

PROGRAMA DE MONITOREO DE LA BIODIVERSIDAD EN CAMISEA

INFORME
Período 2020-2023

COMPONENTE EXPLOTACIÓN
(UPSTREAM)



EQUIPO TÉCNICO Y OPERATIVO 2020-2023

DIRECCIÓN TÉCNICA

Catherine Sahley

COORDINACIÓN GENERAL

Sheila Romero

OPERACIÓN Y LOGÍSTICA

Ramiro Montes

María Claudia Osorio

Percy Riquez

EQUIPO DE ANÁLISIS E INTEGRACIÓN

Sheila Romero

Ramiro Montes

Florencia Curzel

Fernando Valdez

Eli Corman

Maria Claudia Corahua

Adrián Valdiviezo

COMPONENTES

Paisaje

Guillermo Dias

Vegetación

Wilfredo Mendoza

Mamíferos

Leonardo Maffei

Aves

Víctor Gamarra

Insectos

Gorky Valencia

Biota Acuática

Hernán Ortega

EQUIPO DE CAMPO

Monitoreo de Mamíferos con Trampas Cámara

Rocio Chiara Trujillo (Coordinador)

Leonardo Maffei (Investigador)

Fernando Valdez (Asistente)

Clarisa Toribio (Enfermero)

Lilia Ramírez (Enfermero)

Juan Gabriel Silva (Enfermero)

Monitoreo de Biota Acuática

Ramiro Montes (Coordinador)

Alex Mendoza (Investigador)

María Isabel Corahua (Investigador)

Giulia Raunelli (Asistente)

Juan Gabriel Silva (enfermero)

Harold Paredes (enfermero)

Monitoreo de vertebrados a través de ADN Ambiental

Fernando Valdez (Coordinador)

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

Cita recomendada:

Sahley T. C., Romero S. (Editores) 2023. Informe Periodo 2020-2023 del Programa de Monitoreo de la Biodiversidad en Camisea - Componente Upstream. 153 páginas.

ÍNDICE

RESUMEN EJECUTIVO	7
CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN GENERAL	12
CAPÍTULO 2: MONITOREO DE PAISAJE.....	15
1. Introducción	16
2. Metodología	18
3. Resultados.....	19
3.1 Flowline Pagoreni A-Mipaya y Plataformas asociadas.....	19
3.1.1 Áreas Operativas y Recuperables.....	20
3.1.2 Velocidad de Cierre: Densidad de la Huella del Ddv	24
3.1.3 Análisis Temporal del Flowline Pagoreni A-Mipaya y Plataformas	26
3.2 Flowline Malvinas-Pagoreni B y Plataformas asociadas.....	29
3.2.1 Áreas Operativas y Recuperables.....	30
3.2.2 Velocidad de cierre: Densidad de la huella del DdV.....	32
3.2.3 Análisis Temporal del Flowline Malvinas-Pagoreni B y Plataformas	35
3.3 Flowline Cashiriari 1-Malvinas.....	37
3.4 Flowline Malvinas-Cashiriari 3 y Plataformas asociadas.....	40
3.4.1 Áreas Operativas y Recuperables.....	44
3.4.2 Velocidad de Cierre: Densidad de la Huella del DdV.....	45
3.4.3 Análisis Temporal del Flowline Malvinas-Cashiriari 3 y plataformas	47
3.5 Planta De Gas Malvinas	49
3.5.1 Análisis temporal de la Planta Malvinas.....	52
4. Resumen por subproyecto	53
4.1 Flowline Pagoreni A-Mipaya	53
4.2 Flowline Malvinas-Pagoreni B.....	54
4.3 Flowline Cashiriari 1-Malvinas.....	55
4.4 Flowline Malvinas-Cashiriari 3.....	56
4.5 Planta de Gas Malvinas.....	57
5. Conclusiones.....	57
CAPÍTULO 3: MONITOREO BIOTA TERRESTRE: MAMÍFEROS	58
1. Introducción	59
1.1 Objetivos.....	59

2.	Metodología	60
2.1	Área de estudio	60
2.2	Diseño de muestreo	60
2.3	Instalación de trampas cámara	60
2.4	Análisis de los datos.....	62
2.4.1	Esfuerzo de muestreo	62
2.4.2	Frecuencia de captura.....	62
2.4.3	Índices de diversidad y homogeneidad	62
2.4.4	Comparación con la evaluación anterior.....	62
2.4.5	Patrones de actividad.....	62
3.	Resultados.....	63
3.1	Esfuerzo de muestreo.....	63
3.2	Riqueza y frecuencia de captura	63
3.2.1	Estaciones a 0 metros.....	65
3.2.2	Estaciones a 50 metros	66
3.2.3	Estaciones a 200 metros	66
3.3	Comparación entre distancias al DdV	67
3.3.1	Número de especies (riqueza).....	67
3.3.2	Abundancia (número de registros).....	68
3.3.3	Comparación entre distancias	68
3.3.4	Índices de diversidad y homogeneidad	69
3.4	Registros de Jaguares	69
3.5	Comparación con las evaluaciones anteriores.....	70
3.6	Patrones de Actividad.....	73
3.7	registros de cazadores.....	74
4.	Discusión	75
5.	Conclusiones.....	76
6.	Recomendaciones	76
CAPÍTULO 4: MONITOREO BIOTA ACUÁTICA		77
1.	Introducción	78
1.1	Objetivo	78
2.	Metodología	78
2.1	Área de estudio	78
2.2	Colecta de datos en campo	81
2.2.1	Componentes abióticos	81
2.2.2	Perifiton.....	81

2.2.3	Macroinvertebrados bentónicos	81
2.2.4	Peces	81
2.3	Determinación taxonómica	81
2.4	Índices de Calidad Ambiental.....	81
2.4.1	Índice de IBI	81
2.4.2	Índice EPT%.....	82
3.	Resultados.....	83
3.1	Componentes Fisicoquímicos	83
3.1.1	Potencial de Hidrógeno.....	83
3.1.2	Oxígeno Disuelto.....	85
3.1.3	Conductividad Eléctrica	87
3.2	Componentes Biológicos	89
3.2.1	Peces	89
3.2.2	Macroinvertebrados Bentónicos	97
3.2.3	Perifiton.....	105
3.2.4	Bioindicadores	113
4.	Conclusiones.....	117
CAPÍTULO 5: MONITOREO DE VERTEBRADOS A TRAVES DE ADN AMBIENTAL		118
1.	Introducción	119
1.1	Objetivos del Estudio	119
1.1.1	General	119
1.1.2	Específico.....	120
2.	Metodología	120
2.1	Sobre el ADN ambiental y el metabarcoding	120
2.2	Área de Estudio.....	121
2.3	Métodos y Técnicas del Estudio.....	122
2.3.1	Fase de campo.....	123
2.3.2	Fase de laboratorio.....	123
2.3.3	Fase de gabinete.....	124
2.4	Conceptos del Estudio	125
3.	Resultados.....	125
3.1	Mamíferos	125
3.1.1	Distribución de Especies	125
3.1.2	Comparación de metodologías.....	128
3.2	Aves	129
3.2.1	Distribución de Especies	129

3.2.2	Comparación de metodologías.....	130
3.3	Anfibios.....	130
3.3.1	Distribución de Especies.....	130
3.3.2	Comparación de metodologías.....	132
3.4	Reptiles.....	132
3.4.1	Distribución de Especies.....	132
3.4.2	Comparación de metodologías.....	133
3.5	Peces.....	133
3.5.1	Distribución de Especies.....	133
3.5.2	Comparación de metodologías.....	135
4.	Discusión y Conclusión.....	136
5.	Recomendaciones.....	137
CAPÍTULO 6: CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....		138
BIBLIOGRAFÍA.....		142
ANEXOS.....		147
	Anexo 1: Ubicación y Tiempo de Funcionamiento de las Trampas Cámara.....	148
	Anexo 2: Galería Fotográfica Trampas Cámara.....	150

ACRÓNIMOS

Ai	Área intervenida
BAPD	Bosque Amazónico Denso
BAPSD	Bosque Amazónico Semidenso
CCNN	comunidades nativas
CN	Comunidad Nativa
DdV	Derecho de vía
PBA	Pacal de Bosque Amazónico
PC	Proyecto Camisea
PMB	Programa de Monitoreo de Biodiversidad en Camisea – Componente Upstream
Pluspetrol	Pluspetrol Peru Corporation S.A.
RTKNN	Reserva Territorial Kugapakori, Nahua, Nanti y otros
ZAPNM	Zona de Amortiguamiento del Parque Nacional del Manu

RESUMEN EJECUTIVO

Durante el periodo 2020-2023, un objetivo principal del PMB, además de darle seguimiento a los protocolos de monitoreo para los distintos grupos taxonómicos utilizando metodologías tradicionales, fue el de implementar nuevas técnicas de monitoreo que permitiera: i) monitorear a largo plazo la biodiversidad en las concesiones 56 y 88, áreas de gran extensión y difícil acceso; ii) monitorear impactos al área debido a terceros no vinculados al Proyecto; iii) dar mayor enfoque a especies indicadoras; y, iv) monitorear actividades de compensación y conservación plasmadas en un nuevo Plan de Acción de Biodiversidad inicial. Por lo tanto, los monitoreos incorporaron e integraron el uso de sensores remotos, cámaras trampa y ADN ambiental para evaluar el estado del ecosistema y su biota terrestre y acuática.

Los protocolos de monitoreo implementados durante 2020-2023 incluyeron: i) monitoreo de paisaje utilizando sensores remotos; ii) monitoreo de biota acuática y calidad de agua a través de muestreos de campo; iii) monitoreo de mamíferos terrestres utilizando cámaras trampa para evaluar impactos de la construcción y operación de la línea de conducción de Cashiriari 1 a Malvinas; y, iv) monitoreo de peces, herpetofauna, aves, y mamíferos a través de un estudio piloto utilizando muestras de agua para coleccionar ADN.

Los resultados de los monitoreos demuestran que: i) la huella paisajista está siguiendo una trayectoria favorable, con una demostrada recuperación de cobertura boscosa en áreas de uso temporal (áreas recuperables); ii) la comunidad de fauna terrestre sigue intacta, con la presencia de especies amenazadas y una comunidad completa de felinos (5 especies asociados con bosques tropicales); iii) los parámetros de calidad de agua se encuentran en buena calidad con la gran mayoría de parámetros físico-químicos entre los rangos históricos.

A continuación, se resumen los principales hallazgos y conclusiones de cada protocolo de monitoreo ejecutado durante el periodo 2020-2023.

MONITOREO DE PAISAJE

Los objetivos de los monitoreos a nivel de paisaje fueron determinar la huella paisajística de cuatro líneas de conducción de gas (Flowline Malvinas-Pagoreni B, Flowline Pagoreni A-Mipaya, Flowline Cashiriari 1-Malvinas y Flowline Malvinas-Cashiriari 3) y de Planta de Gas Malvinas.

Los análisis fueron implementados a partir del mapeo detallado con imágenes satelitales del año 2019, y se compararon con las huellas registradas en años anteriores.

Flowline Pagoreni A-Mipaya y plataformas asociadas

La huella paisajística total para el 2019 del subproyecto Flowline Pagoreni A-Mipaya fue de 32.01 ha, el 89 % (28.51 ha) contó con algún tipo de cobertura vegetal, principalmente arbustiva y herbácea. Solo 11 % (3.50 ha) se presentaban con suelo desnudo. En la mayor parte del recorrido del derecho de vía (47Km), la huella de la obra ha desaparecido como rasgo paisajístico. La mayor parte de sectores sin cobertura ocurren en el derecho de vía (DdV) y las zonas con obras recientes de contención de erosión. La reducción de la huella paisajística en 4 años ha sido del 40.08 %, con la recuperación de 47.9 ha entre 2015 y 2019. La disminución más importante de la huella paisajística se ha generado en las áreas recuperables, con una reducción de 41.17 ha desde el 2015, equivalente a una reducción anual del 16.82 %.

Flowline Malvinas-Pagoreni B y plataformas asociadas

Para el 2019, la huella paisajística fue de 17.28 ha, de las cuales el 73.45 % corresponde a las plataformas Pagoreni A y B.

De las 17.28 ha totales de huella paisajística para el 2019, el 80.04 % corresponden a áreas operativas y el 19.46 % a los sectores recuperables. El 91.8 % de las áreas operativas son las 2 plataformas de extracción de gas.

En parámetros lineales de los 17.4 km entre Malvinas y Pagoreni A, en 15.3 km ya no existe huella del subproyecto. El cálculo muestra una reducción del 47.66 % en el periodo 2015-2019, lo que implica una velocidad de cierre anual del 11.9 %.

Flowline Cashiriari 1-Malvinas

El Flowline Cashiriari 1 - Malvinas (aprox. 30 km) se construyó en el año 2019, con lo cual el presente mapeo refleja la situación de obra o de máxima apertura. La superficie afectada total por el subproyecto fue de 79.74 ha, cerca de la totalidad del área se presentaba sin cobertura vegetal (el 93.42 %). El 99.33 % del subproyecto son áreas recuperables y solo el 0.67 % pertenecería a las operativas:

Flowline Malvinas-Cashiriari 3 y plataformas asociadas.

El Flowline Malvinas-Cashiriari 3 involucra un derecho de vía (DdV) de 44.8 km de longitud y dos plataformas operativas (Cashiriari 1 y Cashiriari 3). El DdV se ha reducido considerablemente y su huella paisajística total es de solo 1.58 ha. La huella se encuentra ubicada en pocos tramos específicos del ducto. El DdV se encuentra cerrado en el 78 % (35 km) de los 44.8 km de su obra inicial. La reducción de las áreas recuperables fue del 42.74 % entre 2017 y 2019 demostrando una velocidad de cierre del 21 % anual.

Planta de Gas Malvinas

La Planta de Gas Malvinas ocupa aproximadamente la mitad de la huella total del Proyecto Camisea. La mitad sur de Malvinas corresponden principalmente a las áreas de la pista de aterrizaje y helipuerto.

Para la actual fecha mapeada, se observó un aumento del 4.3% en comparación con el último mapeo del 2017, alcanzando un total de 214.64 ha. Este aumento se debió principalmente al desbosque para la perforación de un pozo de reinyección de agua de producción y a las obras de reubicación del campamento C1.

Se produjo una disminución de 8.23 ha de las áreas de operación frecuente (sin vegetación, edificado y herbáceas); un aumento en 12.58 ha de los sectores con arbustivas, y un aumento de 4.49 ha de parches de bosque.

El área ocupada sigue siendo menor a la apertura original del año 2002. Por otro lado, sigue representando la mayor huella de Proyecto Camisea (53%), ya que concentra las operaciones logísticas, y de esta manera evita la apertura de nuevas áreas en locaciones externas.

BIOTA TERRESTRE: MAMÍFEROS

Para evaluar la presencia y abundancia de mamíferos medianos y grandes después de la construcción de una línea de conducción de gas, se instalaron 60 trampas cámara, distribuidas en 20 estaciones a lo largo de esta, con tres trampas cada una: a 0, 50 y 200 m de distancia lineal al derecho de vía. Se compararon los datos obtenidos con los mismos obtenidos antes y durante la construcción del flowline. Los objetivos principales fueron de:

- Identificar y analizar la presencia y los patrones de actividad de las especies que integran la comunidad de mamíferos medianos y grandes a diferentes distancias del derecho de vía.
- Identificar si la comunidad de mamíferos de medianos y grandes son impactados por las perturbaciones generadas durante la etapa de construcción del Flowline Cashiriari 1-Malvinas.
- Evaluar la riqueza y abundancia de especies a diferentes distancias de la zona de construcción del derecho de vía (DdV).

Se identificaron 34 especies de mamíferos medianos y grandes distribuidos en 8 órdenes y 18 familias. La especie con mayor número de registros fue el añuje (*Dasyprocta variegata*), con 183 registros, seguido de la majaz (*Cuniculus paca*) con 166 observaciones. Se registraron especies raras, como el perrito de monte (*Speothos venaticus*), machetero (*Dinomys branickii*) y algunas que no se habían reportado, como el añuje (*Dasyprocta fuliginosa*), la comadreja (*Mustela frenata*) y, la, la huangana (*Tayassu pecari*).

Se registraron cinco especies de mamíferos que tienen algún grado de amenaza. Estos incluyen el armadillo gigante o yangunturo (*Priodontes maximus*) el oso bandera (*Myrmecophaga tridactyla*) que están categorizados como vulnerables tanto a nivel nacional (MINAGRI 2014) como a nivel internacional (IUCN 2022); el machetero (*Dinomys branickii*), categorizado como vulnerable a nivel nacional, la huangana (*Tayassu pecari*) y el tapir (*Tapirus terrestris*) como vulnerable a nivel internacional. Destaca la presencia de cinco especies de felinos, y la identificación de cinco individuos de jaguar (*Panthera onca*), caracterizados como casi amenazado.

El número de especies registradas para cada distancia del DdV analizado fue similar, solo las estaciones de 50 m tuvieron una riqueza mayor (28 especies contra 23 y 22 de 0 y 200 m, respectivamente). Las especies más comunes encontradas en el DdV son generalistas (como roedores medianos o conejo), interesantemente la mayor cantidad de registros de felinos (jaguar, puma y ocelote) también fue sobre el DdV. Los grandes herbívoros, como tapir, venado y sajino tuvieron muchos más registros en las estaciones de 50 y 200 m que sobre el DdV, esto podría deberse a que están evadiendo las zonas donde se encuentran circulando los grandes depredadores; de hecho, estas tres especies de ungulados tienen más registros en las estaciones más alejadas del DdV (200m). Se observó que los felinos estuvieron casi ausentes sobre el DdV durante el estudio de 2019, probablemente porque estaban evitando la perturbación humana. El tapir, fue registrado con más frecuencia en el estudio durante la construcción en todas las estaciones, cercanas y lejanas al DdV.

Cuando se compararon los muestreos realizados sobre el DdV (a 0 m) antes, durante y después de la construcción, se ve que especies nocturnas fueron más registradas durante la construcción, probablemente debido a que las actividades de construcción solamente se realizaron durante el día. En el caso de los patrones de actividad, no se observó ningún cambio en el comportamiento de todas las especies comparadas salvo una.

No se encontraron diferencias significativas en el número de especies antes y después de la etapa de construcción.

Hubo varios registros de cazadores durante y después de la construcción. Durante la construcción se registraron 29 cazadores; sin embargo, después de la construcción este número se incrementó significativamente, registrándose 86. Esto indica que la apertura del DdV está siendo utilizado también por cazadores locales para transitar y acceder a zonas más remotas. En esta ocasión hubo ocho registros de caza (seis de monos choros (*Lagothrix lagotricha tschudii*), un pecarí y un pavón) mientras que en el anterior estudio fueron tres (dos choros y un tapir).

Debido a que el número de cazadores utilizando el DdV ha incrementado, es probable que haya incrementado el impacto de la caza sobre mamíferos sensibles, incluyendo los monos (e.g. *Ateles paniscus*, *Lagothrix lagotricha tschudii*).

MONITOREO DE BIOTA ACUÁTICA

El monitoreo de biota acuática tiene como objetivo principal determinar si existen impactos en la diversidad y distribución de las comunidades de perifiton, bentos y peces en los ríos y quebradas del Bajo Urubamba debido a la operación de Proyecto Camisea.

El análisis histórico de la diversidad de Shannon-Wiener (H) mostró una tendencia al aumento a lo largo de los años para la comunidad de peces y macroinvertebrados bentónicos. Por el contrario, la comunidad de perifiton muestra una disminución de este índice de diversidad. En el caso del aumento de la diversidad, amerita revisar los especímenes recolectados o disponibles y confirmar la existencia de nuevas especies o la actualización de especies con designación taxonómica reciente y uso extendido.

De acuerdo con los índices de calidad biológica, como el IBI y el EPT, se observó mayoritariamente buenas condiciones de la calidad de las aguas. Las condiciones físico – químicas observadas para los últimos monitoreos (2022 y 2023) son las normales para la región y se encuentran en el rango de las previamente registradas durante el monitoreo continuo (2006 - 2019).

Los resultados de la temporada seca 2022 (noviembre) y la temporada húmeda 2023 (febrero) arrojaron valores dentro de las fluctuaciones históricas.

MONITOREO DE ADN AMBIENTAL

A través de un estudio piloto, se evaluó la viabilidad científica y logística de la aplicación de la metodología de ADN ambiental como herramienta de monitoreo a largo plazo.

El trabajo de campo se ejecutó entre el 20 y 29 de setiembre del 2022 en 15 estaciones distribuidas dentro del Área de Estudio. En cada estación, en un único día, se tomó una muestra de 5 litros de agua de ríos o quebradas. Luego, se utilizó una jeringa para succionar agua del balde e inyectarla a un disco de filtro. En cada estación se filtraron dos discos (es decir, dos muestras por estación). Los discos de filtro que contuvieron el ADN ambiental fueron procesados por un laboratorio especializado en el Reino Unido (laboratorio NatureMetrics). La exportación del ADN ambiental desde Perú a Reino Unido se realizó con el Permiso para Exportación de Fauna y Flora Silvestre N° 003775-SERFOR.

El laboratorio se encargó de aislar, secuenciar y analizar el ADN ambiental. Para el análisis se utilizó un cebador o *primer* universal de vertebrados y un cebador de mamíferos específico destinado a aumentar la detección de especies de primates.

Mamíferos

A través del monitoreo con ADN ambiental, se logró registrar 11 órdenes, 64 géneros y 55 especies.

Dos de las especies enlistadas por la UICN son especies nuevas para el PMB: el delfín rosado o bufeo colorado (*Inia geoffrensis*: En Peligro) y el machín o capuchino cariblanco de Spix (*Cebus unicolor*: Vulnerable).

La metodología de ADN ambiental también detectó a las siguientes especies registradas antes por el PMB en campo: el perro silvestre (*Speothos venaticus*, Casi Amenazado), el armadillo gigante (*Priodontes maximus*: Vulnerable), la oncilla (*Leopardus tigrinus*: Vulnerable), el hormiguero bandera (*Myrmecophaga tridactyla*: Vulnerable), el otorongo (*Panthera onca*:

Casi Amenazado), el tapir (*Tapirus terrestris*, Vu) y el mono choro (*Lagothrix lagothricha*: Vulnerable).

Se registraron especies silvestres no registradas antes por el PMB; sin embargo, de acuerdo con bases de datos de libre acceso (UICN, iDigBio, GBif), estas especies tienen una distribución que no abarcaría el Bajo Urubamba.

La metodología de ADN ambiental registró 83 especies de mamíferos, mientras los estudios de campo del PMB registraron 224 especies; de ellas 48 especies fueron compartidas entre ambas metodologías. Significativamente, a través del ADN ambiental se tiene hasta 35 posibles nuevos registros para el PMB, que corresponde tanto a los registros de especies determinadas o al registro de especies ambivalentes (21 especies, donde no se pudo identificar precisamente la especie).

Aves

El estudio de ADN ambiental detectó 15 órdenes de aves mientras que los estudios de campo detectaron 24 órdenes; es decir, la metodología ADN ambiental detectó un orden nuevo (Suliformes).

La metodología de ADN ambiental registró 31 especies de aves, mientras los estudios de campo del PMB registraron 586 especies; de ellas solamente 9 especies fueron compartidas entre ambas metodologías. Asimismo, a través del ADN ambiental se tiene 22 posibles nuevos registros para el PMB, que corresponde tanto a los registros de especies determinadas o al registro de especies ambivalentes (8 especies ambivalente).

Reptiles

En los muestreos previos de campo se detectaron tres órdenes (Crocodylia, Testudines y Squamata), mientras que el ADN ambiental registro dos: Crocodylia y Squamata.

El ADN ambiental identificó una especie de reptil, caimán enano (*Paleosuchus trigonatus*) (compartida con lo hallado por el PMB); mientras que los trabajos previos de campo del PMB detectaron 67 especies en 49 géneros.

Anfibios

En los estudios de campo se detectaron tres órdenes (Anura, Caudata y Gymnophiona), mientras que en el ADN ambiental sólo se registró el orden Anura. La metodología de ADN ambiental registró 25 especies de anfibios, mientras los estudios de campo del PMB registraron 116 especies; de ellas 10 especies fueron compartidas entre ambas metodologías. A través del ADN ambiental se tiene 15 posibles nuevos registros para el PMB, que corresponde tanto a los registros de especies determinadas o al registro de especies ambivalentes (12 especies ambivalentes).

Se registraron dos especies listadas por la UICN en categorías de amenaza: rana Cochran del Cusco (*Rulyrana spiculata*: Casi Amenazado) y rana cristal fantasma (*Hyalinobatrachium pellucidum*: Casi Amenazado), las cuales sí se distribuirían dentro del área de estudio del PMB.

Peces

Los estudios de campo del PMB registraron en total 441 especies; entretanto, en el estudio de ADN ambiental se identificaron 74, de las cuales 49 fueron compartidas. La metodología de ADN ambiental determinó 25 posibles nuevos registros para el PMB, que corresponde tanto a los registros de especies determinadas o al registro de especies ambivalentes (16 especies ambivalentes).



Capítulo 1 : Introducción General

Desde el año 2005, el Programa de Monitoreo de Biodiversidad en Camisea (PMB) constituye un componente clave para la evaluación de los impactos y la efectividad de las medidas de mitigación implementadas en el área donde se desarrolla el Proyecto Camisea (PC). Esta área forma parte del *hotspot* de biodiversidad denominado Andes Tropicales, una región caracterizada por su altísima variedad de especies de flora y fauna, donde habitan comunidades nativas que tienen una estrecha interdependencia con esta biodiversidad. Desde su implementación, el PMB ha permitido proporcionar valiosa información que ha acrecentado el conocimiento de un área de alto valor en biodiversidad y de gran importancia para el desarrollo de acciones de conservación.

El periodo 2020-2023 marcó un capítulo excepcional en el programa, donde la resiliencia y capacidad de adaptación se pusieron a prueba frente a un desafío global sin precedentes: la pandemia del nuevo coronavirus SARS-CoV-2, causante de la enfermedad COVID-19. Al iniciar este ciclo, nuestras expectativas se centraron en la planificación y ejecución de actividades programadas para el año 2020. Sin embargo, el 15 de marzo de 2020, el Gobierno decretó el Estado de Emergencia Nacional (Decreto Supremo N° 044-2020-PCM), lo que resultó en la suspensión de nuestras operaciones de campo.

El PMB respondió a esta situación mediante una transición al trabajo remoto y continuó sus actividades de gabinete hasta el levantamiento de las restricciones para el ingreso al área de estudio a finales del 2022. Los objetivos y metas se adaptaron cada año durante este periodo, y, durante el confinamiento, estuvieron vinculadas principalmente a la comunicación interna en Pluspetrol, al posicionamiento externo con los grupos de interés y a la elaboración de documentos para la gestión de la biodiversidad.

En 2020, entre las actividades desarrolladas se encuentran la colaboración con la Unidad de Investigación de Conservación de la Vida Silvestre (WildCRU) de la Universidad de Oxford, en el trabajo de investigación sobre la ocupación de mamíferos terrestres amenazados¹ que fue publicado finalmente en el 2023. También se participó en entrevistas con medios (Agencia EFE) en donde se compartió las experiencias y resultados de los monitoreos de mamíferos con trampas cámara y de paisaje. Además, se presentó el artículo titulado "*Biodiversity Monitoring Data and an Analytic Hierarchy Process to Map Sensitive Biodiversity Values and Ecosystem Services in a Tropical Rainforest*" ante la Conferencia Internacional de la Society of Petroleum Engineers (SPE), en formato virtual; el cual consistió en el análisis del hábitat crítico basado en la Norma de Desempeño 6 (PS6) de la Corporación Financiera Internacional (IFC, por sus siglas en inglés) del área donde se ubica el Proyecto Camisea, lo cual le permitió priorizar y mapear los valores sensibles de biodiversidad según microcuencas y unidad de paisaje; a partir de lo cual, se cuenta con una base de datos y mapas que integran aspectos sociales y biológicos para futuras estrategias de reducción de impactos. Asimismo, se llevaron a cabo reuniones estratégicas con el Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SERNANP), con el objetivo de identificar iniciativas de conservación en el entorno de Megantoni; iniciativas que fueron plasmadas en el Plan de Acción de Biodiversidad inicial elaborado en este periodo. Durante este mismo año, a partir de la experiencia acumulada en el PMB, se presentó un taller virtual titulado "Herramientas Emergentes para la Evaluación y Monitoreo del Ambiente y la Biodiversidad", en el Comité de Asuntos Sociales y Ambientales del Sector Hidrocarburos de la Sociedad Nacional de Minería, Petróleo y Energía (SNMPE). En diciembre del 2020, con la participación de The Biodiversity Consultancy (TBC), se finalizó la Evaluación de Impactos Residuales (RIA) con el objetivo de alcanzar la no pérdida neta de biodiversidad en el área de influencia del Proyecto Camisea.

En 2021, se continuo con actividades para el posicionamiento del programa; entre ellas, se realizaron presentaciones virtuales ante los miembros del Programa de Monitoreo Ambiental

¹ Quintero et al. 2023. Effects of human-induced habitat changes on site-use patterns in large Amazonian Forest mammals. *Biological Conservation*. 279. 109904. 10.1016/j.biocon.2023.109904.

Comunitario (PMAC) que incluyeron la identificación de áreas biológicamente sensibles y la conservación de puentes de dosel como parte de la gestión ambiental para la construcción del Flowline Cashiriari 1 – Malvinas. Asimismo, se presentaron los principales resultados del monitoreo de insectos terrestres ejecutado durante los años anteriores. Por otro lado, como parte de la planificación para el abandono de la Locación Kimaro Centro, durante el 2021, se elaboró el expediente para la autorización de estudio de patrimonio para el monitoreo post abandono, el cual se obtuvo a través de la R.D.G. N° D000669-2021-MIDAGRI-SERFOR-DGGSPFFS. Además, se inició con la elaboración de dos publicaciones científicas a partir de la información generada por el PMB: Diversidad de Mamíferos de la región del Bajo Urubamba y Monitoreo de la composición de árboles luego de la intervención de una línea de conducción, ambas publicaciones se encuentran en proceso de revisión. Cabe señalar que durante este año se postuló al Premio Desarrollo Sostenible 2021, otorgado por la Sociedad Nacional de Minería, Petróleo y Energía, con la iniciativa “Programa Ducto Verde: Contribución a la mínima huella ambiental en la Amazonía de Cusco”; el cual fue otorgado a Pluspetrol.

En 2022, las actividades se llevaron a cabo todavía con ciertas limitaciones para el ingreso al área de estudio durante el primer semestre. Entre las actividades ejecutadas se encuentra la participación en el Foro Perú Sostenible - En Vivo. El espacio de diálogo se tituló “La biodiversidad en la agenda de la sostenibilidad empresarial”. Asimismo, se participó en la XI Feria de Aves de Sudamérica organizada en Cusco con la exposición “10 años de estudios ornitológicos en la Cuenca Baja del río Urubamba”. Además, se preparó contenido y facilitó material visual y acústico, para el stand de Camisea en la conferencia ARPEL 2022 y el evento X INGEPET 2022, para la interacción virtual del público. Por otro lado, en noviembre 2022, se obtuvo el reconocimiento de “Perú por los Objetivos de Desarrollo Sostenible (PODS)” por la iniciativa “Camisea Modelo de Operación hacia el Mínimo Impacto a la Biodiversidad de la Amazonía Peruana”. Asimismo, durante el 2022 se presentó el “Plan de Acción de Biodiversidad para Camisea – Fase Inicial a la Gerencia de Pluspetrol, donde se incluyeron las opciones de conservación propuestas, y los siguientes pasos para su implementación.

A medida que las restricciones dictadas por el Estado se flexibilizaron, en el último trimestre del 2022, el PMB reanudo sus operaciones en campo, incluyendo dos campañas de monitoreo, una centrada en la biota acuática y un estudio piloto de ADN Ambiental.

El 2023 marcó un retorno a la normalidad relativa, se reanudó el monitoreo de mamíferos mediante trampas cámara y la continuación del monitoreo de la biota acuática. Se retomaron también otras actividades de difusión presencial en campo.

Así, el presente informe corresponde a los resultados de los monitoreos después de un período de adaptación caracterizado por la necesidad de realizar gran parte de nuestro trabajo en gabinete debido a las restricciones relacionadas al COVID-19. El informe se organizó en cuatro secciones, que incluyen los componentes del PMB: monitoreo a nivel de paisaje, monitoreo a nivel de especies y comunidades de la biota terrestre: Mamíferos a través de Trampas Cámara; monitoreo a nivel de especies y comunidades de biota acuática; y un monitoreo piloto de vertebrados a través de ADN Ambiental. Y una última sección de conclusiones y recomendaciones.



Capítulo 2: Monitoreo de Paisaje

1. INTRODUCCIÓN

A través del empleo de imágenes satelitales de alta resolución geométrica, el Programa de Monitoreo de Biodiversidad (PMB) lleva a cabo un seguimiento constante de la evolución de la huella paisajística² en el marco del desarrollo del Proyecto Camisea (PC). Cada componente o subproyecto del PC interviene el paisaje de manera diferente y en distintos intervalos de tiempo. Algunas áreas experimentan alteraciones de corta duración y alcance limitado, como las operaciones sísmicas; mientras que otras son intervenidas en superficies más extensas y en periodos más prolongadas, como las líneas de conducción de gas y las plataformas. Además, según el tipo de uso, las afectaciones pueden ser persistentes en el tiempo o no (áreas operativas o áreas recuperables). Asimismo, cada subproyecto tuvo distintas fechas de obra inicial y se encuentran en diferente estado de recuperación. Por lo tanto, el seguimiento a largo plazo se efectúa para cada subproyecto de manera independiente, lo que resulta esencial para comprender los diferentes ritmos de cierre de la huella (revegetación). Los datos obtenidos en este seguimiento permiten cuantificar los impactos residuales del PC.

Los objetivos de los monitoreos a nivel paisaje en este periodo fueron:

- Determinar la huella paisajística de cuatro Líneas de Conducción de gas: (1) Flowline Malvinas-Pagoreni B; (2) Flowline Pagoreni A-Mipayaya; (3) Flowline Cashiriari 1-Malvinas; y (4) Flowline Malvinas-Cashiriari 3, a partir del mapeo detallado con imágenes satelitales del año 2019; y comparar con las huellas registradas en años anteriores.
- Determinar la huella paisajística de la Planta de Gas Malvinas, a partir del mapeo detallado con imágenes satelitales del año 2019; y comparar con las huellas registradas en años anteriores.

El Flowline (línea de conducción de gas) Malvinas – Pagoreni B³ (aprox.25 km) se construyó en el año 2006. Posteriormente, en el año 2012 se inició la construcción del Flowline Pagoreni A-Mipayaya⁴ (aprox. 47 km); por lo que fue necesario reabrir el tramo de 6 km entre las locaciones Pagoreni A y Pagoreni B, para instalar el nuevo ducto sobre el mismo derecho de vía (DdV) del flowline inicial. Esto significó que en este último tramo comenzara desde cero el proceso de revegetación en el año 2012; por esta razón su mapeo y monitoreo se considera solo dentro del subproyecto Pagoreni A-Mipayaya.

El Flowline Malvinas - Cashiriari 3⁵ empezó su construcción en el 2008 en el tramo Cashiriari 1 a Cashiriari 2, y su obra principal se efectuó entre el 2009 y 2010 (Figura 1). El cierre del derecho de vía (DdV) fue por lo tanto en etapas diferentes, ya que el tramo más cercano a Malvinas estaba concluido ya en el 2009 y el más cercano a Cashiriari 3 se realizó en el 2010. La primera caracterización de esta obra (en la que se incluyen también las plataformas) se efectuó esencialmente con imágenes del 2010 (con un tramo del 2009) y posteriormente se efectuaron dos más con imágenes del 2014 y 2017.

² Huella paisajística: Alteraciones en el paisaje producidos por procesos (naturales o antrópicos) que con imágenes de resolución apropiada puede ser mapeada y medida a lo largo del tiempo. Posteriormente y en función de la propia resiliencia o el manejo antrópico del sector, la huella puede ir disminuyendo hasta desaparecer con el tiempo, cuando se recomponga el dosel arbóreo. Incluye áreas sin vegetación, como áreas con dosel arbóreo que aún no ha alcanzado la altura y densidad del bosque adyacente.

³ Aprobado mediante R.D. N° 230-2005-MEM/AAE

⁴ Aprobado mediante R.D. N° 207-2011-MEM/AAE

⁵ Aprobado mediante R.D. N° 121-2002-EM-DGAA; R.D. N° 935-2007-MEM/AAE; R.D. N° 383-2009-MEM/AAE

El Flowline Cashiriari 1 - Malvinas⁶ (aprox. 30 km) se construyó en el año 2019, con lo cual el mapeo que se presenta en este informe no solo es el primero sino también el que refleja la situación de obra y/o de máxima apertura.

El subproyecto Planta de Gas Malvinas es el mejor registrado temporalmente (la mayoría de las imágenes adquiridas lo contemplan) y el que ha sufrido cambios más lentos a nivel del paisaje después de la apertura inicial. La mayoría de dichos cambios fueron principalmente dentro del perímetro del desbosque inicial.

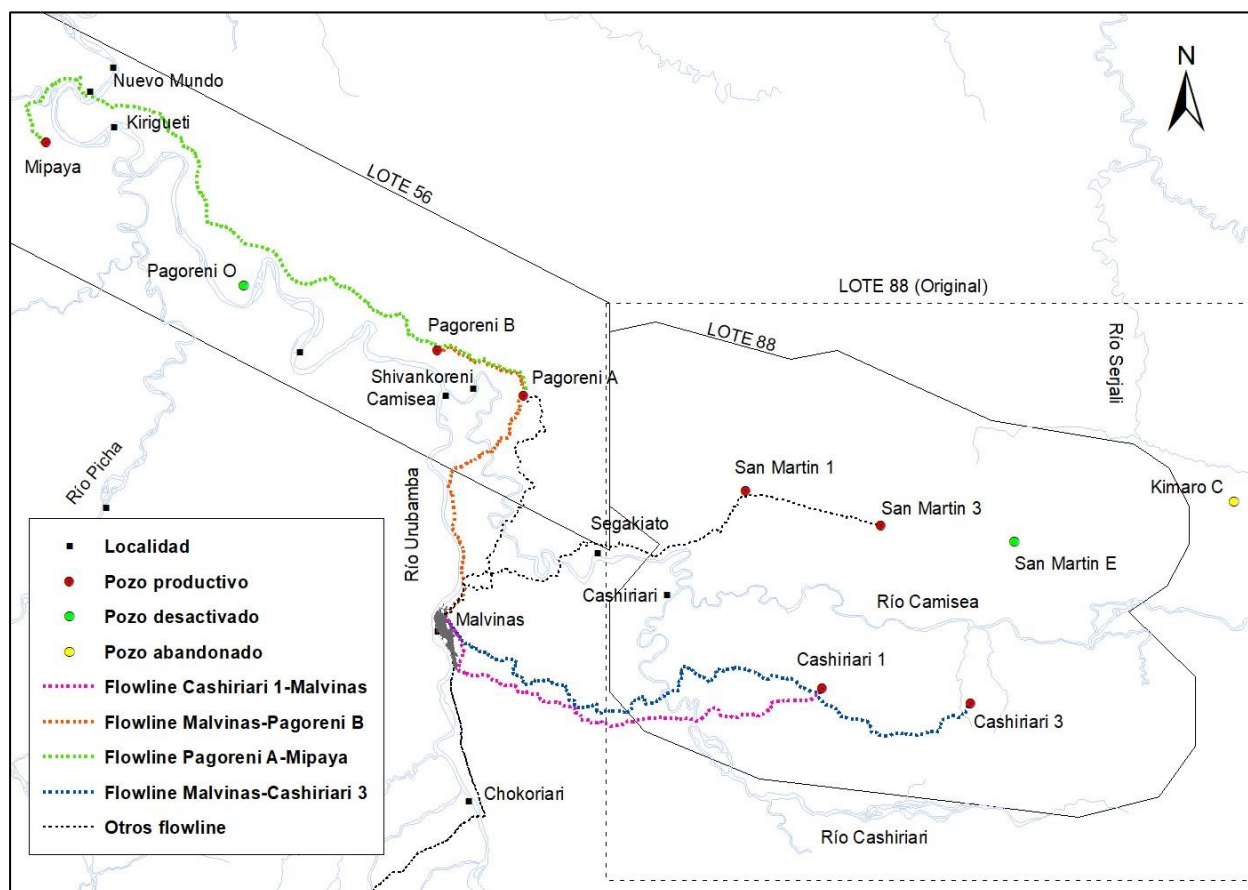


Figura 1: Ubicación de la Planta Malvinas y recorridos de los Subproyectos Flowline Malvinas-Pagoreni B (2006), Flowline Malvinas-Cashiriari 3 (2010), Flowline Pagoreni A-Mipaya (2012), y Flowline Cashiriari 1-Malvinas (2019).

⁶ Aprobado mediante R.D. N° 233-2017-SENACE/DCA

2. METODOLOGÍA

Como en anteriores mapeos, el actual se realizó por interpretación directa en pantalla con el software ArcGis 10.3 y en escalas nominales de 1:1000 y 1:3000. Se efectuó principalmente desde un mosaico de imágenes Worldview-2 con fechas de captación del mes de agosto de 2019. Las imágenes satelitales tienen una resolución media de 0.5 metros, tres bandas en el espectro visible y dos en el infrarrojo. No obstante, los mapeos se efectuaron casi totalmente en la combinación en color real. El mosaico no posee, como en anteriores adquisiciones, ningún hueco de información por nubosidad, con lo que se pudo mapear la huella completa los flowlines evaluados y la Planta de Gas Malvinas.

Cada sector de los flowlines (tramo entre progresivas) se clasificó según:

- *Tipo de obra*: plataformas, campamentos, helipuertos, obras de contención de erosión, derecho de vía (DdV), taludes, etc.
- *Área operativa o recuperable*: Se ha mantenido la distinción realizada en informes anteriores (Juárez *et al.* Eds. 2013), donde:
 - **Áreas operativas**, corresponden a zonas que después del período de construcción necesitan mantenerse abiertas para la operación regular del Proyecto Camisea (plataformas, helipuertos permanentes y zonas de válvulas); y
 - **Áreas recuperables**, corresponden a los desbosques de obra inicial y las zonas en las que se puede permitir la revegetación y regeneración natural casi completa del bosque, a nivel de paisaje (DdV, botaderos, taludes, desvíos, obras de contención de erosión, 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.

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.

Los subproyectos Flowline Malvinas-Pagoreni B y Flowline Pagoreni A-Mipaya comparten un mismo derecho de vía (DdV) entre las plataformas Pagoreni A y Pagoreni B; por lo que, el análisis de dicho tramo del DdV se incluye en el subproyecto Flowline Pagoreni A-Mipaya, ya que fue reabierto para esa obra en el año 2012; sin embargo, las plataformas Pagoreni A, Pagoreni B, Pagoreni 1x, y los accesos se siguen considerando en el análisis dentro del subproyecto del Flowline Malvinas-Pagoreni B.

El Flowline Malvinas-Pagoreni B se comparó con tres mapeos previos, uno del año de construcción (2006), el siguiente 4 años después (2010) y el previo al presente estudio, en el 2015.

El Flowline Pagoreni A-Mipaya se comparó con mapeos anteriores realizados con imágenes del 2012, año de la construcción del ducto, y del 2015. Cabe señalar que, a diferencia de aquellos años, en el presente estudio no se realizó el mapeo referencial del flowline construido y operado por otra empresa (de 22 km, que va desde Pagoreni A hasta Malvinas), en parte porque las imágenes actuales no las abarcaban. Las comparaciones temporales se efectuaron solo para las áreas propias del Proyecto Camisea (PC).

Debido ya al estado de fuerte reducción de la huella paisajística del Flowline Malvinas-Cashiriari 3, no fue posible separar (como en anteriores mapeos) al derecho de vía propiamente dicho (DdV) de los taludes. Todo ha sido mapeado como DdV.

Para el Flowline Cashiriari 1- Malvinas, el presente mapeo representa la huella de la máxima apertura (etapa de construcción) para el subproyecto.

3. RESULTADOS

3.1 Flowline Pagoreni A-Mipaya y Plataformas asociadas

El Flowline Pagoreni A - Mipaya se construyó en el año 2012, tiene una extensión total de 47.3 km. Además del derecho de vía (DdV), comprende dos plataformas de perforación (Mipaya, en operación; y Pagoreni Oeste, inactiva), un área de talleres ya abandonada (en el fundo Oropel), dos sectores de campamentos activos para esta fecha (Saniri y Kp-15+300), cuatro helipuertos semipermanentes y un área desboscada para la construcción de una Planta Compresora⁷. Presenta también dos cruces subterráneos de ríos de primer orden (Urubamba y Mipaya).

La situación en el año 2019 se muestra en la Tabla 1, donde se ha discriminado por clase, tipo de uso y tipo de cobertura vegetal.

⁷ Aprobado mediante R.D.208-2015-MEM/DGAAE

Tabla 1: Superficies totales y parciales (en hectáreas) de la huella paisajística del subproyecto Flowline Pagoreni A-Mipaya para el año 2019, según el tipo de obra y cobertura vegetal

Componente del Subproyecto	Superf. (ha)	Porcent. (%)	Cobertura (ha)			
			Sin Veget.	Herbáceas	Arbustivas	Con dosel
Mipaya	6.63	20.70	0.58	4.91	0.80	0.33
Pagoreni Oeste	3.43	10.72	0.30	2.75	0.27	0.11
Planta comp. (proyecto)	5.59	17.46			5.59	
Derecho de vía	10.70	33.43	0.99	1.55	6.55	1.62
Campamento/Obrador	0.63	1.96	0.43	0.20		
Helipuertos	1.12	3.49		1.12		
Válvulas	0.92	2.87	0.02	0.89		
Obras de contención	1.62	5.07	1.17		0.43	0.02
Obras (armado ducto)	0.28	0.89			0.14	0.14
Talud	1.06	3.30		0.19	0.87	
Deslizamiento asociado	0.04	0.11			0.04	
Total	32.01	100.00	3.50	11.61	14.69	2.21

Existen, además de las intervenciones de las comunidades nativas (CCNN) otras intervenciones paisajísticamente significativas para el año 2019 dentro del área de monitoreo del PMB, y que en algunos casos el flowline atraviesa (superpone) o se les acerca. De ellas las más relevantes son: el Flowline Nuevo Mundo-Kinteroni y el campamento y aeródromo de Nuevo Mundo, ambos operados por la empresa Repsol; el campamento Peruanita operado por la Corporación Nacional de Petróleo de China (CNPC) y la línea eléctrica municipal (cuyo mantenimiento implica realizar desbroces frecuentes).

