-oct-18	Robada	725853	8693137	27
E 34	3-oct-18	1-nov-18	2-feb-19	725146	8694660	122
E 34	3-oct-18	1-nov-18	2-feb-19	725146	8694660	122
E 35-A	1-oct-18	2-nov-18	30-ene-19	726205	8694165	121
E 35-B	1-oct-18	2-nov-18	30-ene-19	727042	8693697	121
E 36	1-oct-18	2-nov-18	30-ene-19	727113	8693759	121
E 36	1-oct-18	2-nov-18	30-ene-19	727113	8693759	121
E 37	2-oct-18	30-oct-18	Robada	727880	8693320	28
E 37	2-oct-18	30-oct-18	Robada	727880	8693320	28
E 38	2-oct-18	30-oct-18	27-ene-19	728884	8693001	117
E 38	2-oct-18	30-oct-18	27-ene-19	728884	8693001	117
E 39	5-oct-18	29-oct-18	29-ene-19	729633	8692297	116
E 40	2-oct-18	29-oct-18	26-ene-19	730156	8692853	116
E 40	2-oct-18	29-oct-18	26-ene-19	730156	8692853	116
E 41	2-oct-18	30-oct-18	27-ene-19	729310	8693433	117
E 41	2-oct-18	30-oct-18	27-ene-19	729310	8693433	117
E 42	2-oct-18	30-oct-18	Robada	728331	8693738	28
E 42	2-oct-18	30-oct-18	Robada	728331	8693738	28
E 43	1-oct-18	2-nov-18	30-ene-19	727354	8694584	121
E 43	1-oct-18	2-nov-18	30-ene-19	727354	8694584	121
E 44	1-oct-18	2-nov-18	30-ene-19	727061	8695102	121
E 44	1-oct-18	2-nov-18	30-ene-19	727061	8695102	121
E 45	30-sep-18	No se revisó	2-feb-19	725578	8695551	125
E 45	30-sep-18	No se revisó	2-feb-19	725578	8695551	125
E 46-A	30-sep-18	1-nov-18	2-feb-19	724324	8696676	125
E 46-B	30-sep-18	No se revisó	2-feb-19	724802	8695923	125
E 47-A	30-sep-18	1-nov-18	2-feb-19	724006	8696859	125
E 47-B	30-sep-18	1-nov-18	2-feb-19	724135	8696736	125
E 48	1-oct-18	2-nov-18	30-ene-19	727359	8695762	121
E 48	1-oct-18	2-nov-18	30-ene-19	727359	8695762	121