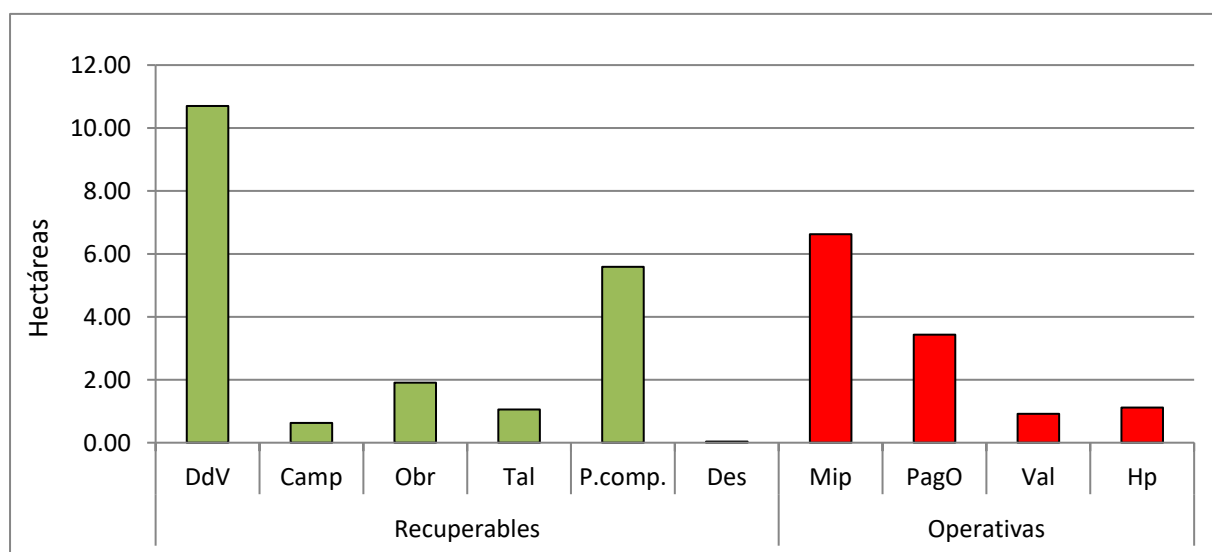
La huella paisajística total para el 2019 del subproyecto Flowline Pagoreni A-Mipaya fue de 32.01 ha, el 89 % (28.51 ha) contó con algún tipo de cobertura vegetal, principalmente arbustiva y herbácea. Solo 3.50 ha se presentaban con suelo desnudo. A diferencia de otros años, no es en las plataformas donde se encuentra la mayor parte de los sectores sin cobertura, sino en el derecho de vía y especialmente en las zonas con obras recientes de contención de erosión (2.52 ha). Esto es lo mismo que ha ocurrido en otros flowlines del Proyecto Camisea (PC) en estados avanzados de restauración, ya que por lo general la huella está tan reducida que la misma obra de control de erosión, y el obrador y/o campamento temporal, que por lo general es necesario instalar, representan valores porcentuales significativos.

3.1.1 Áreas Operativas y Recuperables

La otra manera cuantitativa de caracterizar al subproyecto es distinguiendo los sectores por el tipo de uso y posibilidades de recuperación. De esta manera se elaboró la Tabla 2 y la Figura 2, donde se reagruparon las clases en dos grandes tipos: operativas y recuperables. Es decir, según sea imprescindible o no mantener un área abierta para la operación extractiva; lo que implica horizontes de recuperación paisajística muy diferentes mientras exista el Proyecto Camisea.

Tabla 2: Superficies totales y parciales (ha) de la huella paisajística del subproyecto Flowline Pagoreni A-Mipaya para fines del 2019, según tipo de uso y cobertura vegetal

	Componente del Subproyecto	Superf. (ha)	Porcent. (%)	Cobertura (ha)			
				Sin Veget.	Herbáceas	Arbustivas	Con dosel
RECUPERABLES	DdV	10.70	53.73	0.99	1.55	6.55	1.62
	Campamento	0.63	3.15	0.43	0.20		
	Obras de contención	1.91	9.58	1.17	0.00	0.57	0.16
	Talud	1.06	5.30		0.19	0.87	
	Planta comp. (proyecto)	5.59	28.06			5.59	
	Deslizamiento asociado	0.04	0.18			0.04	
	Subtotal Recuperable	19.92	100.00	2.58	1.94	13.62	1.78
OPERATIVAS	Mipaya	6.63	54.79	0.58	4.91	0.80	0.33
	Pagoreni Oeste	3.43	28.39	0.30	2.75	0.27	0.11
	DdV (válvulas)	0.92	7.59	0.02	0.89		
	Helipuerto permanente	1.12	9.24		1.12		
	Subtotal Operativo	12.09	100.00	0.91	9.67	1.07	0.44



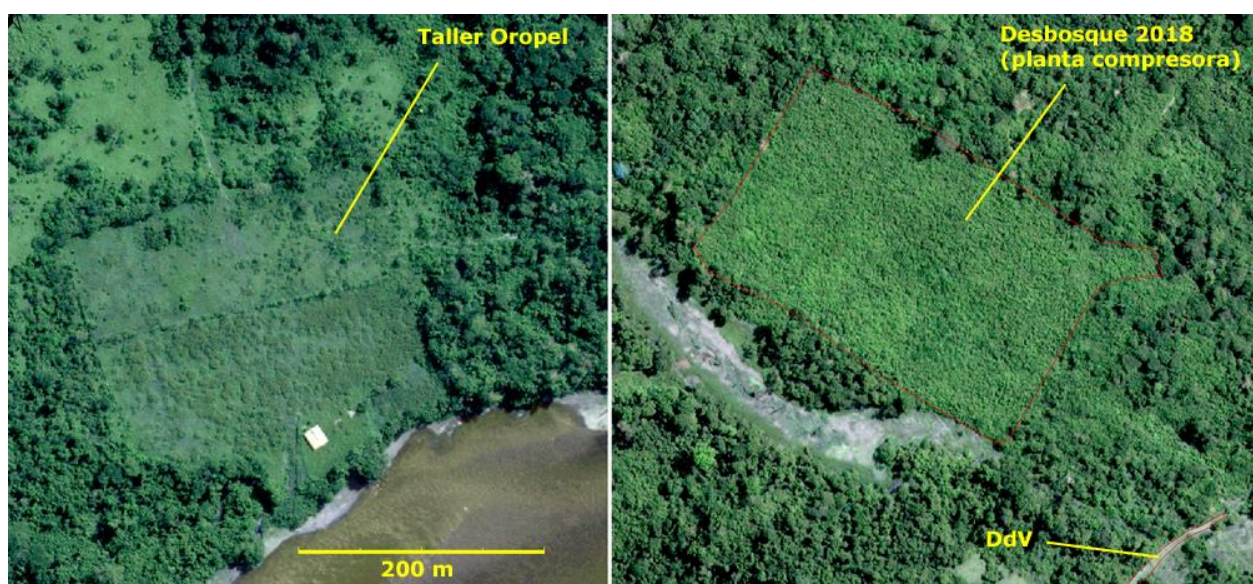
Nota. DdV (derecho de vía), Camp (campamentos por fuera de los de plataforma), Obr (obras de contención), Tal (taludes), P.comp. (desbosque para proyecto de planta compresora), Des (deslizamientos asociados), Mip (plataforma Mipaya), PagO (plataforma Pagoreni Oeste), Val (sectores de válvulas) y Hp (helipuertos semipermanentes).

Figura 2: Distribución de la huella paisajística en hectáreas del subproyecto Flowline Pagoreni A-Mipaya, para el 2019 según la clase mapeada

Además de la importante disminución de la huella paisajística con respecto a los años anteriores (lo que se analizará más adelante) son destacables dos hechos: el abandono y asimilación paisajística completa del taller en el fundo Oropel y la aparición de una nueva apertura de dimensiones similares, para la construcción de una planta compresora al oeste de Nuevo Mundo (ver Figura 3). Como se puede ver en las imágenes, para el caso del taller

Oropel, si bien aún se distingue la marca del sector, se considera ya restaurado a su estado previo, que no era el de bosque nativo sino de áreas de pastizales y arbustivas. En el caso del terreno destinado para la planta compresora (ubicado al norte de la desembocadura del río Mipaya), este sector fue desboscado en el 2018 y para el 2019 en el área predominaban especies arbustivas. Según información aportada por Pluspetrol en el 2021, esa obra no se construiría por lo que el sector fue considerado como "huella recuperable" en el presente mapeo. Se seguirá monitoreando hasta que se restaure a su condición anterior, pacal y bosque secundario.

Si bien en anteriores informes se ha usado como indicador de la situación del DdV el ancho promedio, actualmente usar esta variable carece de sentido (aunque matemáticamente pueda extraerse y es de 0.32 m) puesto que solo quedan remanentes de huella en algunos pocos tramos. **En la mayor parte del recorrido el DdV ha desaparecido como rasgo paisajístico.**



Nota: Taller Oropel: el sector se considera ya recompuesto a su estadio previo (que en este caso eran zonas de pastizales, como los de la parte superior izquierda de la imagen). A la derecha el sector desboscado para la planta compresora Mipaya (con cobertura de arbustivas). Ambas imágenes están a la misma escala.

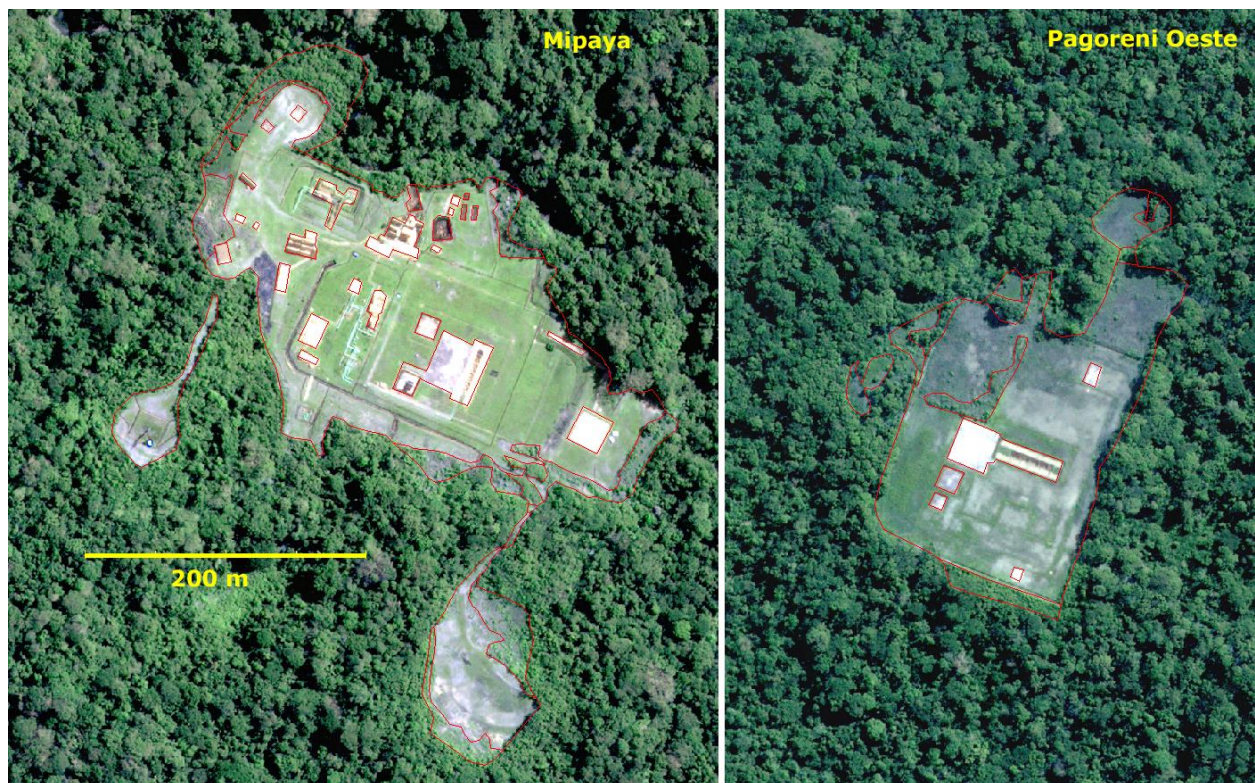
Figura 3: Imágenes Worldview del 2019 que muestran la situación de revegetación de las aperturas del ex-taller Oropel y de la planta compresora (no implementada).

De las 32.01 ha totales de huella paisajística para el año 2019, el 62.22 % (19.92 ha) corresponde a áreas recuperables y el 37.78 % (12.09 ha) a áreas operativas. Las áreas operativas están conformadas principalmente por las dos plataformas Mipaya y Pagoreni Oeste, que suman 6.63 ha y 3.43 ha, respectivamente. La mayor parte de esta superficie presenta algo de cobertura vegetal. En ambas plataformas existe menos del 9 % de su superficie con suelo desnudo. Esta situación es muy similar en ambas plataformas a pesar de que solo Mipaya es la locación de extracción. Pagoreni Oeste se encuentra en situación de locación inactiva.

Se identificaron (adicionalmente a los ubicados en las plataformas Mipaya y Pagoreni Oeste) cuatro helipuertos semipermanentes sobre el DdV, que suman una superficie total de 1.12 ha. Estos se encuentran en los dos cruces de los ríos principales y en el campamento Saniri (Kp-29). En el cruce del río Mipaya existen uno a cada lado (Kp-65+200 y Kp-65+700) y en el cruce del río Urubamba, solo uno (margen derecho, Kp-59+600). Todos ellos con cobertura de herbáceas.

El listado de las áreas operativas lo completan seis sectores de válvulas, entre todas suman 0.92 ha. Las válvulas se ubican de a pares a ambos lados de los cruces de los ríos Mipaya y Urubamba (aunque en este último también encierran a la Base Nuevo Mundo a cargo de otra empresa operadora), y cuando el DdV se acerca a las plataformas Pagoreni Oeste y Pagoreni B.

Las siguientes imágenes (Figura 4) muestran la situación de revegetación y el uso de las dos áreas operativas más importantes del subproyecto para el 2019 (plataformas Mipaya y Pagoreni Oeste).



Nota: A la izquierda, la plataforma Mipaya (activa), las dos aperturas separadas corresponden al quemador vertical (izquierda) y a la fosa de quema (derecha abajo). A la derecha, Pagoreni Oeste (no activa), el sector de fosa de quema ha sido completamente revegetado. Ambas imágenes están a la misma escala.

Figura 4: Imágenes Worldview del 2019 que muestran el estado de la revegetación de las principales áreas operativas del subproyecto Flowline Pagoreni A-Mipaya

Con respecto a las áreas recuperables (ver Figura 5), están representadas mayoritariamente por el DdV propiamente dicho y en segunda instancia por el nuevo desbosque para la obra de la planta compresora. En total los sectores recuperables suman 19.92 ha y la gran mayoría (el 87 %) se encuentra con cobertura vegetal de algún tipo (principalmente arbustivas).

Solo se detectó un deslizamiento muy pequeño (0.04 ha) asociado al DdV, y se encontraba con cobertura de arbustiva para el 2019. Existen varios tramos con obras de contención recientes (principalmente entre las progresivas Kp-1+500 a Kp-8+00 y Kp-15+00 a Kp-18+00).

Se hallaron dos áreas de campamento en el recorrido del DdV, las cuales suman 0.63 ha. Uno de ellos es el campamento Saniri (kp-29, ubicado fuera del DdV) y el otro, de carácter temporal, se encuentra en la obra de contención de erosión del Kp-15+300.

Para concluir la descripción del 2019, la Figura 5 presenta cómo se distribuye el tipo de cobertura vegetal según el uso de las zonas (operativas y recuperables) del subproyecto. Se observa un predominio de herbáceas en las áreas operativas y de arbustivas en las recuperables.

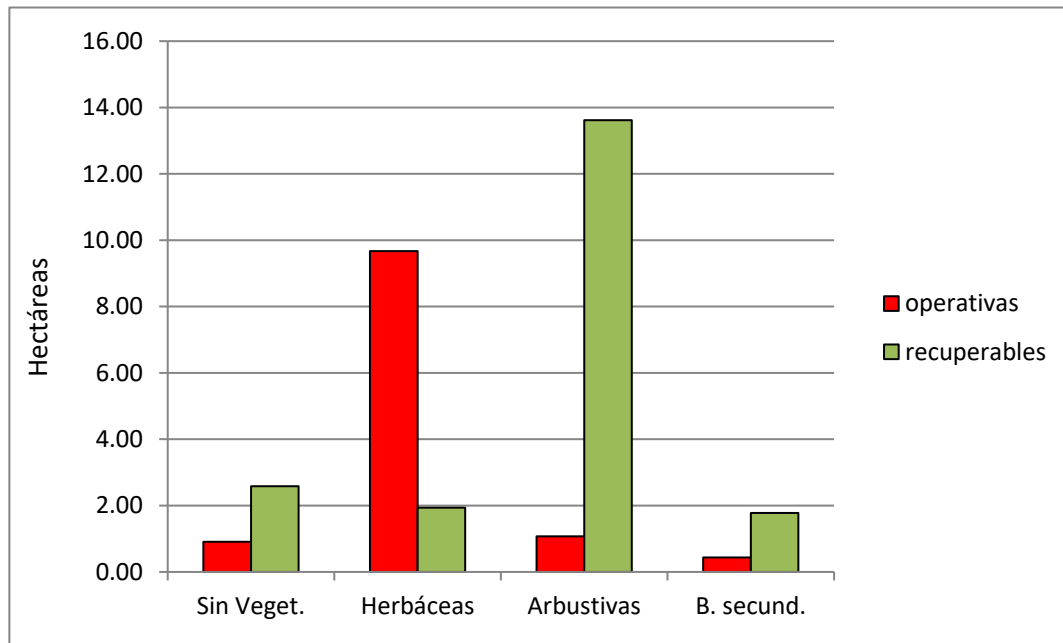


Figura 5: Caracterización del subproyecto según el tipo de cobertura vegetal presente en el actual relevamiento.

3.1.2 Velocidad de Cierre: Densidad de la Huella del Ddv

En el caso del actual registro, el valor de este indicador es de 0.42 ha por km lineal para los 47 km de recorrido. Posteriormente se calculó este mismo indicador, pero por tramos más cortos, con lo que la comparación con el valor promedio del flowline nos identifica los sectores más cerrados o ya homogeneizados paisajísticamente y, fundamentalmente, los que están más retrasados (tramos con problemas de estabilidad del DdV). El resumen de este análisis se presenta en la Tabla 3. Se debe tener en cuenta que la progresiva cero para este ducto es la plataforma Pagoreni A y el kp-47 es la plataforma Mipaya.

Tabla 3: Sectores con densidades diferentes de la huella paisajística mapeada

Progresivas	Longitud (km)	Huella (ha)	Densidad de la huella (ha/km lineal)
0.2 a 1.1	0.9	0.00	0.00
1.5 a 5.6	4.1	2.82	0.69
5.6 a 6.7	1.1	0.08	0.07
6.7 a 10.4	3.7	3.05	0.82
10.4 a 13.8	3.4	0.81	0.24
13.8 a 15.5	1.7	2.75	1.61
15.1 a 17.9	2.8	1.13	0.40
17.9 a 29.0	11.1	0.73	0.07
29.0 a 29.8	0.80	0.60	0.75
29.8 a 36.6	6.80	0.53	0.08
36.6 a 38.2	1.60	1.53	0.96
38.2 a 42.0	3.80	0.11	0.03
42.0 a 42.4	0.40	0.19	0.46
42.4 a 43.3	0.90	0.00	0.00
43.3 a 44.2	0.90	1.30	1.44
44.2 a 47.2	3.00	0.00	0.00

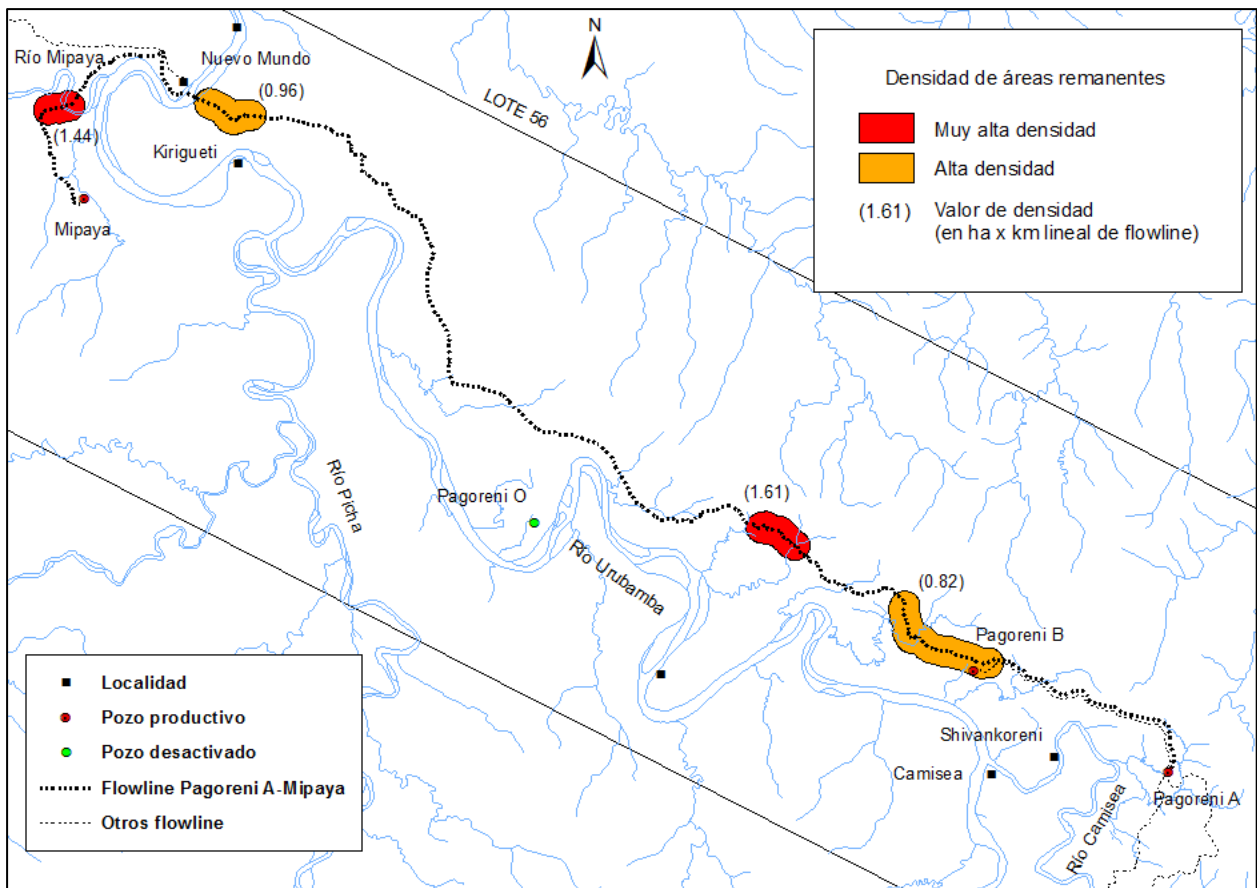
Nota: Se han resaltado aquellos tramos muy por arriba del promedio. Sectores con mayor atraso en el cierre.

Existen tramos por debajo y por arriba del promedio general de 0.42 ha por km. De estos, es importante enfatizar en aquellos que están por encima del promedio, ya que implican tramos que se encuentran retrasados en el proceso de cierre. Estos han sido resaltados en la Tabla 3 (en color gris) y están graficados en la Figura 7, donde se han diferenciado los sitios en los cuales este indicador está significativamente por encima del promedio; esto es, atrasados y muy atrasados en el proceso de revegetación y cierre.

De los cuatro tramos resaltados solo dos tienen importancia en cuanto a la estabilidad del derecho de vía. Estos son los de densidades 0.82 y 1.61; o sea, progresivas Kp 6+700 a Kp 10+400, y Kp 13+800 a Kp 15+500, respectivamente. Los otros dos tramos presentan concentraciones de huella más alta que el promedio debido al tipo de uso y no por inestabilidad de taludes. En esos sectores se encuentran las válvulas y helipuertos para controlar los cruces subterráneos de los ríos Mipaya y Urubamba, así como las áreas utilizadas para el armado de tubería para dichos cruces.

El tramo con mayor retraso en el actual registro (densidad 1.61), se presentaba también como el de mayores problemas en el mapeo del año 2015, lo cual indica que se trata de colinas con inestabilidades naturales (por fisiografía, litología y geomorfología).

En más de la mitad del derecho de vía (27.6 de 47 km) la huella ha desaparecido (se ha homogeneizado el paisaje, densidades de cero o cercanas a cero en la Tabla 3).



Nota: En rojo los sectores con mayor retraso en la condición de cierre (densidades de huella muy altas) y en naranja los tramos moderadamente atrasados en el cierre (densidades altas con respecto al promedio).

Figura 6: Ubicación de los tramos del Flowline Pagoreni A-Mipaya con densidades de huella altas mapeadas para el 2019.

3.1.3 Análisis Temporal del Flowline Pagoreni A-Mipaya y Plataformas

Además del actual, existen dos estudios previos donde mapearon el área para realizar la comparación temporal de la huella paisajística del subproyecto: una del 2012 (año de construcción del ducto) y otro del 2015. Todos con el mismo tipo de imágenes de alta resolución y, por lo tanto, detalle. Con respecto a la fecha anterior y en términos globales, la reducción de la huella paisajística en esos 4 años ha sido del 40.08 %. En valores absolutos, esto significó la recuperación de 47.9 ha entre 2015 y 2019 (ver Figura 7).

El primer desagregado de la Figura 7 muestra que la mayor reducción se produjo en las áreas recuperables. Éstas se redujeron a la tercera parte de las existentes en el 2015 (un 67.40 %), mientras que las operativas lo hicieron un 35.63 %.

La evidente reducción en las áreas operativas se debe a considerar restaurado completamente el taller Oropel, totalmente abandonado, y a que solo haya tenido que llegar a cobertura de pastizales y arbustivas para considerarse vuelto al estado anterior. También ha influido (ver Tabla 4) una importante reducción de la plataforma Pagoreni Oeste (1.03 ha entre las dos fechas). La plataforma Mipaya se sigue manteniendo en valores muy similares a la de la fecha de su construcción. Si bien son valores absolutos muy pequeños, existe un aumento proporcionalmente alto en la superficie de válvulas registradas. Por esta razón, anteriormente algunos sectores no fueron registrados como válvulas debido a la calidad de las imágenes y su reducido tamaño.

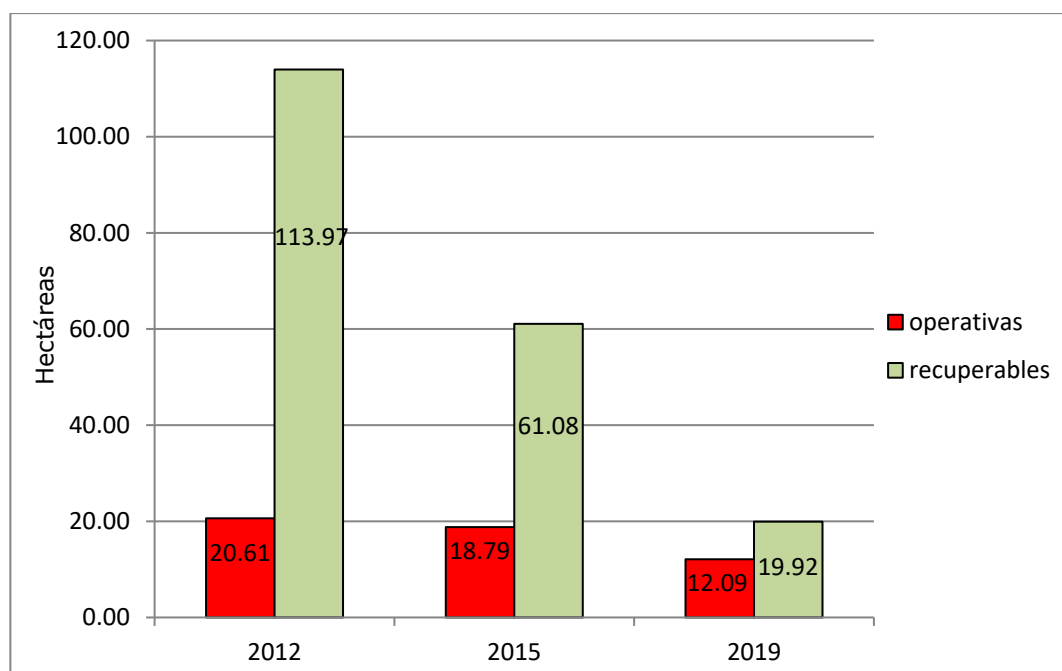


Figura 7: Superficies censadas de la huella paisajística del Subproyecto Flowline Pagoreni A-Mipaya para los años 2012, 2015 y 2019.

Tabla 4: Variación de las principales clases/locaciones mapeadas entre 2012 y 2019

Detalle	2012 (ha)	2015 (ha)	2019 (ha)
Mipaya	6.55	6.86	6.63
Pagoreni Oeste	7.51	4.47	3.43
Taller Oropel	6.55	5.80	-
Válvulas		0.41	0.92
Helipuerto permanente		1.48	1.12
Campamento/Obrador	2.21	0.32	0.63
Obras (armado ducto)	2.24	0.62	0.28
Planta compresora (proyecto)	-	-	5.59
Desliz. asociado	0.00	0.00	0.04

La disminución más importante de la huella paisajística se ha generado en las áreas recuperables, con una reducción de 41.17 ha desde el 2015. Esto implica una **reducción anual del 16.82 %**. A diferencia de otros flowlines, este es un valor anual muy alto en esta etapa de su evolución. El resto de los subproyectos han tenido tasas de reducción cercanas al 10 % anual después del tercer o cuarto año de su construcción. En este caso la tasa no solo está dando una velocidad de cierre similar al primer período, 2012-2015, sino que según como se la calcule puede ser aún mayor (ya que en el cálculo actual se tuvo en cuenta la nueva apertura para la construcción de la planta compresora). **Las condiciones litológicas y fisiográficas que atraviesa este flowline han sido más favorables que en otros ductos.**

Con respecto a la evolución de los demás componentes, en ellos también se ha producido una fuerte reducción de las áreas operativas. Esto es principalmente porque el área

correspondiente al taller Oropel se ha restaurado por completo. También en la plataforma Pagoreni Oeste se redujo la huella por la restauración total de la fosa de quema.

Si bien en las áreas recuperables se registraron valores porcentuales de suelo desnudo por encima del promedio (13 %; 2.58 ha), esto es principalmente por las nuevas obras de contención de erosión y sus obradores/campamentos asociados. En muchos tramos (más de la tercera parte) del DdV se ha restaurado por completo con pacal y bosque amazónico semidenso, como lo muestra la siguiente secuencia de imágenes (Figura 8).



Nota: Se observa la reducción y revegetación del DdV y botaderos entre 2012 y 2015 y, para el 2019, la homogeneización casi completa. Progresiva Kp-36 del flowline.

Figura 8: Cambios paisajísticos en zonas de pacales y bosques amazónicos semidensos entre 2012, 2015 y 2019 de las obras del DdV

3.2 Flowline Malvinas-Pagoreni B y Plataformas asociadas

La construcción de este flowline se llevó a cabo en el año 2006 y el DdV tenía una distancia inicial de 24.85 km. Inmediatamente después de su construcción, se inició el proceso de revegetación, hasta que en el año 2012 fue en parte reabierto para el tendido del flowline hacia Mipaya. El tramo reabierto desde ese momento se siguió monitoreando como parte de este último flowline (y por lo tanto se excluyó del monitoreo del subproyecto Malvinas-Pagoreni B). Este tramo es el comprendido entre las plataformas Pagoreni A y B, con aproximadamente 6 km de longitud.

Por lo tanto, para monitorear la huella paisajística de este subproyecto se ha mapeado el resto de los componentes menos esos 6 km de DdV. Quedaron incluidos de esta manera: las dos plataformas operativas, la antigua plataforma Pagoreni 1x (abandonada), los caminos de accesos, campamentos, helipuertos y el DdV entre Malvinas y Pagoreni A (de 17.4 km). Para los cálculos de densidad de huella y su velocidad de cierre se ha tenido en cuenta esta diferencia de longitudes.

La situación de la huella paisajística en el 2019 se refleja en la Tabla 5, en la cual se han discriminado las superficies por tipo de uso y cobertura vegetal.

Tabla 5: Superficies totales y parciales en ha) de la huella paisajística del subproyecto Flowline Malvinas-Pagoreni B para finales del 2019

Componente del Subproyecto	Superf. (ha)	Porcent. (%)	Cobertura (ha)			
			Sin Veget.	Herbáceas	Arbustivas	Con dosel
Pagoreni A	7.94	45.98	0.79	6.36	0.74	0.05
Pagoreni B	4.75	27.47	1.79	2.76	0.19	
DdV	0.84	4.86		0.14	0.62	0.09
Camino acceso	0.24	1.41	0.15	0.03	0.07	
Campamento/Obrador	2.10	12.17	0.35	1.31	0.35	0.09
Helipuerto	0.51	2.97	0.03	0.49		
Válvula	0.63	3.63	0.25	0.24	0.14	
Talud	0.26	1.51			0.26	
Total	17.28	100.00	3.36	11.32	2.37	0.23

Nota: la plataforma abandonada Pagoreni 1x no figura como tal sino dentro de los ítems "campamentos" y "helipuertos".

Para el 2019, la huella paisajística total del subproyecto fue de 17.28 ha, de las cuales el 73.45 % corresponde a las plataformas Pagoreni A y B. El sector de la plataforma Pagoreni 1x es de 1.01 ha, pero debido a que solo se usa como helipuerto y área de campamentos temporales, en este mapeo su huella ha sido contabilizada de esa manera en el análisis.

La locación Pagoreni A, que había sido reabierto y ampliada para las obras del año 2012, sigue siendo la mayor de las plataformas del subproyecto, a pesar de haberse reducido en más de 1 ha con respecto al 2015. Salvo zonas de uso continuo, se presenta mayoritariamente con cobertura vegetal de herbáceas (un 80 % de la plataforma). En total abarca 7.94 ha para la fecha del mapeo actual.

Considerando solo el DdV y los taludes asociados, su huella representa el 6.4 % de la huella total del subproyecto. En valores absolutos es solo 1.10 ha distribuidos casi en su totalidad en dos tramos: el Kp-4+400 al Kp-5+100 y una obra de contención estabilizada en el Kp-16. En parámetros lineales significa que **de los 17.4 km entre Malvinas y Pagoreni A, en**

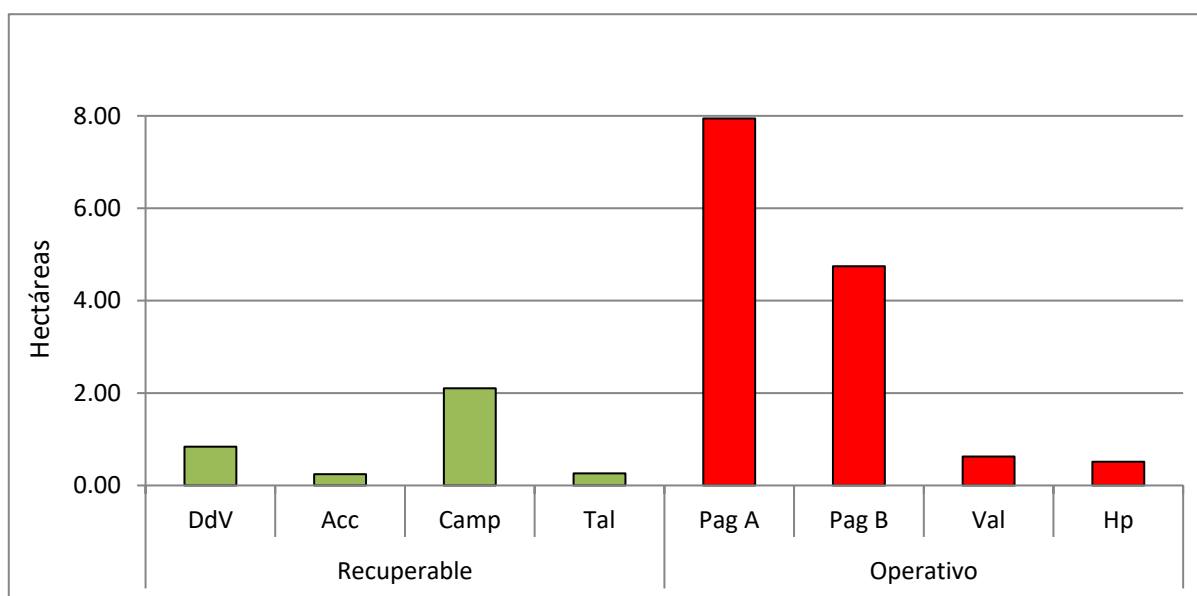
15.3 km ya no existe huella del subproyecto. Los únicos tramos con huella son los mencionados y los correspondientes a los dos helipuertos y dos válvulas del cruce del río Camisea (áreas que deben permanecer abiertas).

3.2.1 Áreas Operativas y Recuperables

En la Tabla 6 y Figura 9 se presentan los mismos resultados de la Tabla 5, pero reagrupados en función de su uso y, por lo tanto, de sus perspectivas restauraciones a mediano plazo.

Tabla 6: Superficies totales y parciales (en ha) de la huella paisajística del subproyecto Flowline Malvinas-Pagoreni B para 2019, según uso y evolución de recuperación esperable

	Componente del Subproyecto	Superf. (ha)	Porcent. (%)	Cobertura (ha)			
				Sin Veget.	Herbáceas	Arbustivas	Con dosel
RECUPERABLES	DdV	0.84	24.34		0.14	0.62	0.09
	Camino acceso pozos	0.24	7.08	0.15	0.03	0.07	
	Campamento/Obrador	2.10	61.00	0.35	1.31	0.35	0.09
	Talud	0.26	7.58			0.26	
	Subtotal Recuperable	3.45	100.00	0.50	1.48	1.29	0.18
OPERATIVAS	Pagoreni A	7.94	57.45	0.79	6.36	0.74	0.05
	Pagoreni B	4.75	34.31	1.79	2.76	0.19	
	DdV (válvulas)	0.63	4.53	0.25	0.24	0.14	
	Helipuerto	0.51	3.71	0.03	0.49		
	Subtotal Operativo	13.83	100.00	2.86	9.85	1.07	0.05



Nota: DdV (derecho de vía), Acc (camino de acceso), Camp (campamentos por fuera de los de plataforma), Tal (taludes), Pag A, Pag B (plataformas Pagoreni A y B), Val (sectores de válvulas) y Hp (helipuertos semipermanentes). Valores en hectáreas.

Figura 9: Distribución de la huella paisajística para el 2019 del subproyecto Flowline Malvinas-Pagoreni B, según la clase, sitio o uso

De las 17.28 ha totales de huella paisajística para el 2019, el 80.04 % corresponden a áreas operativas y el 19.46 % a los sectores recuperables. El 91.8 % de las áreas operativas son las 2 plataformas de extracción de gas. De éstas, solo Pagoreni A tiene posibilidades reales de seguir reduciendo su tamaño. Si bien para Pagoreni B se ha programado la eliminación del sector de quemador vertical, este no representara una superficie significativa, aunque sí una disminución del riesgo en la estabilidad de los taludes, pues se halla en mitad de una empinada ladera. El resto de las áreas operativas del subproyecto lo integran las dos válvulas y dos helipuertos en el cruce subterráneo del río Camisea y un helipuerto en la antigua plataforma Pagoreni 1x. La Figura 10 muestra la situación para el 2019 de las dos plataformas de extracción.



Nota: En Pagoreni B el sector aislado al norte de la plataforma es el del quemador vertical (flare) que se programa dismantelar. Ambas imágenes están a la misma escala.

Figura 10: Imágenes Worldview del 2019 que muestran la situación de revegetación de las dos plataformas de explotación del subproyecto Malvinas-Pagoreni.

De las áreas recuperables la mayor parte corresponde a los sectores para campamentos temporales. Ellos suman 2.10 ha de los cuales 0.98 ha son de sectores de la antigua plataforma Pagoreni 1x usados para ese propósito. Tanto estos sectores como dos áreas de uso similar en los alrededores de Pagoreni A (que contabilizan 0.40 ha) están con retraso en cuando a restauración paisajística, no por el uso, sino porque aún presentan cobertura de kudzu el cual está retardando el crecimiento del bosque secundario.

La caracterización se completa con el gráfico de distribución según el tipo de cobertura vegetal encontrada (ver Figura 11). En todo el subproyecto, y principalmente en los sectores operativos, predomina ampliamente la cobertura de herbáceas o el suelo desnudo.

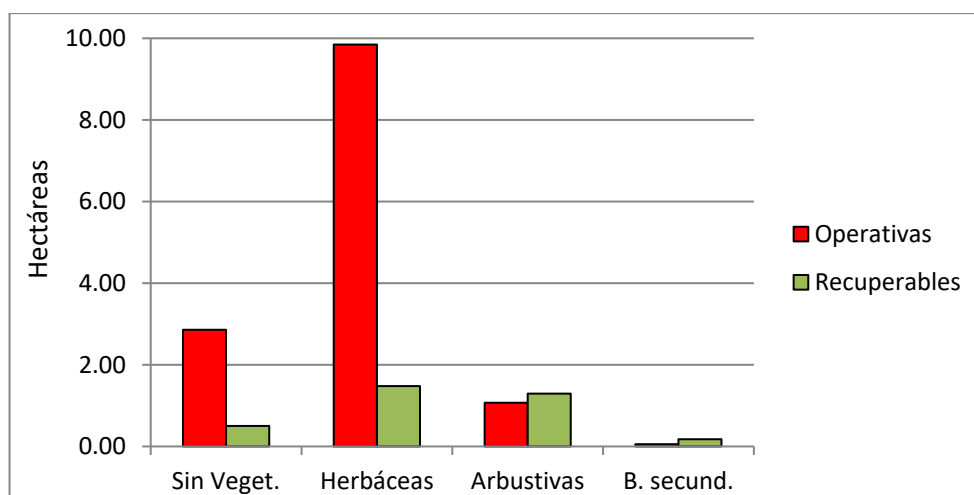


Figura 11: Caracterización del subproyecto Malvinas-Pagoreni B según el tipo de cobertura vegetal al 2019

3.2.2 Velocidad de cierre: Densidad de la huella del DdV

Como se mencionó anteriormente, para el cálculo de la densidad de la huella solo se tomó el tramo de 17.4 km entre Malvinas y Pagoreni A. Esta densidad promedio se extrae como un indicador del estado de cierre del DdV propiamente dicho, con lo cual se excluyen los sectores de campamentos y camino de acceso a los pozos. A su vez las variaciones locales de ese indicador evidencian los tramos más cerrados de la huella y los que están aún retrasados con respecto al promedio, durante el transcurso de la presente evaluación.

La densidad promedio de la huella para el 2019 es 0.20 ha por km lineal de flowline, en los 17.4 km totales hasta Pagoreni A. El detalle completo del indicador de densidad en cada tramo del flowline se encuentra en la Tabla 7. En 15.27 km del flowline (de los 17.4) ya se produjo la restauración paisajística, con lo cual resulta simple detallar los únicos tres sectores que se encuentran retrasados (densidades altas) para esta fecha. La Figura 12 muestra la ubicación geográfica de estos tres tramos con retraso en la revegetación (los marcados con color gris en la Tabla 6).

Tabla 7: Valores de densidad de huella a lo largo de los 17 km de flowline entre Malvinas y Pagoreni A

Progresivas	Longitud (km)	Huella (ha)	Densidad de la huella (ha/km lineal)
0.0 a 4.4	4.40	0.08	0.02
4.4 a 5.1	0.70	0.37	0.52
5.1 a 12.3	7.20	0.00	0.00
12.3 a 13.2	0.90	1.14	1.27
13.2 a 15.8	2.60	0.09	0.03
15.8 a 16.0	0.20	0.34	1.68
16.0 a 17.4	1.40	0.00	0.00
17.4 a 17.6	0.20	0.05	0.27

Nota: Se han resaltado (en color gris) aquellos tramos con mayor atraso en el cierre. En 15.27 km del flowline (de los 17.4) ya se produjo la restauración paisajística.

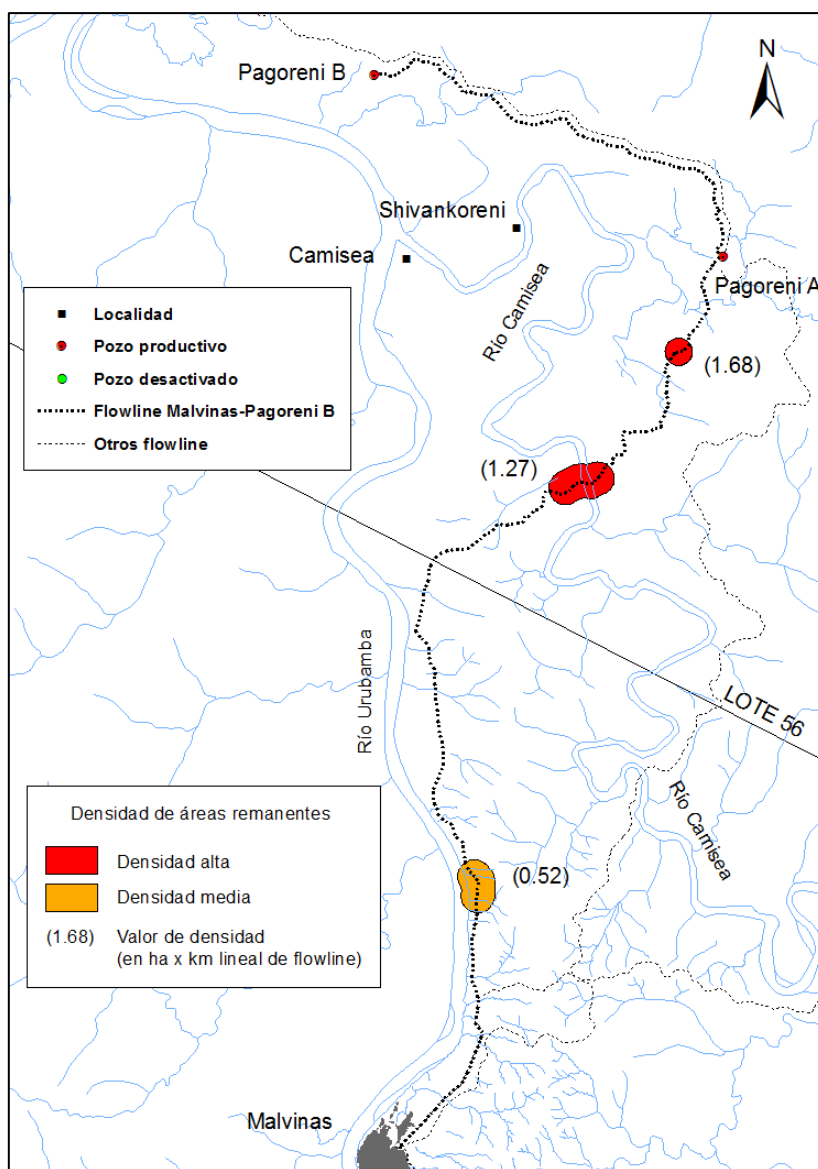


Figura 12: Ubicación de los tramos del Flowline Malvinas-Pagoreni B con densidades de huella mapeadas altas para el 2019

De estos sectores, el del cruce del río Camisea (aprox. Kp-13) se debe exclusivamente a áreas operativas; es decir, por el uso y no por inestabilidades del Ddv. Aquí se encuentran los dos helipuertos y dos válvulas de control de dicho cruce.

De los otros dos tramos (Figura 12), el primero se encuentra en el margen derecho del río Urubamba, entre las progresivas Kp4+400 a Kp5+100. La densidad de la huella está solo ligeramente por encima del doble de la media, para esta fecha. En la imagen satelital (Figura 14) se puede observar tramos aislados del Ddv y algunos cruces aéreos de los afluentes locales del río Urubamba.

El otro tramo con persistencia de huella es un sector de solo 130 metros del Ddv en la progresiva Kp15+900. Para la fecha de este mapeo el área del derecho de vía propiamente dicho se encontraba mayormente cubierto de herbáceas, mientras que el de los dos taludes detectados estaba con cobertura de arbustivas.

En ambos sectores, dichos problemas ya habían sido previamente identificados en el mapeo con imágenes del 2015 (Leunda et al 2018) y si bien en los dos casos la huella disminuyó con respecto a esa fecha, fue más evidente en el sector del río Urubamba. Aquí la suma de las huellas se redujo a la tercera parte, mientras que en la del Kp-16 solo se redujo un 20% con respecto a la del 2015.

Es importante resaltar que, si bien estos dos sectores son los únicos que se podrían considerar con cierto grado de problemas en la estabilidad del derecho de vía, aquí no se está evaluando el tramo del flowline entre Pagoreni A y B (Figura 13) porque se analiza dentro del subproyecto Pagoreni A-Mipaya. De hecho, ese tramo entre ambas plataformas presenta actualmente mayores problemas de estabilidad que los que se encuentran entre Malvinas y Pagoreni A.



Nota: A la izquierda el sector del tramo sobre el margen del río Urubamba, donde se ven el DdV y cruces aéreos del flowline. En la imagen de la derecha se muestra el tramo de 130 metros con taludes ya con cobertura de arbustivas (Kp-15+900).

Figura 13: Tramos con retraso de cierre con respecto a la media de la fecha mapeada

3.2.3 Análisis Temporal del Flowline Malvinas-Pagoreni B y Plataformas

Existen tres mapeos previos que sirven como punto de comparación para el análisis de la evolución del subproyecto, uno del año de construcción (2006); el siguiente 4 años después (2010) y el previo a este, en el 2015. El detalle de los cambios entre estas diferentes etapas se detalla en la Tabla 8 y la Figura 14.

En comparación con la fecha inmediatamente anterior, la reducción de la huella paisajística en estos 4 años ha sido del 24.58 %. En valores absolutos, esto significaría la recuperación de 5.63 ha sobre el total de 22.91 ha del 2015.

Tabla 8: Superficies (en ha) de cada clase de la huella paisajística del Subproyecto Flowline Malvinas-Pagoreni B para los años 2006, 2010, 2015 y 2019

Detalle	2006 (ha)	2010 (ha)	2015 (ha)	2019 (ha)
Pagoreni A	7.15	7.04	9.29	7.94
Pagoreni B	6.09	4.29	4.78	4.75
Pag. 1x	1.27	2.03	1.30	(1.01)
DdV (válvulas)		0.07	0.06	0.63
Helipuerto		0.45	0.90	0.51
DdV	47.64	20.66	3.79	0.84
Camino acceso pozos	4.78	1.22	0.93	0.24
Campamento/Obrador	2.99	1.55	1.48	2.10
Desvío	3.52	2.29	-	-
Botadero	3.53	0.14	-	-
Obras adicionales	3.06	0.10	-	-
Talud	7.39	0.69	0.39	0.26
Helipuerto (no usado)	0.33	0.05	-	-
TOTALES	87.73	40.58	22.91	17.28
Operativas	14.50	13.89	16.32	13.83
Recuperables	73.23	26.69	6.59	3.45

Nota: En 2019 se colocó la superficie correspondiente a Pagoreni 1x (en rojo) solo para su comparación individual con las demás fechas, pero esta huella ya está contabilizada en los ítems helipuertos y campamentos para el actual mapeo.

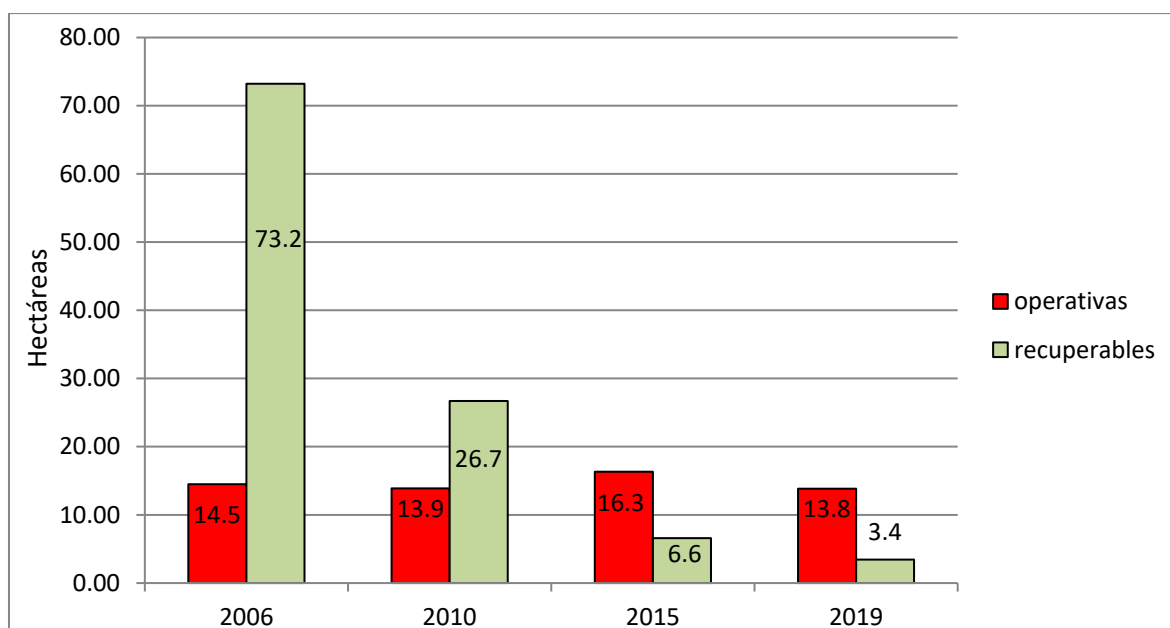


Figura 14: Evolución de la huella paisajística del subproyecto Flowline Malvinas-Pagoreni B desde el 2006 al 2019

Las áreas recuperables han tenido una fuerte reducción en términos porcentuales con respecto al 2015 (47.66 %) pero no así en valores absolutos (3.14 ha). Esto es porque ya en aquel año y más aún en este 2019, se ha llegado a lo que sería el valor mínimo de mantenimiento; que es para este año de 3.45 ha. Probablemente ese valor sea mayor en futuros mapeos, ya que a esos dos tramos descritos como aún remanentes por inestabilidad, se les suma en un futuro otro que ha tenido problemas de ese tipo en las primeras etapas del flowline. Esto es, el cruce del arroyo Meronkiari entre las progresivas Kp-11 a Kp-11+300.

El cálculo de la velocidad de cierre anual para los últimos 4 años se realizó en base solo al tramo Malvinas-Pagoreni A, dejando afuera el sector entre las dos plataformas que pertenece (para el monitoreo) al DdV a Mipaya. El cálculo muestra una reducción del 47.66 % en el periodo 2015-2019, lo que implica **una velocidad de cierre anual del 11.9 %**. Esta velocidad es muy similar a la del periodo anterior (2012-2015), que era del 12.0 %. Como se puede ver en la Tabla 6, la huella de áreas recuperables, que son las que se analizan para la velocidad de cierre, no está influenciada mayormente por los cambios en el derecho de vía y obras de contención, sino por la cantidad, uso y evolución de los sectores para campamentos temporales. En Pagoreni B existen dos áreas así, fuera de la plataforma que se siguen usando habitualmente. Para el caso de Pagoreni A, hay otras dos áreas en los alrededores de la plataforma. Estas dos, más el sector de la antigua Pagoreni 1x (ya contabilizado como sector de campamento), aunque no se usen tan seguido siguen sin cerrarse por completo por la presencia en los tres de kudzu, que está demorando su restauración.

En cuanto a las áreas operativas, la reducción con respecto a 2015 es un poco menor que la graficada en la Figura 15, ya que a esta diferencia se suma la recategorización en este mapeo de la plataforma Pagoreni 1x, a partir de ahora mapeada como sector de campamentos temporales y un helipuerto semipermanente (ver Tabla 6). La reducción sí más considerable la tuvo la plataforma Pagoreni A, con 1.35 ha menos que en 2015. Esta locación tiene aún posibilidades (sectores) para seguir reduciéndose en un futuro. No así Pagoreni B que está prácticamente en el mínimo operacional. Igual condición están los dos helipuertos y dos válvulas del cruce del río Camisea.

3.3 Flowline Cashiriari 1-Malvinas

Para este apartado se ha mapeado la obra inicial del tendido de un flowline entre la plataforma Cashiriari 1 y la planta de Gas Malvinas. En este caso, a diferencia de otros subproyectos similares, solo se trató del tendido del ducto de conducción sin la construcción de nuevas plataformas, ya que el objetivo es la optimización de la extracción sobre plataformas ya existentes. La obra se realizó principalmente en el año 2018 y se concluyó en el 2019. El presente mapeo se efectuó con imágenes Worldview 2 obtenidas a mediados de ese año (agosto de 2019).

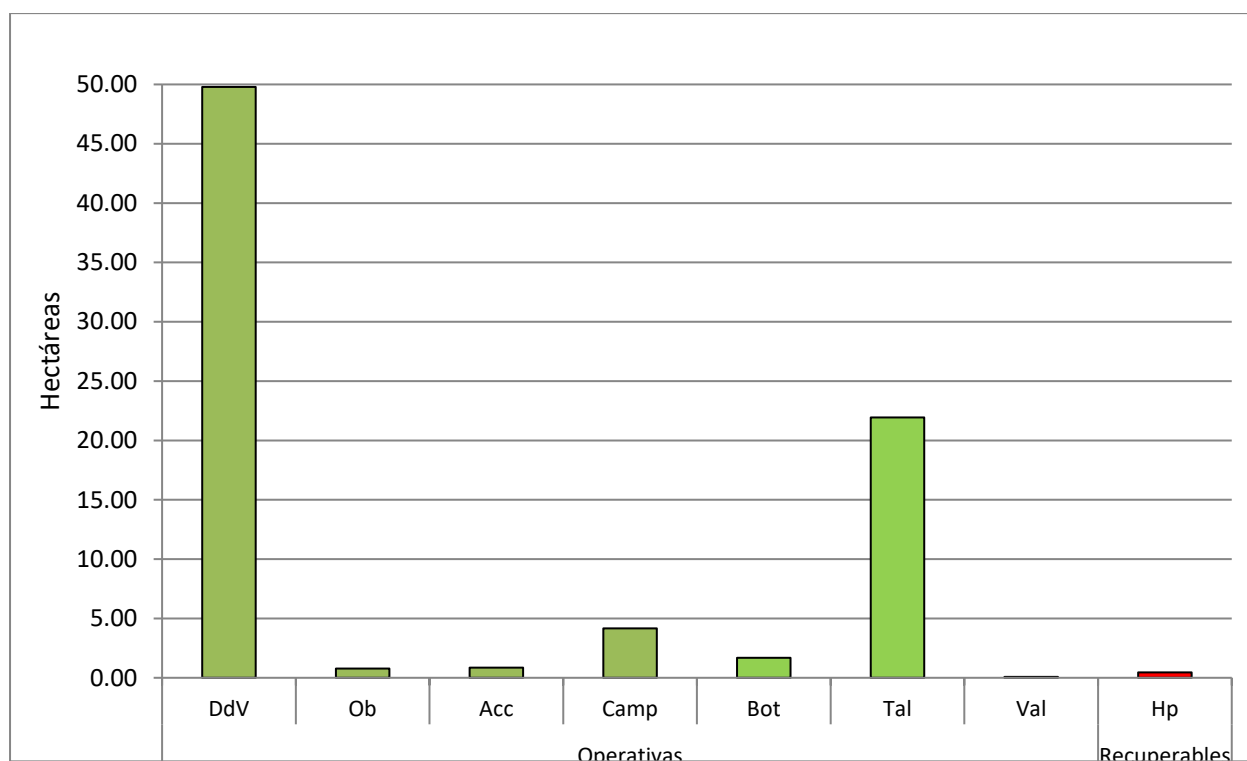
El flowline parte de la Locación Cashiriari 1 hacia la Planta de Gas Malvinas, en paralelo y a una distancia de entre 1000 a 2000 metros al sur del flowline a Cashiriari 3. Para luego utilizar el mismo derecho de vía de este flowline en los últimos 1400 metros de recorrido llegando a Malvinas.

El mapeo se realizó a escalas equivalentes de entre 1:3000 y 1:1000, cada sector fue clasificado en función del tipo de obra (DdV propiamente dicho, campamentos, botaderos, taludes, etc.) y se registró la existencia o no de cobertura vegetal. Como en anteriores subproyectos, de ser posible, se discriminó también por el tipo de cobertura (con dosel, arbustiva y gramíneas). Debido a que se trata de una obra realizada recientemente, la amplia mayoría se encontraba con suelo desnudo y a lo sumo existían algunos pocos sectores ya con gramíneas y arbustivas. En el momento del registro algunos sectores, que posiblemente sean desbosques de carácter más permanentes (áreas operativas), no habían sido definidos como tal. No obstante, debido a las particularidades del subproyecto, solo involucrará como operativos a los helipuertos semipermanentes y a los sectores de válvulas. Si bien en este mapeo se determinaron algunos de ellos, solo en futuros registros se podrá discriminar correctamente en función de sus usos.

También se registraron las superficies del subproyecto que, si bien son intervenciones de este, lo fueron sobre áreas previamente intervenidas por terceros (esencialmente CCNN, colonos, otras compañías). El resumen de este relevamiento se presenta en la siguiente tabla y el gráfico de la Figura 15.

Tabla 9: Superficies totales y parciales (en ha) de la huella paisajística del subproyecto Flowline Cashiriari 1-Malvinas para agosto del 2019.

Componente del Subproyecto	Superficie (ha)	Porcentaje (%)	Cobertura (ha)		
			Sin Veget.	Herbáceas	Arbustivas
DdV	49.79	62.44	49.09	0.47	0.22
Obras de contención	0.78	0.98	0.65		0.13
Camino acceso	0.86	1.07	0.86		
Campamento/Obrador	4.16	5.22	3.59	0.32	0.26
Helipuerto	0.45	0.57	0.40	0.02	0.04
Válvula	0.08	0.10	0.08		
Botadero	1.68	2.11	1.61		0.07
Talud	21.94	27.51	18.21	0.52	3.20
Total	79.74	100.00	74.49	1.33	3.92



Nota: DdV (derecho de vía), Ob (obras de contención de erosión), Acc (camino de acceso), Camp (campamentos), Bot (botaderos), Tal (taludes), Val (sectores de válvulas), Hp (helipuertos).

Figura 15: Gráfico de distribución de la huella paisajística para el 2019 del subproyecto Flowline Cashiriari 1-Malvinas, según la clase, sitio o uso

La superficie afectada total por el subproyecto fue de 79.74 ha, para el momento de captura de las imágenes, cerca de la totalidad del área se presentaba sin cobertura vegetal alguna (el 93.42 %). Solo muy pocos sectores tenían cobertura, posiblemente, por haber sido las primeras en realizarse, por no haberse desboscado por completo y/o por necesidades de protección de las obras. Es llamativo por ejemplo que la mayor cantidad de sectores con arbustivas se encuentre en los taludes (3.20 de 3.92 ha, ver tabla 9).

Existían 3 campamentos a lo largo de la línea que sumados implicaron una superficie de 4.16 ha. Teniendo en cuenta que el cero de las progresivas para este flowline se considera a la plataforma Cashiriari 1, ellos estaban ubicados en las progresivas Kp-9+750 (en el margen izquierdo del río Cashiriari), Kp-17+500 y Kp-23+500 (margen derecha del río Porocari). Los dos campamentos a orillas de los ríos también tenían un helipuerto cada uno (que sumaban los 0.45 ha del resumen de la tabla 9). El campamento del Kp-17+500 usaba el helipuerto de la otra línea de conducción. Para este mapeo se consideró esos dos helipuertos como áreas operativas.

El único acceso construido fue hecho desde la punta sur de la pista de aterrizaje de la planta Malvinas y conecta al DdV en la progresiva Kp-26+500. Fue construido íntegramente en áreas ya intervenidas por colonos. Para la fecha de las imágenes existía solo una obra importante de contención de erosión. Esta se ubicaba en el margen izquierdo del río Porocari y abarcaba 0.78 ha (ver Figura 16). Se contabilizaron 11 botaderos a lo largo de la línea que suman 1.68 ha. Si bien de tamaño muy disímiles, como son áreas subhorizontales, por lo general son las primeras intervenciones que se recuperan.



Nota: Los sectores de obras y/o intervenciones mayores para la fecha del mapeo estaban ubicados en los cruces de los ríos Porocari y Cashiriari. Obras de contención de erosión en el cruce de río Porocari (arriba). Campamento del Kp-9+750 y obras de cruce del río Cashiriari (abajo). Fotografías de noviembre de 2018.

Figura 16: Cruces de los ríos Porocari y Cashiriari

Si se reagrupan las obras según el uso en operativas y recuperables, lo que significa en relación con sus perspectivas de restauración en los próximos años, quedan como se presenta en la Tabla 10. Estos valores implican que el 99.33 % del subproyecto son áreas recuperables y solo el 0.67 % pertenecería a las operativas y por lo tanto con huella persistente mientras dure la concesión. Como se mencionó, en valores absolutos en los próximos mapeos se registrará un aumento de los sectores de válvulas (aún no definidos totalmente en el momento de captación de estas imágenes) y probablemente una disminución de los helipuertos (por desuso de alguno de ellos).

Tabla 10: Superficies totales y parciales (en ha) de la huella paisajística del subproyecto Flowline Cashiriari 1-Malvinas para 2019, discriminadas según uso

	Componente del Subproyecto	Superf. (ha)	Porcent. (%)	Cobertura (ha)		
				Sin Veget.	Herbáceas	Arbustivas
RECUPERABLES	DdV	49.79	62.86	49.09	0.47	0.22
	Obras de contención	0.78	0.98	0.65		0.13
	Camino acceso	0.86	1.08	0.86		
	Campamento/Obrador	4.16	5.26	3.59	0.32	0.26
	Botadero	1.68	2.13	1.61		0.07
	Talud	21.94	27.70	18.21	0.52	3.20
	Subtotal Recuperable	79.21	100.00	74.01	1.31	3.88
OPERATI VAS	DdV (válvulas)	0.08	14.45	0.08		
	Helipuerto	0.45	85.55	0.40	0.02	0.04
	Subtotal Operativo	0.53	100.00	0.48	0.02	0.04

Para finalizar esta primera descripción, la Tabla 11 muestra las superficies totales y porcentuales de las unidades paisajísticas afectadas por la obra completa, incluyendo campamentos y acceso. Esto significa que el desbosque total para la obra fue de 78.55 ha de bosques nativos. Casi la mitad de ellos, de Bosques Amazónicos semidensos y la tercera parte de Bosques Amazónicos densos. Las intervenciones sobre sectores previamente intervenidos por terceros están todas en el sur de la pista de aterrizaje y se refiere a áreas de colonos y el derecho de vía de TGP (Transportadora del Gas del Perú).

Tabla 11: Superficies totales y porcentuales de las obras del subproyecto Flowline Cashiriari 1-Malvinas según unidades paisajísticas

Unidad	Superficie (ha)	Porcentaje (%)
Área intervenida por terceros	1.17	1.47
Área intervenida anteriormente por el Proyecto Camisea	0.01	0.02
Bosque Amazónico denso	26.88	33.71
Bosque Amazónico semidenso	37.16	46.60
Pacal de Bosque Amazónico	14.51	18.20
Playón-isla	0.01	0.01
Total	79.74	100.00

3.4 Flowline Malvinas-Cashiriari 3 y Plataformas asociadas

El Flowline Malvinas-Cashiriari 3 involucra un derecho de vía (DdV) de 44.8 km de longitud y dos plataformas de perforación (Cashiriari 1 y Cashiriari 3). La locación Cashiriari 2 fue un pozo exploratorio en la etapa anterior al Proyecto Camisea (PC), y no ha sido reabierto en el actual desarrollo del PC, solo se ha usado eventualmente como helipuerto y área de campamento. En este recorrido el flowline realiza dos cruces subterráneos de ríos importantes (ríos Cashiriari y Porocari).

Para el 2019 presentaba, además de los localizados en las plataformas Cashiriari 1 y 3, unos seis helipuertos a lo largo de su recorrido. Cinco de ellos en uso para la fecha de adquisición

de estas imágenes y uno semiabandonado o momentáneamente inactivo en esas fechas (Kp-42.8). También inactivo se encuentra el de la antigua plataforma Cashiriari 2.

Se ha mantenido la distinción realizada en anteriores informes en cuanto a superficies operativas y recuperables (ver Juárez et al 2013). Esto es, **áreas operativas** como los sectores que después del período de construcción son necesarias de mantener abiertas para la operación regular del PC (plataformas, helipuertos permanentes, válvulas, etc.) y **áreas recuperables** como los desbosques de obra inicial y que se puede permitir la revegetación y regeneración natural (al menos a nivel de paisaje: DdV, botaderos, taludes, desvíos, helipuertos de sísmica etc.). Obviamente, existen sectores que no son fácilmente adjudicables a estos dos grupos pero que a los efectos de estas comparaciones son asignados a uno u otro en el presente y anteriores informes.

Es de destacar que lo que se mapea actualmente de este subproyecto es la huella paisajística y no el desbosque total o inicial. Solo en el caso de imágenes adquiridas en el momento de obra (construcción) la huella coincide con el desbosque. Posteriormente a esas fechas, lo que se mapea es el remanente, esto es, la huella paisajística o remanentes que quedan para que el paisaje se uniformice.

La Tabla 12 muestra los valores totales extraídos de la interpretación de imágenes del 2019. Se ha mapeado y medido por separado, además de las diferentes clases de aperturas, el estado actual de la revegetación o tipo de vegetación presente. Esto es, si se encuentran con suelo desnudo, pastos, arbustos o ya con un bosque secundario (en los casos que podían ser discriminados de la selva). También en esta Tabla se reagruparon según la clasificación mencionada de superficies operativas y recuperables.

Tabla 12: Superficiales totales y parciales (en hectáreas) de la huella paisajística del subproyecto flowline Malvinas-Cashiriari 3 para el 2019, según el tipo de obra y cobertura vegetal

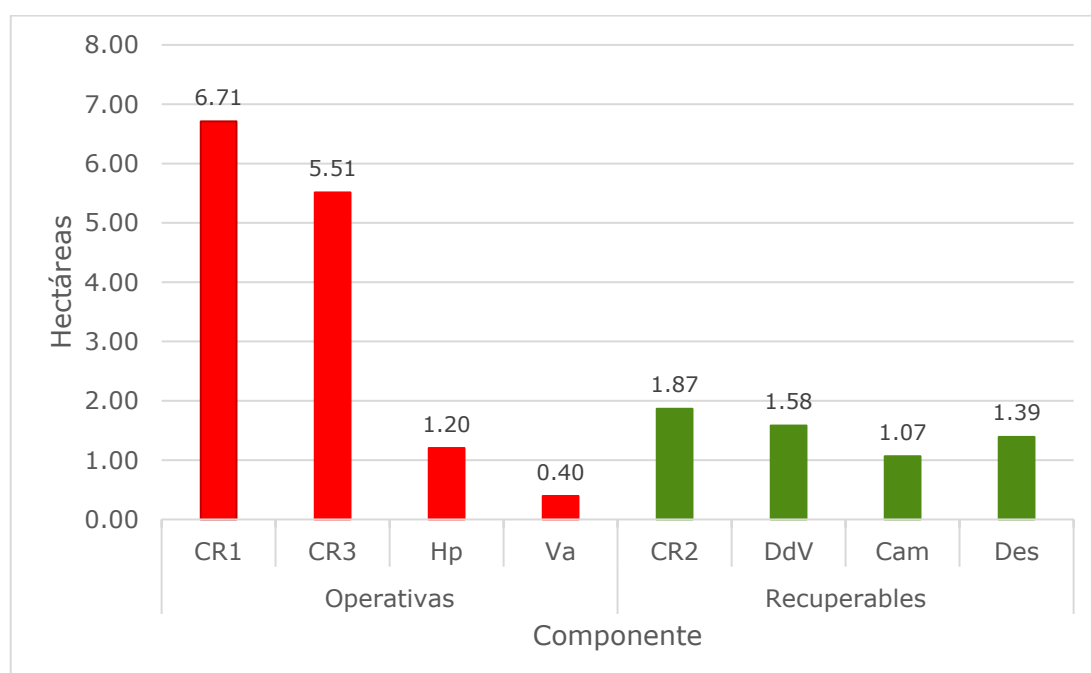
Componente del Subproyecto	Superf. (ha)	Porcent. (%)	Cobertura (ha)			
			Sin Veget.	Herbáceas	Arbustivas	Con dosel
Cashiriari 1	6.71	34.02	1.52	3.56	1.01	0.63
Cashiriari 2	1.87	9.46	0.11		0.67	1.08
Cashiriari 3	5.51	27.94	1.45	3.65	0.19	0.22
DdV	1.58	8.02	0.04	0.56	0.65	0.33
Taludes/Ob			-	-	-	-
Campamentos	1.07	5.40	0.23	0.67	0.08	0.08
Válvulas (3)	0.40	2.00	0.02	0.33	0.04	
Helipuertos (6)	1.20	6.10	0.11	0.85	0.19	0.05
Deslizamientos (6)	1.39	7.05	0.87	0.02	0.50	
TOTALES	19.73	100.00	4.35	9.65	3.34	2.39
Operativas	13.82	70.06	3.10	8.39	1.43	0.90
Recuperables	5.91	29.94	1.25	1.26	1.90	1.49

En sus 44.8 km de recorrido total, el subproyecto flowline Malvinas-Cashiriari 3, presentaba para el 2019 una huella paisajística de 19.73 ha. De dicha superficie, 12.22 ha corresponden a las dos plataformas operativas (Cashiriari 1 y 3) y solo 1.87 ha para la abandonada plataforma Cashiriari 2 (considerada como sector recuperable en su totalidad en el presente mapeo).

La Figura 17 muestra la distribución general del mapeo detallado en la Tabla 12, sin discriminar el estado de la vegetación en cada clase/sitio. La mayor parte de la huella actual es de zonas operativas (70 %) y principalmente de las dos plataformas operativas. Las áreas recuperables siguen disminuyendo con respecto a años anteriores, aún con la reincorporación de la plataforma Cashiriari 2 a estas clases.

Las superficies recuperables conforman con 5.91 ha el 29.94 % de la huella del subproyecto. Dentro de estos, los sectores más grandes son la antigua plataforma Cashiriari 2 y el DdV que entre ambos suman 3.45 ha, sin embargo, presentan una importante proporción (41 %) ya con bosque secundario.

El 70.06 % de la huella son las áreas operativas, representadas principalmente por las plataformas Cashiriari 1 y 3. Éstas suman 12.22 ha en un total de 13.82 ha para esta clase. El resto de los sectores operativos lo completan los 6 helipuertos sobre la línea del flowline que se mantienen en forma semipermanente y tres sectores de válvulas (dos en el cruce del río Cashiriari y uno en las inmediaciones de la plataforma Cashiriari 1).



Nota: CR1 (Cashiriari 1), CR2 (Cashiriari 2), CR3 (Cashiriari 3), DdV (derecho de vía), Cam (campamentos, por fuera de los de plataforma), Hp (helipuertos semipermanentes), Va (sectores de válvulas) y Des (cicatrices de deslizamiento generadas desde DdV).

Figura 17: Distribución de la huella paisajística para el 2019 del subproyecto Flowline Malvinas-Cashiriari 3, según la clase mapeada

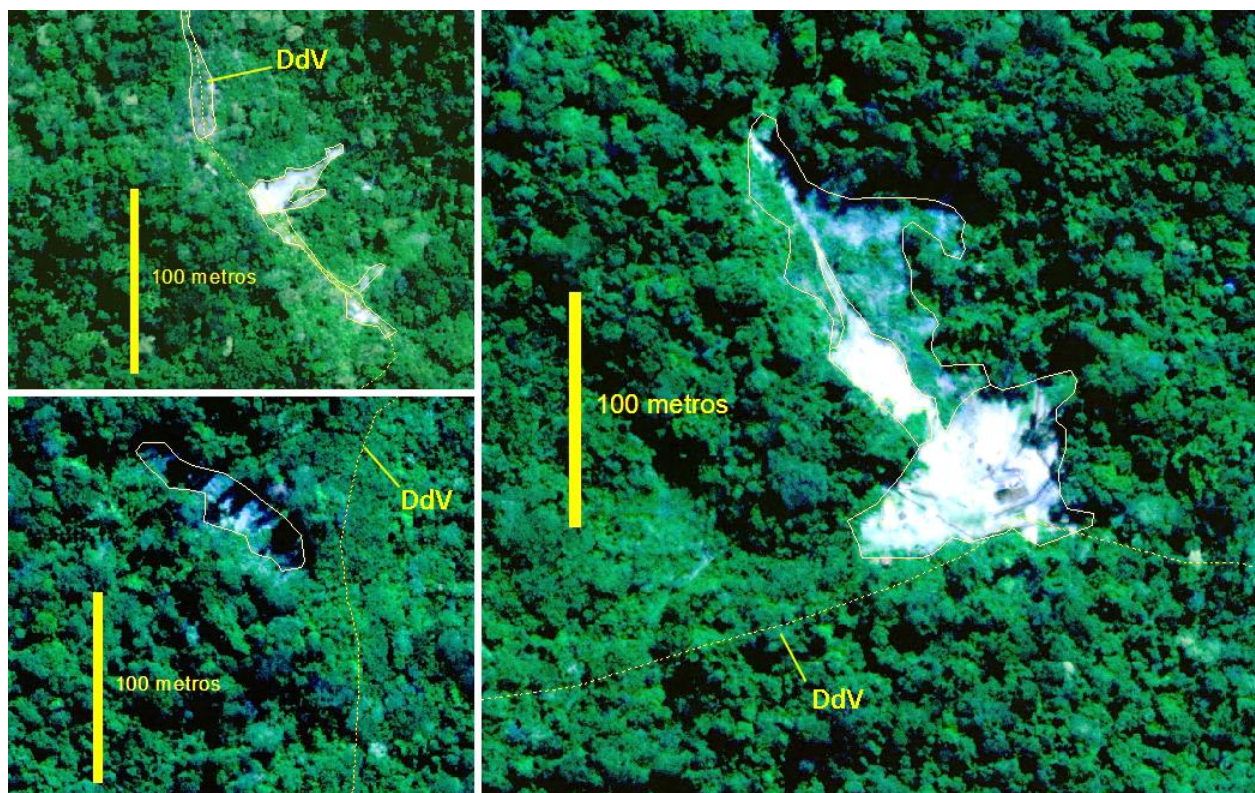
Excluyendo los ubicados en las dos plataformas operativas, se identificaron 3 áreas de campamentos sobre la línea de conducción que suman 1.07 ha. Dos de estas zonas están vinculadas a los helipuertos semipermanentes (kp-13 y kp-19) y el tercero en un área de obras de contención de erosión y revegetación (kp-39+200). Todos ellos con campamentos instalados durante la captación de las imágenes. Ya no existe, como sucedía en 2017, el campamento de la progresiva kp-7+400 y su superficie está parcialmente restaurada (aunque se encuentra despejada la zona del helipuerto para esa progresiva). Si bien el promedio de la huella de los campamentos es de 0.36 ha, el ubicado en el Kp-19 es el mayor de todos (con 0.48 Ha).

Permanecen los 6 helipuertos a lo largo del DdV, aunque uno de ellos se presenta aparentemente sin uso para la fecha que fueron captadas las imágenes. Se trata del que está

en el Kp-42+900, que no obstante se encuentra en uno de los tramos de mayor inestabilidad del ducto (con lo cual en algún momento podría ser reactivado). Los otros estaban operativos para la fecha de mapeo y se encuentran en las progresivas kp-7+400, kp-13, kp-18+900, kp-19+600 y kp-39+300. En su conjunto suman 1.20 ha, un promedio de 0.20 ha cada uno.

El DdV propiamente dicho se ha reducido considerablemente y su huella paisajística total es de solo 1.58 ha. La huella se encuentra ubicada en pocos tramos específicos del ducto (como se verá al analizar la densidad de la huella de recuperables). No ha sido posible diferenciar ni taludes ni obras de contención de erosión para esta fecha (aunque sí existían sectores con deslizamientos recientes).

Las cicatrices de deslizamientos asociados al ducto suman 1.39 ha, y aunque es poco teniendo en cuenta los 44.8 km de recorrido, esto significa un aumento de casi un 50 % con respecto a la medición del 2017. No existe ningún deslizamiento en la mitad del primer tramo del DdV (entre la planta Malvinas y el río Cashiriari; Kp-19) y empiezan a aparecer dentro de la sierra de Cashiriari. A su vez, tres de ellos en conjunto suman la casi totalidad de la huella de esta clase medida en el actual mapeo (con 1.36 ha). Estos son (Figura 18) los de la progresiva Kp-20+850 (0.08 ha), Kp-40+600 (1.07 ha) y Kp-42+200 (0.20 ha). Los dos primeros existían en los relevamientos anteriores de 2017, mientras que el último es nuevo. El más grande de estos tres estaba a punto de ser puesto en las obras de reconstrucción para la fecha de toma (se observa instalado un campamento de geotecnia en las inmediaciones).



Nota: La del Kp-40+600 sola representa más de 1 ha. Aún ninguna reconstruida en el momento de la toma de imágenes 2019.

Figura 18: Cicatrices de deslizamiento de las progresiva Kp-20+850 (arriba izquierda), Kp-40+600 (derecha) y Kp-42+200 (abajo izquierda).

3.4.1 Áreas Operativas y Recuperables

Si se describe el subproyecto desde la distinción entre áreas operativas y recuperables se obtienen las superficies detalladas en la Tabla 12 y las Figuras 18 y 20. Según esta categorización las áreas operativas son el 70 % del total de la huella y solo el 30 % corresponde a las áreas recuperables. Las dos plataformas de extracción suman la mayoría de dichas áreas operativas (12.22 ha del total de 13.82 ha), que principalmente tienen cobertura de herbáceas o suelo desnudo. El resto de los sectores operativos esta dado por los 6 helipuertos y 3 sectores de válvulas (dos en el cruce del río Cashiriari y uno en la llegada a la plataforma Cashiriari 1). Los sectores considerados recuperables solo suman 5.91 ha y se distribuyen en forma pareja el tipo de cobertura vegetal. Casi 2 ha de ese total corresponden a la antigua plataforma Cashiriari 2 (que por falta de uso ha sido recategorizada como tal) y 1.07 ha a sectores de campamentos. Es decir, en ambos casos, áreas estables en cuanto a riesgo de erosión.

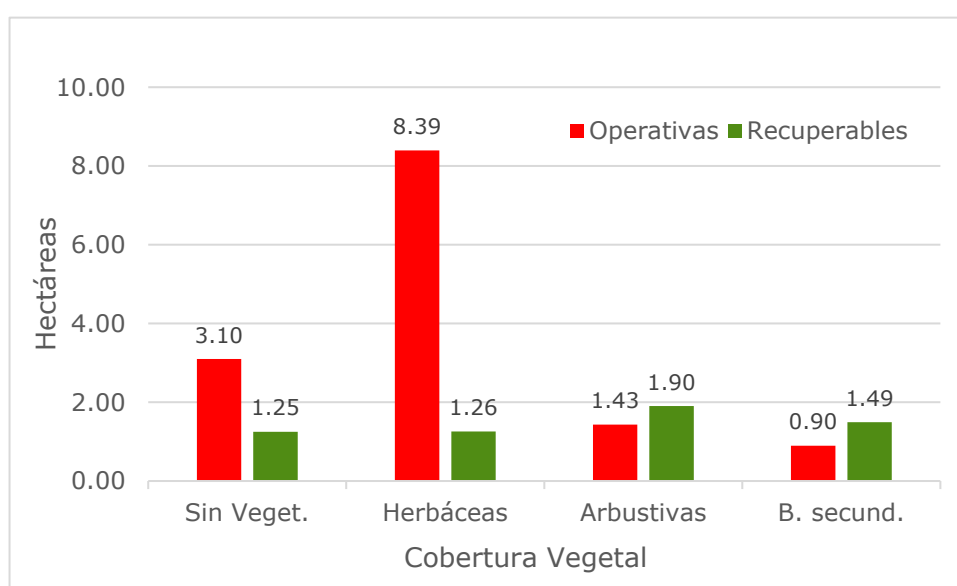


Figura 19: Distribución de la huella paisajística para el 2019 en función del tipo de vegetación que presentan las áreas operativas y recuperables.

Si se separan a su vez las clases en función del tipo de vegetación presente en ellas, se puede ver lo que muestra la Figura 19. Como es habitual, las áreas operativas tienen un fuerte predominio de zonas sin vegetación o con herbáceas. La mayor proporción del total de cobertura de arbustivas y bosque secundario de esta clase se encuentra dentro de la plataforma Cashiriari 1 (1.01 y 0.63 Ha respectivamente), en general en los taludes para el caso de las arbustivas y en la fosa de quema y el mechero para los bosques secundarios (Figura 4).

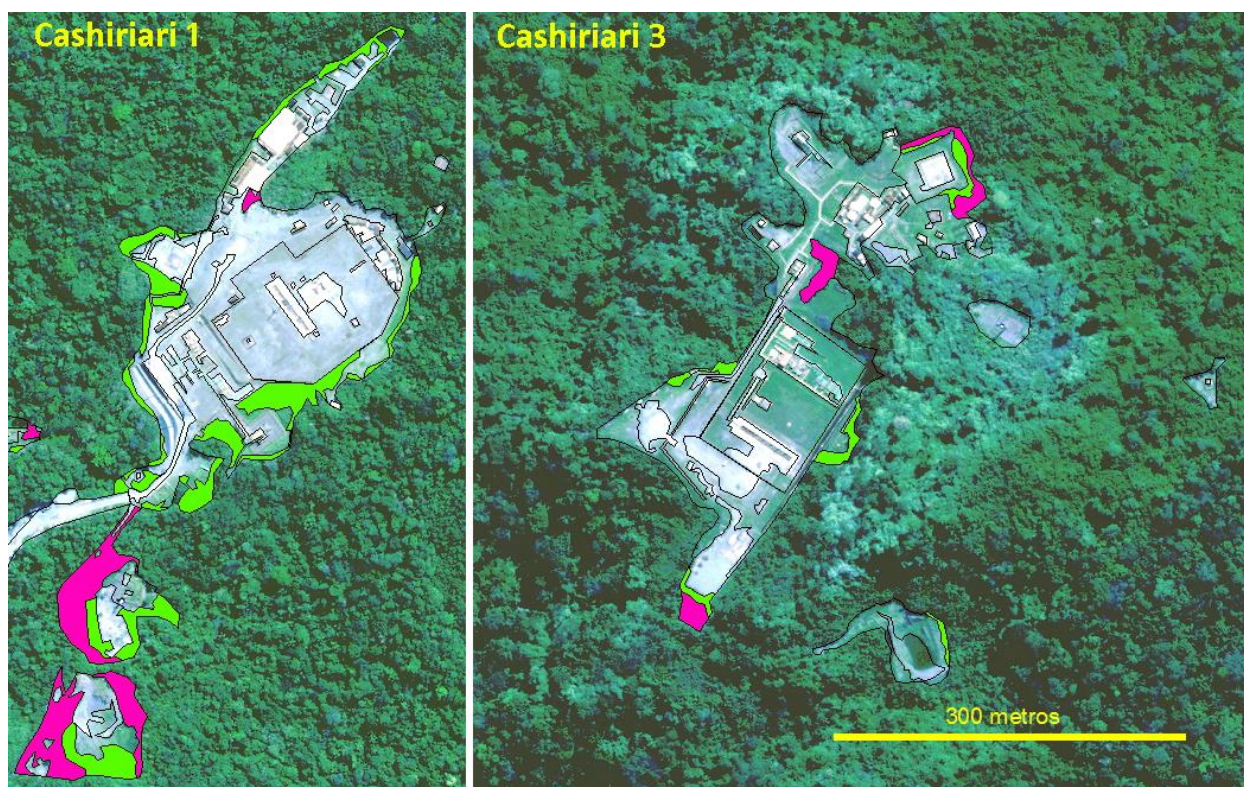
Como ya ocurría en 2017 las áreas recuperables no tienen un predominio claro en cuanto al tipo de vegetación, en parte porque su suma total es muy baja. Las proporciones de cobertura vegetal se dan con relación a qué eventos estén captados en el momento de toma de las imágenes. En el caso de las áreas sin vegetación gran parte de ellas (en esta clase) están concentradas en los tres deslizamientos activos descritos anteriormente.

La mayor parte de los bosques secundarios se presentan dentro de la antigua plataforma Cashiriari 2. Al quedar en desuso y recategorizarse como recuperable, esta locación está ya

en un proceso avanzado de restauración y por ello posee una alta proporción con dosel secundario.

Las dos plataformas de extracción del subproyecto (ver Figura 20 y Tabla 12) representan actualmente el 88 % del total de áreas operativas, pero mientras Cashiriari 1 se encuentra en valores similares a los obtenidos para el 2017, la plataforma Cashiriari 3 tuvo una fuerte reducción de casi 3 ha (pasó de tener una huella de 8.38 ha a las actuales 5.51 ha). Muchos sectores mapeados hace dos años como bosque secundario ya no pueden discriminarse del bosque circundante y la fosa de quema se ha reducido significativamente.

La comparación entre ambas plataformas para esta fecha muestra una mayor superficie de bosque con cobertura de bosque secundario para Cashiriari 1, mapeado esencialmente en la fosa de quema y la zona del mechero (flare).



Nota: Resaltando las áreas con cobertura de arbustivas (verde claro) y con bosque secundario (magenta). En Cashiriari 1 se observa en el margen izquierdo la llegada del DdV del flowline recién terminado para la fecha de estas imágenes (sin vegetación) y una válvula del flowline Malvinas-Cashiriari 3 (construido en 2010). Ambas imágenes a la misma escala

Figura 20: Estado de las plataformas Cashiriari 1 y 3 para el año 2019

3.4.2 Velocidad de Cierre: Densidad de la Huella del DdV

Como ha sucedido con otros flowlines monitoreados, **el cierre del DdV no es homogéneo a lo largo de los casi 44.8 km del flowline**. Si se realiza la suma de todas aquellas áreas recuperables y se la divide por esta distancia, se obtiene el valor promedio o densidad de superficies mapeadas por kilómetro de flowline para cada fecha mapeada. Este valor de **densidad de huella mapeada** es actualmente de 0.13 ha por km lineal de ducto y es un indicador del estado del cierre, en este caso: muy avanzado.

Si bien, éste es un indicador también válido para comparar el estado de la restauración entre los distintos flowlines del Proyecto Camisea, es más útil para detectar los tramos con ciertos problemas o retrasos dentro de un mismo ducto para una fecha determinada, porque, como sucede en todos los flowlines, existe una distribución heterogénea de esta densidad y eso

implica que se pueda realizar comparaciones por sectores para una misma fecha. Lo que se realiza en la práctica es calcular este indicador por tramos de progresivas y compararlos con la media. De ella se desprende que hay sectores de mejores avances en cuanto a la recolonización de la propia selva y otros en los cuales la asimilación paisajística está más demorada (o sea, por encima de este valor promedio en el indicador de densidad de la huella mapeada de ese año).

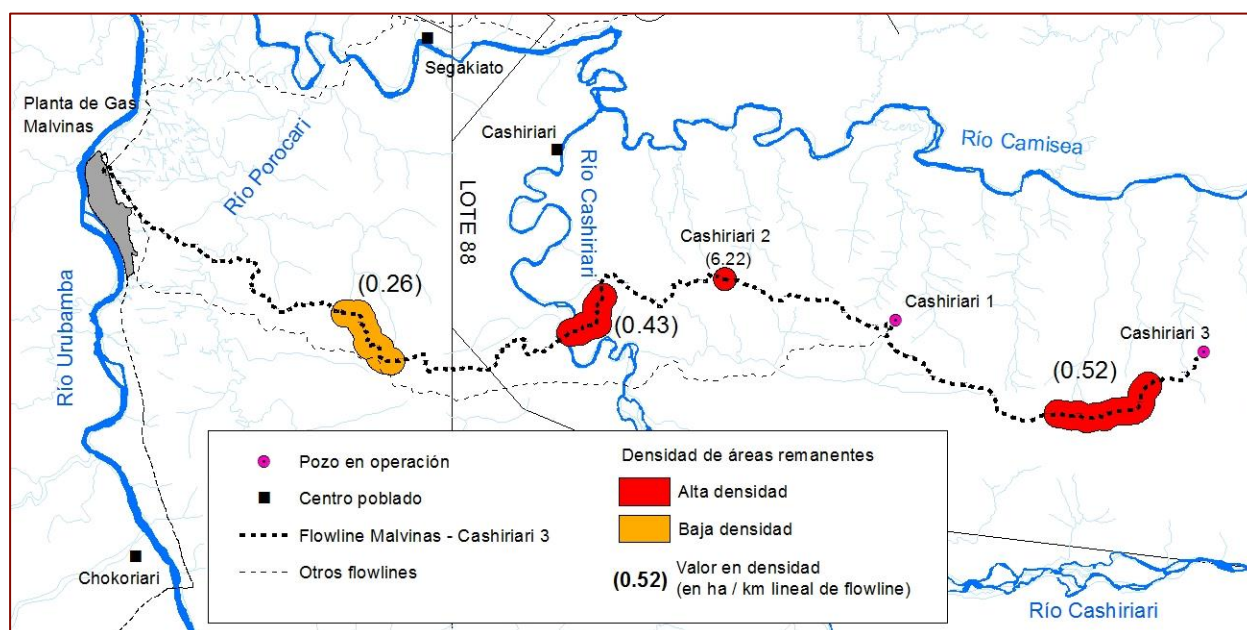
Para el caso de la actual fecha mapeada, el resultado de este análisis es el que se refleja en forma resumida la Tabla 13 y Figura 21, en el cual solo se han volcado los tramos por encima de la media (0.13 ha/km lineal)

Estos tramos suman en su conjunto solo 9.8 km, lo que implica que el DdV se encuentra cerrado en el 78 % de los 44.8 km de su obra inicial. En la mayoría de estos 35.0 km, el cierre de la apertura por la obra inicial es completo.

Tabla 13: Sectores con densidades de huella por arriba de la media mapeada para el año 2019.

Progresivas	Longitud (km)	Densidad de la huella (ha/km lineal)	Densidad
9.9 a 13.0	3.10	0.26	Baja
19.5 a 21.9	2.40	0.43	Alta
26.7 a 27.0	0.30	6.22	Muy Alta
39.0 a 43.0	4	0.52	Alta

Nota: El valor muy alto (6.22) corresponde a la antigua plataforma Cashiriari 2, actualmente considerada también como sectores recuperables (sin uso operativo).



Nota: En naranja las que están levemente por encima de la media (que es de 0.13 ha por cada km lineal de flowline) y en rojo las que están por arriba de ella, y por lo tanto son los sectores más atrasados en la recuperación. En el resto del flowline ya no existe huella o es muy pequeña.

Figura 21: Distribución de los tramos del Flowline Malvinas-Cashiriari-3 con diferentes densidades mapeadas para el 2019 de áreas recuperables remanentes

De los cuatro tramos resaltados en la Figura 21, se destaca el de la progresiva Kp-27 (Cashiriari 2) —con un valor de 6.22 ha/km—, no solo porque son nada más que 300 metros del DdV sino porque no es producto de la inestabilidad del sitio. Esa anomalía en el indicador corresponde a haber reclasificado como recuperable a la antigua plataforma Cashiriari 2. Este sitio se dejó de usar como área de campamento transitorio y/o acopio y se encuentra en avanzada etapa de restauración (el 94 % del sitio presenta cobertura de arbustivas y bosque secundario). De mantenerse sin usar para la operación, esta restauración seguirá progresando y está en camino de solo quedar con un 5 % de la huella actual (perteneciente al sector de la antena y dos plataformas de hormigón en el eje central del DdV).

Los otros 3 tramos, en el orden de las progresivas y también de menor a mayor grado de inestabilidad del DdV, son: Kp-9+900 a Kp-13 (baja densidad); Kp-19+500 a Kp-21+900 y Kp-39 a Kp-43 (alta densidad). El primero corresponde a una zona de colinas no muy altas, pero con sustrato algo friable. Existen unos 6 remanentes de huella con un promedio de 0.1 ha cada uno (además el de un campamento temporal). Éstos aún no se han restaurado totalmente y podrían ampliarse en caso de temporada de lluvias y vientos fuertes, generando posibles deslizamientos no muy extensos.

El segundo tramo también incluye un área aún usada como campamento temporal (Kp-19+700), con lo que el sector con verdaderos problemas de estabilidad es solo desde la progresiva Kp-20+500 a Kp-21+900. El factor de la inestabilidad determinante aquí son las fuertes pendientes; a tal punto que aún para el 2019 se encontraban cicatrices de erosión recientes (imagen superior-izquierda de Figura 18)

El último tramo y a su vez el de mayor riesgo de erosión del DdV, se puede restringir a las progresivas Kp-40 a Kp-43 (si se excluye el sector de campamento temporal asociado). Este sector no solo contiene los dos deslizamientos más importantes para esta fecha de mapeo (Figura 18), sino que es el sector que en la historia de este subproyecto se han presentado los mayores problemas de inestabilidad. El DdV ya no transita sobre crestas sino a mitad de ladera de la sierra de Cashiriari, donde las pendientes topográficas son muy fuertes, factor determinante en su inestabilidad.