Anexo 3: Fotografías de los felinos identificados

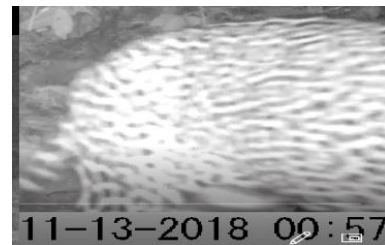
Individuos de ocelotes



Individuos de margays

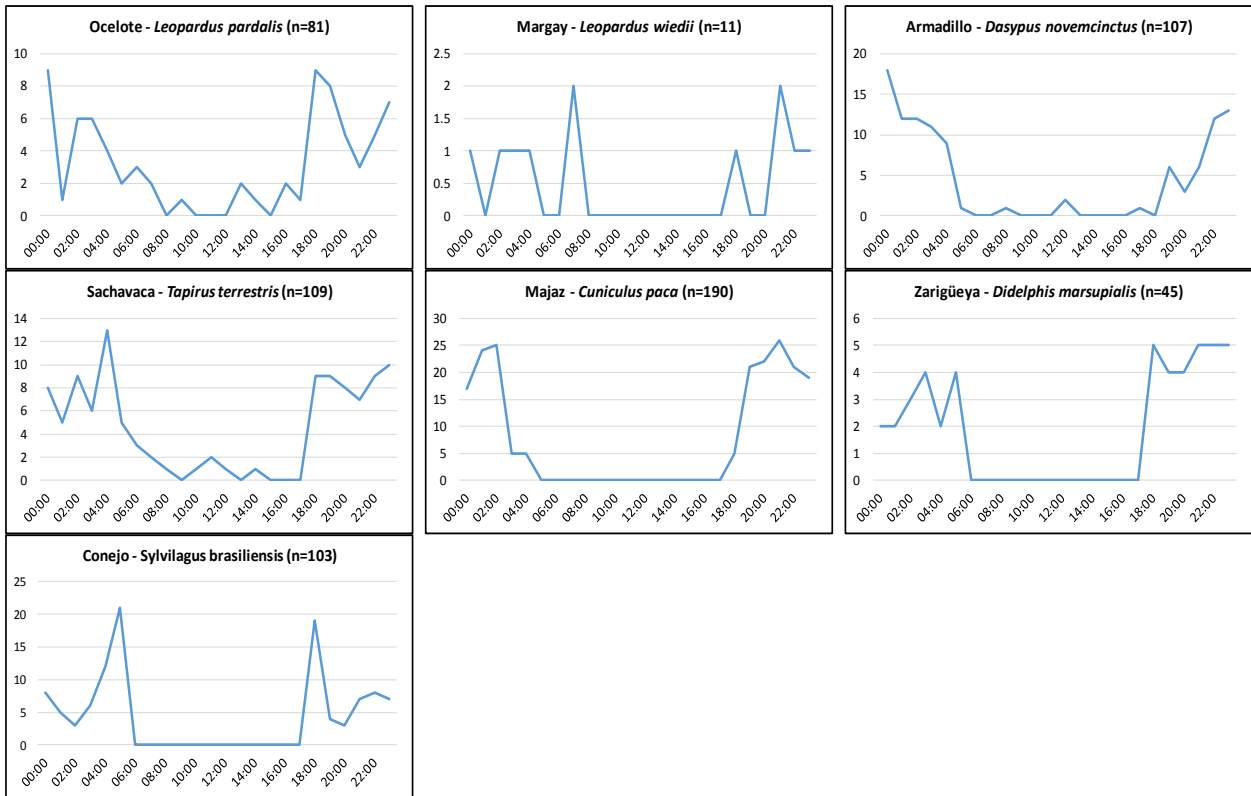


Individuos de jaguares

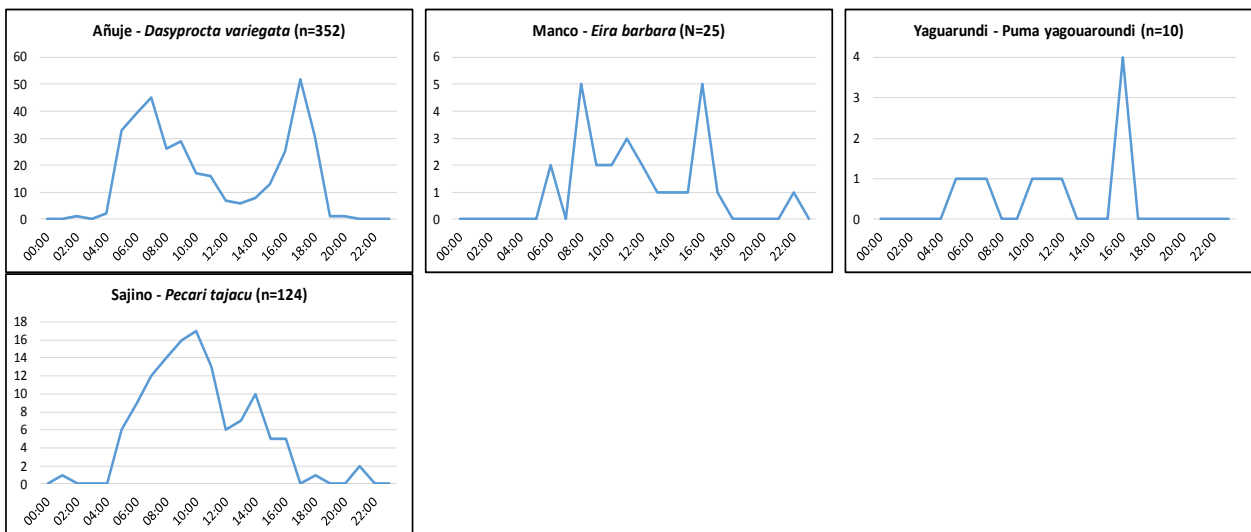


Anexo 4: Histogramas de actividad de mamíferos nocturnos, diurnos y catemerales

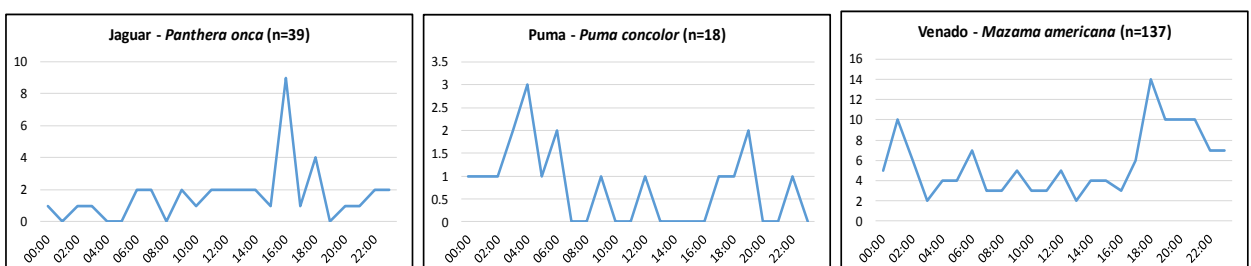
Nocturnos



Diurnos









Catemerales



Anexo 5: Registro fotográfico de algunas especies registradas durante el 2018

<p><i>Prochilodus nigricans</i>: "shima"</p> 	<p><i>Pimelodus blochii</i>: "korio"</p> 
<p><i>Pimelodus maculatus</i>: "Korio"</p> 	<p><i>Astyanax bimaculatus</i>: "Sankovati"</p> 
<p><i>Astyanax maximus</i>: "Sankovati"</p> 	<p><i>Brachyplatystoma tigrinum</i>: "Manitishimate"</p> 

<p><i>Zungaro zungaro</i>: "Omani"</p> 	<p><i>Aphanotorolus</i> sp.: "Etari"</p> 
<p><i>Ancistrus</i> sp.: "Etari"</p> 	<p><i>Hypostomus</i> sp.: "Etari"</p> 
<p><i>Hypostomus</i> spp.: "Kempiti"</p> 	<p><i>Aphanotorolus</i> spp.: "Kempiti"</p> 

Anexo 6: Mapas de cuerpos de agua registrados en las faenas del 2018

Anexo 7: Lista de peces de consumo - cuenca del río Urubamba

Nº	Especie	Nombre común	Bajo Urubamba	Alto Urubamba
78	<i>Sorubimichtys planiceps</i>	Achacubo, bagre	X	X
32	<i>Electrophorus electricus</i>	Anguilla	X	X
27	<i>Crenicichla sedentaria</i>	Añashua	X	X
42	<i>Leiarius marmoratus</i>	Ashara	X	
58	<i>Pimelodus ornatus</i>	Bagre aleta colorida	X	X
14	<i>Brachyplatystoma juruense</i>	Bagre alinaza	X	X
33	<i>Goslinia platynema</i>	Bagre barba chata	X	
57	<i>Pimelodus blochii</i> *	Bagre común	X	X
7	<i>Astroblepus mancoi</i>	Bagre de torrente		X
73	<i>Rhamdia quelen</i>	Bagre de quebrada	X	X