3.4.3 Análisis Temporal del Flowline Malvinas-Cashiriari 3 y plataformas

El subproyecto cuenta con cuatro mapeos completos, entre los cuales se pueden hacer comparaciones. El primero se realizó el 2010, año en que finalizó la obra, luego en el 2014, en el 2017 y este último del 2019. El del 2010 si bien está cerca de representar el desbosque inicial, es un poco menor que la huella original porque una parte del DdV se encontraba terminado y en proceso de revegetación. Aun así, los cambios en el tiempo son notorios y pueden verse en la Tabla 14 y la Figura 22.

Tabla 14: Superficies (ha) de la huella paisajística del Subproyecto Flowline Malvinas-Cashiriari 3 para los años 2010, 2014, 2017 y 2019

Detalle	Huella Paisajística (ha)			
	2010	2014	2017	2019
Cashiriari 1	7.72	7.99	6.34	6.71
Cashiriari 2	2.90	2.53	2.31	1.87
Cashiriari 3	8.54	7.64	8.38	5.51
DdV	63.11	23.46	7.61	1.58
Campamentos	3.33	1.03	1.43	1.07
Helipuertos	1.13	1.30	1.68	1.20
Válvulas		0.13	0.15	0.40
Deslizamientos	3.12	2.02	0.93	1.39

Detalle	Huella Paisajística (ha)			
	2010	2014	2017	2019
Taludes	27.41	3.40	0.09	
TOTALES	117.26	49.48	28.93	19.73
Operativas	20.29	19.45	18.47	13.82
Recuperables	96.97	29.90	10.31	5.91

Entre el 2017 y 2019, analizada globalmente, la huella del proyecto disminuyó de 28.93 ha hasta 19.73 ha. Esto implica una reducción del 32 % con respecto al 2017 y del 83 % con respecto a la huella inicial del 2010. La huella total para el actual mapeo está dada mayoritariamente por las áreas operativas.

Las áreas operativas se redujeron en forma muy lenta en los tres primeros mapeos y más rápido en el último. Si bien esto es consecuencia en parte de excluir desde ahora a la plataforma Cashiriari 2 en esta categoría, esta disminución es producto mayormente de la fuerte reducción de la huella de la plataforma Cashiriari 3 entre 2017 y 2019 (en casi 3 ha). La plataforma Cashiriari 1 presenta un leve aumento con respecto a 2017 (0.37 ha) debido a las obras de llegada y empalme del nuevo flowline desde Malvinas. En total la reducción de las áreas operativas fue de 4.64 ha, lo que significa un 25 % menos con respecto a las del 2017.

Las áreas recuperables han tenido una reducción similar en valor absoluto entre 2017 y 2019 (de 4.41 ha). El conjunto de estas áreas se redujo un 42.74 % en este último período, pasando desde las 10.31 ha del 2017 a 5.91 ha en el 2019. Comparado con su huella en el 2010, la actual es solo el 6 % de aquella obra inicial.

Al igual que otros subproyectos de líneas de conducción, éste se encuentra en lo que se denominó "huella de mantenimiento" del DdV (Leunda et al 2019) y que es probable que sea de aproximadamente 5 a 6 ha, no se descarta que en algunos años sea mayor. Un indicador de este estadio del DdV es que las superficies para los campamentos de geotecnia son similares en valor absoluto a las de los deslizamientos por los cuales se instalan esos campamentos.

Agrupadas en operativas y recuperables, la evolución en el tiempo es bastante clara (Figura 22). Las áreas operativas se han mantenido en los valores similares del inicio de las obras del subproyecto hasta el año 2017. Sus variaciones (a veces hasta aumentos en un determinado período) dependen de las operaciones que se realicen sobre ellas. Recién en este último período se generó una reducción importante. En parte por la recategorización de la plataforma Cashiriari 2 y principalmente por la disminución efectiva de la plataforma Cashiriari 3.

La reducción de las áreas recuperables fue del 42.74 % entre 2017 y 2019 e implica una velocidad de cierre del 21 % anual. Lo que significa que se mantiene una alta velocidad no solo con respecto a otros flowline en igual año de antigüedad, sino también con respecto al primer periodo 2010-2014 de este mismo, que fue del 17 % al año.

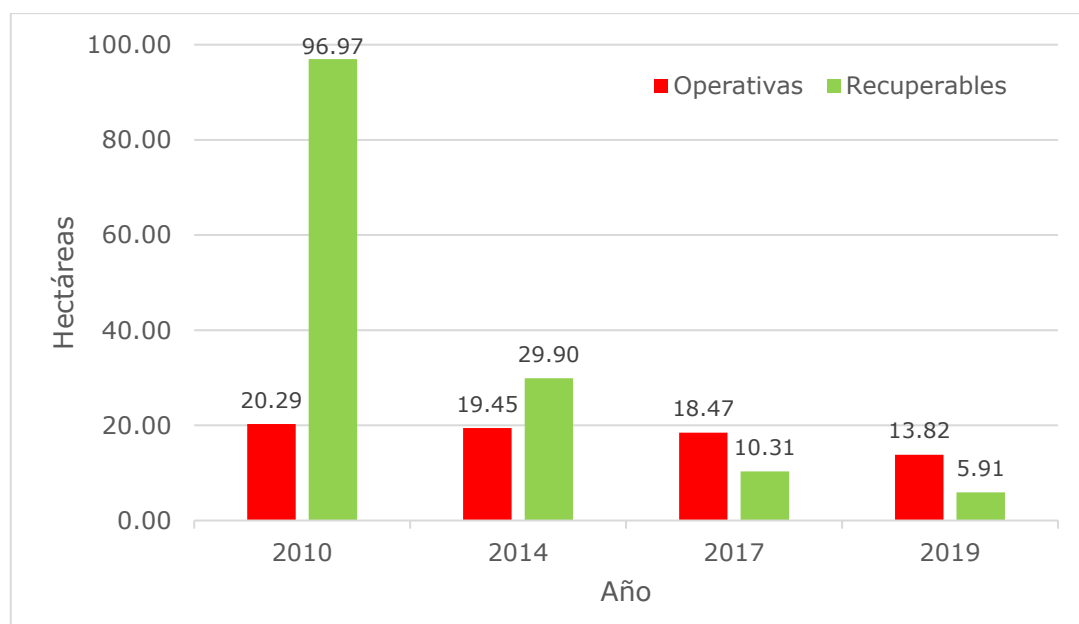


Figura 22: Variaciones (en ha) de las superficies totales censadas sobre el subproyecto Malvinas-Cashiriari 3 entre los años 2010, 2014, 2017 y 2019, según su uso

3.5 Planta De Gas Malvinas

La Planta de Gas Malvinas ha representado a lo largo de su historia aproximadamente la mitad de la huella total del Proyecto Camisea (PC). Este porcentaje ha fluctuado entre un 39 % y un 64 % y no tanto por las variaciones de la huella de la planta misma (aunque las tuvo) sino por los importantes cambios de las huellas de los otros subproyectos (líneas de conducción, plataformas, sísmicas). Huellas que en varios casos llegaron a desaparecer (proyectos sísmicos) o reducirse a un mínimo operativo (algunas líneas de conducción). El porcentaje mayor (64.3 %) lo representó al inicio de la apertura del PC, en el año 2002 y el menor fue en el año 2008 (con el 39.2 % del total). Para la actual fecha mapeada la huella de la planta es de 214.64 ha, lo que representa para ese momento aproximadamente el 52.7 % de la huella detectable del PC.

Los distintos valores mapeados (en hectáreas), discriminados en función del tipo de cobertura vegetal se presentan en la tabla siguiente:

Tabla 15: Superficies parciales (ha) según tipo de vegetación de la Planta de Gas Malvinas para el 2019

Subproyecto	Superficie (ha)				TOTAL
	Sin Veget.	Herbáceas	Arbustivas	B. secund.	
Planta de Gas Malvinas	129.71	42.85	17.38	24.71	214.64

Lo sumado como bosque secundario son los parches internos al área de campamentos, planta y aeródromo, en algunos casos verdaderos bosques secundarios de la actividad de colonos previos al PC y en otros parches remanentes del bosque original (bosque amazónico primario semidenso o pacal de bosque amazónico).

En comparación con el anterior registro de hace dos años (Figuras 7 y 8), la planta muestra un incremento de su huella total de 8.83 ha, lo que equivale a un aumento del 4.3 % de aquella medición. Esta variación se muestra semejante a lo sucedido entre las mediciones de los periodos 2009-2012 y 2012-2014. No obstante, aquellas expansiones de la planta no son dos sino una sola que, al ser la captación de imágenes en forma discontinua, no ha quedado registrada correctamente en sus fechas. Observando las cronologías de las obras del PC, la expansión de la planta comenzó recién en el 2012 (junto con la construcción de la línea de conducción Malvinas-Pagoreni A-Mipayá). Es así que la planta se amplió realmente entre 2011 y 2014 y esta ampliación fue entonces de un 16% de aumento en tres años. Ese es el periodo real de mayor expansión de la planta y el actual, el segundo (aunque bastante más moderado: 4.3%)

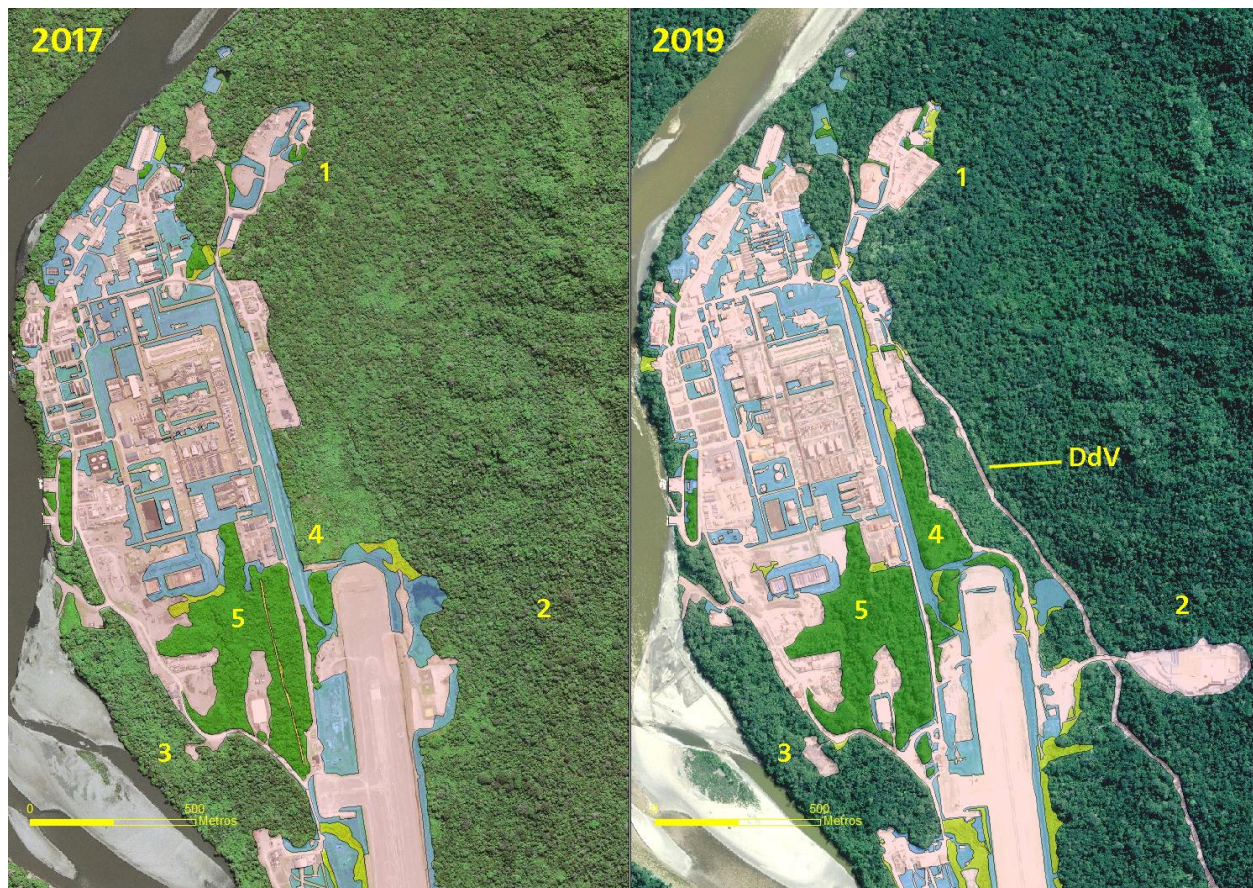
En la zona norte de la planta se siguió desboscando en la antigua zona de manejo de residuos para reconvertirla en una nueva área de campamento (indicado como 1 en la Figura 23). Ese es ahora el área del campamento C1.

Sin embargo, el desbosque mayor para este periodo es el generado en el sector 2 (Figura 23), realizado para el PIAP MA-1006 (Pozo de Inyección del Agua de Producción). Esa área por si sola implicó 4.7 ha de desbosque. Existe en esta mitad norte de la planta otro desbosque nuevo con respecto a 2017 (sector 3 de la Figura 23) pero de menor magnitud (una 0.5 ha más), actualmente usada como área de acopio de arenas y gravas.

El otro sector que contribuye al aumento de la huella de la planta no es todo desbosque (indicado con el número 4 en la Figura 23). Al realizarse un acceso externo hacia el pozo MA-1006, lo que implicó más desbosque, se encerró un área de bosque que, por lo tanto, queda incorporado a la planta en carácter de parche interno. Este nuevo parche y el camino suman aproximadamente 4.5 ha más al aumento de la planta. Como otras zonas periféricas de la planta se han restaurado, el resultado final es el aumento de la huella de 8.83 ha, ya comentada.

El parche más grande en el interior de la planta (indicado como 5 en la Figura 23) sigue siendo desboscado, aunque en este periodo en una proporción baja: tiene 5% menos que en 2017.

La mitad sur de Malvinas corresponden principalmente a las áreas de la pista de aterrizaje y helipuerto (ver Figura 24). Los cambios más importantes que se aprecian en estas zonas son dos: uno por desbosque y otro por restauración. El primero de ellos es el indicado como 1 en la Figura 25. Este sector que, si bien no es la pista de aterrizaje, se mantiene como su zona de aproximación. En ese sector se ha realizado un desbosque de áreas que tenían dosel secundario de la época previa al PC. Este desbosque ha sido de aproximadamente 1.4 ha y para el 2019 se presentaba con cobertura de herbáceas y arbustivas en proporciones similares.



Nota: En rosado las zonas edificadas y/o sin vegetación; en celeste con herbáceas, en amarillo con arbustivas y en verde los parches de bosque. Lo indicado como DdV es el derecho de vía nuevo hacia Cashiriari 1 (que por lo tanto no es considerado dentro del subproyecto de la planta).

Figura 23: Cambios en parches y desbosques de la Planta Malvinas entre los años 2017 y 2019.

El otro cambio significativo es algo que se produjo en toda la planta, pero es mucho más notorio en esta mitad. Se trata de la proporción mayor de áreas que han pasado de tener cobertura de herbáceas a arbustivas (de celeste a amarillo en la Figura 24). En total la planta presenta 12.6 ha más con cobertura de arbustivas que en el 2017. Esta cobertura es importante porque (aunque no necesariamente en todos los casos) es el paso previo de algunos sectores a pasar a tener una cobertura similar a la del bosque circundante. Esto es así por el hecho de que el bosque circundante es de semidenso y pacales. Y es el pacal el que primero recoloniza u ocupa los sectores. Esto es, por lo general, lo que ha ocurrido históricamente en la medida en que no se vuelvan a reutilizar operacionalmente dichas áreas y, por sobre todo, ellas se encuentren en las zonas perimetrales de la planta y/o pista. Un ejemplo de esto último se ve en el área 2 de la Figura 24, donde sectores que en el 2017 no tenían cobertura, o solo de herbáceas, ya tienen mayoritariamente arbustivas y hasta un incipiente bosque secundario. En cambio, el caso del punto 3 de la Figura 24 es la otra condición, en la cual, a pesar de ya estar mayormente con arbustivas, no avance mucho más la restauración vegetal por encontrarse en un área interna de la huella de la planta Malvinas (estrictamente, área de helipuertos).

Resumiendo, en números las variaciones entre 2017 y 2019 del tipo de cobertura de la huella de la planta, se puede decir que se produjo una disminución de 8.23 ha de las áreas de operación frecuente (sin vegetación, edificado y herbáceas); un aumento en 12.58 ha de los sectores con arbustivas, y un aumento de 4.49 ha de parches de bosque (lo que incluye intervención parcial de parches viejos y generación de parches nuevos).



Nota: En rosado las zonas edificadas y/o sin vegetación; en celeste con herbáceas, en amarillo con arbustivas y en verde los parches de bosque. Lo indicado como DdV es el derecho de vía nuevo hacia Cashiriari 1 (que por lo tanto no es considerado dentro del subproyecto de la planta).

Figura 24: Cambios entre el 2017 y 2019 en la mitad sur de Malvinas (pista de aterrizaje y helipuerto).

3.5.1 Análisis temporal de la Planta Malvinas

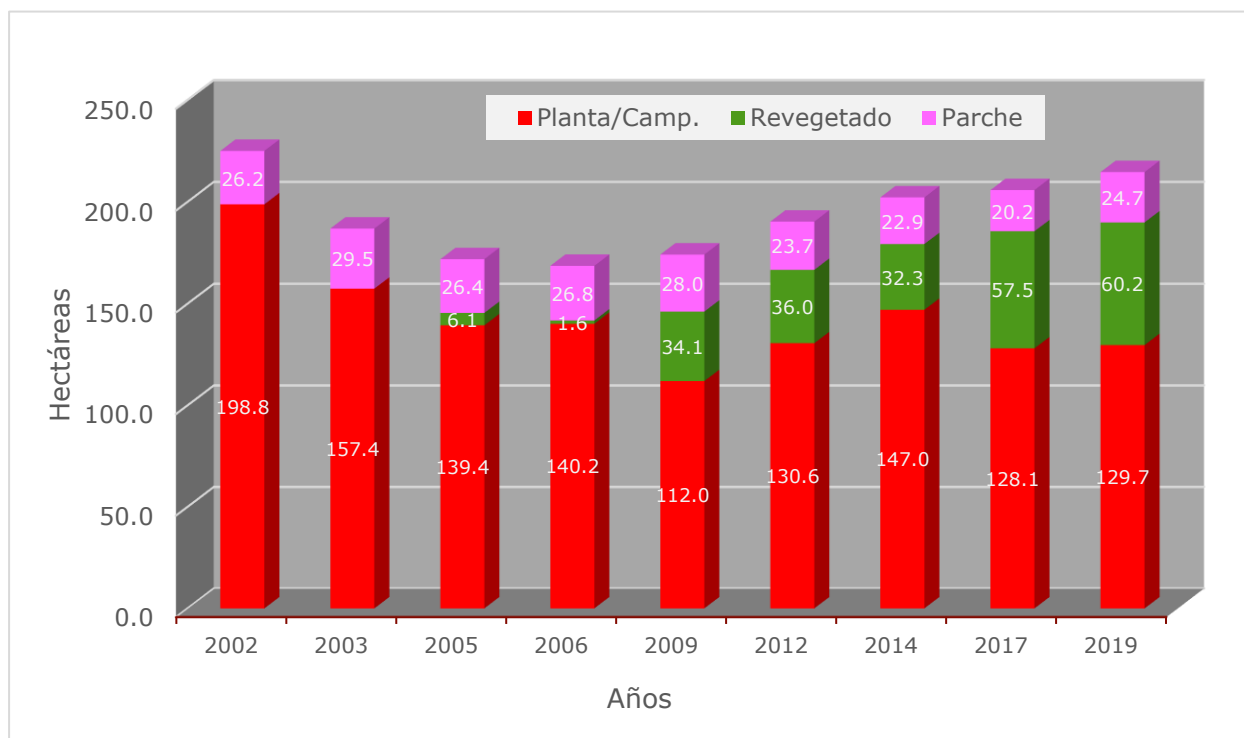
La Tabla 16 y Figura 25 muestran los cambios de la planta Malvinas (incluidos campamentos, aeródromo, etc.) desde su construcción en el 2002 hasta la actual fecha analizada, discriminado a su vez según el estado de la revegetación de cada sector. En ellos se puede observar la disminución constante que 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 actual. Aun así, la huella actual sigue siendo menor que la generada en el primer año de la intervención del Proyecto Camisea (2002). En el ítem revegetado se agrupa a aquellos sectores con cobertura de herbáceas y arbustivas.

Los dos periodos de mayor crecimiento de la planta fueron entre 2012-2014 (el más fuerte) y 2017-2019 (más moderado).

La evolución de los parches de bosque (en parte bosques secundarios de intervenciones previas al PC y en parte verdaderos parches de bosque original) no queda bien reflejada en esta tabla y gráficos, donde de punta a punta pareciera que se mantuvieron más o menos constantes. La realidad fue que la mayoría de los parches internos originados en los primeros años fueron gradualmente reduciéndose a medida que la operación necesitaba más terrenos. Como la planta también estuvo ampliándose hacia afuera, fue en este último proceso englobando o generando nuevos parches a costa del bosque exterior. La suma/resta entre estos dos procesos deja oculta esta dinámica en la Tabla 16.

Tabla 16: Variación de la huella Paisajística (ha) del subproyecto Planta Malvinas entre 2002 – 2019, según la cobertura vegetal presente

Detalle	Huella Paisajística (ha)								
	2002	2003	2005	2006	2009	2012	2014	2017	2019
Planta / camp.	198.82	157.40	139.42	140.15	112.01	130.64	147.04	128.13	129.71
Parche	26.22	29.49	26.38	26.82	27.99	23.68	22.92	20.22	24.71
Revegetado			6.07	1.64	34.15	35.99	32.26	57.46	60.23
TOTAL	225.04	186.90	171.87	168.61	174.15	190.32	202.22	205.81	214.64

**Figura 25: Variaciones anuales de las áreas intervenidas (en ha) por el subproyecto Planta Malvinas entre 2002 y 2019**

4. RESUMEN POR SUBPROYECTO

4.1 Flowline Pagoreni A-Mipaya

- La huella paisajística total del subproyecto para el 2019 era de 32.01 ha y aproximadamente el 89 % de esa superficie estaba con algún tipo de cobertura vegetal, principalmente arbustiva y herbácea. Solo 3.50 ha se presentaban con suelo desnudo y, a diferencia del registro anterior, la gran mayoría no estaba en las plataformas sino a lo largo del derecho de vía (especialmente en las obras de contención de erosión).
- En la mayor parte de los 47 km del DdV la huella de la obra ha desaparecido.
- De las 32.01 ha totales de huella paisajística para el 2019, el 62.22 % corresponden a áreas recuperables y el 37.78 % a los sectores operativos. Las áreas operativas son las dos plataformas Mipaya y Pagoreni Oeste, que entre ambas suman 10.06 ha y el grupo de válvulas y helipuertos sobre la línea (2.03 ha).

- Para el 2019, las áreas recuperables suman 19.92 ha y de ellas el grupo del DdV, taludes y obras de contención representan el 68 %. En parte esto se debe a que se ha agregado un nuevo sector desboscado de 5.59 ha que antes no existía. En este sector se había planificado la construcción de una planta compresora (a la fecha no ejecutada). Esta área se encuentra ya en proceso de restauración y actualmente presenta cobertura completa de arbustivas.
- Existen varios tramos con obras de contención recientes (principalmente entre las progresivas Kp-1+500 a Kp-8+00 y Kp-15+00 a Kp-18+00) y se detectó solo un pequeño deslizamiento asociado y no intervenido aún (ya con cobertura de arbustivas).
- El sector de lo que fue el taller Oropel, instalado en el año de la obra de construcción del flowline, ya se ha abandonado y está restaurado a su estadio previo, que en este caso era de áreas de pastizales.
- Existen aún dos áreas de campamento en el recorrido del DdV. Uno está fuera de la línea (el campamento Saniri, en el Kp-29) y el otro en la obra de contención de erosión del Kp-15+300.
- En relación con el tipo de cobertura vegetal, las áreas operativas se presentan principalmente con herbáceas y las recuperables mayormente con arbustivas.
- El indicador de densidad de huella para esta fecha del 2019 fue de 0.42 ha por km lineal para la totalidad del recorrido. **En más de la mitad del derecho de vía (27.6 de 47 km) la huella ya ha prácticamente desaparecido.** Solo 4 tramos están sensiblemente por arriba del promedio y dos de ellos no se deben a inestabilidades de las obras sino a las áreas operativas por el cruce de los ríos Urubamba y Mipaya (helipuertos y válvulas). Los sectores que aún siguen con problemas son dos: entre progresivas Kp 6+700 a Kp 10+400 y entre Kp 13+800 a Kp 15+500.
- En la comparación global entre los mapeos del 2015 y el actual del 2019, la reducción de la huella paisajística en estos 4 años ha sido del 40.08 %. En valores absolutos esto significó la recuperación de 47.9 ha entre ambas fechas. En el desagregado, las recuperables se redujeron a la tercera parte de las existentes en el 2015 (un 67.40 %), mientras que las operativas lo hicieron un 35.63 %.
- El cálculo de reducción anual realizado solo sobre el DdV y obras asociadas da un valor de 16.48 % al año. Comparado con otros flowlines, éste es un valor alto para esta etapa de la restauración, lo que indicaría que las condiciones litológicas y fisiográficas que atraviesa este flowline han sido más favorables que las de los otros ductos.

4.2 Flowline Malvinas-Pagoreni B

- La huella paisajística total de este subproyecto para el 2019 es de 17.28 ha, de los cuales el 73.45 % corresponde a las plataformas Pagoreni A y B. Solo existen 3.45 ha dentro de lo que se clasifica como huella recuperable (DdV, áreas de campamentos temporales).
- Pagoreni A (con 7.94 ha) sigue siendo la mayor de las plataformas del subproyecto a pesar de haberse reducido en más de 1 ha con respecto al 2015.
- De los 17.4 km entre Malvinas y Pagoreni A, en 15.3 km ya no existe huella del subproyecto. Solo las dos áreas de válvulas y helipuertos en el cruce del río Camisea y dos tramos pequeños con obras o taludes son aún visibles.
- Solo la quinta parte de la huella es de sectores recuperables (3.45 ha). El 80.04 % son de áreas operativas, con lo cual la huella total ya no podrá tener grandes tasas de reducción en los próximos años. Las áreas con mayores posibilidades de reducción (en la medida que se estimule) son las de los campamentos temporarios (2.10 ha).

- En lo referente al estado de cierre de la huella del DdV, su densidad promedio para el 2019 es de 0.20 ha por km lineal de flowline para los 17.4 km entre Malvinas y Pagoreni A. **En 15.3 de esos 17.4 km ya no existe huella paisajística posible de ser mapeada del DdV.**
- De los 3 tramos con retraso de restauración detectados en el DdV, uno se debe exclusivamente a áreas operativas (válvulas y helipuertos del cruce del Camisea) y solo dos por inestabilidad de taludes en el derecho de vía y persistentes desde el registro 2015 (kp-5 y Kp-16, aproximadamente).
- En la comparación con el año 2015, la reducción de la huella paisajística en estos 4 años ha sido del 24.58 %. En valores absolutos esto significaría la recuperación de 5.63 ha sobre el total de 22.91 ha del 2015.
- Las áreas recuperables han tenido una fuerte reducción en términos porcentuales con respecto al 2015 (47.66 %) pero no así en valores absolutos (3.14 ha). Lo que significa que en aquella como en esta fecha, ya se estaba en los valores mínimos de mantenimiento.
- El cálculo de reducción del DdV y áreas asociadas en el periodo 2015-2019, muestra una **velocidad de cierre anual del 11.9 %**. Esta velocidad es casi igual a la del periodo anterior (2012-2015).
- Dentro de las áreas operativas, la reducción más importante la tuvo la plataforma Pagoreni A con 1.35 ha menos que en 2015. Esta locación tiene aún posibilidades (sectores) para seguir reduciéndose en los próximos años.

4.3 Flowline Cashiriari 1-Malvinas

- La obra de este subproyecto no implicó apertura de nuevas plataformas y se realizó entre 2018 y 2019. La superficie intervenida total registrada para este mapeo fue de 79.74 ha y para el momento de captura de las imágenes la casi la totalidad se presentaba sin cobertura vegetal alguna.
- Aproximadamente el 90 % de la superficie medida correspondía a áreas del derecho de vía propiamente dicho y los taludes.
- Para la obra se construyeron 3 campamentos temporales a lo largo de la línea que sumados implicaron una superficie de 4.16 ha.
- Se construyó un único acceso, desde el extremo sur de la pista de aterrizaje en Malvinas hasta la progresiva Kp-26+500 y fue realizado afectando áreas previamente intervenidas por colonos.
- Existía solo una obra importante de contención de erosión para la fecha del actual mapeo. Esta se ubicaba en el margen izquierdo del río Porocari y abarcaba 0.78 ha.
- Las perspectivas de restauración en los próximos años para este subproyecto son muy buenas ya que el 99.33 % del derecho de vía son categorizan como áreas recuperables. Los únicos sectores operativos que tendrá (aún no bien definidos) son algunos helipuertos y dos válvulas.
- La construcción del este flowline implicó un desbosque total de 78.55 ha de bosques nativos. Casi la mitad de ellos de Bosques Amazónicos semidensos y la tercera parte de Bosques Amazónicos densos. El resto (1.17 ha) fue afectación de áreas previamente intervenidas por colonos y otros terceros.

4.4 FLOWLINE MALVINAS-CASHIRIARI 3

- El Flowline Malvinas-Cashiriari 3 con 44.8 km de longitud y dos plataformas de extracción implicabas, para el 2019 tiene una huella total de 19.73 ha. El 70.06 % eran de áreas operativas.
- Las plataformas Cashiriari 1 y 3 suman 12.22 ha en un total de superficie operativa de 13.82 ha. El resto de los sectores de esta clase lo completan 6 helipuertos sobre la línea del flowline que se mantienen en forma semipermanente y 3 sectores para válvulas (dos en a ambos lados del cruce del río Cashiriari y otro en la llegada a la plataforma Cashiriari 1).
- Las superficies recuperables totalizan solo 5.91 ha (29.93 % de la huella del subproyecto) y una buena proporción se presenta con bosque secundario (1.49 ha; la mayoría en la antigua plataforma Cashiriari 2).
- Se identificaron 3 áreas de campamentos temporarios a lo largo de la línea que suman 1.07 ha. El más grande de ellos sigue siendo el del Kp-19+600 con 0.48 ha, con lo que la superficie promedio de los otros dos es solo de 0.29 ha.
- El DdV propiamente dicho suma un total de 1.58 ha, se presenta en forma muy discontinua y en su mayor parte en la segunda mitad del flowline (sobre la sierra de Cashiriari).
- Las cicatrices de deslizamientos halladas, si bien suman una superficie total baja (1.39 ha), han aumentado en un 50 % con respecto al año 2017 y solo se encuentran en la sierra de Cashiriari. Los más relevantes están en la progresiva Kp-20+850 (0.08 ha), Kp-40+600 (1.07 ha) y Kp-42+200 (0.20 ha).
- La suma de áreas operativas sin vegetación o con herbáceas es de 11.49 ha, lo cual es prácticamente lo mismo que lo medido 2 años atrás (probablemente la condición final de operatividad del subproyecto).
- Los sectores con bosque secundario suman una superficie de 2.39 ha, algunos en los bordes de las plataformas de extracción y casi la mitad en la antigua plataforma Cashiriari 2 (parcialmente restaurada).
- Las dos plataformas de extracción del subproyecto representan actualmente el 88 % del total de áreas operativas. Mientras Cashiriari 1 se mantiene con valores similares al 2017, la plataforma Cashiriari 3 tuvo una fuerte reducción en su huella (paso de 8.38 ha en 2017 a 5.51 ha en 2019). Entre ambas sumaban actualmente 12.22 ha.
- La determinación de la densidad de huella mapeada de las áreas recuperables dio un valor de 0.13 ha por km lineal de ducto.
- Solo existe 9.8 km de flowline con huella distinguible sobre los 44.8 km totales. Lo que significa que **paisajísticamente el cierre ya se ha completado totalmente en el 78 % del flowline.**
- De los 4 tramos detectados con densidad de huella por encima de la media, solo tres están relacionados con inestabilidades o cierto riesgo de erosión de la obra: Kp-9+900 a Kp-13 (baja densidad); Kp-19+500 a Kp-21+900 y Kp-39 a Kp-43 (alta densidad). El cuarto solo se debe a la recategorización de Cashiriari 2 como recuperable y no representa ningún riesgo sobre el DdV.
- Por primera vez las áreas operativas se redujeron significativamente entre los dos últimos mapeos (2017 y 2019). Y esto no solo debido a haber sacado a Cashiriari 2 de esta clase sino a la fuerte reducción de la huella de Cashiriari 3.
- La reducción de las áreas recuperables entre 2017 y 2019 implicó una **velocidad de cierre del 21.4 % anual.** Velocidad muy similar al periodo 2014 y 2017 y nuevamente anormalmente alto para un flowline de esta antigüedad.

4.5 PLANTA DE GAS MALVINAS

- Para el subproyecto Planta de Gas Malvinas se midió en las imágenes del 2019 una huella total de 214.64 ha. Este valor implica un aumento superficial del 4.3 % con respecto al último medido del 2017.
- El cambio más importante con respecto a 2017 es el desbosque para perforar un pozo de inyección de agua de producción (PIAP MA-1006) al Este de la cabecera norte de la pista de aterrizaje. También las obras de reubicación del campamento C1 generó más desbosque sobre el borde externo de la huella de Malvinas.
- Otra obra sobre él perímetro de la huella (un acceso) ha hecho que se englobara como parche interno unas 4 ha de bosque que ya se había restaurado para el 2017 (colonizado mayormente por pacaes), de tal manera que la superficie total de parches aumentó en este último periodo.
- El otro cambio significativo entre 2017 y el actual mapeo es que existe una proporción mayor de áreas con cobertura de arbustivas. Esto es en muchos casos el paso previo a ser colonizadas por el pacal circundante o generar bosque secundario (como ya comenzó a suceder en el extremo sur de la pista).
- En la evolución general de la planta y campamento, la huella total tuvo un nuevo aumento en su superficie después de haber estado con valores similares entre los años 2014 y 2017. Aun así, la planta y campamento Malvinas sigue siendo menor que la apertura original del año 2002 y para el actual mapeo representa 53 % de la huella total del Proyecto Camisea.

5. CONCLUSIONES

- Las medidas de mitigación implementadas por el Proyecto Camisea permitieron la recuperación de la huella a nivel de paisaje de los derechos de vía actualmente en operación; es decir, la huella prácticamente ha desaparecido en los subproyectos de más de 10 años de antigüedad.
- Las perspectivas de restauración del nuevo derecho de vía (de la locación Cashiriari 1 hacia Malvinas) en los próximos años son más favorables que en otros subproyectos, debido a que el 99.33 % de su recorrido se clasifica como áreas recuperables.
- La Planta de Gas Malvinas registró un aumento superficial del 4.3 % en el actual mapeo, respecto al último medido el 2017. Aun así, el área ocupada sigue siendo menor a la apertura original del año 2002. Por otro lado, sigue representando la mayor huella de Proyecto Camisea (53%), ya que concentra las operaciones logísticas, y de esta manera evita la apertura de nuevas áreas en locaciones externas.



1. INTRODUCCIÓN

Con el objetivo de mantener la producción de gas natural proveniente de los pozos Cashiriari, el Proyecto Camisea planificó la construcción de una línea de conducción de gas (*flowline*) de una longitud total aproximada de 31 km, con un derecho de vía de hasta 25 m de ancho, paralela a la línea de conducción existente entre la Locación Cashiriari y la Planta de Gas Malvinas en el Lote 88 (Estudio de Impacto Ambiental aprobado mediante Resolución Directoral N°233-2017-SENACE/DCA).

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 (Charre-Medellín et al., 2016). Por ello este grupo fue elegido indicador de las posibles perturbaciones provocadas por la construcción del Flowline o línea de conducción de gas Cashiriari 1-Malvinas. Con el propósito de evaluar el impacto de estas actividades y lograr el objetivo central de este proyecto, el Programa de Monitoreo de Biodiversidad (PMB) implementó un programa de monitoreo de la comunidad de mamíferos medianos y grandes, mediante la instalación de trampas cámara a lo largo de su recorrido.

En el 2017, antes del inicio de las obras de construcción de la línea de conducción, se realizó el levantamiento de información de la mastofauna con el uso de trampas cámara sobre el derecho de vía delimitado por la brigada de topografía (Leunda et al. 2018); los resultados de este estudio se consideraron como línea base. En 2019, durante la construcción, se instalaron 60 trampas cámara distribuidas en 20 estaciones a lo largo de este, con tres trampas cada una: a 0, 50 y 200 m de distancia lineal al derecho de vía, estudio que es considerado como el monitoreo durante la construcción. Esta misma disposición se empleó en este tercer estudio para dar continuidad al monitoreo, que es considerado como el primer esfuerzo de muestreo finalizada la construcción.

En este informe se presentan los resultados de este tercer esfuerzo y se comparan en el tiempo con los dos mencionados.

1.1 OBJETIVOS

Los objetivos específicos del estudio fueron:

- Identificar y analizar la presencia y los patrones de actividad de las especies que integran la comunidad de mamíferos medianos y grandes a diferentes distancias del derecho de vía.
- Identificar si la comunidad de mamíferos de medianos y grandes son impactados por las perturbaciones generadas durante la etapa de construcción de la línea de conducción de gas Cashiriari 1 - Malvinas.
- Evaluar la riqueza y abundancia de especies a diferentes distancias de la zona de construcción del derecho de vía (DdV).
- Comparar el patrón de actividad de las especies con suficientes observaciones, en las épocas antes-durante-después de la construcción de la línea de conducción.

2. METODOLOGÍA

2.1 ÁREA DE ESTUDIO

El flowline o línea de conducción de gas Cashiriari 1 – Malvinas se ubica en el Lote 88, en el distrito de Megantoni, provincia de La Convención, departamento de Cusco. Tiene una extensión aproximada de 31 km, y comprende territorios de dos comunidades nativas (Cashiriari y Ticumpinia) y del predio privado Malvinas. En el derecho de vía (DdV) se identificaron tres unidades de vegetación: Bosque Amazónico Primario Denso, Bosque Amazónico Primario Semidenso y Pacal de Bosque Amazónico. Se ubica además dentro de las microcuencas de la quebrada Porocari y del río Cashiriari, ambas importantes por su tamaño y contenidas en la subcuenca del río Camisea, la cual desemboca finalmente en la cuenca del río Urubamba.

2.2 DISEÑO DE MUESTREO

Las trampas cámaras se instalaron a lo largo del DdV desde la locación Cashiriari 1 hacia la Planta de Gas Malvinas con 20 transectos perpendiculares al DdV y separados entre sí por al menos 1 km. En cada transecto se instalaron tres trampas cámara: a 0, 50 y 200 m aproximadamente del borde del DdV. La instalación de las trampas cámara siguió la metodología estándar para el registro de mamíferos grandes y medianos (Maffei *et al.* 2002; Silver *et al.* 2004; Tobler *et al.* 2008).

Se consideró al DdV (estación a 0 metros) como la zona de mayor impacto, a las estaciones a 50 metros como de impacto medio, y a las estaciones a más de 200 m como de bajo impacto. Los detalles sobre las coordenadas de las trampas y fechas de funcionamiento en el Anexo 1.

2.3 INSTALACIÓN DE TRAMPAS CÁMARA

Las estaciones de muestreo se ubicaron con ayuda de GPS, una vez situado en el punto propuesto, se buscó instalar las trampas cámara sobre quebradas o riachuelos y, cuando éstos no estaban disponibles, en el bosque o en la cresta de las colinas. En todos los casos, se seleccionaron áreas donde hubiese huellas u otros rastros de posible tránsito de fauna, como caminos, claros, bañaderos o bebederos. Luego, se procedió a limpiar la zona por donde se esperaba el paso de los animales, eliminando la vegetación que pudiera bloquear la fotografía o provocar disparos nulos. Las trampas se instalaron a unos 40 – 50 cm de altura, amarradas a árboles que se encontraban a 2 metros de donde se esperaba que pase el animal y fueron programadas para funcionar continuamente las 24 horas del día y para tomar un video con 5 minutos de reposo. 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.

Las trampas cámara se instalaron en febrero, fueron revisadas en marzo y se retiraron en abril de 2023 luego de cumplir tres meses de funcionamiento en campo.

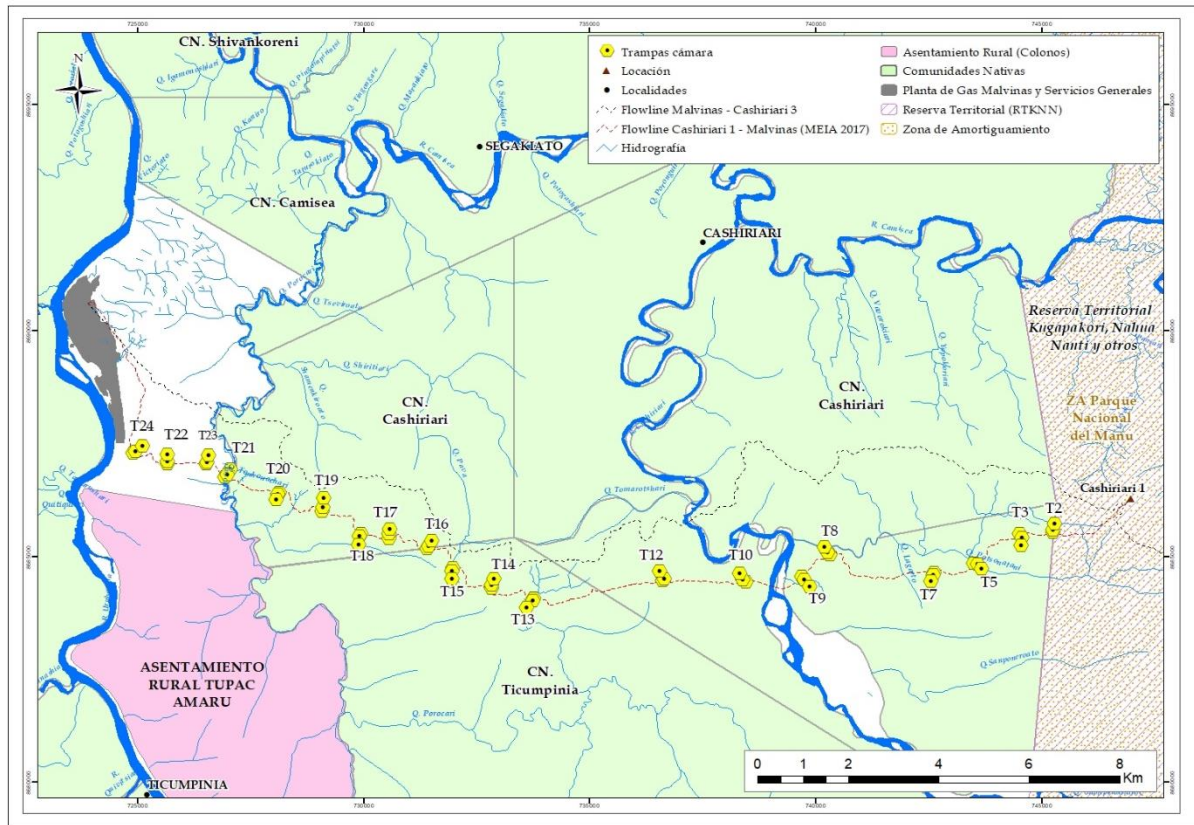


Figura 26: Mapa de distribución de las estaciones de monitoreo con trampas cámara sobre el Flowline Cashiriari 1 – Malvinas en el 2023

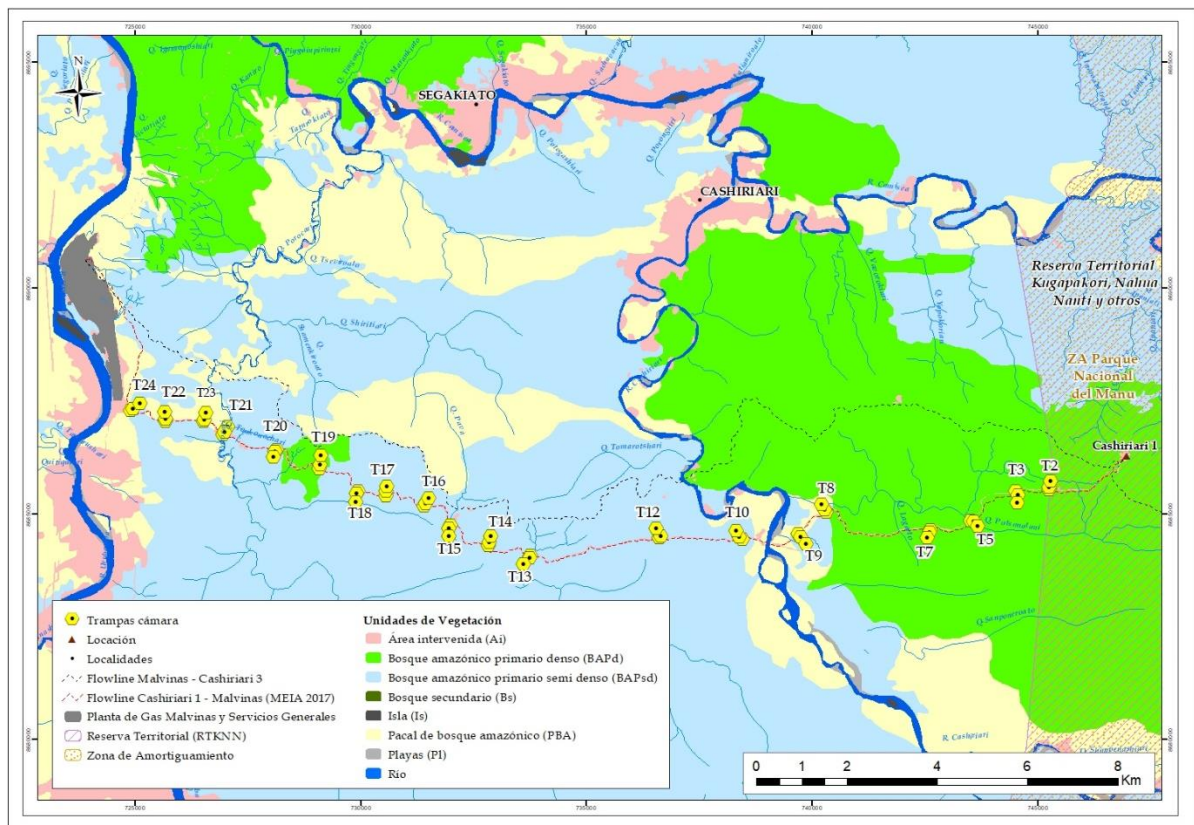


Figura 27: Mapa de unidades de paisaje con la distribución de las estaciones de monitoreo con trampas cámara sobre el Flowline Cashiriari 1 – Malvinas en el 2023

2.4 ANÁLISIS DE LOS DATOS

A partir de los registros de campo se elaboró una base de datos con la siguiente información para cada captura: especie, lugar, fecha, hora, coordenadas geográficas y datos adicionales como número de individuos, presencia de crías o características del individuo.

Se determinó el esfuerzo de muestreo, y una vez obtenida la lista de todas las especies, se estandarizó el número de capturas estimando el índice o frecuencia de captura.

2.4.1 Esfuerzo de muestreo

El esfuerzo de muestreo se calculó para cada distancia al derecho de vía, es decir se sumaron los días que cada trampa cámara estuvo funcionando en el campo a 0, 50 y 200 m

2.4.2 Frecuencia de captura

Se relacionó el número de capturas por especie en todas las estaciones a una misma distancia del derecho de vía con el esfuerzo de muestreo a esa distancia (0, 50 y 200 m), 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).

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

2.4.3 Índices de diversidad y homogeneidad

Se estimó el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H') que combina la diversidad de especies (o riqueza) y la abundancia o cantidad de registros por especie, y el índice de Equidad de Pielou (J) que mide la riqueza basándose en la homogeneidad en la distribución de las observaciones en cada ítem, y por ello también es llamado índice de homogeneidad porque es un indicativo de, en el caso de los estudios de fauna y flora, que tan bien están distribuidos los individuos entre las especies (Magurran 2005). Para la estimación de los índices se empleó el programa Past (Hammer et al. 2001).

2.4.4 Comparación con la evaluación anterior

En el año 2017 se instalaron 57 trampas cámara sobre (lo que en aquel tiempo sería) la futura línea del flowline, y que era una senda transitable sólo a pie. De éstas se seleccionaron las especies fotografiadas por las 20 trampas que estuvieron más cerca de las trampas que fueron instaladas en el presente estudio, y se estimó la frecuencia de captura (número de registros/esfuerzo de muestreo) para estandarizar la comparación con 20 cámaras en cada muestreo. En ese estudio, se identificaron 26 especies de mamíferos, más otros roedores pequeños pertenecientes a las familias de ratones (Cricetidae) y ratas espinosas (Ecymidae), que no lograron identificarse a género o especie, por lo que no fueron tomadas en cuenta en el análisis.

2.4.5 Patrones de actividad

Las trampas cámara fueron programadas para realizar un monitoreo continuo de 24 horas por día, las fotografías obtenidas se ordenaron por hora de registro para cada especie con el fin de elaborar histogramas de frecuencias de actividad. Para comparar entre varios estudios (con diferente esfuerzo de captura o tasas de captura variables) se transformó este número de registros por hora en porcentaje, y de esta manera se estandarizó las frecuencias. Para las comparaciones entre temporadas, se tomaron en cuenta solo las especies que tuvieron más de 20 registros en cada estudio o punto de muestreo.

3. RESULTADOS

Las trampas cámara se instalaron en campo durante el mes de febrero, se revisaron en marzo y finalmente se retiraron en abril de 2023, luego de un periodo de tres meses de funcionamiento.

3.1 ESFUERZO DE MUESTREO

Una trampa que se encontraba sobre el derecho de vía (distancia 0 metros) fue robada al final del muestreo, y por tanto se perdió la información para la segunda parte del estudio. Además, algunas trampas no funcionaron de forma óptima o dejaron de funcionar en algún momento del estudio, por lo que el esfuerzo de muestreo para las diferentes distancias comparadas no es igual.

Tabla 17: Esfuerzo de muestreo con trampas cámara

Distancia respecto al DdV	Esfuerzo de muestreo (total de trampas noche)
0 m	1320
50 m	1261
200 m	1264

3.2 RIQUEZA Y FRECUENCIA DE CAPTURA

Se identificaron 34 especies de mamíferos medianos y grandes distribuidos en 8 órdenes y 18 familias. La especie con mayor número de registros fue el añuje (*Dasyprocta variegata*), con 183 registros, seguido del majaz (*Cuniculus paca*) con 166 observaciones. Otras especies comunes —más de 100 registros— fueron el venado colorado (*Mazama americana*), el conejo (*Sylvilagus brasiliensis*), y el tapir (*Tapirus terrestris*). Se registraron algunas especies raras, como el perrito de monte (*Speothos venaticus*) o el machetero (*Dinomys branickii*) y algunas que no se habían reportado como el añuje (*Dasyprocta fuliginosa*), la comadreja (*Mustela frenata*) y, la especie más llamativa, la huangana (*Tayassu pecari*) (Tabla 18).

Además de los mamíferos, se registraron 10 especies de aves de porte mediano; la especie más abundante fue el trompetero (*Psophia leucoptera*) con 30 registros, seguido de la perdiz (*Crypturellus* sp.) con 25 observaciones. Además, fueron abundantes entre las aves el paujil (*Mitu tuberosum*) y la pava (*Penelope jacquacu*) con 19 y 13 registros respectivamente. En esta ocasión se registró por primera vez el gallinazo rey (*Sarcoramphus papa*).

Tabla 18: Especies de mamíferos medianos y grandes registrados por trampas cámara en el Flowline Cashiriari 1 – Malvinas en el 2023

Familia	Nombre científico	Nombre común	Registros			Frecuencias*			Total Registrado	Minagri 2014	UICN 2022
			0 m	50 m	200 m	0 m	50 m	200 m			
Orden Marsupialia											
Didelphidae	<i>Chironectes minimus</i>	Muca de agua		2			1.6		2		
Didelphidae	<i>Didelphis marsupialis</i>	Zarigüeya	7	16	15	5.3	12.7	11.9	38		
Orden Xenarthra											
Dasypodidae	<i>Priodontes maximus</i>	Yangunturo		2	4		1.6	3.2	6	VU	VU
Dasypodidae	<i>Dasypus novemcinctus</i>	Armadillo común	5	19	16	3.8	15.1	12.7	40		
Myrmecophagidae	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	Oso bandera	1	2		0.8	1.6		3	VU	VU
Myrmecophagidae	<i>Tamandua tetradactyla</i>	Oso hormiguero		1	3		0.8	2.4	4		
Orden Primates											
Callitrichidae	<i>Saguinus sp.</i>	Pichico	1			0.8			1		
Cebidae	<i>Saimiri boliviensis</i>	Frailecillo		2	1		1.6	0.8	3		
Cebidae	<i>Cebus apella</i>	Machín	1	1	1	0.8	0.8	0.8	3		
Orden Carnivora											
Canidae	<i>Speothos venaticus</i>	Perro de monte	1			0.8			1		NT
Felidae	<i>Leopardus wiedii</i>	Margay		11	3		8.7	2.4	14	DD	NT
Felidae	<i>Leopardus pardalis</i>	Oceolote	49	19	13	37.1	15.1	10.3	81		
Felidae	<i>Puma yagouaroundi</i>	Gato gris	2	3		1.5	2.4		5		
Felidae	<i>Puma concolor</i>	Puma	26	7	4	19.7	5.6	3.2	37	NT	
Felidae	<i>Panthera onca</i>	Jaguar	25	4	1	18.9	3.2	0.8	30	NT	NT
Mustelidae	<i>Lontra longicaudis</i>	Nutria			1			0.8	1		NT
Mustelidae	<i>Mustela frenata</i>	Comadreja		1			0.8		1		
Mustelidae	<i>Galictis vittata</i>	Hurón		2	2		1.6	1.6	4		
Mustelidae	<i>Eira barbara</i>	Manco	8	8	20	6.1	6.3	15.8	36		
Procyonidae	<i>Nasua nasua</i>	Coatí		1			0.8		1		
Procyonidae	<i>Procyon cancrivorus</i>	Mapache	3	14	14	2.3	11.1	11.1	31		
Orden Rodentia											
Cuniculidae	<i>Cuniculus paca</i>	Majás	21	88	57	15.9	69.8	45.1	166		
Caviidae	<i>Cavia aperea</i>	Cuy		2			1.6		2		
Dasyproctidae	<i>Dasyprocta fuliginosa</i>	Añuje	2			1.5			2		
Dasyproctidae	<i>Dasyprocta variegata</i>	Añuje	42	90	51	31.8	71.4	40.3	183		DD

Familia	Nombre científico	Nombre común	Registros			Frecuencias*			Total Registrado	Minagri 2014	UICN 2022
			0 m	50 m	200 m	0 m	50 m	200 m			
Dasyproctidae	<i>Myoprocta pratti</i>	Punchana	1	6	40	0.8	4.8	31.6	47		
Dinomyidae	<i>Dinomys branickii</i>	Machetero	2			1.5			2	VU	
Sciuridae	<i>Sciurus spadiceus</i>	Ardilla	2	19	32	1.5	15.1	25.3	53		
Orden Lagomorpha											
Leporidae	<i>Sylvilagus brasiliensis</i>	Conejo	108	7		81.8	5.6		115		
Orden Artiodactyla											
Cervidae	<i>Mazama nemorivaga</i>	Venado gris	4	2		3.0	1.6		6		
Cervidae	<i>Mazama americana</i>	Venado colorado	17	54	70	12.9	42.8	55.4	141	DD	DD
Tayassuidae	<i>Tayassu pecari</i>	Huangana			1			0.8	1	NT	VU
Tayassuidae	<i>Pecari tajacu</i>	Sajino	2	12	29	1.5	9.5	22.9	43		
Orden Perissodactyla											
Tapiridae	<i>Tapirus terrestris</i>	Sachavaca	16	45	51	12.1	35.7	40.3	112		VU

Nota: *Frecuencia: expresada por capturas por cada 1000 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 2022 (<http://www.iucnredlist.org>). VU: Vulnerable. NT: Casi Amenazado. LC: preocupación menor. DD: Datos insuficientes.

3.2.1 Estaciones a 0 metros

En las estaciones de monitoreo que se encuentran sobre el derecho de vía se registraron 23 especies de mamíferos medianos y mayores. Las especies con más registros fueron el conejo (con 108 fotografías), el ocelote (*Leopardus pardalis*) (49) y añuje (42) (Figura 28). La mayor parte de las especies registradas son comunes de fotografiar con trampas cámara, pero se pudieron observar algunas que son raras, como el perrito de monte (*Speothos venaticus*), el oso hormiguero gigante u oso bandera (*Myrmecophaga tridactyla*) o el machetero (*Dinomys branickii*) con uno o dos registros cada uno.

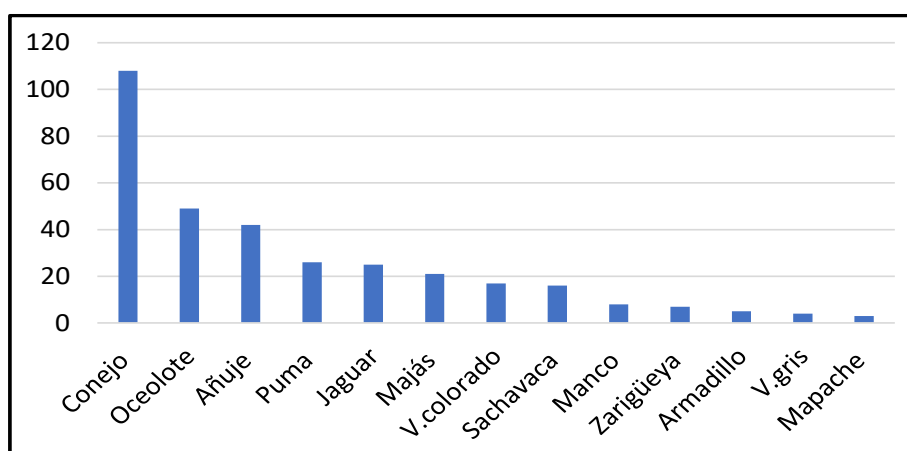


Figura 28: Número de registros por especie que tienen más de dos observaciones en la estación sobre el derecho de vía

3.2.2 Estaciones a 50 metros

Se registraron 28 especies de mamíferos a 50 m del derecho de vía. Las especies más fotografiadas fueron: añuje (con 90 registros), majás (88), venado colorado (*Mazama americana*) (54) y tapir (*Tapirus terrestris*) (45) (Figura 29); el resto de las especies obtuvieron menos de 20 registros cada una (Tabla 18). Se observaron algunas especies que no son comunes de fotografiar como el oso bandera (*Myrmecophaga tridactyla*) o yangunturo (*Priodontes maximus*), que tuvieron dos registros cada una. Llama la atención en estas estaciones se obtiene el primer registro para la comadreja *Mustela frenata*.

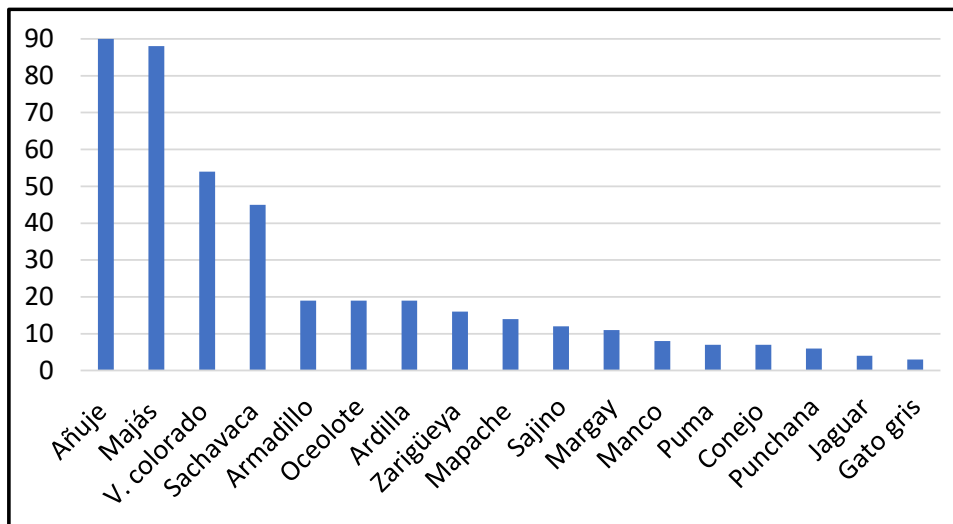


Figura 29: Número de registros por especie con más de dos observaciones en las estaciones a 50 metros del derecho de vía

3.2.3 Estaciones a 200 metros

Se registraron 22 especies de mamíferos en las estaciones a 200 m del derecho de vía. Las especies con mayor número de registros fueron el venado colorado (70 registros), majás (57), añuje (51), sachavaca (51) y punchana (*Myoprocta pratti*) (40); el resto de especies tuvo menos de 40 registros cada una (Figura 30). Se registraron especies raras o poco común de fotografiar como la nutria (*Lontra longicaudis*) o el armadillo gigante o yangunturo (*Priodontes maximus*), además, lo más notable de las estaciones a 200 m del derecho de vía fue el registro por primera vez de la huangana (*Tayassu pecari*) especie que puede ser abundante en los bosques tropicales lluviosos, pero que no había sido registrada a través de la metodología de las trampas cámara en esta zona.

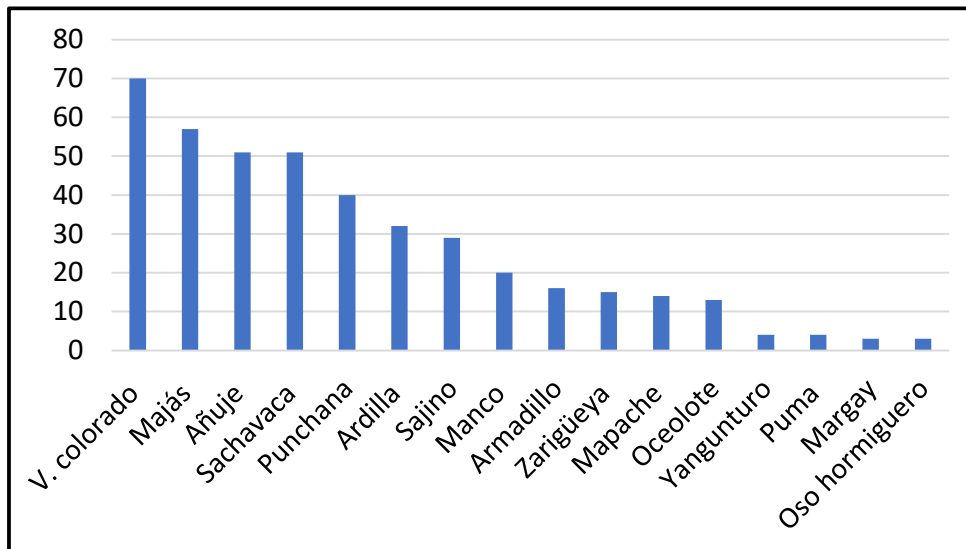


Figura 30 Número de registros por especie con más de dos observaciones en las estaciones a 200 metros del derecho de vía

3.3 COMPARACIÓN ENTRE DISTANCIAS AL DDV

3.3.1 Número de especies (riqueza)

En las estaciones que están sobre el derecho de vía (DdV – 0m) se registraron 23 especies, número similar al registrado en las estaciones más alejadas (200 m. con 22 especies). En las estaciones intermedias de 50 m se registraron un número mayor que las estaciones extremas: un total de 28 especies. A pesar de ello, las diferencias entre los registros a diferentes distancias no son significativas ($X^2=1.2$ y 1.6 ; $GL=1$; $\alpha=0.05$)

En cuanto a las especies exclusivas a cada distancia, en las estaciones sobre el DdV se registraron cuatro especies entre las que resalta el perro de monte (*Speothos venaticus*) y el machetero, aunque esta última ya había sido registrado en el anterior estudio. Para las trampas a 50 m se registraron de manera única cuatro especies, entre las que destacan la comadreja (*Mustela frenata*) y el coatí (*Nasua nasua*), y en las estaciones a 200 m hubo dos especies únicas que fueron la nutria (*Lontra longicaudis*) y la huangana (*Tayassu pecari*).

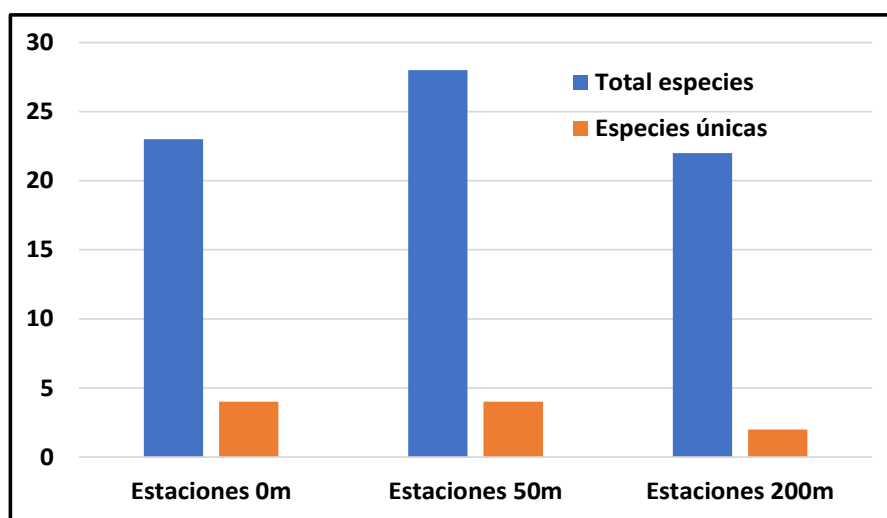


Figura 31: Número total de especies y especies exclusivas a cada estación

3.3.2 Abundancia (número de registros)

En lo que respecta al número de registros, o fotografías, por especie (abundancia) en las estaciones sobre el DdV se obtuvieron menos registros que en las estaciones internas, con un total de 346 observaciones, mientras que en las estaciones a 50 y 200 metros se consiguieron 440 y 429 registros respectivamente.

3.3.3 Comparación entre distancias

Como el fin de homogeneizar los datos, debido a que, como se mencionó, no todas las trampas cámara funcionaron de forma óptima, se realizó la comparación entre distancias usando las frecuencias de captura (registros/1000 trampas noche) para las especies más comunes, aquellas que tuvieron más de 10 registros en total. Se observó que en las estaciones sobre el DdV hubo gran cantidad de registros en especies comunes como ñuje, majás o conejo; sin embargo, también tuvo la mayor cantidad de observación para las tres especies mayores de felinos, el ocelote, jaguar y puma. Para las estaciones que están a 50 y 200 metros, se observó un patrón similar, con gran cantidad de especies comunes, pero también dominan los herbívoros, en estas estaciones fue donde más se registró venado colorado, sachavaca o sajino comparado con las del DdV. Otras especies de carnívoros menores, como manco, mapache o margay fueron más registrados en las estaciones alejadas del DdV (Figura 32).

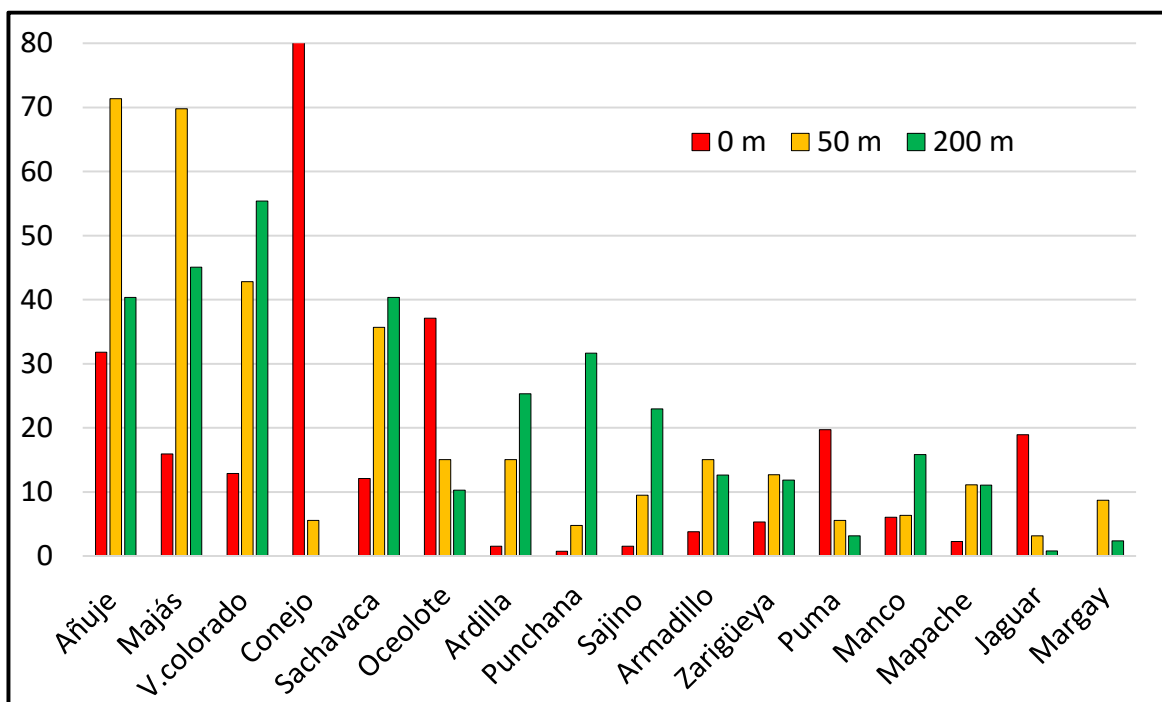


Figura 32: Frecuencias de captura (registros/1000 trampas-noche) para las especies con más de 10 registros en total

3.3.4 Índices de diversidad y homogeneidad

Si bien la abundancia se incrementó a medida que las estaciones se alejan del derecho de vía, la riqueza se elevó hacia la estación 50 m (la mayor de este estudio con 28 especies) y luego la estación 200 m bajó a un nivel similar a la estación 0 m (22 y 23 especies respectivamente). A pesar de estas diferencias, el índice de diversidad de Shannon fue muy similar para las tres estaciones, rondando entre 2.3 y 2.5 (Tabla 19). Por otra parte, el índice de homogeneidad fue levemente mayor para la estación 200 m, este índice refleja la distribución de los registros entre las especies, y si observamos las curvas de distribución (Figuras 28, 29 y 30), vemos que, efectivamente, hay una mayor homogeneidad para los registros de la estación 200 m, donde la curva es un poco menos pronunciada que en las otras dos estaciones. Sin embargo, en general los valores son bastante similares.

Tabla 19: Riqueza, abundancia e índices de diversidad para los mamíferos registrados en las tres estaciones

Estación	0 m	20 m	200 m
Especies	23	28	22
Registros	346	440	429
Shannon-Wiener H'	2.3	2.5	2.5
Equitatividad J	0.73	0.76	0.82

3.4 REGISTROS DE JAGUARES

En este estudio se registraron cinco individuos identificados por el flanco derecho y tres identificados por el flanco izquierdo, consideramos el número mayor de jaguares diferenciados, o sea cinco (Figura 33). Se identificó positivamente dos machos; los otros tres animales no pudieron ser sexados. No se logró reconocer algún individuo que fuera registrado en anteriores estudios.

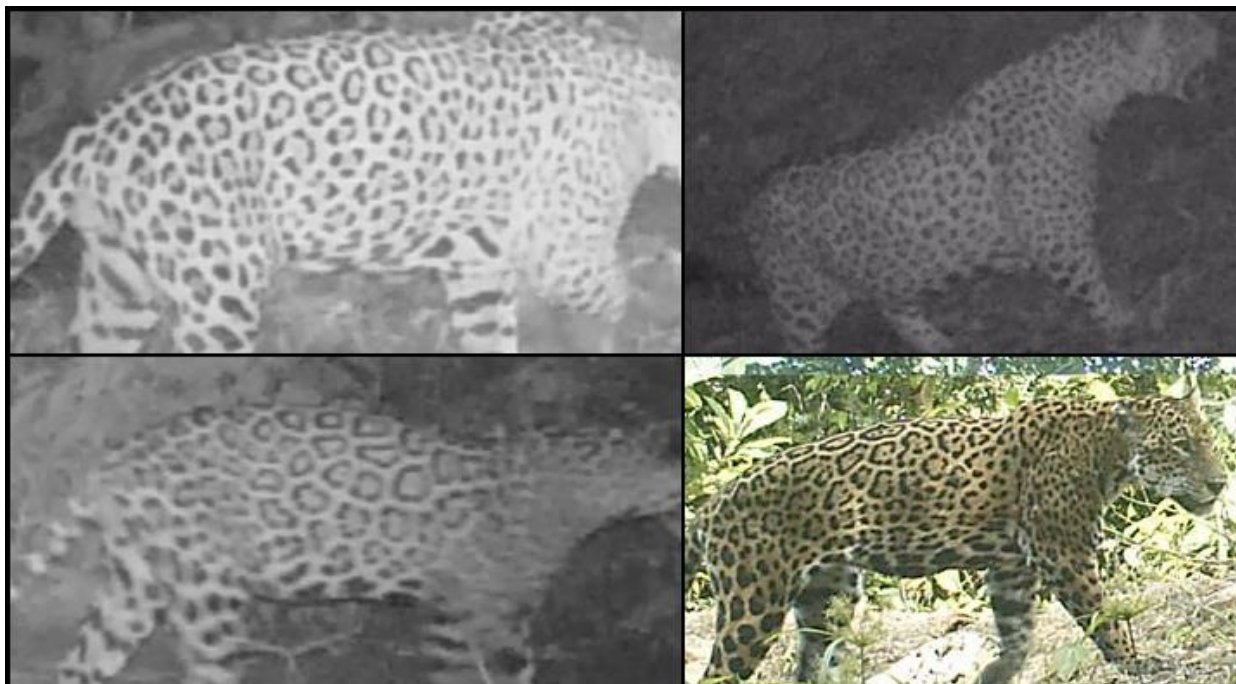


Figura 33: Detalle de algunos jaguares diferentes registrados en el 2023

3.5 COMPARACIÓN CON LAS EVALUACIONES ANTERIORES

En este muestreo post construcción de una línea de conducción (2023) se registraron nueve especies más que en el muestreo durante la construcción (2019), entre las que destacan la huangana (*Tayassu pecari*), gato gris (*Puma yagouaroundi*) y perro de monte (*Speothos veneticus*); sin embargo, en el muestreo de 2019 se registraron tres especies que no lo fueron este último de 2023, como el ronsoco (*Hydrochoerus hydrochaeris*) o el perro de monte (*Atelocynus microtis*). Hay que notar que, para ambos casos, tanto especies exclusivas de 2019 como 2023, los registros son escasos y todas las especies, si bien pueden ser relativamente abundantes en el campo, no suelen ser fotografiadas por las trampas cámara; de hecho, la frecuencia de captura es menor a 2 registros por cada 1000 trampas noche para casi todas las especies.

En cuanto a las comparaciones por distancias se observó que las estaciones que están sobre el DdV (0 metros) hubo una frecuencia de captura más alta para los grandes roedores (*C.paca* y *D.variegata*) y ungulados (*T.terrestris* y *M.americana*) durante la construcción, aparentemente estos grupos de especies no fueron afectados por el ruido y paso de vehículos; sin embargo, los felinos más grandes (*L.pardalis*, *P.concolor* y *P.onca*) durante la construcción tuvieron escasos registros en el DdV, y en este estudio (2023) tienen un gran presencia, de hecho, es sobre el DdV donde más han sido registrados, comparados con las otras dos distancias (Figura 34).

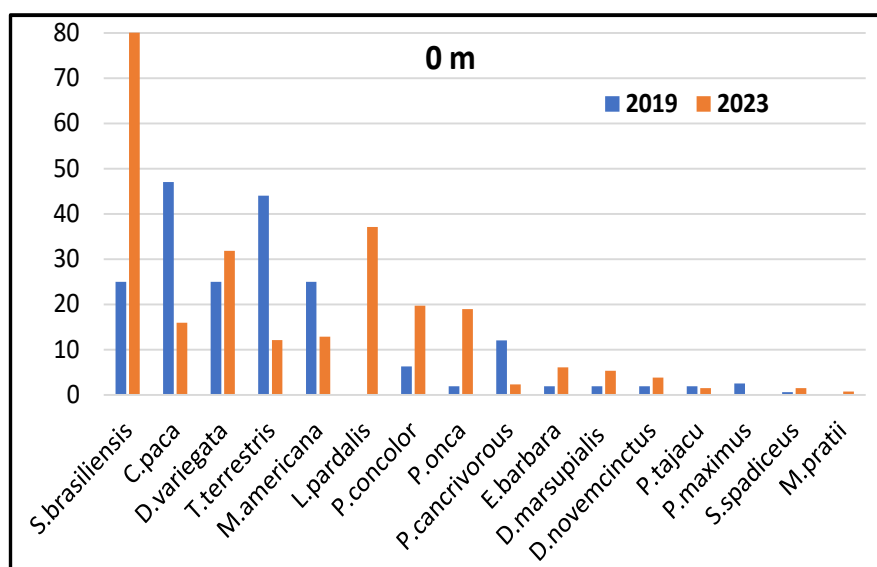


Figura 34: Frecuencias de captura de los mamíferos con más de 10 registros en total para las estaciones que se encuentran sobre el DdV (0 metros)

En las estaciones que se instalaron a 50 metros del DdV, se observó que en este estudio hubo muchos más registros para las dos especies de roedores grandes, mientras que en el estudio de 2019 durante la construcción hubo más registros de tapir. Para el resto de las especies, en general las frecuencias fueron bastante homogéneas y no se observó gran diferencia (Figura 35).

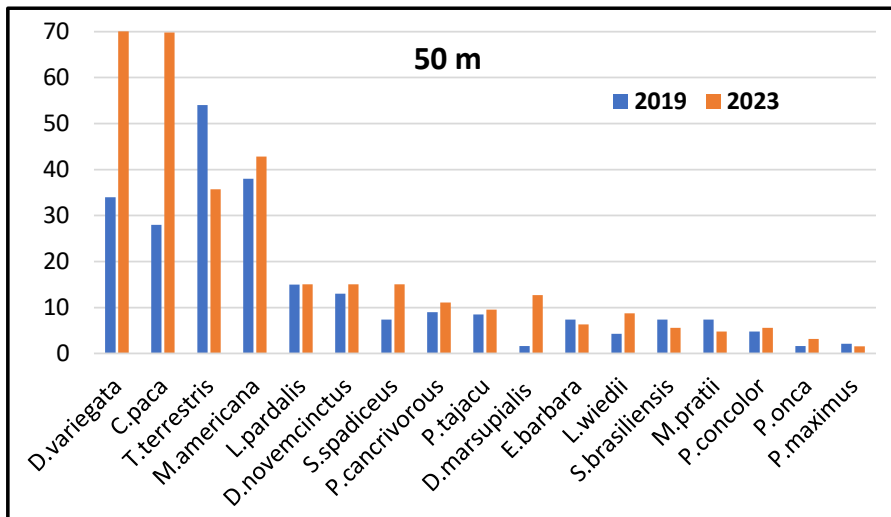


Figura 35: Frecuencias de captura de los mamíferos con más de 10 registros en total para las estaciones que se encuentran a 50 m del DdV

Para las estaciones instaladas por lo menos a 200 m del DdV, se observaron algunas diferencias en especies como *M.pratii* (Punchana) y *P.tajacu* (Sajino) que fueron más abundantes en este estudio, mientras que *P.cancrivoros* (mapache) y *L.pardalis* (ocelote) lo fueron en el estudio de 2019; sin embargo, a nivel general los registros fueron bastante homogéneos comparando ambos años (Figura 36).

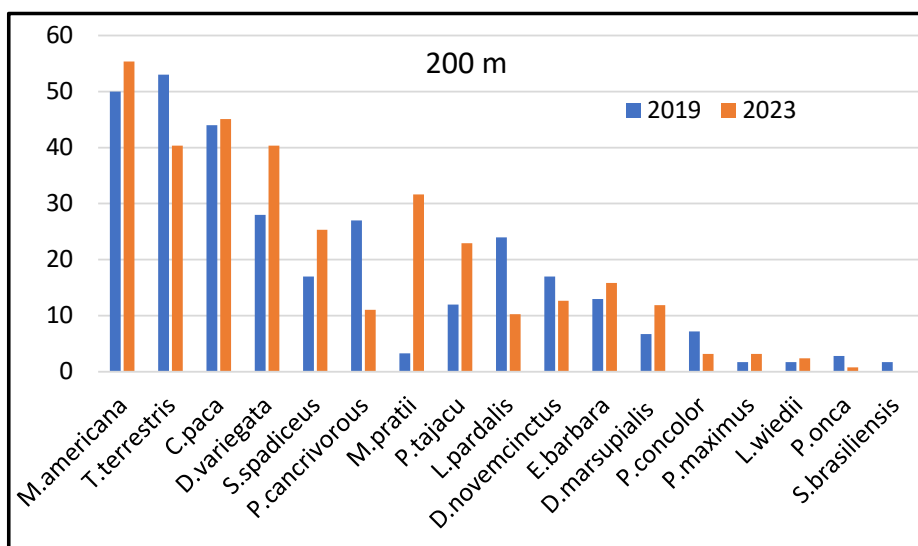
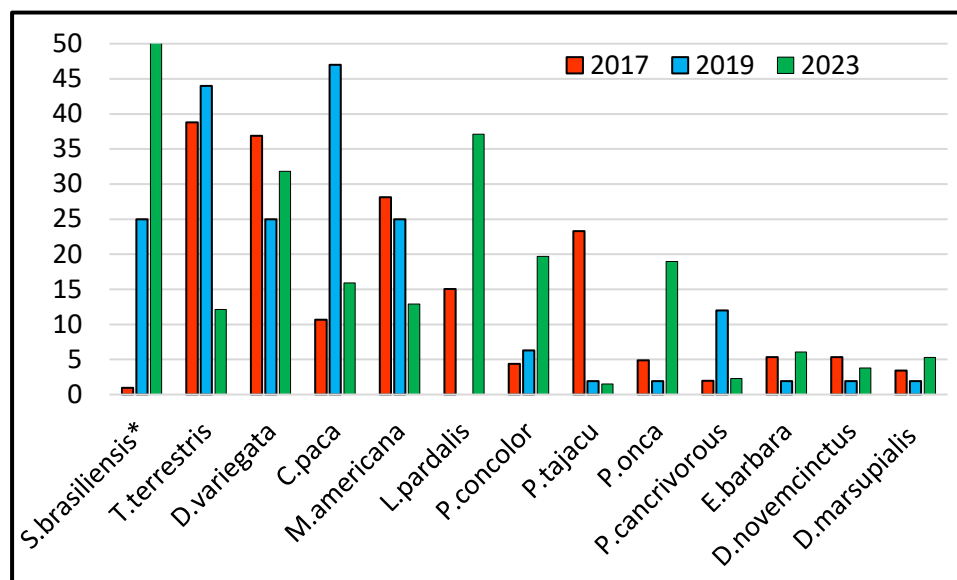


Figura 36: Frecuencias de captura de los mamíferos con más de 10 registros en total para las estaciones que se encuentran a 200 m del DdV

Se realizó un estudio (2017) antes de la apertura del DdV, donde las trampas cámaras fueron instaladas sobre una trocha, que en muchos sectores desaparecía. El diseño de muestreo fue lineal y sin las tres distancias de este muestreo (ya que en aquel tiempo no existía el DdV). Se compararon los datos obtenidos sobre el DdV de este estudio post construcción (2023) con los obtenidos sobre el DdV durante la construcción (2019) y aquel muestreo realizado antes de su apertura, y se observó que en el estudio antes de la construcción de la línea de conducción (2017) se registraron 26 especies, en el realizado durante (2019), 18 especies, y

después (2023) 23 especies. En cuanto a la abundancia, ésta fue variable, en el estudio previo a la construcción hubo más registros de ajuje, venado y sajino, mientras que en el estudio posterior a la construcción hubo más registros de conejo, ocelote, puma y jaguar. Durante la construcción, se registró más tapir, mapache y majaz que en los muestreos antes y después de la construcción de la línea de conducción (Figura 37).



Nota: (*) *S.brasiiliensis* tiene muchos más registros en el estudio de 2023, pero fue recortado para que se puedan observar claramente las diferencias en las otras especies.

Figura 37: Frecuencias de capturas (registros/1000 trampas noche) para especies con más de diez registros sobre el DdV en el estudio previo (2017), durante (2019) y después (2023) de la construcción del flowline

Los resultados de la estimación de índices indican que los registros de los mamíferos mayores y medianos en las tres épocas muestreadas (antes, durante y después de la construcción del flowline) son bastante similares; si bien hay algunas diferencias, como el número de especies antes y durante la construcción (26 vs. 18) y la abundancia —donde antes del impacto es menor—, los índices de diversidad y de homogeneidad son muy similares, indicando que la estructura de la comunidad se mantiene a través del tiempo sobre el DdV a pesar del impacto de 2019 (Tabla 20).

Tabla 20: Comparación de riqueza, abundancia e índice de diversidad y homogeneidad entre los estudios antes (2017), durante (2019) y después (2023) de la construcción

Año	2017	2019	2023
Especies	26	18	23
Registros	201	375	346
Shannon-Wiener H'	2.5	2.2	2.3
Equitatividad J	0.76	0.77	0.73

3.6 PATRONES DE ACTIVIDAD

La comparación de los patrones de actividad de las especies con por lo menos 20 registros en cada muestreo dio como resultado que ninguna especie afectó su comportamiento de manera significativa debido a la construcción de la línea de conducción de gas.

Tres especies diurnas tuvieron suficientes datos como para realizar una comparación entre los tres estudios, el añuje (*D. variegata*), manco (*E. barbara*) y sajino (*P. tajacu*). Para el añuje y manco hay picos de actividad al principio y final del día, evitando las horas de mayor calor; este patrón se mantuvo tanto durante como antes y después de la construcción. Para el sajino los mayores picos de actividad fueron al principio y mitad de la mañana (Figura 38).

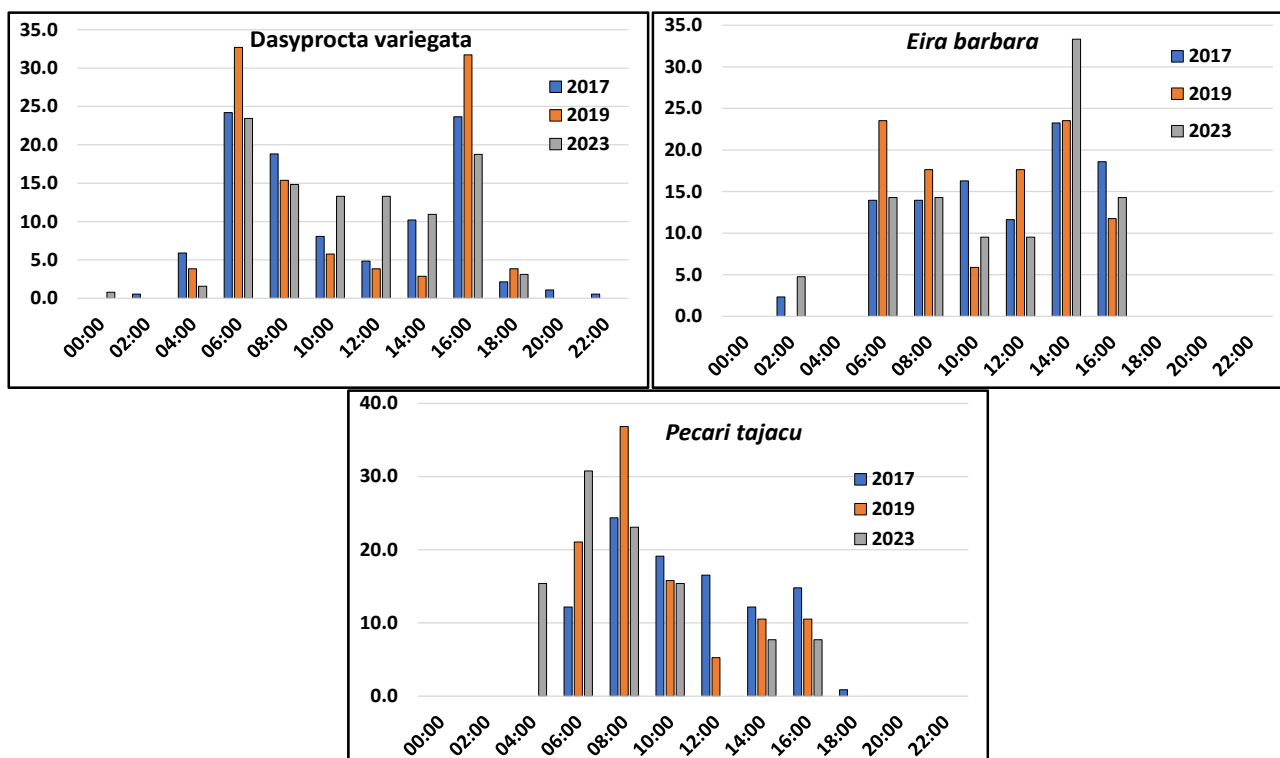


Figura 38: Patrones de actividad de tres especies diurnas expresados en porcentaje del tiempo despiertas o activas

Para el caso de las cuatro especies nocturnas con suficientes datos para realizar la comparación, se observó que no hubo un cambio o modificación en las actividades de las especies. Algunas especies tuvieron incursiones diurnas a las cercanías del DdV, pero este comportamiento se observó tanto durante la construcción como en las otras épocas, como es el caso del ocelote (*L. pardalis*) y, en menor medida, del tapir (*T. terrestris*) (Figura 39).

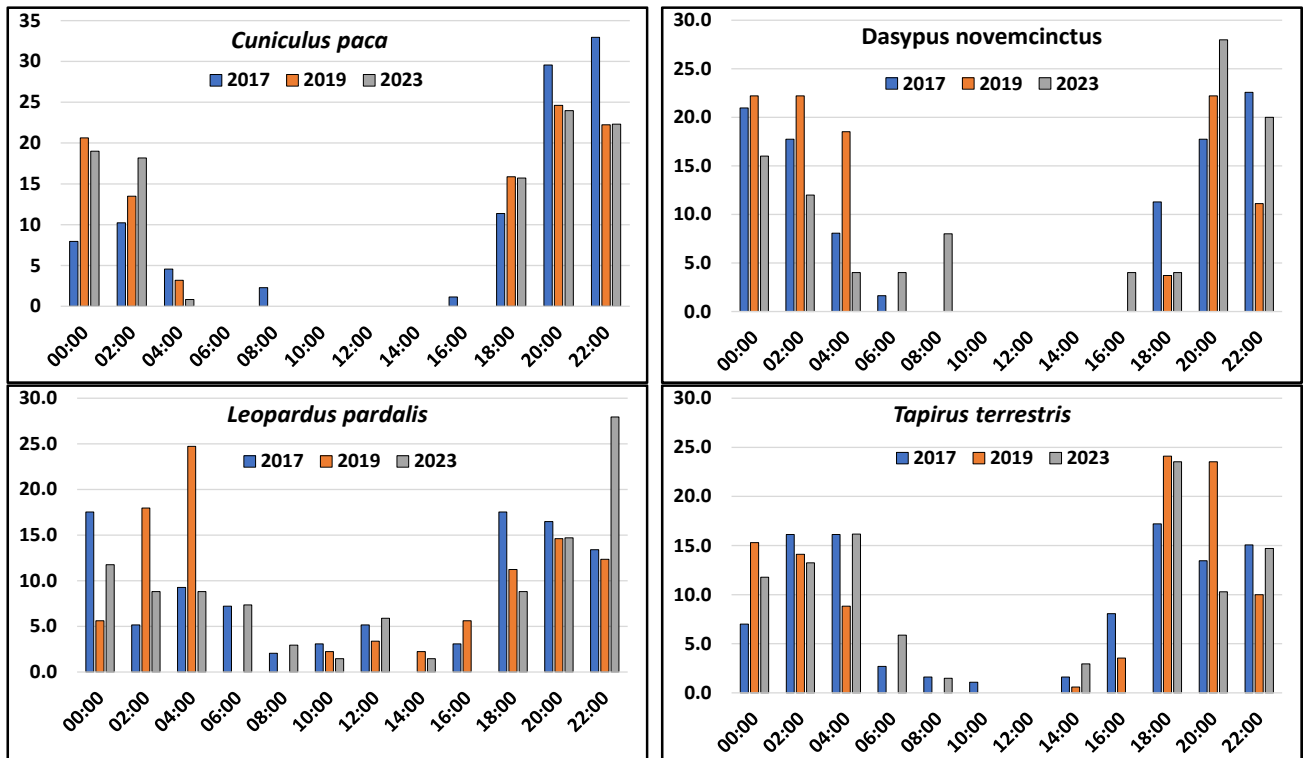


Figura 39: Patrón de actividad de cuatro especies nocturnas con suficientes registros expresado en porcentaje del tiempo activas

Se encontraron dos especies catemerales (activas tanto de día como de noche), el venado y el puma. En ambos casos estuvieron activos mayormente durante la noche, pero también hubo bastante registros en horas diurnas, solo se observó una leve modificación en el venado (*M.americana*) que durante la construcción de la línea de conducción redujo su actividad diurna de circulación sobre esta, y la incrementó al final de la noche y madrugada (Figura 40).

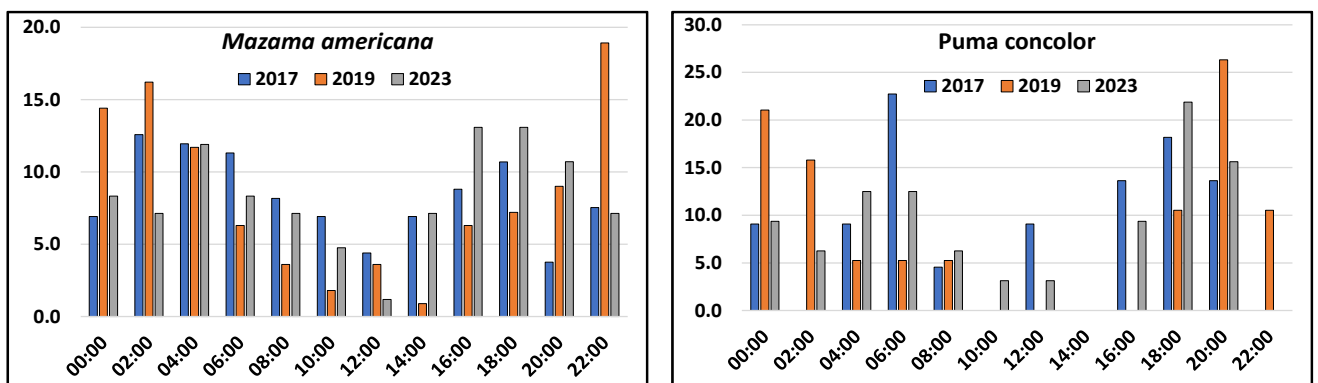


Figura 40: Patrón de actividad de dos especies catemerales expresado en porcentaje

3.7 REGISTROS DE CAZADORES

Las trampas instaladas registraron 86 eventos de presencia de cazadores circulando por el derecho de vía; estaban compuestos mayormente por 1 a 3 individuos, en ocasiones acompañados por perros. De éstos, 8 registros llevaban una presa, que fue un ave grande, probablemente un pavón, un pecarí y en 6 ocasiones monos choros (*Lagothrix lagothricha*), de los cuales habían cazado entre uno y tres individuos.