13	<i>Brachyplatystoma filamentosum</i>	Bagre saltón	X	
48	<i>Megalonema platycephala</i>	Bagre sin espinas	X	
12	<i>Auchenipterus nuchalis</i>	Bagre, leguía	X	
59	<i>Pimelodus pictus</i>	Bagrecola pintada	X	X
3	<i>Ageneiosus ucayalensis</i>	Bocón, bagre	X	
66	<i>Prochilodus nigricans</i>	Boquichico, shimaa	X	X
19	<i>Bujurquina eurhinus</i>	Bujurqui	X	
20	<i>Bujurquina labiosa</i>	Bujurqui	X	
21	<i>Bujurquina ophrys</i>	Bujurqui	X	
22	<i>Bujurquina megalospilus</i>	Bujurqui	X	
23	<i>Bujurquina robusta</i>	Bujurqui	X	
68	<i>Pseudocetopsis plumbeus</i>	Canero azul	X	X
79	<i>Squaliforma emarginata</i>	Carachama	X	
25	<i>Chaetostoma sp.</i>	Carachama hocico blando	X	X
4	<i>Ancistrus ocloi</i>	Carachama con barba	X	X
5	<i>Aphanotorulus unicolor</i>	Carachama con lunares	X	
39	<i>Hypostomus ericius</i>	Carachama marrón	X	X
80	<i>Steindachnerina bimaculata</i>	Chio-chio	X	
29	<i>Curimata vittata</i>	Chio-chio	X	
30	<i>Curimatopsis sp.</i>	Chio-chio	X	
49	<i>Megalodoras uranoscopus</i>	Churero, piro	X	
61	<i>Plagioscion squamosissimus</i> *	Corvina	X	X
89	<i>Zungaro zungaro</i> *	Cunchi mama	X	X
31	<i>Cynopotamus amazonus</i>	Dentón grande	X	X
26	<i>Charax caudimaculatus</i>	Dentón pequeño	X	X
69	<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i> *	Doncella	X	X
70	<i>Pseudoplatystoma punctifer</i> *	Doncella de playa	X	
37	<i>Hydrolicus scomberoides.</i>	Huapeta	X	X
36	<i>Hoplias malabaricus</i>	Huasaco, fasaco	X	X
52	<i>Parodon pongoensis</i>	Julilla de río	X	X
53	<i>Parodon buckleyi</i>	Julilla de río	X	
76	<i>Shizodon fasciatus</i>	Lisa cuatro bandas	X	
44	<i>Leporinus friderici</i>	Lisa de lunares	X	X
43	<i>Leporellus vittatus</i>	Lisa de quebrada	X	X
45	<i>Leporinus trifasciatus</i>	Lisa tres bandas	X	X