4. DISCUSIÓN

El número de especies registrado para cada distancia del DdV analizado fue similar, solo las estaciones de 50 m tuvieron una riqueza mayor (28 especies contra 23 y 22 de 0 y 200 m respectivamente); a pesar de ello, las diferencias no son significativas y esto se ve reflejado en los índices de diversidad y homogeneidad que son muy similares para las tres distancias. Al igual que en el anterior estudio (2019) durante la construcción de la línea de conducción de gas hubo especies que solo se registraron en cada una de las distancias muestreadas, en esta ocasión llama la atención el primer registro hasta la fecha de la huangana (*Tayassu pecari*), que es una especie que en ocasiones puede ser muy abundante y constantemente registrada y en otras pueden pasar años sin ser vista. Esto se debe a que esta especie que realiza migraciones dentro de su distribución y que pueden tener períodos de ausencia hasta por 12 años (Fragoso et al. 2020)

Comparando las estaciones en las tres distancias muestreadas se observó que, si bien sobre el DdV —que fue donde hubo el impacto de la construcción en 2019— las especies más comunes son generalistas (como roedores medianos o conejo), también fue la estación donde más registros hubo de felinos: jaguar, puma y ocelote. Esto se debe a que estos animales prefieren circular por caminos hechos por humanos que dentro el bosque, como ha sido reportado por Harmsen et al. 2015 y Tobler et al. 2015. Por otro lado, los grandes herbívoros, como tapir, venado y sajino tuvieron muchos más registros en las estaciones de 50 y 200 m que sobre el DdV, esto podría deberse a que están evadiendo las zonas donde se encuentran circulando los grandes depredadores; de hecho, estas tres especies de ungulados tienen más registros en las estaciones más alejadas del DdV (200m).

Comparando los resultados de este estudio post construcción (2023) con los realizados durante la construcción (2019) se observó que en las estaciones que están a 50 y 200 m de distancia, las especies más comunes tuvieron una frecuencia de captura similar. Sobre el DdV se observó que los felinos estuvieron casi ausentes durante el estudio de 2019, probablemente estaban evitando la perturbación humana. El único dato que no se ajusta al patrón general es el del tapir, que fue registrado con más frecuencia en el estudio durante la construcción en todas las estaciones, cercanas y lejanas al DdV. Si bien aún no tenemos respuesta a esta situación, hay que notar que los tapires siguen siendo registrados, y con frecuencia, por lo que puede ser un hecho temporal, habrá que esperar al próximo estudio para saber si esta reducción es un fenómeno aislado para este caso o que se mantiene en el tiempo.

Cuando se compararon los muestreos realizados sobre el DdV (a 0 m) antes, durante y después de la construcción se ve que especies nocturnas como el tapir, el majaz o el mapache fueron más registrados durante la construcción, aparentemente el hecho de que estas especies sean mayormente o exclusivamente nocturnas (Emmons & Feer 1999) hizo que la actividad diaria no afectara el uso que realizan de la zona de construcción. En el caso de los patrones de actividad no se observó ningún cambio en el comportamiento de todas las especies comparadas, la única que mostró alguna modificación respecto al horario que usaba el DdV fue el venado *Mazama americana*, que redujo sus visitas diurnas durante su construcción, pero que en las estaciones de muestreo alejadas del DdV tuvo un comportamiento similar (ver informe 2019).

Al igual que el estudio de 2019, hubo varios registros de cazadores; en aquella ocasión hubo 29 registros, en esta ocasión fueron 86, lo que indica que la apertura del DdV está siendo utilizado también por cazadores locales para transitar y acceder a zonas más remotas. En esta ocasión hubo ocho registros de caza (seis de monos choros, un pecarí y un pavón) mientras que en el anterior estudio fueron tres (dos choros y un tapir). El tema de las vías de acceso para los cazadores ha sido discutido ampliamente en otros estudios y puede llegar a afectar la densidad de la fauna silvestre (Espinosa et al. 2018); por ello, se debe comparar

los resultados de próximos monitoreos para evaluar cómo evoluciona el acceso a cazadores dentro del área, e implementar medidas adicionales de mitigación o de conservación en caso de ser necesario, dado que podría resultar en un impacto a largo plazo sobre la abundancia y el uso espacial de la fauna.

Finalmente, resaltamos que durante este estudio se registraron cinco especies de mamíferos que tienen algún grado de amenaza, estas son el yangunturo (*Priodontes maximus*) y el oso bandera (*Myrmecophaga tridactyla*) que están categorizados como vulnerables tanto a nivel nacional (MINAGRI 2014) como a nivel internacional (IUCN 2022). Además, el machetero (*Dinomys branickii*) está categorizado como vulnerable a nivel nacional, y la huangana (*Tayassu pecari*) y el tapir (*Tapirus terrestris*) como vulnerable a nivel internacional. Por otra parte, se diferenciaron cinco individuos de jaguares identificados con el flanco derecho y tres por el flanco izquierdo; como no todos los individuos son siempre fotografiados, consideramos el número mayor como el mínimo existente en la zona de estudio, es decir, cinco individuos. No se logró reconocer algún individuo que fuera registrado en anteriores estudios.

5. CONCLUSIONES

Se observó, luego de la fase de construcción de la Línea de Conducción Cashiriari 1- Malvinas, que no hay diferencias significativas en el número de especies antes y después de la etapa de construcción. Destaca la presencia de 5 especies de felinos, además de 5 especies de mamíferos con grado de amenaza. Sin embargo, el número de cazadores utilizando el DdV ha incrementado, posiblemente incrementando el impacto de la caza sobre mamíferos sensibles como los monos (e.g. *Ateles paniscus*, *Lagothrix lagotricha tschudii*).

6. RECOMENDACIONES

Se recomienda realizar este monitoreo cada dos años para:

- Conocer la evolución del comportamiento de grandes herbívoros/felinos respecto al uso del DdV.
- Monitorear el estatus de los mamíferos medianos/grandes en el área del Proyecto Camisea.
- Detectar un incremento en el ingreso/ impacto de los cazadores en la zona.

Asimismo, se recomienda el empleo de medidas similares a las aplicadas durante la construcción y recuperación del área de influencia de la línea de conducción de gas Cashiriari 1 – Malvinas, en futuros proyectos de ampliación de las actividades gasíferas.



Capítulo 4 Monitoreo Biota Acuática

1. INTRODUCCIÓN

El monitoreo hidrobiológico en la cuenca baja del río Urubamba es un componente fundamental de los compromisos asumidos por el Proyecto Camisea (PC), y se ha llevado a cabo de manera continua desde el año 2003. A partir del 2005, se integran al Programa de Monitoreo de Biodiversidad (PMB) con un reajuste metodológico.

El monitoreo se inició con estaciones ubicadas en cinco comunidades nativas, incluyendo comunidades bajo influencia directa e indirecta y aguas arriba del PC, desde el año 2003. Entre el 2005 y 2006, se añadieron estaciones complementarias cercanos a las áreas operativas del PC, ubicados en los ríos Cashiriari, Camisea y Urubamba. Y a partir del 2016, teniendo en consideración las estaciones preexistentes, se establecieron 21 estaciones permanentes y dos estaciones eventuales⁸, con una frecuencia semestral.

Sin embargo, debido a la pandemia del COVID-19 iniciada en el 2022, se suspendieron temporalmente los monitoreos hasta que se diesen las condiciones adecuadas para el ingreso a campo del personal, y garantizar la seguridad de la población indígena del área de estudio.

Finalizadas las restricciones debidas al COVID-19, se reiniciaron las actividades con el monitoreo en 20 estaciones en octubre del 2022 y febrero del 2023, temporada seca y temporada húmeda respectivamente. Cabe señalar que una estación no se incluyó en la evaluación por ubicarse dentro de la Reserva Territorial Kugapakori, Nahua, Nanti y Otros (RTKNN), y mantener restricciones para su ingreso.

1.1 OBJETIVO

El monitoreo tiene como objetivo principal determinar si existen impactos en la diversidad y distribución de las comunidades de perifiton, bentos y peces en los ríos y quebradas del Bajo Urubamba debido a la operación de Proyecto Camisea.

2. METODOLOGÍA

2.1 ÁREA DE ESTUDIO

Durante el 2022 y 2023 se monitorearon las 20 estaciones permanente en los principales cuerpos de agua del área de influencia directa e indirecta y sin influencia del Proyecto Camisea. No se monitoreó la estación H06 debido a que se ubica dentro de la Reserva Territorial Kugapakori, Nahua, Nanti y Otros (RTKNN), área con restricción de ingreso supeditado al Ministerio de Cultura.

a) Zona sin influencia del proyecto (aguas arriba)

Comprende los cuerpos de agua ubicados aguas arriba del componente *upstream* (exploración y producción) del Proyecto Camisea, es decir, en áreas donde el PC no tiene influencia.

⁸ Las estaciones eventuales en la quebrada Serjali (H27 y H28) no se incluyeron en este análisis debido a que la locación Kimaro Centro, vinculada a estos puntos, ya se encuentra en etapa de abandono y no fue monitoreada durante el presente año.

Tabla 21: Estaciones de monitoreo hidrobiológico en la zona sin influencia

Estación	Cuerpo de Agua	Localidad	Altitud (msnm)
H12	Quebrada Shihuaniro	CN Timpía / ZASNM	417
H14	Río Urubamba	CN Timpía / ZASNM	407
H04	Río Camisea	CN Segakiato	392
H13	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.

b) Zona de Influencia Directa (aguas abajo)

Comprende ríos y quebradas que se encuentran aguas abajo de las áreas operativas del Proyecto Camisea, dentro de los lotes 88 y 56, y en las proximidades de la Planta de Gas Malvinas.

Tabla 22: Estaciones de monitoreo hidrobiológico en la zona de influencia directa

Estación	Cuerpo de Agua	Localidad	Altitud (msnm)
H01	Río Urubamba	Malvinas	370
H07	Río Urubamba	CN Shivankoreni	357
H11	Río Urubamba	CN Camisea	367
H19	Río Urubamba	CN Kirigueti	335
H18	Río Picha	CN Kirigueti	336
H02	Río Camisea	CN Segakiato	378
H03	Río Cashiriari	CN Cashiriari	411
H10	Río Camisea	CN Shivankoreni	364
H15	Río Camisea	CN Shivankoreni	359
H09	Quebrada Choro	CN Shivankoreni	362

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

c) Zona de Influencia Indirecta (aguas abajo)

Comprende principalmente quebradas y ríos ubicados aguas abajo y fuera de los lotes 88 y 56; donde no existe ningún componente construido por el Proyecto Camisea. Se ubican aproximadamente a más de 38 km aguas abajo del límite norte del Lote 56 y a más de 105 km aguas abajo de Malvinas.

Tabla 23: Estaciones de monitoreo hidrobiológico en la zona de influencia indirecta

Estación	Cuerpo de Agua	Localidad	Altitud (msnm)
H21	Quebrada Shimbillo	CN Miaría	309
H22	Quebrada Charapa	CN Miaría	307
H25	Quebrada Kumarillo	CP Sepahua	290
H23	Río Miaría	CN Miaría	301
H24	Río Mishahua	CP Sepahua	296
H26	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.

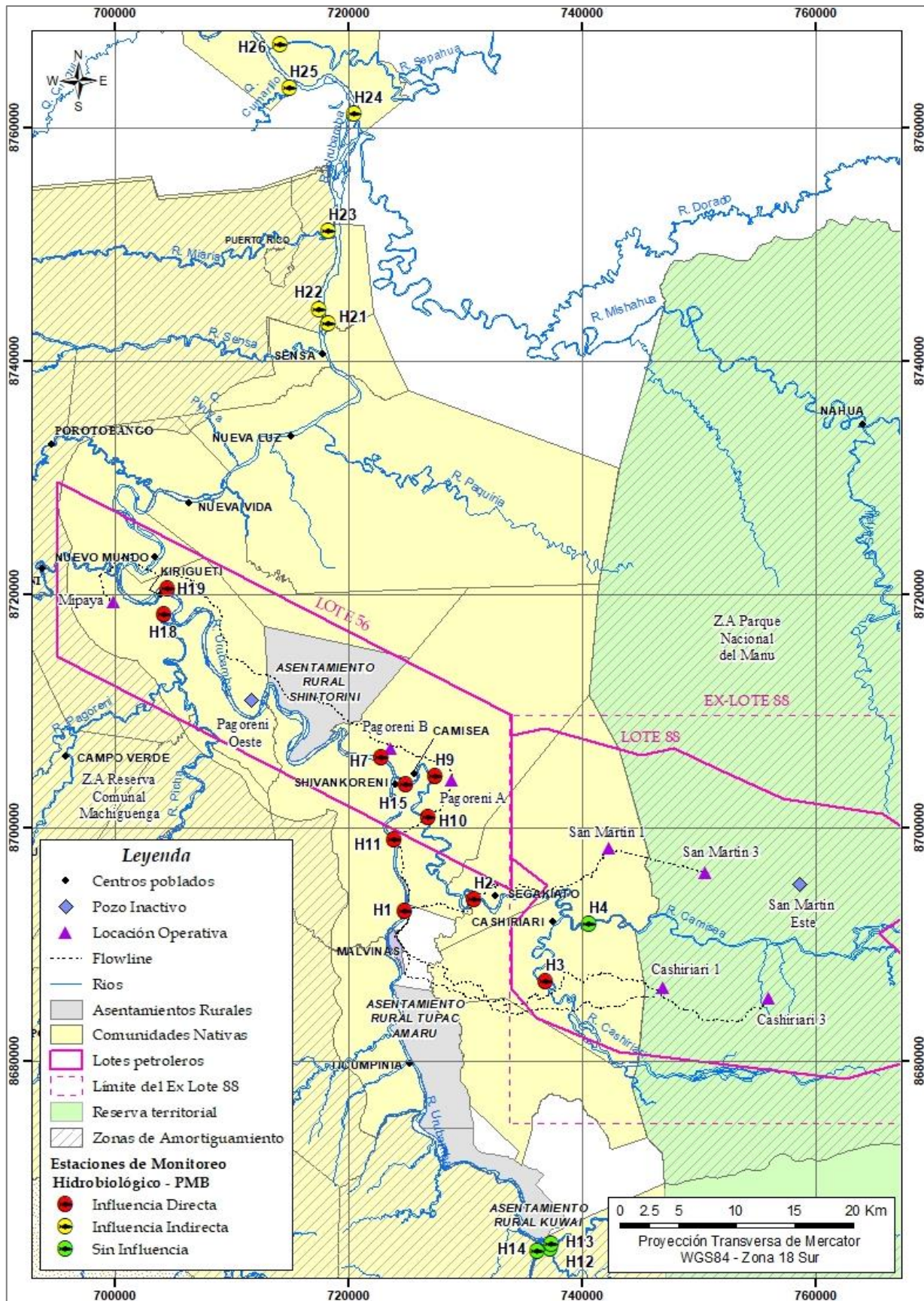


Figura 41: Estaciones de monitoreo del componente de biota acuática

2.2 COLECTA DE DATOS EN CAMPO

2.2.1 Componentes abióticos

Se registraron datos de ubicación geográfica (coordenadas UTM) y, a través de un equipo multiparámetro, se midieron los parámetros fisicoquímicos como el potencial de hidrógeno (pH), el oxígeno disuelto (mg/l) y conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$).

2.2.2 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.

2.2.3 Macroinvertebrados 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%.

2.2.4 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%). En el laboratorio las muestras de peces fueron separadas por lotes y preservadas en frascos en una solución de etanol al 70%.

2.3 DETERMINACIÓN TAXONÓMICA

Las muestras fueron depositadas en la Colección Ictiológica del Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos para su determinación taxonómica.

Se utilizaron claves taxonómicas, procurando las más recientes y adoptando la clasificación más actualizada posible. Para las microalgas del perifiton se empleó "www.alguibase.org"; para el análisis taxonómico e índices de macroinvertebrados bentónicos se empleó a Roldán (1999); y para los peces principalmente las claves de van der Sleen & Albert (2018), además de "www.fishbase.org" y los registros actualizados de la Academia de Ciencias de California "www.calacademy.org".

2.4 ÍNDICES DE CALIDAD AMBIENTAL

2.4.1 Índice de 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 analizan los siguientes criterios: riqueza; composición de los órdenes Characiformes, Siluriformes y Gymnotiformes; composición de peces que no son Ostariophysi⁹; composición de peces tolerantes a la salinidad; estructura trófica (presencia de peces omnívoros, micrófagos y carnívoros); abundancia; estado de salud; y condición externa de los peces.

Para calcular el valor del IBI, se le otorgó un puntaje a cada criterio y la cifra acumulada constituye el valor final a calificar. Las calificaciones se describen en la siguiente tabla.

Tabla 24: 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.

2.4.2 Índice EPT%

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 requieren 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 se indica en la siguiente tabla.

Tabla 25: 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

Fuente: Klemm et al. 1990

⁹ Según la clasificación ecológica de peces (Britski, 1968), los peces no-Ostariophysi, como los Cichlidae y Cyprinodontiformes, tienen la capacidad de adaptarse a aguas salobres. Mientras que los peces Ostariophysi (Characiformes, Siluriformes y Gymnotiformes) son exclusivos de aguas libres de sales.

3. RESULTADOS

3.1 COMPONENTES FÍSICOQUÍMICOS

Los siguientes resultados corresponden a los datos de noviembre de 2022¹⁰ y febrero 2023 en comparación con los datos históricos del PMB, registrados entre el 2006 y el 2019.

3.1.1 Potencial de Hidrógeno

En comparación a los resultados obtenidos entre el 2006 y el 2019, en la cuenca del río Urubamba los resultados de la temporada seca 2022 (noviembre) y la temporada húmeda 2023 (febrero) arrojaron valores dentro de las fluctuaciones históricas.

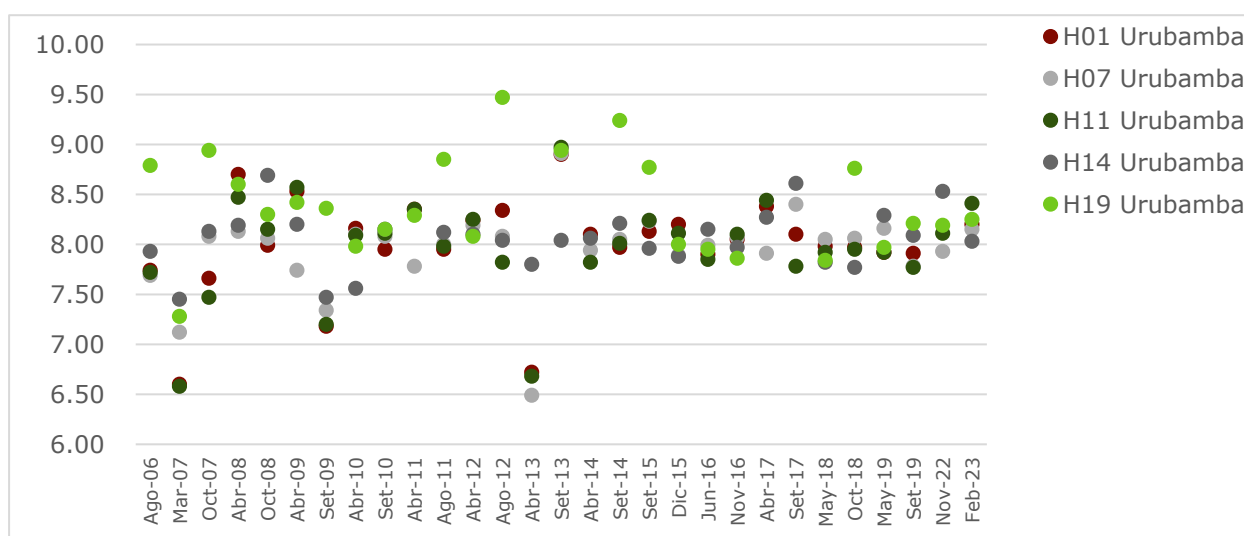


Figura 42: Potencial de Hidrógeno en el río Urubamba

Para las estaciones en los ríos Camisea y Cashiriari, se observó que los resultados de la temporada seca 2023 (noviembre) fueron superior a los resultados históricos, específicamente las estaciones H02, H03 y H04, los cuales se ubican en la cuenca media y alta de los ríos Cashiriari y Camisea, razón los la cual su resultado estaría influenciado por el inicio de las lluvias en los días que se ejecutó el monitoreo.

¹⁰ Para la estación H01 no se cuenta con resultados de noviembre del 2022 debido a que no se logró mantener la cadena de custodia durante el transporte de la muestra, lo cual no aseguró la obtención de resultados precisos.

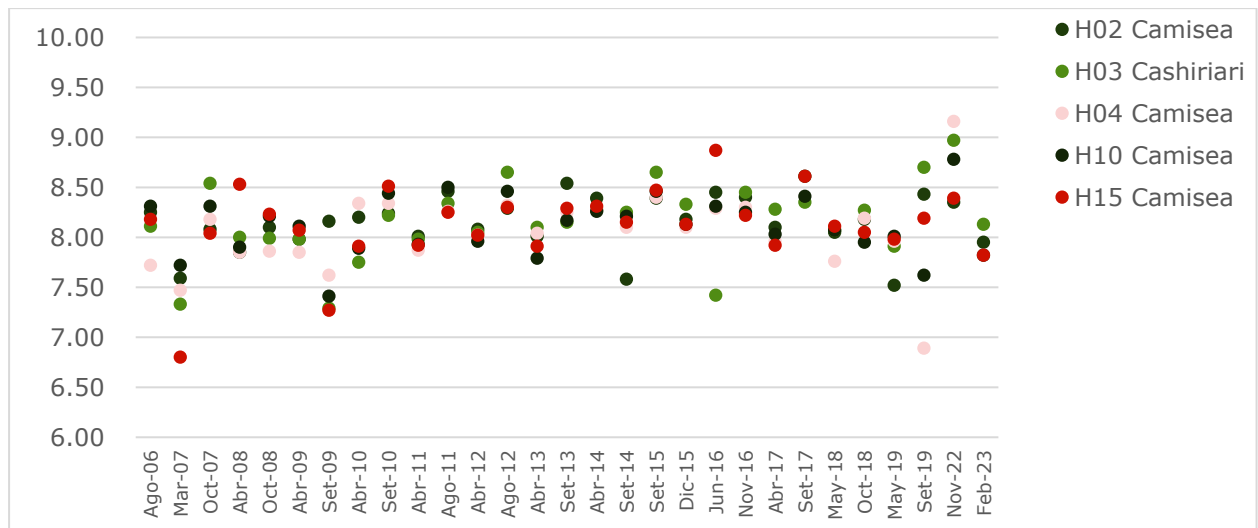


Figura 43: Potencial de Hidrógeno en los ríos Camisea y Cashiriari

En las estaciones ubicadas en los ríos Mishahua, Sepahua, Picha y Timpía, se registró valores de pH dentro del rango de fluctuación históricos. Sólo en el caso de la estación en el río Miaría (H23), se registró un valor menos al mínimo histórico, por lo cual este valor deber ser revisado en contraste con próximos monitoreos (ver la siguiente figura).

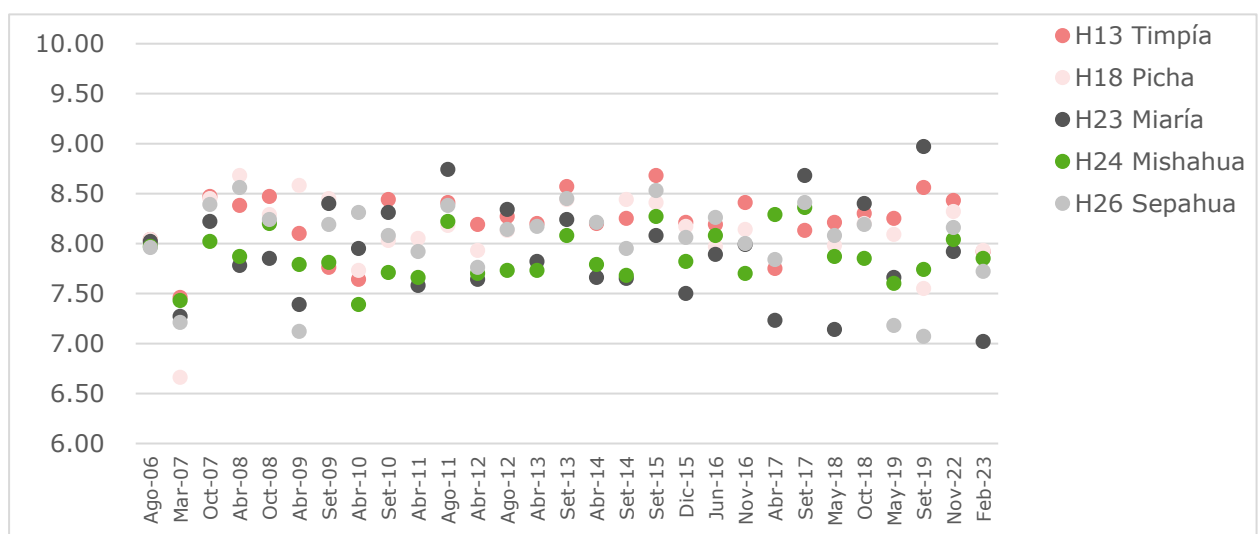


Figura 44: Potencial de Hidrógeno en los ríos Miaría, Mishahua, Sepahua, Picha y Timpía

En las estaciones ubicadas en quebradas, los resultados de la temporada seca 2022 (noviembre) y la temporada húmeda 2023 (febrero) arrojaron valores dentro de las fluctuaciones históricas (ver la siguiente figura).

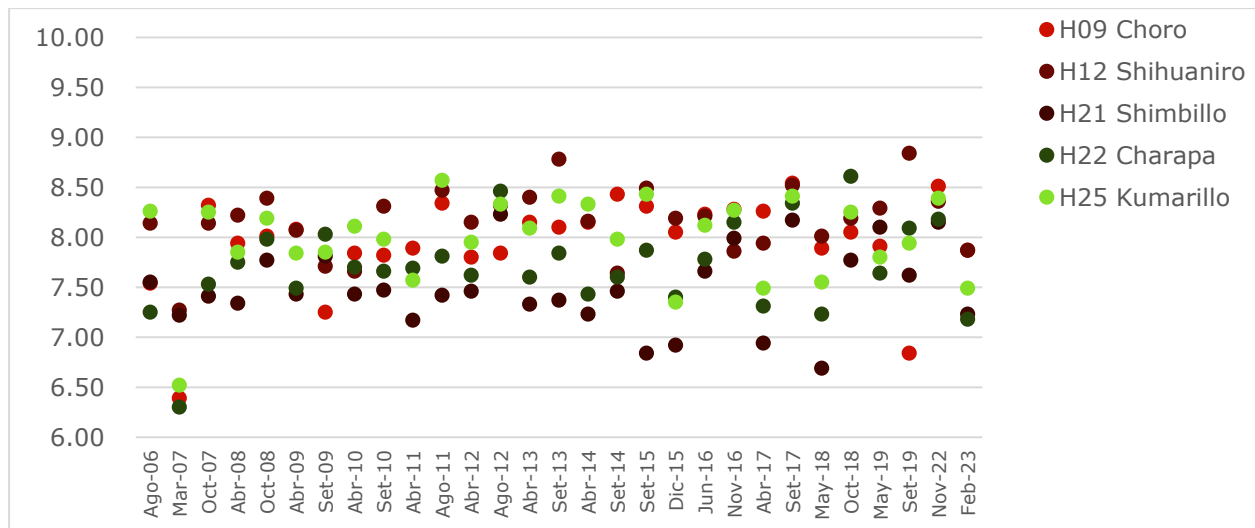


Figura 45: Potencial de Hidrógeno en las quebradas Choro, Shihuaniro, Shimbillo, Charapa y Kumarillo

3.1.2 Oxígeno Disuelto

En comparación a los resultados obtenidos entre el 2006 y el 2019, los resultados de oxígeno disuelto (mg/l) para todos los cuerpos de agua monitoreados (ríos y quebradas) estuvieron dentro de los rangos histórico de estos parámetros, tanto de la de la temporada seca 2022 (noviembre) como de la temporada húmeda 2023, (ver la siguiente figura). Así, el máximo valor para los dos últimos monitoreos fue de 9.3 mg/l y su mínimo de 6.84 mg/l, mientras que el máximo histórico fue de 10.5 mg/l y su mínimo fue de 4.53mg/l.

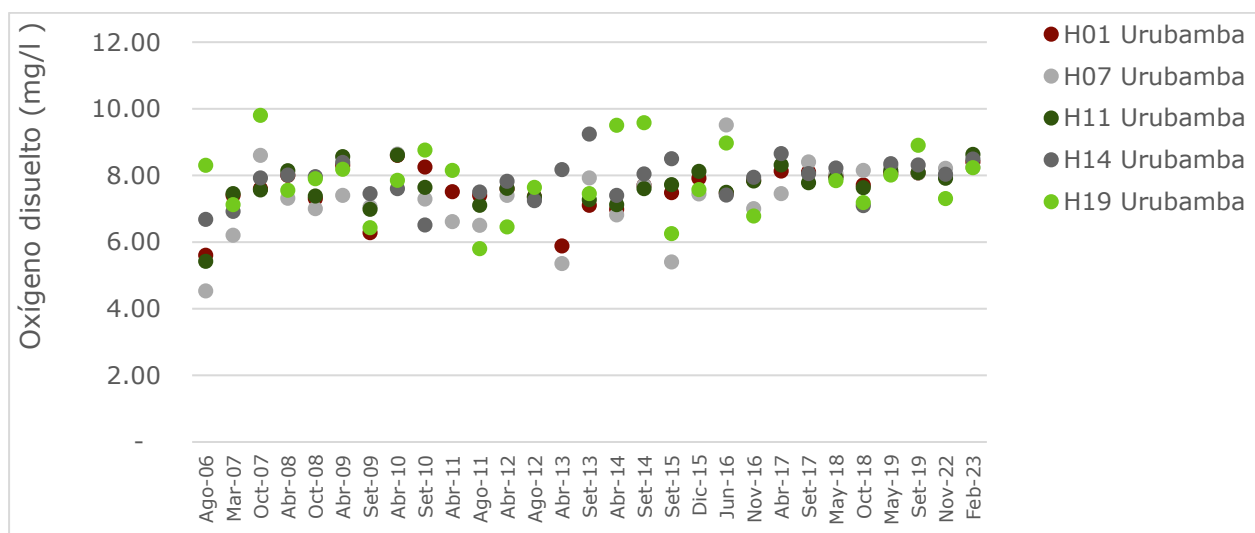


Figura 46: Oxígeno disuelto en el río Urubamba

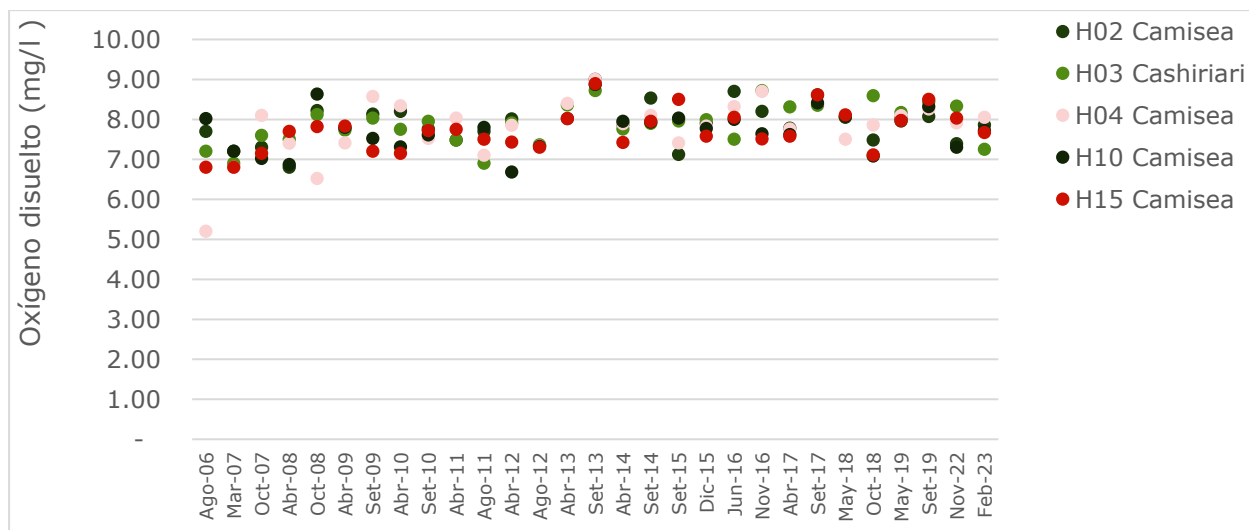


Figura 47: Oxígeno disuelto en los ríos Camisea y Cashiriari

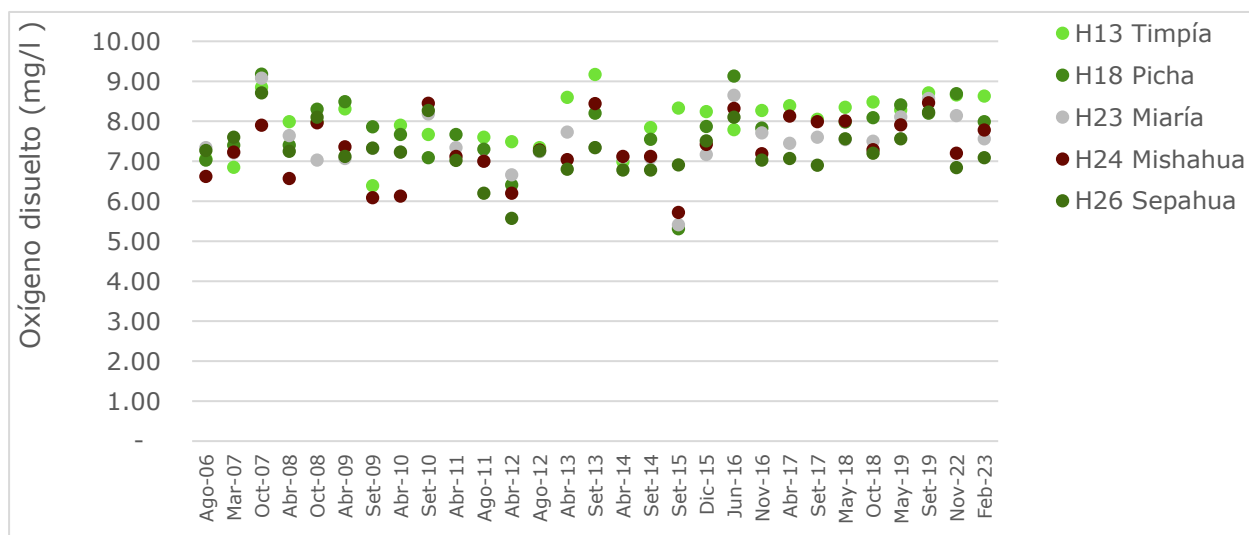


Figura 48: Oxígeno disuelto en los ríos Miaría, Mishahua, Sepahua, Picha y Timpía

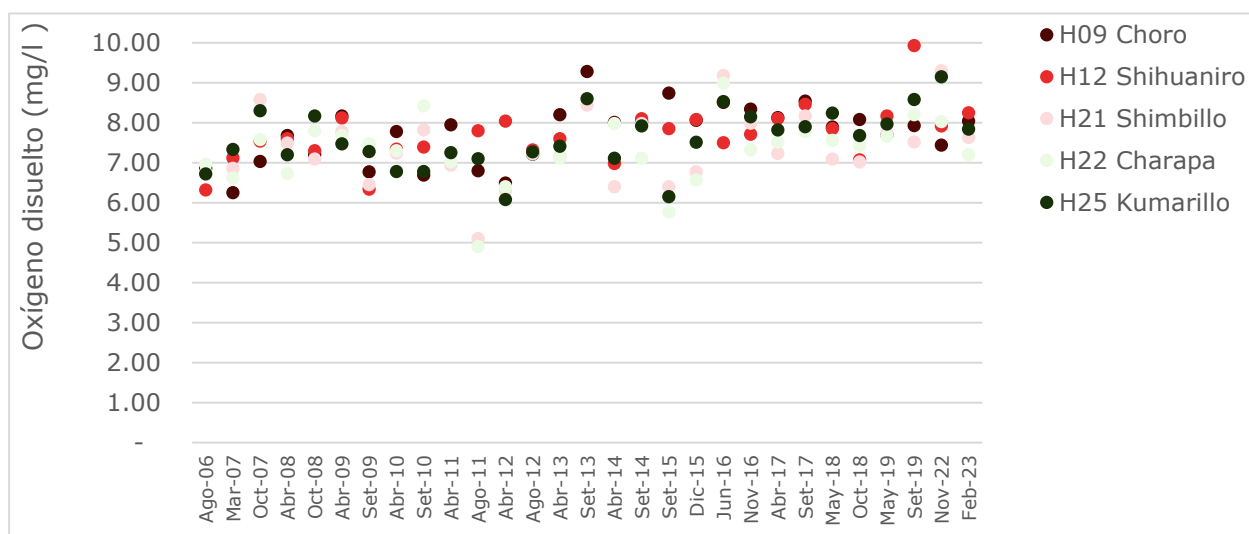


Figura 49: Oxígeno disuelto en las quebradas Choro, Shihuaniro, Shimbillo, Charapa y Kumarillo

3.1.3 Conductividad Eléctrica

En comparación a los resultados históricos 2006 al 2019, en la cuenca del río Urubamba que los resultados de la temporada seca 2022 (noviembre) y la temporada húmeda 2023 (febrero) arrojaron valores dentro de las fluctuaciones históricas (ver la siguiente figura).

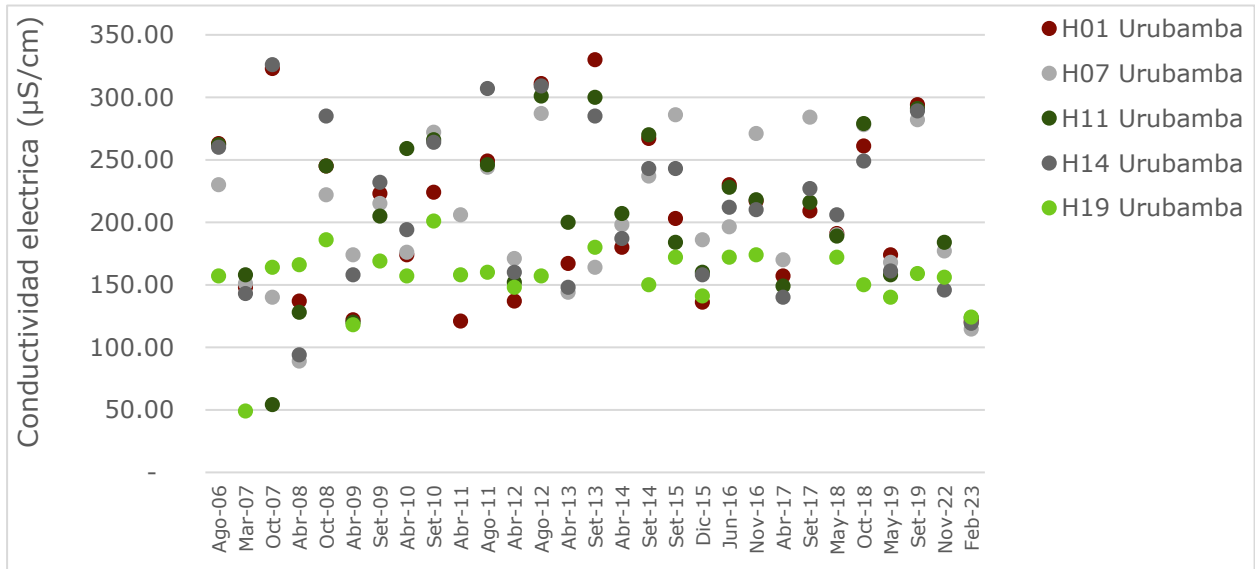


Figura 50: Conductividad Eléctrica en el río Urubamba

En las estaciones dentro de los ríos Camisea y Cashiriari, se observó que en noviembre del 2022 los resultados estuvieron cercanos entre todas las estaciones, excepto la estación H10, la cual tuvo un valor bajo (121.4 µS/cm) respecto a sus resultados históricos. Igualmente, en febrero del 2023 se observó un patrón similar, siendo la estación H03 del río Cashiriari el que estuvo por fuera del máximo histórico de este río (313 µS/cm) (ver la siguiente figura).

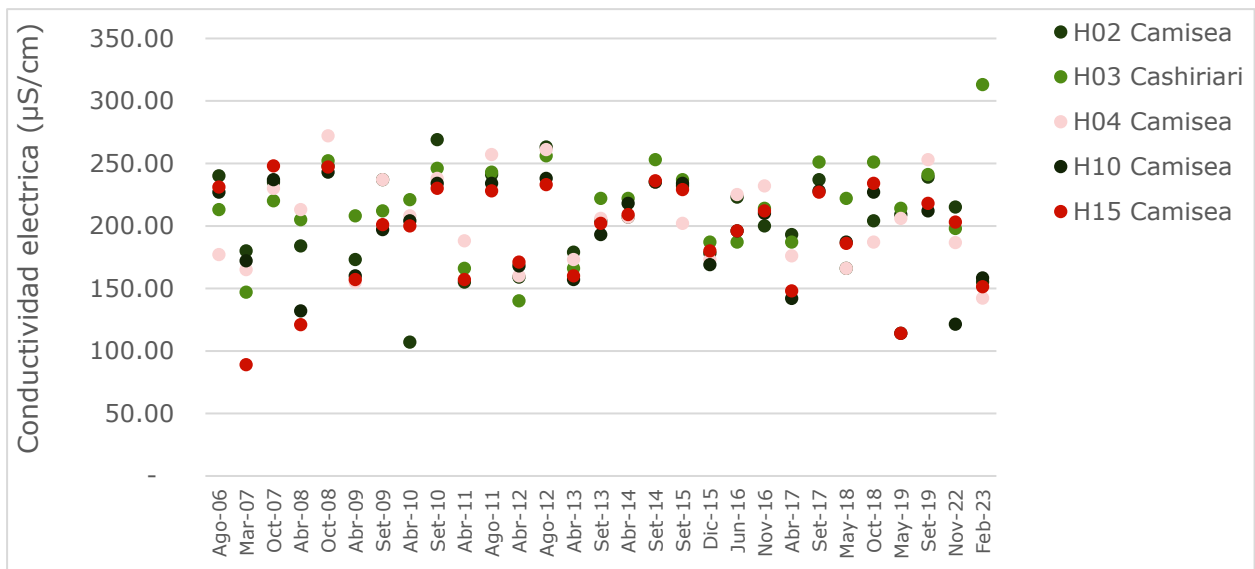


Figura 51: Conductividad Eléctrica en los ríos Camisea y Cashiriari

En las estaciones monitoreadas dentro de los ríos Miaría, Mishahua, Sepahua, Picha y Timpía se observó que todos los resultados estuvieron dentro de las fluctuaciones históricas (ver la siguiente figura).

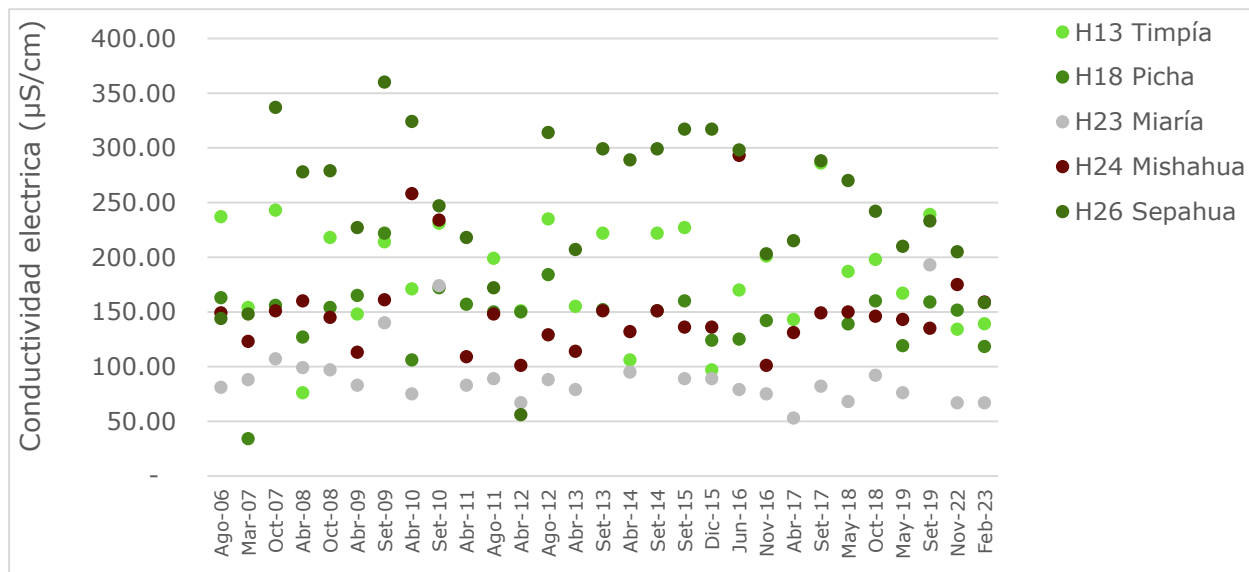


Figura 52: Conductividad Eléctrica en los ríos Miaría, Mishahua, Sepahua, Picha y Timpía

Igualmente, para las estaciones dentro de las quebradas Choro, Shihuaniro, Shimbillo, Charapa y Kumarillo, se observó que los resultados del monitoreo de noviembre del 2022 y febrero del 2023 estuvieron dentro de las fluctuaciones históricas.

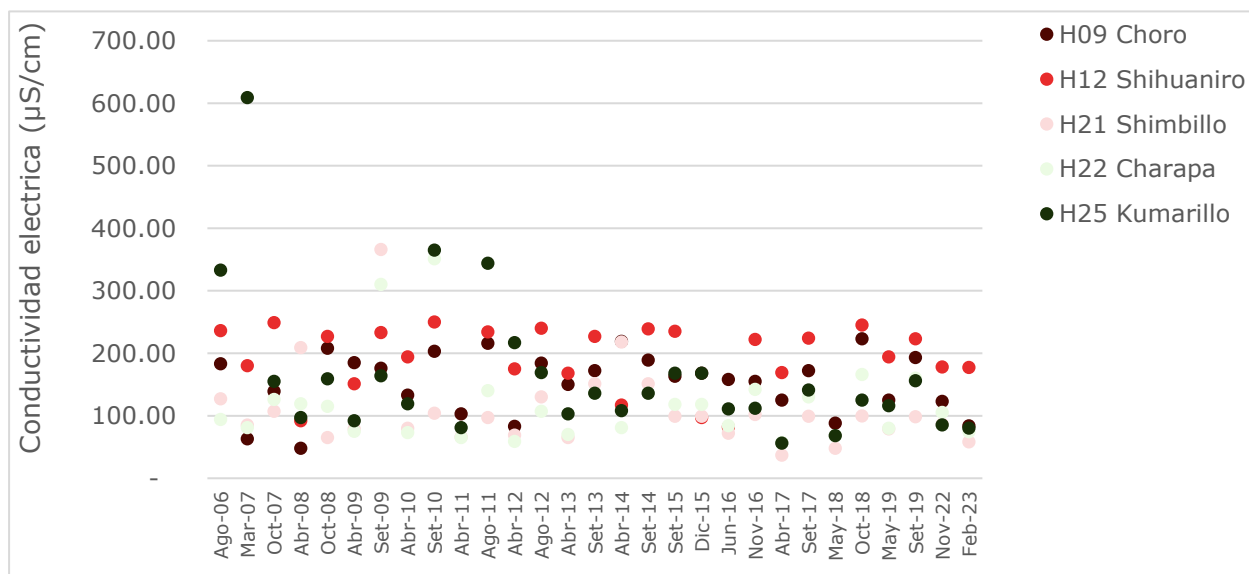


Figura 53: Conductividad Eléctrica en las quebradas Choro, Shihuaniro, Shimbillo, Charapa y Kumarillo

3.2 COMPONENTES BIOLÓGICOS

3.2.1 Peces

3.2.1.1 Caracterización 2022-2023

Zona Sin Influencia (aguas arriba)

En la temporada seca, los valores de riqueza van de 4 a 14 especies; el valor máximo se encontró en la estación H12 y el menor en la H14. Los valores de abundancia fueron de 48 a 1047 especímenes; el valor máximo se encontró en la estación H04 y el mínimo en H14. Los valores para el índice de Shannon variaron entre 0.38 a 1.977; el valor máximo se encontró en la estación H12 y el menor en H04. Los valores de dominancia van de 0.2114 a 0.8491, el valor máximo se encontró en la estación H04. Los valores para la equitabilidad van de 0.1586 a 0.7492, el valor máximo se encontró en la estación H12 y el menor en H04 (ver la siguiente tabla).

Los valores obtenidos para la dominancia demuestran que, si hubo la dominancia de una especie para cada estación, excepto en H12 donde no hubo una especie dominante y fue equitativo. Las especies dominantes fueron principalmente del género *Knodus* (familia Characidae).

Tabla 26: Índices de diversidad para Peces– Temporada seca 2022

Índices	Estaciones de la zona sin influencia			
	H04	H12	H13	H14
Riqueza (S)	11	14	8	4
Abundancia (N)	1047	90	178	48
Shannon (H)	0.3803	1.977	0.6602	0.6006
Dominancia (D)	0.8491	0.2114	0.7181	0.7075
Equitabilidad (J)	0.1586	0.7492	0.3175	0.4332

En la temporada húmeda, los valores de riqueza van de 2 a 6 especies; el valor máximo se encontró en la estación H12 y el menor en la H13. Los valores de abundancia fueron de 3 a 1106 especímenes; el valor máximo se encontró en la estación H04 y el mínimo en H14. Los valores para el índice de Shannon variaron entre 0.500 a 1.246; el valor máximo se encontró en la estación H12 y el menor en H13. Los valores de dominancia van de 0.33 a 0.68, el valor máximo se encontró en la estación H13. Los valores para la equitabilidad van de 0.49 a 1, el valor máximo se encontró en la estación H14 y el menor en H04 (ver la siguiente tabla).

Los valores obtenidos para la dominancia y la equitabilidad revelan que la muestra obtenida no ha presentado una especie claramente dominante sino ha sido más equitativo.

Tabla 27: Índices de diversidad para Peces– Temporada húmeda 2023

Índices	Estaciones de la zona sin influencia			
	H04	H12	H13	H14
Riqueza (S)	5	6	2	3
Abundancia (N)	106	103	10	3
Shannon (H)	0.7909	1.246	0.5004	1.099
Dominancia (D)	0.5347	0.3717	0.68	0.3333
Equitabilidad (J)	0.4914	0.6956	0.7219	1

Zona de Influencia Directa

En la temporada seca, los valores de riqueza van de 5 a 23 especies; el valor máximo se encontró en la estación H03 y el menor en la H01. Los valores de abundancia fueron de 82 a 896 especímenes; el valor máximo se encontró en la estación H19 y el mínimo en H01. Los valores para el índice de Shannon variaron entre 0.91 a 2.014; el valor máximo se encontró en la estación H15 y el menor en H01. Los valores de dominancia van de 0.1875 a 0.5381, el valor máximo se encontró en la estación H01. Los valores para la equitabilidad van de 0.514 a 0.746, el valor máximo se encontró en la estación H09 y el menor en H10 (ver la siguiente tabla).

Los valores obtenidos para la dominancia muestran que no hubo especies dominantes; la muestra que se obtuvo fue equitativa.

Tabla 28: Índices de diversidad para Peces– Temporada seca 2022

Índices	Estaciones de la zona de influencia directa								
	H01	H02	H03	H07	H09	H10	H11	H15	H19
Riqueza (S)	5	9	23	12	9	13	13	15	11
Abundancia (N)	82	96	363	203	156	656	416	254	896
Shannon (H)	0.9146	1.176	1.939	1.335	1.64	1.179	1.318	2.014	1.105
Dominancia (D)	0.5381	0.3987	0.2654	0.3462	0.2493	0.4492	0.3719	0.1875	0.3803
Equitabilidad (J)	0.5683	0.5354	0.6186	0.5371	0.7465	0.4598	0.514	0.7437	0.4609

En la temporada húmeda, los valores de riqueza van de 3 a 10 especies; el valor máximo se encontró en la estación H10 y H15. Los valores de abundancia fueron de 5 a 160 especímenes; el valor máximo se encontró en la estación H10 y el mínimo en H09. Los valores para el índice de Shannon variaron entre 0.6812 a 1.854; el valor máximo se encontró en la estación H15 y el menor en H03. Los valores de dominancia van de 0.1929 a 0.7284, el valor máximo se encontró en la estación H03. Los valores para la equitabilidad van de 0.3501 a 0.9602, el valor máximo se encontró en la estación H09 (ver la siguiente tabla).

Los valores obtenidos para la dominancia muestran que si hubo especies dominantes para la estación H03 mientras que en el resto de las estaciones las especies fue más equitativa.

Tabla 29: Índices de diversidad para Peces– Temporada húmeda 2023

Índices	Estaciones de la zona de influencia directa									
	H01	H02	H03	H07	H09	H10	H11	H15	H18	H19
Riqueza (S)	4	5	7	5	3	10	7	10	9	6
Abundancia (N)	10	90	47	32	5	160	13	68	99	47
Shannon (H)	1.168	1.024	0.6812	1.192	1.055	1.473	1.631	1.854	1.316	0.7379
Dominancia (D)	0.36	0.4183	0.7284	0.4043	0.36	0.2953	0.2663	0.1929	0.3431	0.6668
Equitabilidad (J)	0.8427	0.636	0.3501	0.7406	0.9602	0.6396	0.8383	0.8053	0.599	0.4118

Zona de Influencia Indirecta

En la temporada seca, los valores de riqueza van de 9 a 14 especies; el valor máximo se encontró en la estación H21 y el menor en la H23. Los valores de abundancia fueron de 31 a 825 especímenes; el valor máximo se encontró en la estación H23 y el mínimo en H24. Los valores para el índice de Shannon variaron entre 0.164 a 2.304; el valor máximo se encontró en la estación H24 y el menor en H23. Los valores de dominancia van de 0.1217 a 0.9499, el valor máximo se encontró en la estación H23. Los valores para la equitabilidad van de 0.07504 a 0.8983, el valor máximo se encontró en la estación H24 y el menor en H23 (ver la siguiente tabla).

Los valores obtenidos para la equitabilidad revelan que en la estación H23 hubo una especie mucho más abundante que el resto; sin embargo, en el resto de las estaciones se obtuvieron resultados más equitativos.

Tabla 30: Índices de diversidad para Peces– Temporada seca 2022

Índices	Estaciones de la zona de influencia indirecta					
	H21	H22	H23	H24	H25	H26
Riqueza (S)	14	12	9	13	13	10
Abundancia (N)	279	52	825	31	84	103
Shannon (H)	1.55	1.884	0.1649	2.304	2.075	1.172
Dominancia (D)	0.3965	0.2226	0.9499	0.1217	0.1528	0.4697
Equitabilidad (J)	0.5874	0.7583	0.07504	0.8983	0.8091	0.5088

En la temporada húmeda, los valores de riqueza van de 5 a 14 especies; el valor máximo se encontró en la estación H26 y H23. Los valores de abundancia fueron de 5 a 203 especímenes; el valor máximo se encontró en la estación H23 y el mínimo en H26. Los valores para el índice de Shannon variaron entre 1.198 a 1.775; el valor máximo se encontró en la estación H23 y el menor en H22. Los valores de dominancia van de 0.2 a 0.4164, el valor máximo se encontró en la estación H21. Los valores para la equitabilidad van de 0.6145 a 1, el valor máximo se encontró en la estación H26 (ver la siguiente tabla).

Los valores obtenidos para la dominancia y la equitabilidad revelan que la muestra obtenida no ha presentado una especie claramente dominante sino ha sido más equitativo.

Tabla 31: Índices de diversidad para Peces– Temporada húmeda 2023

Índices	Estaciones de la zona de influencia indirecta					
	H21	H22	H23	H24	H25	H26
Riqueza (S)	9	7	14	6	11	5
Abundancia (N)	96	74	203	22	89	5
Shannon (H)	1.35	1.198	1.775	1.453	1.758	1.609
Dominancia (D)	0.4164	0.3667	0.2257	0.2851	0.2413	0.2
Equitabilidad (J)	0.6145	0.6158	0.6725	0.8108	0.7333	1

3.2.1.2 Análisis Histórico de la Diversidad

Para estudiar el patrón de diversidad de Shannon a través del tiempo se realizó un modelo lineal general (MLG) con la función "gls" del paquete "nlme" en el software R (Pinheiro, et. al. 2017). Se tomó como variables predictoras la Temporada (con dos niveles: Húmeda y Seca), Cuenca (con 13 niveles: Urubamba, Camisea, Cashiriari, Choro, Shihuaniro, Timpía, Picha, Shimbillo, Charapa, Miaría, Mishahua, Kumarillo, Sepahua) y Año (variable continua, de 2006 a 2023). Se asumió una distribución Normal de probabilidades para la diversidad de Shannon. Se chequeó normalidad (mediante la prueba de Shapiro Wilks y un qqplot) y homocedasticidad de varianzas (mediante un gráfico de residuos estandarizados vs. predichos). Se chequeó colinealidad entre variables mediante el índice VIF (factor de inflación de la varianza) con la función "vif" del paquete "car" (Fox, et al. 2012), resultando las tres independientes. Debido a que se realizaron múltiples mediciones en cada Estación a lo largo del tiempo (lo que se conoce como un diseño de medidas repetidas), se incluyó en el modelo una matriz de covarianzas autorregresiva de primer orden.

A partir del análisis estadístico antes descrito, se concluyó que no hay diferencias significativas entre la Temporada Húmeda y Seca dentro de cada cuenca (diferencia estimada= 0.152, P valor= 0.05, umbral de significancia es de P valor< 0.05).

Asimismo, para cada cuenca, se observó que, a medida que pasan los años la diversidad de Shannon aumenta en todas las Cuencas (pendiente=0.009, P valor= 0.049). El umbral de significancia es de P valor< 0.05).

El aumento de la diversidad de Shannon estaría vinculado al registro de nuevas morfoespecies en cada monitoreo, motivo por el cual los análisis de curva de acumulación de especies anualmente mostraron una curva en aumento, sin llegar a la asíntota. Tales morfoespecies nuevas, han correspondido efectivamente a especies que no habían sido registradas antes por el PMB; sin embargo, también incluye individuos cuya determinación no fue posible determinar por ser juveniles o raras, motivo por el cual sólo se logró registrar hasta el mínimo nivel taxonómico posible. Por ejemplo, en el 2022 se registró a las morfoespecies *Knodus sp1.* y *Knodus sp2.*, las cuales fueron contrastadas a mayor detalle respecto a otros individuos colectados en años anteriores con la misma designación. En este caso, amerita revisar los especímenes váucher y confirmar la existencia de nuevas especies o actualizar la lista con los cambios en la designación taxonómica (CALACADEMY.ORG).

En las siguientes figuras, se observa la dispersión de los resultados por estación para cada cuenca hídrica, diferenciándose los monitoreos en temporada húmeda y seca.

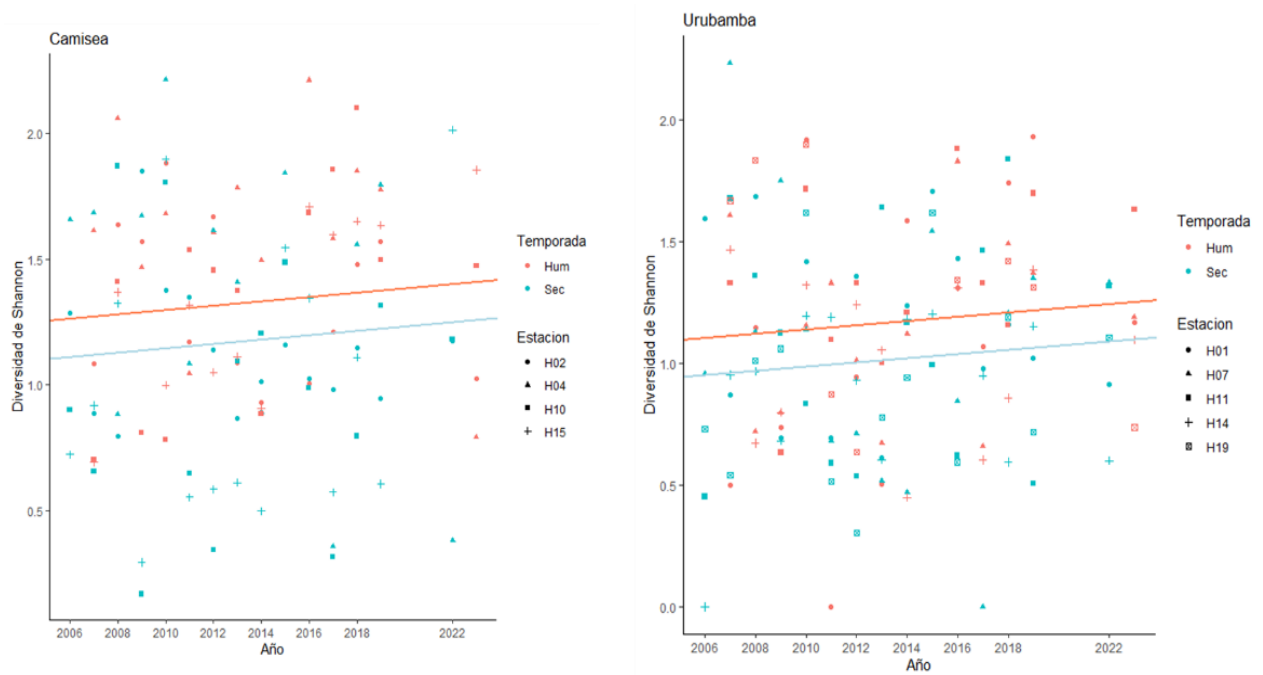


Figura 54: Estaciones de las cuencas del Río Urubamba y Río Camisea

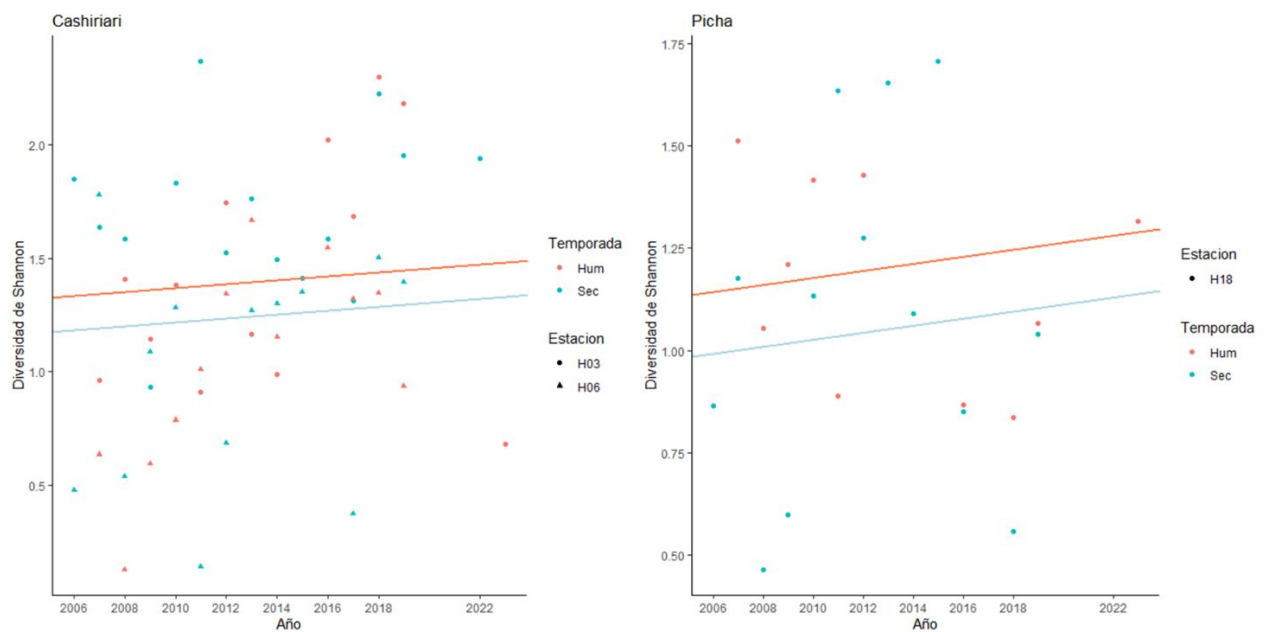


Figura 55: Estaciones de las cuencas del Río Cashiriari y Río Picha

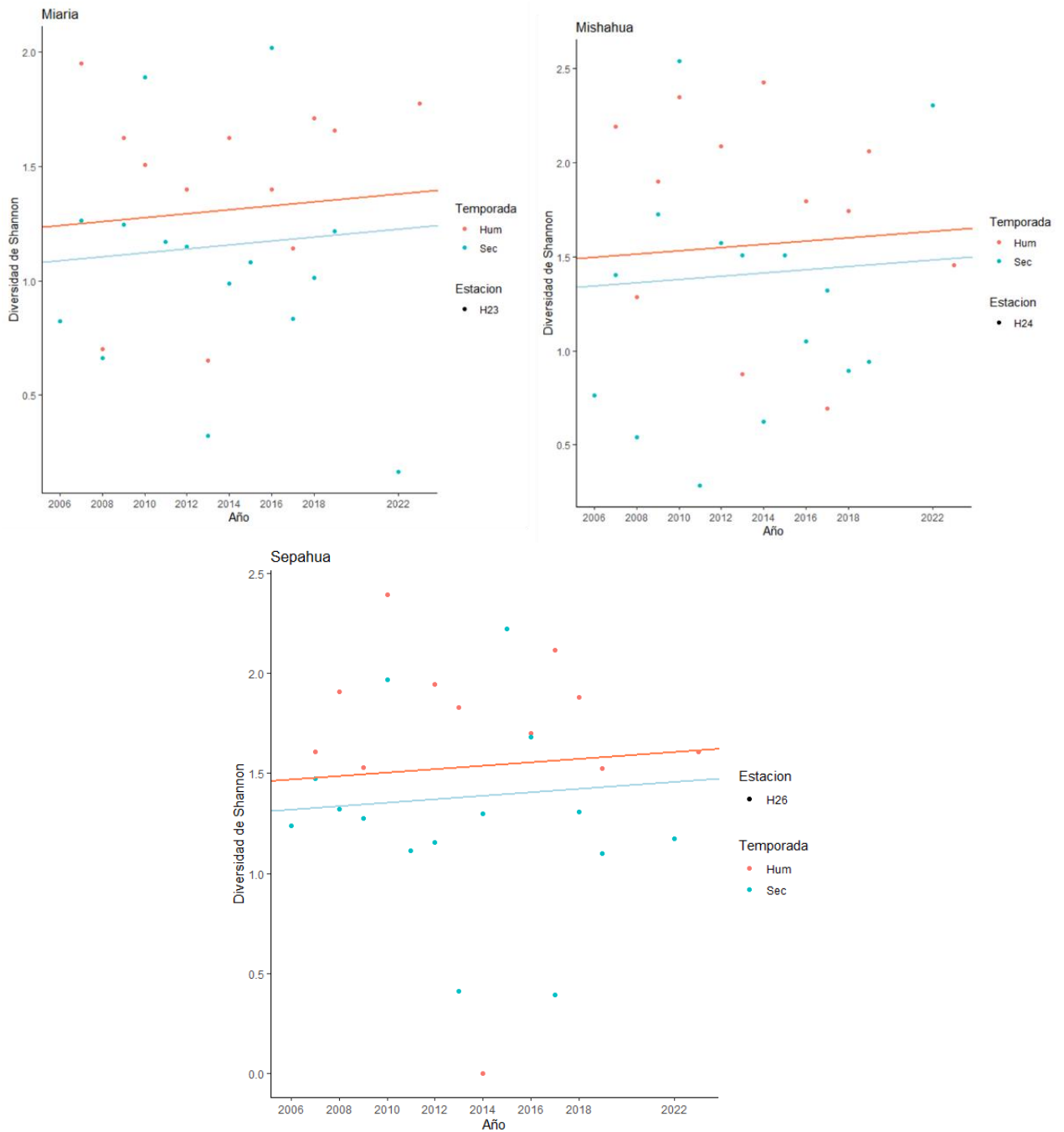


Figura 56: Estaciones de las cuencas del Río Miaria, Río Mishahua y Río Sepahua

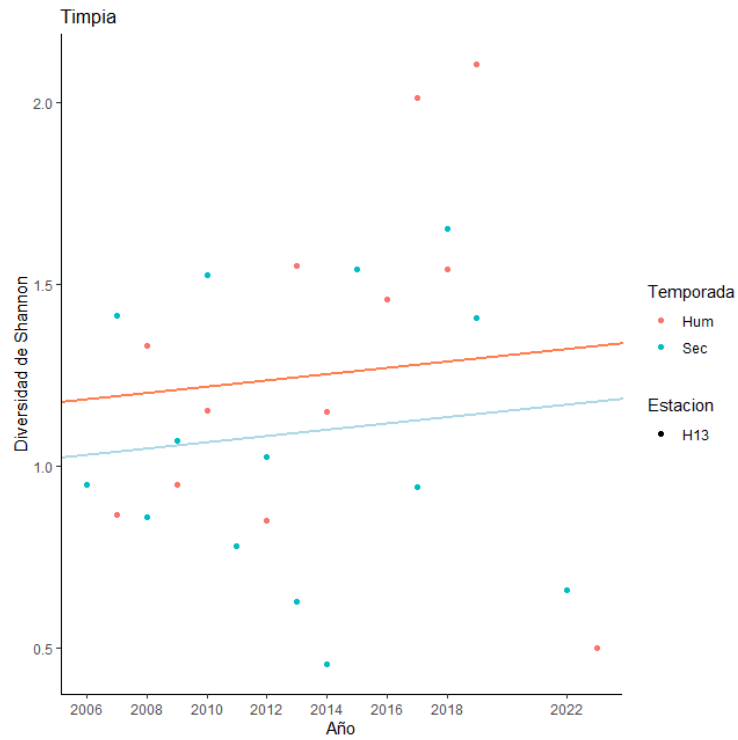


Figura 57: Estaciones de las cuencas del Río Timpía (zona sin influencia)

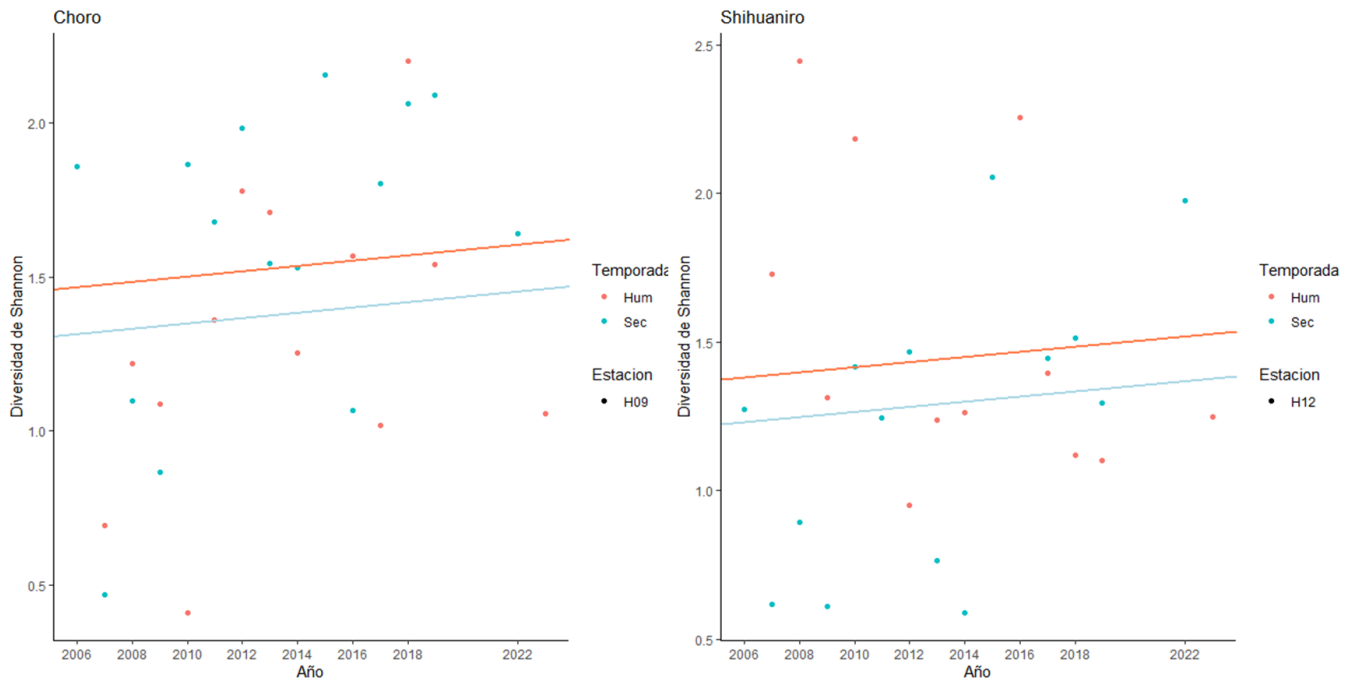


Figura 58: Estaciones de las cuencas de las quebradas Choro y Shihuaniro (zona con influencia directa y zona sin influencia)

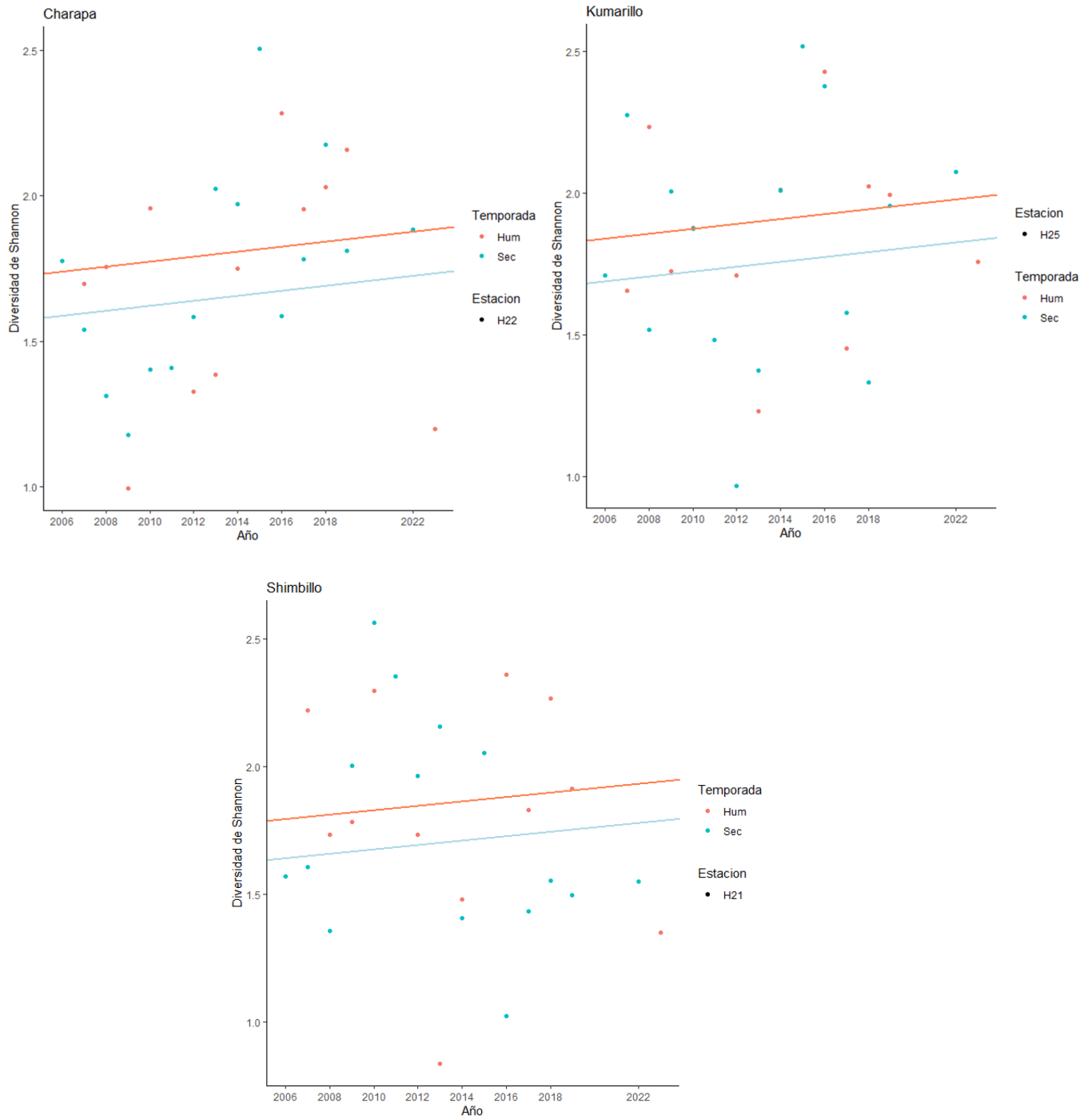


Figura 59: Estaciones de las cuencas de las quebradas Charapa, Kumarillo y Shimbillo (zonas con influencia indirecta)

3.2.2 Macroinvertebrados Bentónicos

3.2.2.1 Caracterización 2022-2023

Zona Sin Influencia

En la temporada seca, los valores de riqueza van de 5 a 10 especies; el valor máximo se encontró en la estación H13 y el menor en la H12. Los valores de abundancia fueron de 5 a 38 especímenes; el valor máximo se encontró en la estación H04 y el mínimo en H12. Los valores para el índice de Shannon variaron entre 1.09 a 2.096; el valor máximo se encontró en la estación H13 y el menor en H04. Los valores de dominancia van de 0.1563 a 0.4294, el valor máximo se encontró en la estación H04. Los valores para la equitabilidad van de 0.6774 a 0.961, el valor máximo se encontró en la estación H12 y el menor en H04 (ver la siguiente tabla).

Los valores obtenidos para la dominancia y la equitabilidad revelan que la muestra obtenida no ha presentado una especie claramente dominante sino ha sido más equitativo.

Tabla 32: Índices de diversidad para Bentos - Temporada seca 2022

Índices	Estaciones de la zona sin influencia			
	H04	H12	H13	H14
Riqueza (S)	5	4	10	4
Abundancia (N)	38	5	16	7
Shannon (H)	1.09	1.332	2.096	1.277
Dominancia (D)	0.4294	0.28	0.1563	0.3061
Equitabilidad (J)	0.6774	0.961	0.9104	0.9212

En la temporada húmeda, los valores de riqueza van de 1 a 7 especies; el valor máximo se encontró en la estación H04 y el menor en H14. Los valores de abundancia fueron de 1 a 8 especímenes; el valor máximo se encontró en la estación H04 y el mínimo en H14. Los valores para el índice de Shannon variaron entre 0 a 1.906; el valor máximo se encontró en la estación H04 y el menor en H14. Los valores de dominancia van de 0 a 0.25, el valor máximo se encontró en la estación H12. Los valores para la equitabilidad van de 0.9697 a 1, el valor máximo se encontró en la estación H12 (ver la siguiente tabla).

Los valores obtenidos para la dominancia y la equitabilidad revelan que la muestra obtenida no ha presentado una especie dominante sino ha sido más equitativo.

Tabla 33: Índices de diversidad para Bentos - Temporada húmeda 2023

Índices	Estaciones de la zona sin influencia			
	H04	H12	H13	H14
Riqueza (S)	7	4	5	1
Abundancia (N)	8	4	6	1
Shannon (H)	1.906	1.386	1.561	0
Dominancia (D)	0.1563	0.25	0.2222	0
Equitabilidad (J)	0.9796	1	0.9697	1

Se observa una aparente alza en la diversidad de macroinvertebrados (riqueza y abundancia), las áreas accesibles para los muestreos hidrobiológicos estaban con sustrato casi uniforme, sin embargo, es distinta a la menor diversidad y abundancia del perifiton. La tendencia del índice de diversidad de Shannon se mostró al alza en todos los puntos de muestreo.

Zona de Influencia Directa

En la temporada seca, los valores de riqueza van de 4 a 14 especies; el valor máximo se encontró en la estación H19 y el menor en H15. Los valores de abundancia fueron de 6 a 132 especímenes; el valor máximo se encontró en la estación H09 y el mínimo en H15. Los valores para el índice de Shannon variaron entre 1.053 a 2.147; el valor máximo se encontró en la estación H07 y el menor en H10. Los valores de dominancia van de 0.125 a 0.413, el valor máximo se encontró en la estación H10. Los valores para la equitabilidad van de 0.602 a 1, el valor máximo se encontró en la estación H01 (ver la siguiente tabla).

Los valores obtenidos para la dominancia y la equitabilidad revelan que la muestra obtenida no ha presentado una especie dominante sino ha sido más equitativa.

Tabla 34: Índices de diversidad para Bentos – temporada seca 2022

Índices	Estaciones de la zona de influencia directa									
	H01	H02	H03	H07	H09	H10	H11	H15	H18	H19
Riqueza (S)	8	10	8	12	13	5	5	4	12	14
Abundancia (N)	8	25	18	37	132	30	10	6	47	129
Shannon (H)	2.079	1.887	1.908	2.147	1.545	1.053	1.505	1.242	1.998	1.771
Dominancia (D)	0.125	0.2096	0.1667	0.16	0.3269	0.4133	0.24	0.3333	0.1743	0.2605
Equitabilidad (J)	1	0.8195	0.9176	0.8641	0.6022	0.6544	0.935	0.8962	0.804	0.6709

En la temporada húmeda, los valores de riqueza van de 2 a 7 especies; el valor máximo se encontró en la estación H03 y el menor en H01, H11 y H18. Los valores de abundancia fueron de 2 a 13 especímenes; el valor máximo se encontró en la estación H03 y el mínimo en H01 y H18. Los valores para el índice de Shannon variaron entre 0.5623 a 1.818; el valor máximo se encontró en la estación H03 y el menor en H11. Los valores de dominancia van de 0.218 a 0.625, el valor máximo se encontró en la estación H11. Los valores para la equitabilidad van de 0.808 a 1, el valor máximo se encontró en la estación H01, H07 y H18 (ver la siguiente tabla).

Los valores obtenidos para la dominancia y la equitabilidad revelan que la muestra obtenida no ha presentado una especie dominante sino ha sido más equitativa.

Tabla 35: Índices de diversidad para Bentos – temporada húmeda 2023

Índices	Estaciones de la zona de influencia directa									
	H01	H02	H03	H07	H09	H10	H11	H15	H18	H19
Riqueza (S)	2	3	7	4	3	3	2	5	2	6
Abundancia (N)	2	4	13	4	12	5	4	8	2	9
Shannon (H)	0.6931	1.04	1.818	1.386	0.8877	0.9503	0.5623	1.56	0.6931	1.677
Dominancia (D)	0.5	0.375	0.1834	0.25	0.4583	0.44	0.625	0.2188	0.5	0.2099
Equitabilidad (J)	1	0.9464	0.9345	1	0.808	0.865	0.8113	0.969	1	0.9359

Zona de Influencia Indirecta

En la temporada seca, los valores de riqueza van de 3 a 25 especies; el valor máximo se encontró en la estación H22 y el menor en H24. Los valores de abundancia fueron de 5 a 235 especímenes; el valor máximo se encontró en la estación H22 y el mínimo en H24. Los valores para el índice de Shannon variaron entre 0.9503 a 2.157; el valor máximo se encontró en la estación H22 y el menor en H24. Los valores de dominancia van de 0.1302 a 0.4694, el valor máximo se encontró en la estación H26. Los valores para la equitabilidad van de 0.6376 a 0.8694, el valor máximo se encontró en la estación H25 (ver la siguiente tabla).

Los valores obtenidos para la dominancia y la equitabilidad revelan que la muestra obtenida no ha presentado una especie dominante sino ha sido más equitativa.

Tabla 36: Índices de diversidad para Bentos – temporada seca 2022

Índices	Estaciones de la zona de influencia indirecta					
	H21	H22	H23	H24	H25	H26
Riqueza (S)	17	24	14	3	15	4
Abundancia (N)	63	235	105	5	57	14
Shannon (H)	1.806	2.157	2.025	0.9503	2.354	0.9911
Dominancia (D)	0.3419	0.1706	0.1782	0.44	0.1302	0.4694
Equitabilidad (J)	0.6376	0.6787	0.7672	0.865	0.8694	0.715

En la temporada húmeda, los valores de riqueza van de 2 a 16 especies; el valor máximo se encontró en la estación H21 y el menor en H23. Los valores de abundancia fueron de 2 a 59 especímenes; el valor máximo se encontró en la estación H23 y el mínimo en H21. Los valores para el índice de Shannon variaron entre 0.6931 a 2.314; el valor máximo se encontró en la estación H21 y el menor en H23. Los valores de dominancia van de 0.1456 a 0.5, el valor máximo se encontró en la estación H23. Los valores para la equitabilidad van de 0.7156 a 0.8796, el valor máximo se encontró en la estación H24.

Tabla 37: Índices de diversidad para Bentos – temporada húmeda 2023

Índices	Estaciones de la zona de influencia indirecta					
	H21	H22	H23	H24	H25	H26
Riqueza (S)	16	6	2	7	11	10
Abundancia (N)	59	14	2	17	46	16
Shannon (H)	2.314	1.352	0.6931	1.712	1.716	2.014
Dominancia (D)	0.1456	0.3673	0.5	0.218	0.2722	0.1875
Equitabilidad (J)	0.8346	0.7544	1	0.8796	0.7156	0.8747

3.2.2.2 Análisis Histórico de la Diversidad

Para estudiar el patrón de diversidad de Shannon a través del tiempo se realizó un modelo lineal general (MLG) con la función "gls" del paquete "nlme" en el software R (Pinheiro, et. al. 2017). Se tomó como variables predictoras la temporada (con dos niveles: Húmeda y Seca), cuenca (con 13 niveles: Urubamba, Camisea, Cashiriari, Choro, Shihuaniro, Timpía, Picha, Shimbillo, Charapa, Miaría, Mishahua, Kumarillo y Sepahua) y año (variable continua, de 2006 a 2023). Se asumió una distribución Normal de probabilidades para la diversidad de Shannon. Se chequeó normalidad (mediante la prueba de Shapiro Wilks y un qqplot) y homocedasticidad de varianzas (mediante un gráfico de residuos estandarizados vs.

predichos). El supuesto de homocedasticidad de varianzas no se cumplió, y en consecuencia se modeló la varianza utilizando las siguientes estructuraciones: varIdent, varPower, varExp (Pinheiro, et. al. 2017). Mediante el criterio de información de Aikake (AIC) se eligió el mejor modelado de varianza que resultó ser varPower. Por otro lado, el supuesto de normalidad no se cumplió; sin embargo, las regresiones lineales son robustas ante la violación del supuesto de normalidad, siendo el de homocedasticidad de varianzas uno de los más importantes (Zuur, et al. 2010). Se chequeó colinealidad entre variables mediante el índice VIF (factor de inflación de la varianza) con la función "vif" del paquete "car" (Fox, et al. 2012), resultando las tres variables independientes. Debido a que se realizaron múltiples mediciones en cada estación a lo largo del tiempo (lo que se conoce como un diseño de medidas repetidas), se incluyó en el modelo una matriz de covarianzas autorregresiva de primer orden.

A partir del análisis estadístico antes descrito, se evaluó si los resultados históricos del PMB para bentos mostraron un patrón de diferencia en la diversidad de Shannon-Wiener entre cada temporada. Por consiguiente, el análisis determinó que existen diferencias significativas entre la temporada húmeda y seca dentro de cada cuenca (diferencia estimada= 0.537, P valor<0.001). Incluso, se observó que la temporada seca obtuvo mayores valores de diversidad de bentos.

Asimismo, el análisis estadístico determinó que a medida que pasan los años la diversidad de Shannon-Wiener ha aumentado en todas las cuencas (pendiente=0.031, P valor<0.001). Este aumento confirma la observación dada hasta el 2019 para la curva de acumulación de especies, la cual mostró una curva en aumento. Dicho incremento corresponde en efecto al registro de nuevos géneros de bentos; sin embargo, también puede corresponder al registro de nuevas morfoespecies que pueden haberse registrado con la misma denominación en más de un monitoreo. Asimismo, debe considerarse que la determinación taxonómica de este grupo no es sencilla en la medida que muchas de las especies que se registran corresponden a los estados larvarios, principalmente de insectos, el cual a su vez es uno de los grupos más diversos en la Amazonía.

En las siguientes figuras, se observa la dispersión de los resultados por estación para cada cuenca hídrica, diferenciándose los monitoreos en temporada húmeda y seca.