N°	Especie	Nombre común	Bajo Urubamba	Alto Urubamba
81	<i>Steindachnerina dobula</i>	Llambina	X	
82	<i>Steindachnerina guentheri</i>	Llambina	X	
83	<i>Steindachnerina hypostoma</i>	Llambina	X	
85	<i>Sternopygus macrurus</i>	Macana	X	
84	<i>Sternarchorhynchus sp.</i>	Macana	X	
34	<i>Gymnotus carapo</i>	Macana con bandas	X	
6	<i>Apteronotus albifrons</i>	Macana negra	X	X
38	<i>Hypophthalmus edentatus</i>	Maparate	X	
86	<i>Tetragonopterus argenteus</i>	Mojara	X	
8	<i>Astyanax abramis</i>	Mojara, simiraco	X	
9	<i>Astyanax anteroides</i>	Mojara, simiraco	X	
10	<i>Astyanax bimaculatus</i>	Mojara, simiraco	X	X
11	<i>Astyanax maximus</i>	Mojara, simiraco	X	X
28	<i>Ctenobrycon spilurus</i>	Mojarita	X	X
40	<i>Knodus megalops</i>	Mojarita	X	X
55	<i>Pimelodina flavipinnis*</i>	Mota delgada	X	
60	<i>Pinirampus pirinampu*</i>	Mota flemosa	X	
24	<i>Calophysus macropterus*</i>	Mota punteada	X	X
56	<i>Piaractus brachypomus</i>	Paco	X	
50	<i>Mylossoma albiscopum</i>	Palometa	X	
75	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	Paña blanca	X	X
72	<i>Pygocentrus nattereri</i>	Paña roja	X	X
54	<i>Phractocephalus hemiliopterus</i>	Peje torre	X	
2	<i>Acestrorhynchus sp.</i>	Peje zorro	X	X
67	<i>Psectrogaster amazonicus*</i>	Ractacara	X	
64	<i>Potamotrygon motoro</i>	Raya común	X	
65	<i>Potamotrygon sp.</i>	Raya común	X	
18	<i>Brycon melanopterus</i>	Sábalo cola negra	X	
17	<i>Brycon cephalus</i>	Sábalo cola roja	X	X
74	<i>Salminus affinis</i>	Sábalo macho	X	X
1	<i>Abramites hypselonotus</i>	San pedrito	X	
88	<i>Triportheus angulatus</i>	Sardina cola negra	X	
87	<i>Triportheus albus</i>	Sardina dorada	X	
77	<i>Sorubim lima</i>	Shiripira, pico de pato	X	X
41	<i>Lamontichthys filamentosum</i>	Shitari	X	
46	<i>Loricaria sp.</i>	Shitari común	X	X
47	<i>Loricariichthys sp.</i>	Shitari labio ancho	X	X
71	<i>Pseudoplatystoma tigrinum*</i>	Tigre zúngaro	X	
35	<i>Hemisorubim platyrhynchos</i>	Toa, bagre	X	X
51	<i>Oxydoras niger</i>	Turushuqui	X	X
62	<i>Potamorhina altamazonica</i>	Yahuarachi	X	
63	<i>Potamorhina latior</i>	Yahuarachi	X	
16	<i>Brachyplatystoma vaillanti</i>	Zungaro blanco	X	
15	<i>Brachyplatystoma rousseauxii</i>	Zungaro dorado	X	

Nota: * Especies en las cuales podrían encontrarse trazas de mercurio debido a que en otras cuencas se ha reportado.