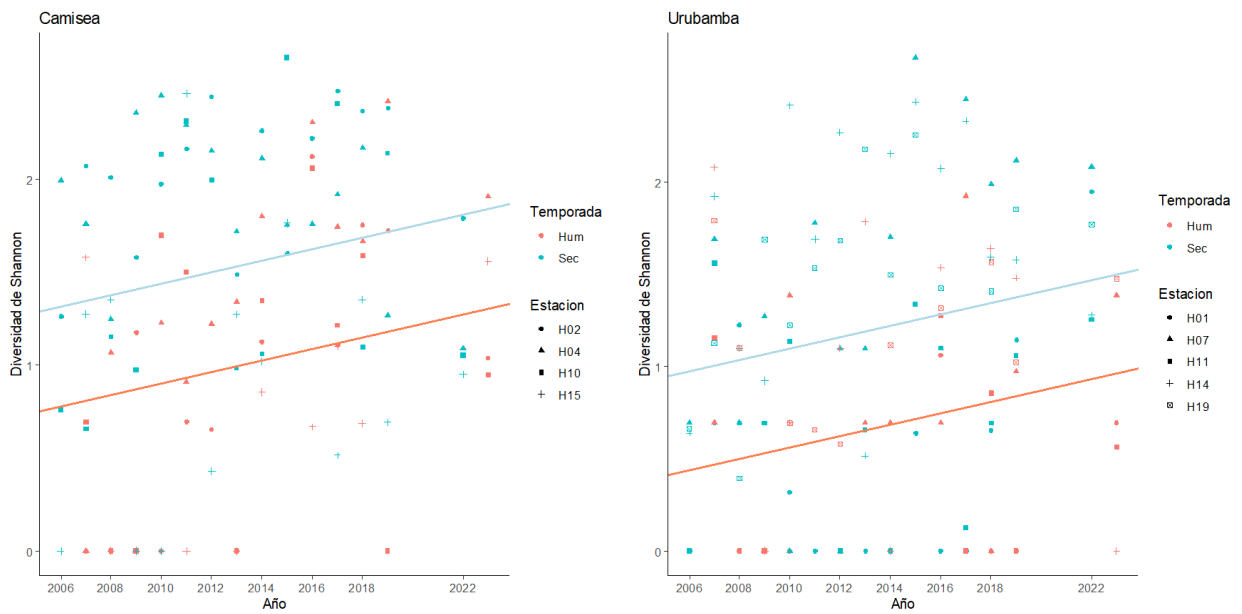


Figura 60: Estaciones de las cuencas del Río Urubamba y Río Camisea (zonas de influencia directa y zonas sin influencia)

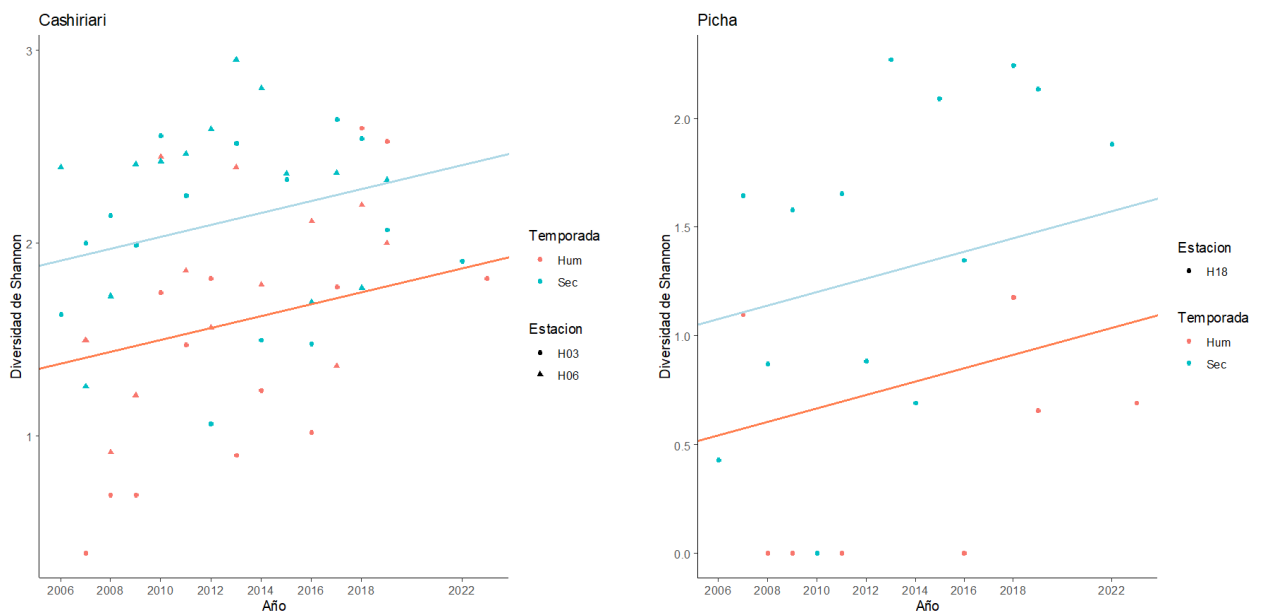


Figura 61: Estaciones de las cuencas del Río Cashiriari y Río Picha (zona de influencia directa)

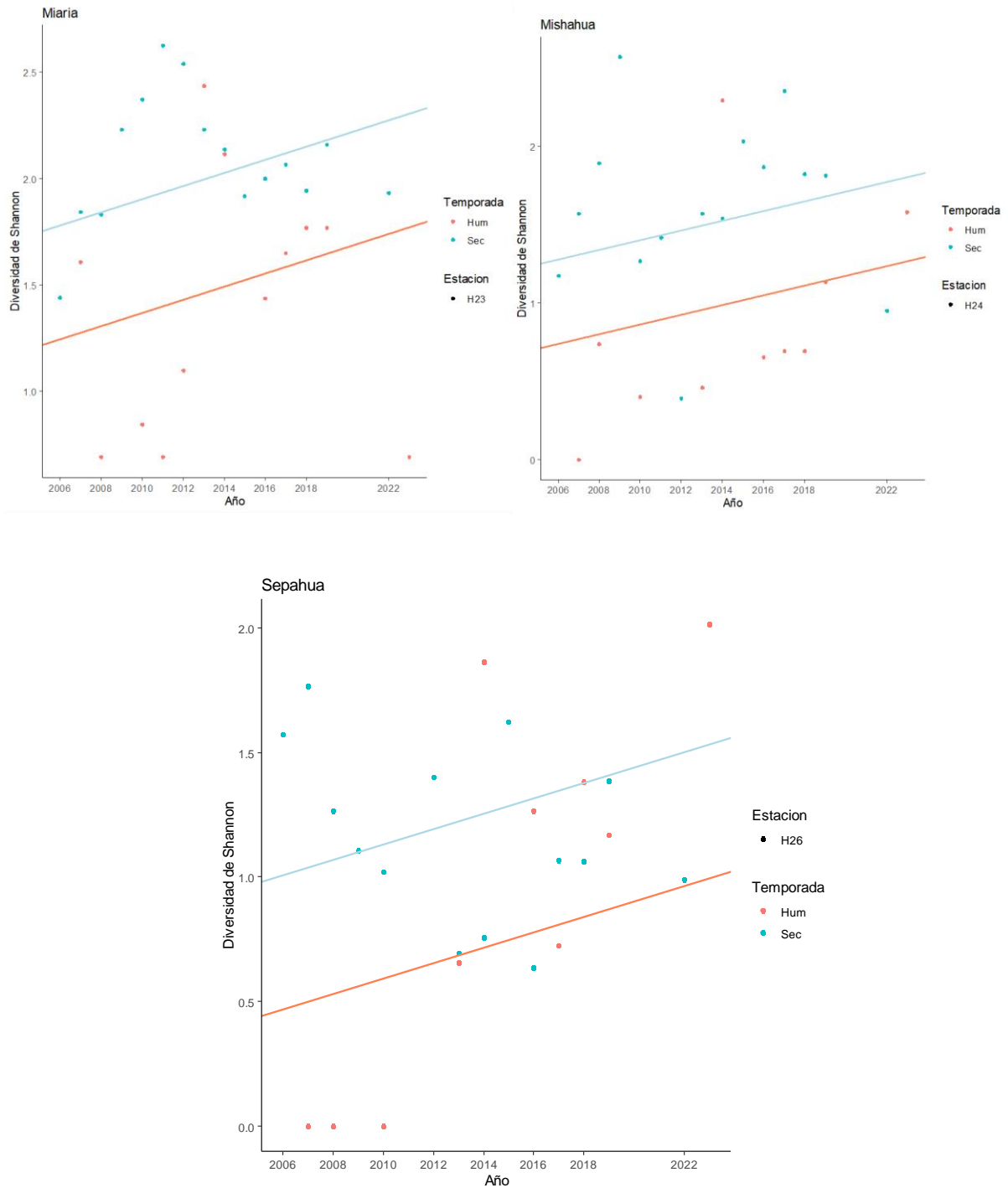


Figura 62: Estaciones de las cuencas del Río Miaría, Río Mishahua y Río Sepahua (zona de influencia indirecta)

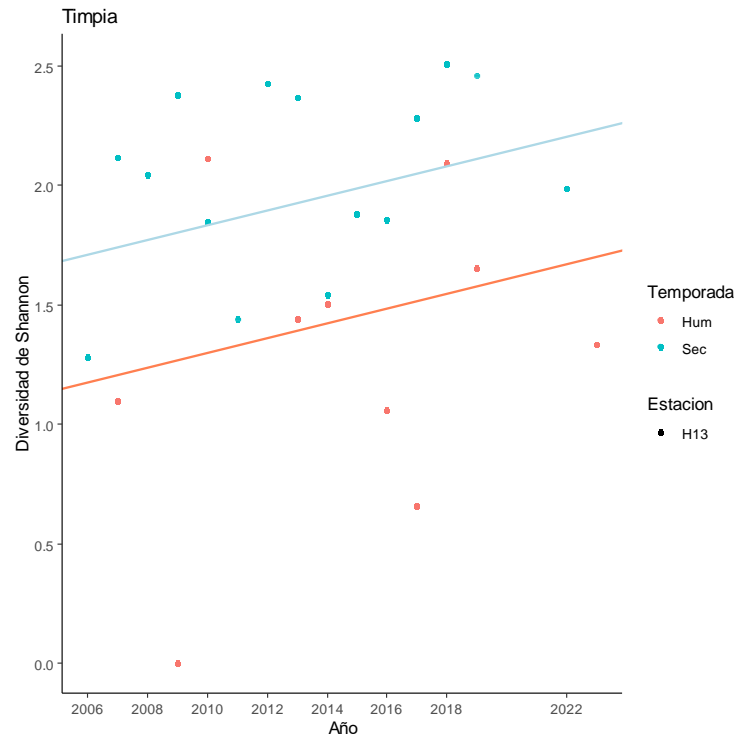


Figura 63: Estaciones de las cuencas del Río Timpía (zona sin influencia)

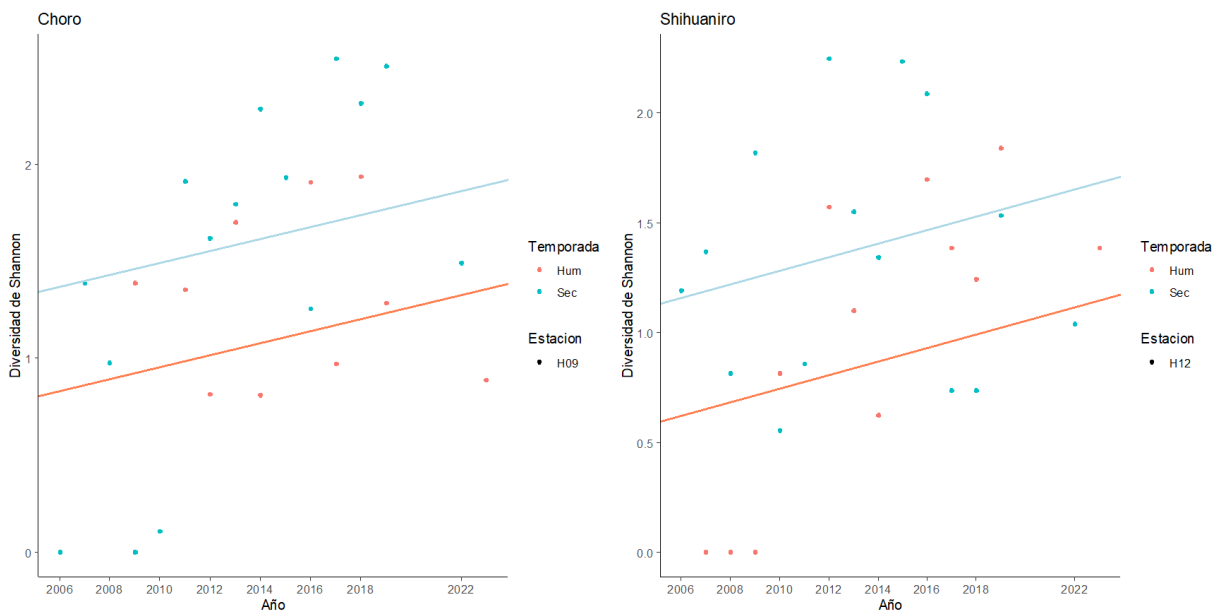


Figura 64: Estaciones de las cuencas de las quebradas Choro y Shihuanairo (zona con influencia directa y zona sin influencia)

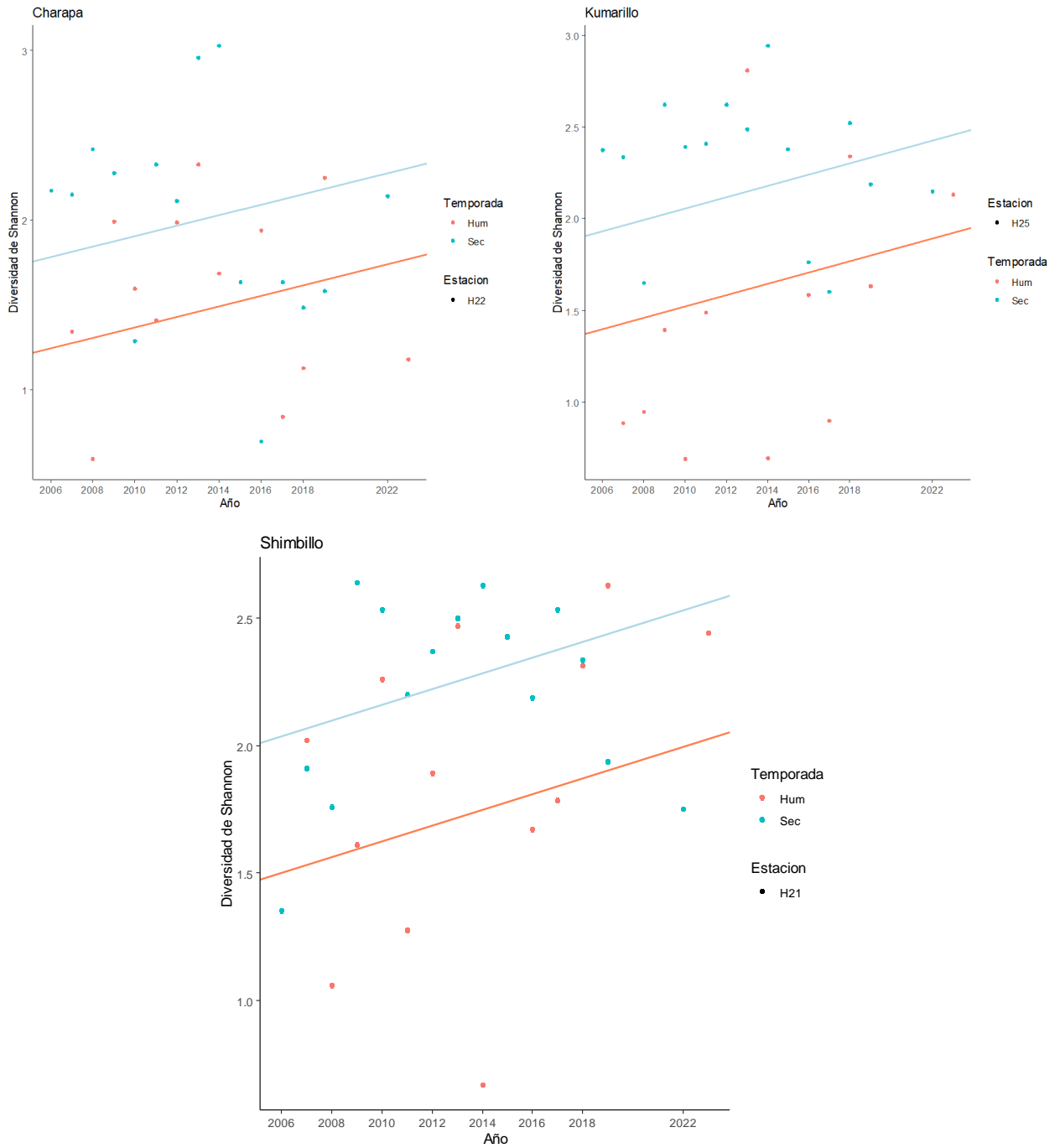


Figura 65: Estaciones de las cuencas de las quebradas Charapa, Kumarillo y Shimbillo (zonas con influencia indirecta)

3.2.3 Perifiton

3.2.3.1 Caracterización 2022 - 2023

Zona Sin Influencia

En la temporada seca, los valores de riqueza van de 8 a 15 especies; el valor máximo se encontró en la estación H04 y el menor en la H12 y H14. Los valores de abundancia fueron de 19 a 61 especímenes; el valor máximo se encontró en la estación H04 y el mínimo en H12. Los valores para el índice de Shannon variaron entre 1.817 a 2.151; el valor máximo se encontró en la estación H04 y el menor en H14. Los valores de dominancia van de 0.1651 a 0.215, el valor máximo se encontró en la estación H14. Los valores para la equitabilidad van de 0.874 a 0.9333, el valor máximo se encontró en la estación H12 y el menor en H04 (ver la siguiente tabla)

Los valores obtenidos para la dominancia y la equitabilidad revelan que la muestra obtenida no ha presentado una especie dominante sino ha sido más equitativa.

Tabla 38: Índices de diversidad del Perifiton – temporada seca 2022

Índices	Estaciones de la zona sin influencia			
	H04	H12	H13	H14
Riqueza (S)	15	8	11	8
Abundancia (N)	61	19	36	20
Shannon (H)	2.151	1.941	2.101	1.817
Dominancia (D)	0.1787	0.169	0.1651	0.215
Equitabilidad (J)	0.7942	0.9333	0.876	0.874

En temporada húmeda, los valores de riqueza van de 3 a 8 especies; el valor máximo se encontró en la estación H14 y el menor en la H13. Los valores de abundancia fueron de 9 a 46 especímenes; el valor máximo se encontró en la estación H14 y el mínimo en H13. Los valores para el índice de Shannon variaron entre 0.8487 a 1.809; el valor máximo se encontró en la estación H14 y el menor en H13. Los valores de dominancia van de 0.19 a 0.5062, el valor máximo se encontró en la estación H13. Los valores para la equitabilidad van de 0.7725 a 0.9031, el valor máximo se encontró en la estación H04 y el menor en H13 (ver la siguiente tabla).

Los valores obtenidos para la dominancia y la equitabilidad revelan que la muestra obtenida no ha presentado una especie dominante sino ha sido más equitativa.

Tabla 39: Índices de diversidad del Perifiton – temporada húmeda 2023

Índices	Estaciones de la zona sin influencia			
	H04	H12	H13	H14
Riqueza (S)	4	7	3	8
Abundancia (N)	30	19	9	46
Shannon (H)	1.252	1.631	0.8487	1.809
Dominancia (D)	0.3067	0.2521	0.5062	0.19
Equitabilidad (J)	0.9031	0.8382	0.7725	0.8699

Zona de Influencia Directa

En la temporada seca los valores de riqueza van de 6 a 25 especies; el valor máximo se encontró en la estación H19 y el menor en la H01. Los valores de abundancia fueron de 33 a 138 especímenes; el valor máximo se encontró en la estación H09 y el mínimo en H01. Los valores para el índice de Shannon variaron entre 1.261 a 2.665; el valor máximo se encontró

en la estación H19 y el menor en H01. Los valores de dominancia van de 0.1077 a 0.405, el valor máximo se encontró en la estación H01. Los valores para la equitabilidad van de 0.7073 a 0.8904, el valor máximo se encontró en la estación H10 y el menor en H01 (ver la siguiente tabla).

Los valores obtenidos para la dominancia y la equitabilidad revelan que la muestra obtenida no ha presentado una especie dominante sino ha sido más equitativa.

Tabla 40: Índices de diversidad del Perifiton – temporada seca 2022

Índices	Estaciones de la zona de influencia directa									
	H01	H02	H03	H07	H09	H10	H11	H15	H18	H19
Riqueza (S)	6	15	14	11	21	17	12	7	18	25
Abundancia (N)	33	111	50	71	138	47	62	47	114	119
Shannon (H)	1.261	1.944	2.324	1.81	2.276	2.533	1.998	1.542	2.097	2.665
Dominancia (D)	0.405	0.2197	0.1248	0.2454	0.1752	0.1109	0.192	0.273	0.2051	0.1077
Equitabilidad (J)	0.7037	0.718	0.8807	0.7549	0.7475	0.8942	0.8041	0.7927	0.7255	0.8278

En la temporada húmeda, los valores de riqueza van de 2 a 8 especies; el valor máximo se encontró en la estación H19 y H03 y el menor en la H11. Los valores de abundancia fueron de 10 a 79 especímenes; el valor máximo se encontró en la estación H03 y el mínimo en H11. Los valores para el índice de Shannon variaron entre 0.5004 a 1.945; el valor máximo se encontró en la estación H19 y el menor en H11. Los valores de dominancia van de 0.1607 a 0.68, el valor máximo se encontró en la estación H11. Los valores para la equitabilidad van de 0.4793 a 0.9464, el valor máximo se encontró en la estación H07 y el menor en H03 (ver la siguiente tabla).

Los valores obtenidos para la dominancia y la equitabilidad revelan que la muestra obtenida no ha presentado una especie dominante sino ha sido más equitativa.

Tabla 41: Índices de diversidad del Perifiton – temporada húmeda 2023

Índices	Estaciones de la zona de influencia directa									
	H01	H02	H03	H07	H09	H10	H11	H15	H18	H19
Riqueza (S)	5	7	8	6	5	7	2	3	7	8
Abundancia (N)	19	16	79	20	11	53	10	21	27	23
Shannon (H)	1.295	1.56	0.9966	1.696	1.414	1.466	0.5004	0.727	1.807	1.945
Dominancia (D)	0.3463	0.2969	0.5866	0.2	0.2893	0.2852	0.68	0.5692	0.1824	0.1607
Equitabilidad (J)	0.8045	0.8015	0.4793	0.9464	0.8787	0.7533	0.7219	0.6617	0.9285	0.9352

Zona de Influencia Indirecta

En la temporada seca, los valores de riqueza van de 7 a 33 especies; el valor máximo se encontró en la estación H21 y el menor en la H26. Los valores de abundancia fueron de 14 a 486 especímenes; el valor máximo se encontró en la estación H03 y el mínimo en H11. Los valores para el índice de Shannon variaron entre 1.748 a 2.846; el valor máximo se encontró en la estación H21 y el menor en H24. Los valores de dominancia van de 0.07793 a 0.2154, el valor máximo se encontró en la estación H24. Los valores para la equitabilidad van de 0.7699 a 0.9491, el valor máximo se encontró en la estación H26 y el menor en H23 (ver la siguiente tabla).

Los valores obtenidos para la dominancia y la equitabilidad revelan que la muestra obtenida no ha presentado una especie dominante sino ha sido más equitativa.

Tabla 42: Índices de diversidad del Perifiton – temporada seca 2022

Índices	Estaciones de la zona de influencia indirecta					
	H21	H22	H23	H24	H25	H26
Riqueza (S)	33	20	21	9	15	7
Abundancia (N)	486	138	145	68	97	14
Shannon (H)	2.846	2.439	2.389	1.748	2.085	1.847
Dominancia (D)	0.07793	0.1221	0.1586	0.2154	0.2084	0.1735
Equitabilidad (J)	0.8139	0.814	0.7846	0.7955	0.7699	0.9491

En temporada húmeda, los valores de riqueza van de 3 a 13 especies; el valor máximo se encontró en la estación H22 y el menor en la H25. Los valores de abundancia fueron de 9 a 125 especímenes; el valor máximo se encontró en la estación H21 y el mínimo en H25. Los valores para el índice de Shannon variaron entre 0.8487 a 2.328; el valor máximo se encontró en la estación H22 y el menor en H25. Los valores de dominancia van de 0.1221 a 0.5062, el valor máximo se encontró en la estación H25. Los valores para la equitabilidad van de 0.6235 a 0.911, el valor máximo se encontró en la estación H23 y el menor en H21 (ver la siguiente tabla).

Los valores obtenidos para la dominancia y la equitabilidad revelan que la muestra obtenida no ha presentado una especie dominante sino ha sido más equitativa.

Tabla 43: Índices de diversidad del Perifiton – temporada húmeda 2023

Índices	Estaciones de la zona de influencia indirecta					
	H21	H22	H23	H24	H25	H26
Riqueza (S)	8	13	8	7	3	6
Abundancia (N)	125	33	15	39	9	20
Shannon (H)	1.296	2.328	1.894	1.359	0.8487	1.54
Dominancia (D)	0.4332	0.1221	0.1822	0.3439	0.5062	0.255
Equitabilidad (J)	0.6235	0.9078	0.911	0.6985	0.7725	0.8596

En general, los resultados de la composición de la comunidad del Perifiton son menores de los registrados en años anteriores (2014 – 2019), con diferencias notables entre las temporadas seca y húmeda. Estos resultados podrían deberse a que el monitoreo se ejecutó en fechas coincidentes con lluvias interdiarias (19-28 de octubre del 2022), propias del inicio de la temporada húmeda. Estas lluvias no sólo afectarían la distribución de las comunidades hidrobiológicas, sino que también afectan la productividad de la campaña. Por otra parte, el monitoreo en temporada húmeda, realizada cuando recién estaba subiendo el nivel de los ríos para inundar las riberas que estaban muy soleadas, limpias y sin el tiempo necesario para que se establezcan los pioneros del perifiton

3.2.3.2 Análisis Histórico de la Diversidad

Para estudiar el patrón de diversidad de Shannon a través del tiempo se realizó un modelo lineal general (MLG) con la función "gls" del paquete "nlme" en el software R (Pinheiro, et. al. 2017). Se tomó como variables predictoras la temporada (con dos niveles: Húmeda y Seca), cuenca (con 14 niveles: Urubamba, Camisea, Cashiriari, Choro, Shihuaniro, Timpía, Picha, Shimbillo, Charapa, Miaría, Mishahua, Kumarillo, Sepahua) y año (variable continua, de 2006 a 2023). Se asumió una distribución Normal de probabilidades para la diversidad de Shannon. Se chequeó normalidad (mediante la prueba de Shapiro Wilks y un qqplot) y homocedasticidad de varianzas (mediante un gráfico de residuos estandarizados vs. predichos). El supuesto de normalidad no se cumplió; sin embargo, las regresiones lineales son robustas ante la violación del supuesto de normalidad, siendo el de homocedasticidad de varianzas uno de los más importantes (Zuur, et al. 2010). Se chequeó colinealidad entre variables mediante el índice VIF (factor de inflación de la varianza) con la función "vif" del paquete "car" (Fox, et al. 2012), resultando las tres independientes. Debido a que se realizaron múltiples mediciones en cada estación a lo largo del tiempo (lo que se conoce como un diseño de medidas repetidas), se incluyó en el modelo una matriz de covarianzas autorregresiva de primer orden.

A partir del análisis estadístico, se determinó que existen diferencias significativas entre la temporada Húmeda y Seca dentro de cada cuenca (diferencia estimada= 0.473, P valor<0.001) en lo que respecta al índice de diversidad de Shannon-Wiener (umbral de significancia de P valor < 0.05). Así, se determinó que la temporada Seca obtuvo mayores valores de diversidad de Perifiton respecto a la temporada Húmeda.

A diferencia de lo observado en los registros históricos de peces y macroinvertebrados bentónicos, se observó que a medida que pasan los años, la diversidad de Shannon-Wiener disminuyen en todas las cuencas (pendiente= -0.074, P valor<0.001) con un umbral de significancia de P valor < 0.05. Para este caso, se debe hacer un seguimiento para confirmar si la tendencia se mantiene en los próximos monitoreos. Se plantea dicho seguimiento debido a que, en efecto, la tendencia puede deberse a variaciones en la población de perifiton; lo cual, sin embargo, no concuerda con su curva de acumulación de especies, ya que esta se ha mantenido en ascenso, aunque con una menor pendiente que aquellas de los peces y macroinvertebrados bentónicos. Asimismo, esa tendencia también podría deberse a variaciones pluviales, o al vacío de información de los años del Covid-19 (monitoreos pausados en el 2020 y 2021), ya que ese vacío podría generar un sesgo en el análisis.

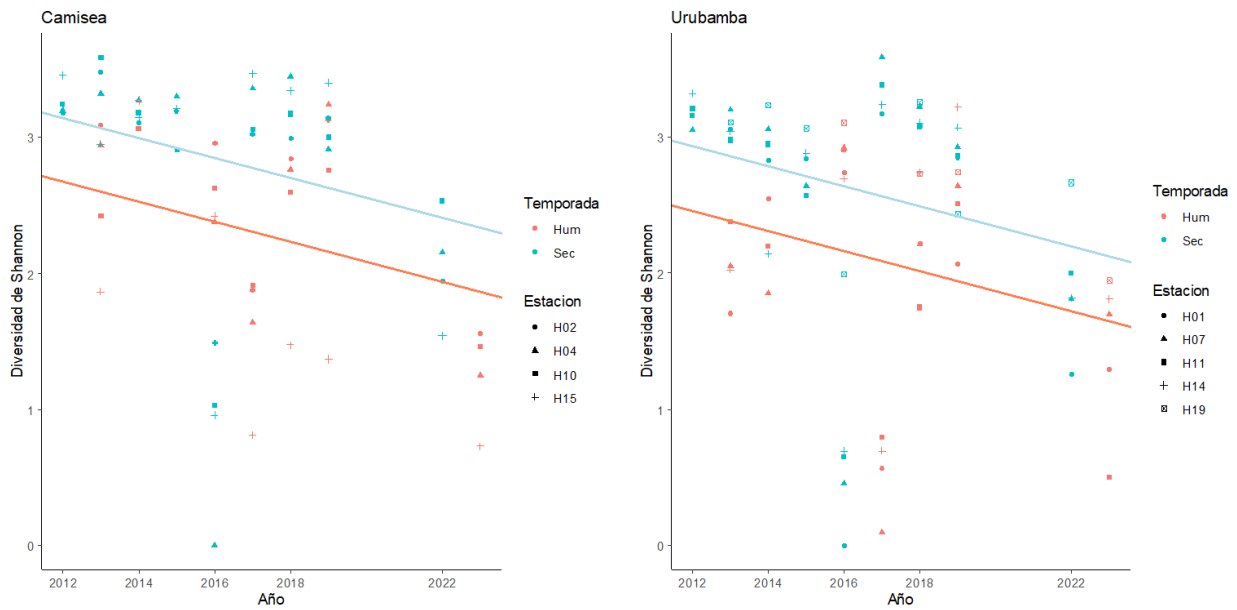


Figura 66: Estaciones de las cuencas del Río Urubamba y Río Camisea (zonas de influencia directa y zonas sin influencia)

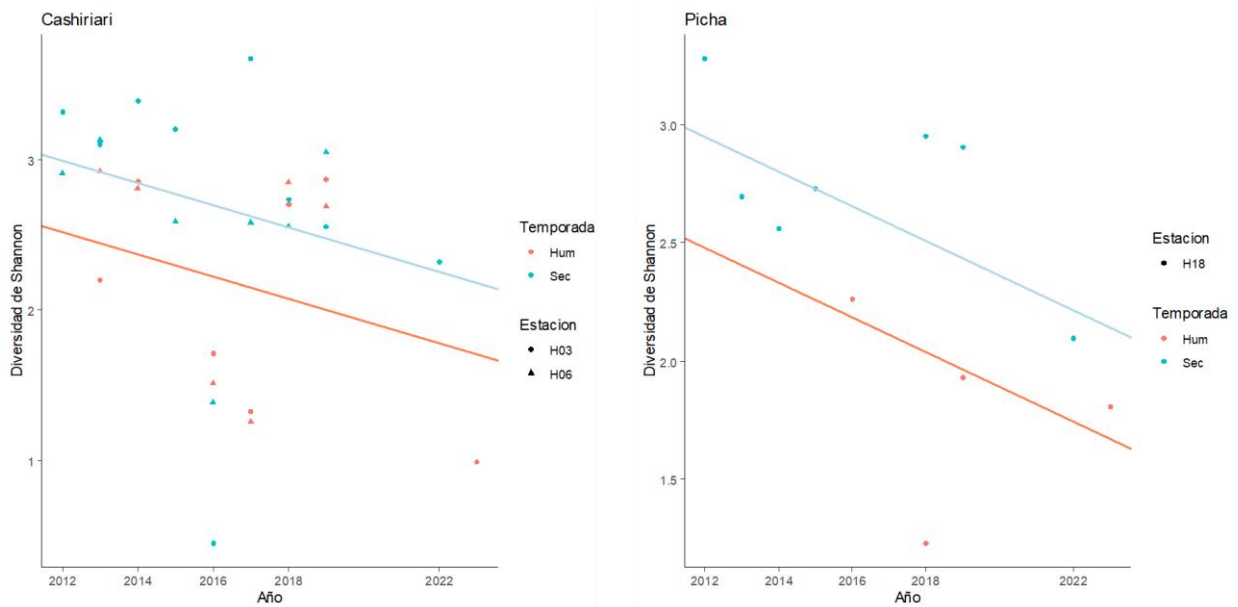


Figura 67: Estaciones de las cuencas del Río Cashiriari y Río Picha (zona de influencia directa)

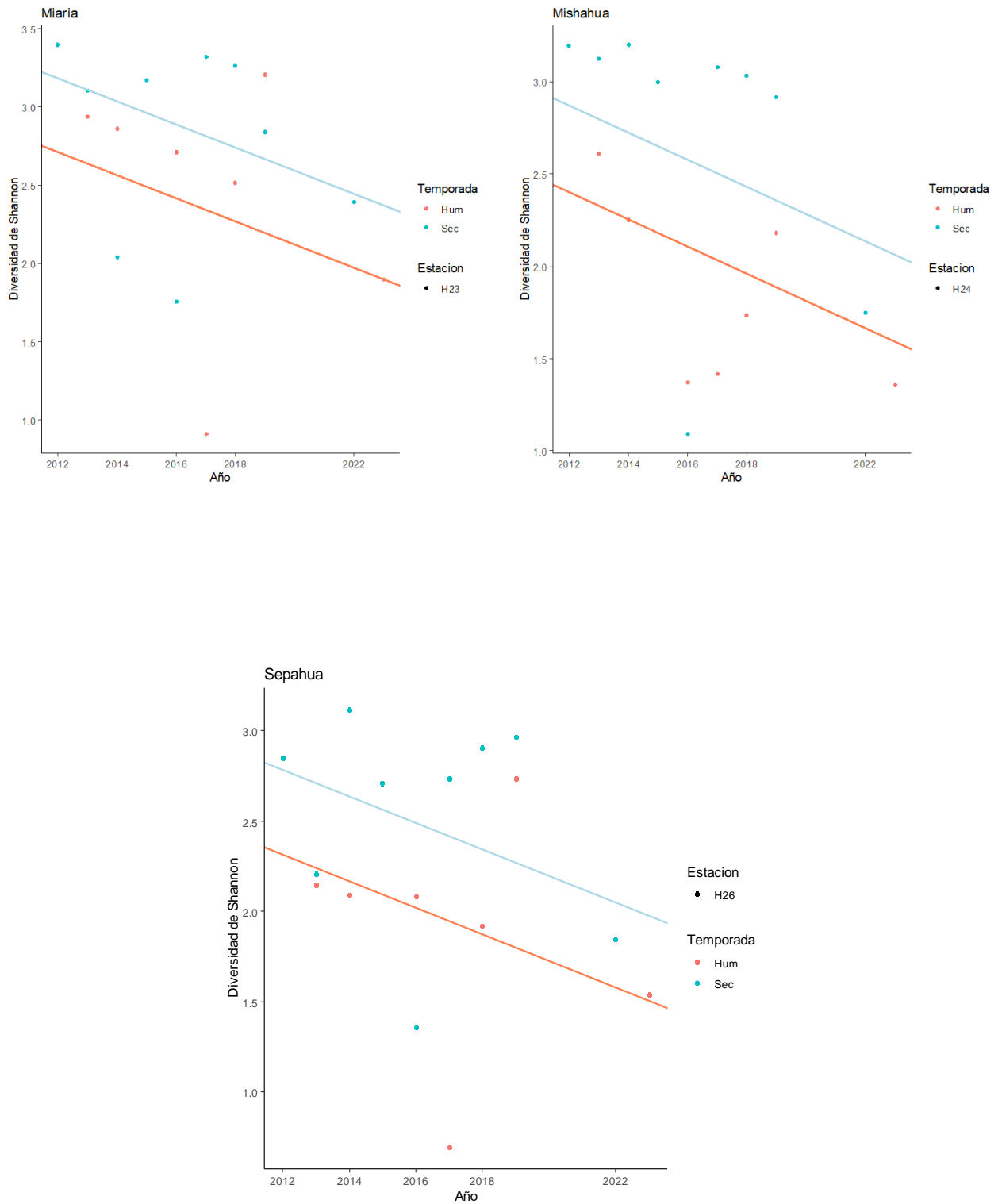


Figura 68: Estaciones de las cuencas del Río Miaría, Río Mishahua y Río Sepahua (zona de influencia indirecta)

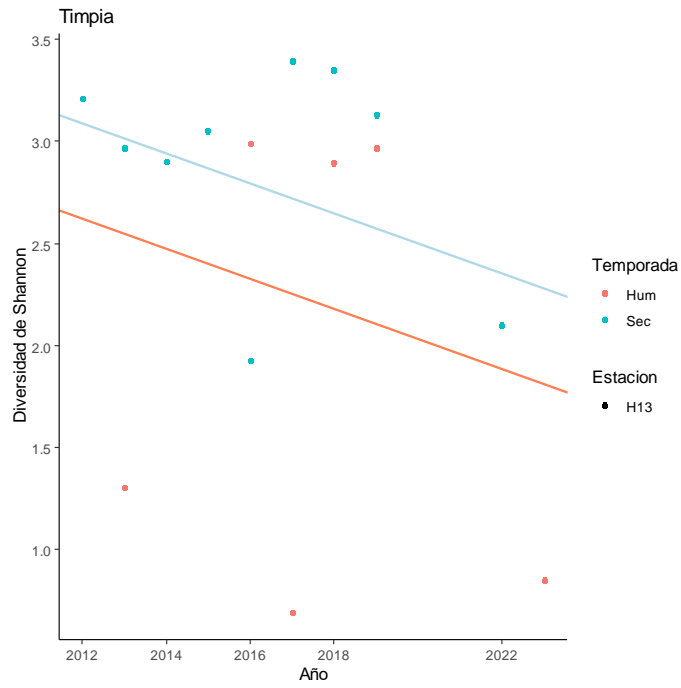


Figura 69: Estaciones de las cuencas del Río Timpía (zona sin influencia)

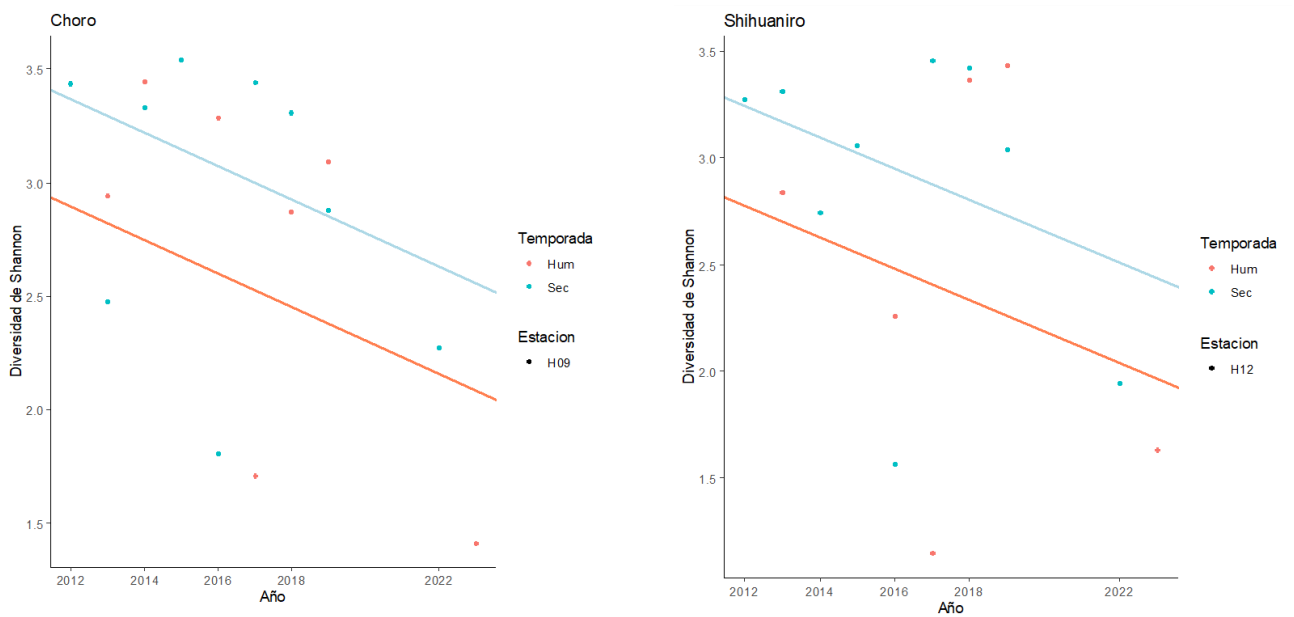


Figura 70: Estaciones de las cuencas de las quebradas Choro y Shihuaniro (zona con influencia directa y zona sin influencia)

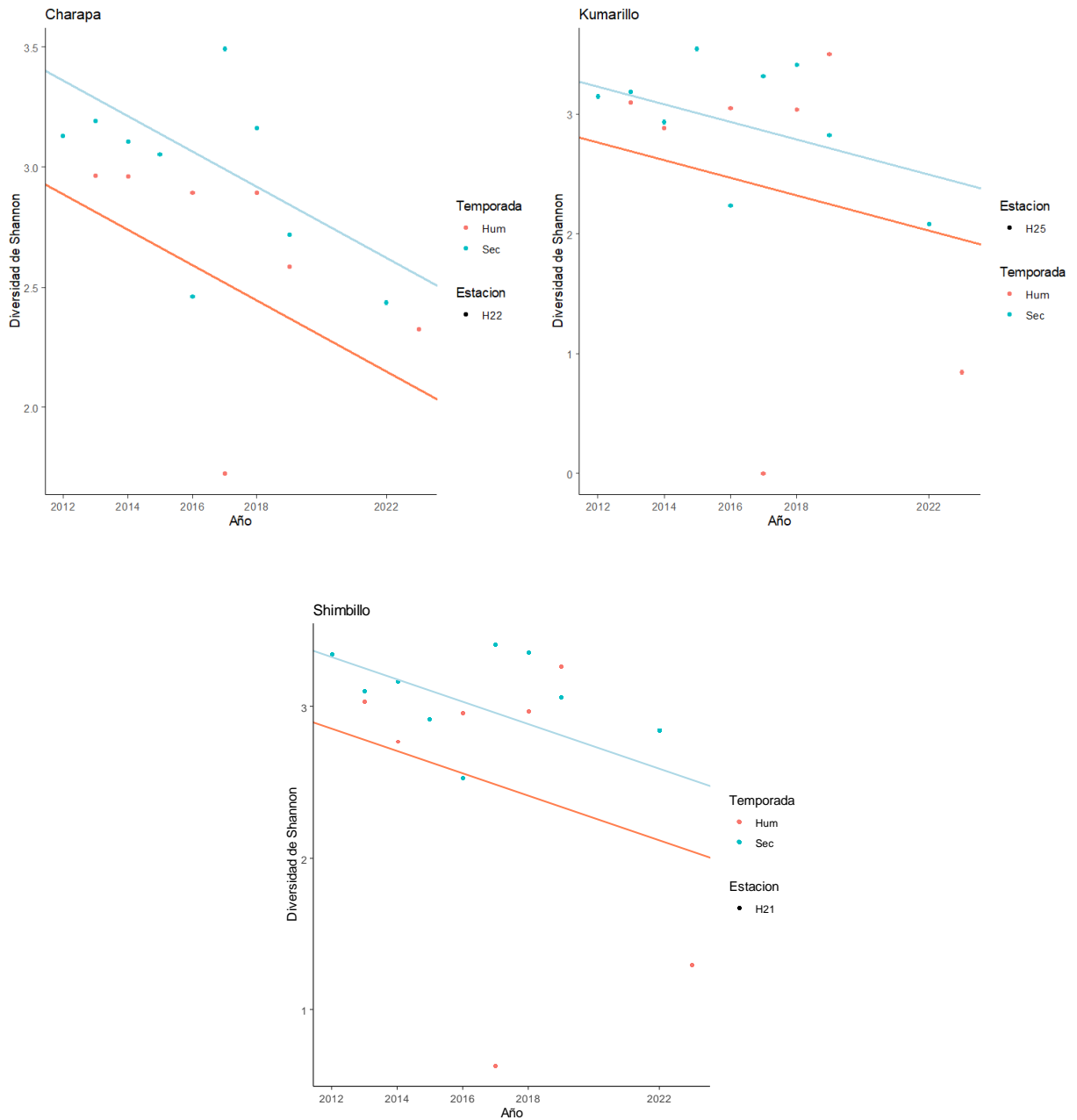


Figura 71: Estaciones de las cuencas de las quebradas Charapa, Kumarillo y Shimbillo (zonas con influencia indirecta)

3.2.4 Bioindicadores

3.2.4.1 Índice IBI

En la zona sin influencia, es decir, aquella que comprende estaciones aguas arriba del Proyecto Camisea, para los últimos monitoreos 2022 y 2023, los resultados del IBI tuvieron calificaciones entre calidad ambiental aceptable a buena (puntaje desde 32 hasta 50); excepto en la estación H14 en la temporada seca 2022, cuya la calificación fue de calidad afectada (ver la siguiente tabla). Sin embargo, en comparación con los resultados histórico, este resultado ha sido obtenido en monitoreos anteriores, por lo cual podría ser un resultado vinculado a la estocasticidad del monitoreo; asimismo, hacia el siguiente monitoreo del 2023 el puntaje aumentó hasta una calificación de aceptable.

Tabla 44: Puntaje y calificación del índice de integridad biológica (IBI) en la zona sin influencia

Estación	Seca 2022		Húmeda 2023	
	Puntaje	Calificación	Puntaje	Calificación
H04	44	Buena	46	Buena
H12	50	Buena	40	Aceptable
H13	32	Aceptable	32	Aceptable
H14	30	Afectada	34	Aceptable

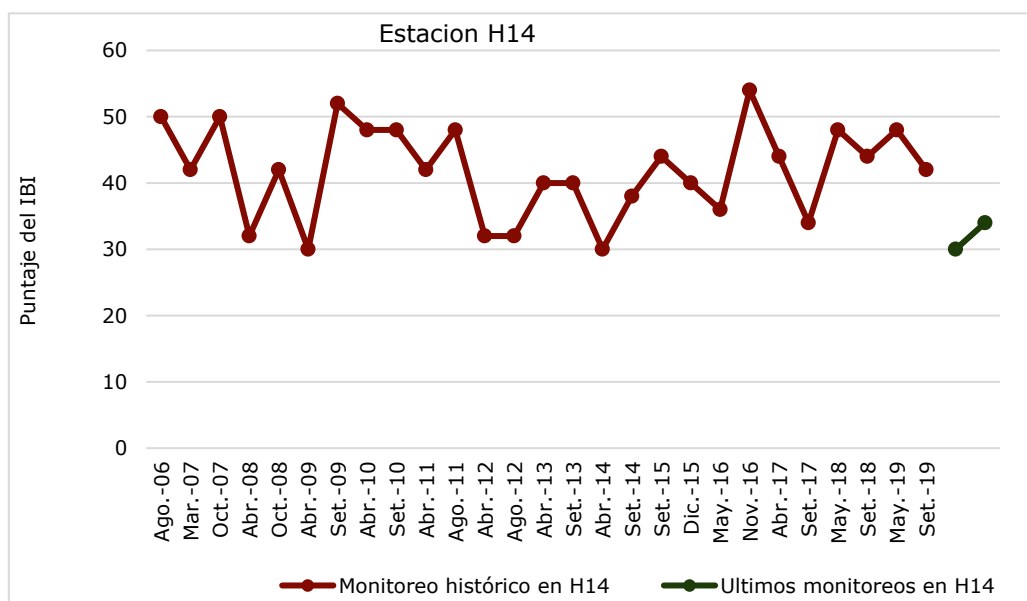


Figura 72: Registro histórico de los IBI para las estaciones H07 y H09

Para la zona de influencia directa, los valores del IBI estuvieron en el rango de calificación entre aceptable y excelente para determinadas estaciones (32 a 54 puntos), tanto en la temporada húmeda como seca, excepto para tres estaciones, descritas a continuación.

En la temporada húmeda 2023, las estaciones H07 y H09 tuvieron puntajes de 28 y 24, respectivamente, equivalentes a calidad ambiental afectada para ambos casos (ver la siguiente tabla). Sin embargo, estos resultados no son anómalos en la medida que se han presentado históricamente resultados cercanos o iguales, como se muestra en la siguiente figura.

Tabla 45: Puntaje y calificación del índice de integridad biológica (IBI) en la zona con influencia directa

Estación	T. Seca 2022		T. Húmeda 2023	
	Puntaje	Calificación	Puntaje	Calificación
H01	34	Aceptable	32	Aceptable
H02	46	Buena	36	Aceptable
H03	44	Buena	52	Excelente
H07	54	Excelente	28	Afectada
H09	40	Aceptable	24	Afectada
H10	50	Buena	32	Aceptable
H11	50	Buena	42	Buena
H15	44	Buena	32	Aceptable
H18	---	--	36	Aceptable
H19	42	Buena	34	Aceptable

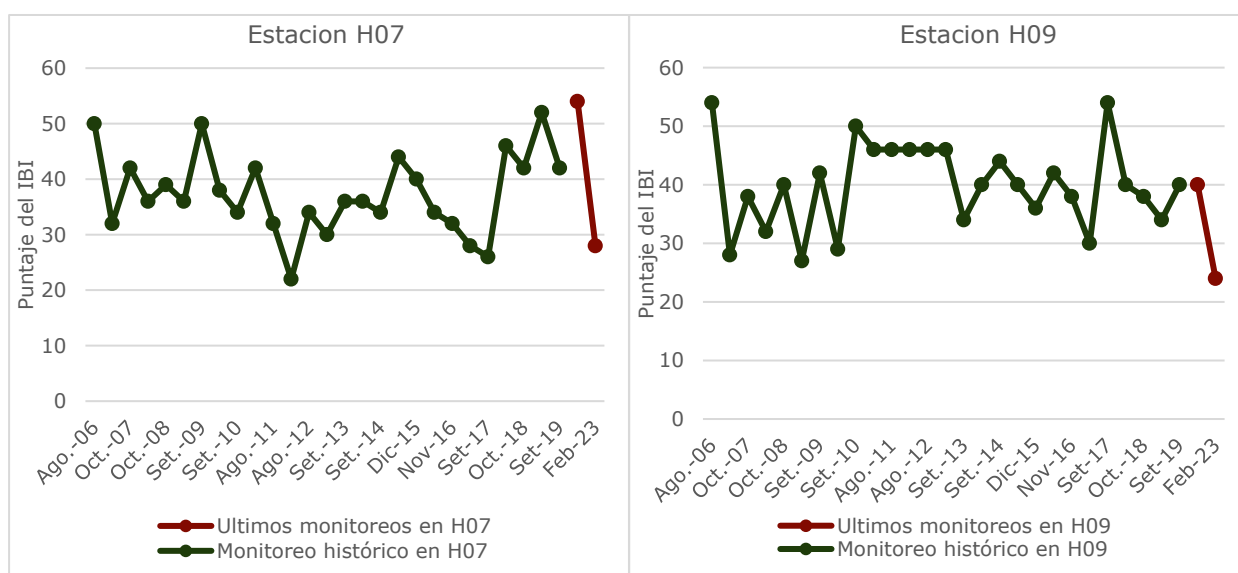


Figura 73: Registro histórico de los IBI para las estaciones H07 y H09

En la temporada seca 2022, la estación H18 no se capturó ningún espécimen, motivo por el cual no se realizó el análisis del IBI respectivo. En casos previos similares se observaron indicios que en los hábitats se habían realizado pesca con "barbasco" (evaluaciones realizadas durante la fase de Línea Base).

Para la zona de influencia indirecta, los IBI tuvieron puntajes entre 32 y 52, equivalente a calificaciones de bueno a excelente, excepto en las estaciones H24 en la temporada húmeda. En esta estación se obtuvo un puntaje de 29, equivalente a calidad ambiental afectada; cuyo resultado ha sido antes registrado, de acuerdo con los valores históricos (ver la siguiente tabla y figura).

Respecto a los resultados del índice, es necesario evaluar nuevas metodologías de cálculo de tolerancia que sean un mejor reflejo de las condiciones de degradación, e incorporen datos acerca de su tolerancia a cambios químicos (p.e., calidad del agua, presencia de contaminantes); cambios físicos (p.e., tipo de fondo, complejidad de hábitat); y cambios

biológicos (p.e. floración de algas cianofíceas, que es fenómeno aislados que surgen por un exceso de calor, alta transparencia y la proliferación de las cianofíceas.

Tabla 46: Puntaje y calificación del índice de integridad biológica (IBI) en la zona con influencia indirecta

Estación	Seca 2022		Húmeda 2023	
	Puntaje	Calificación	Puntaje	Calificación
H21	50	Buena	32	Aceptable
H22	44	Buena	36	Aceptable
H23	44	Buena	52	Excelente
H24	50	Buena	29	Afectada
H25	50	Buena	31	Aceptable
H26	46	Buena	31	Aceptable

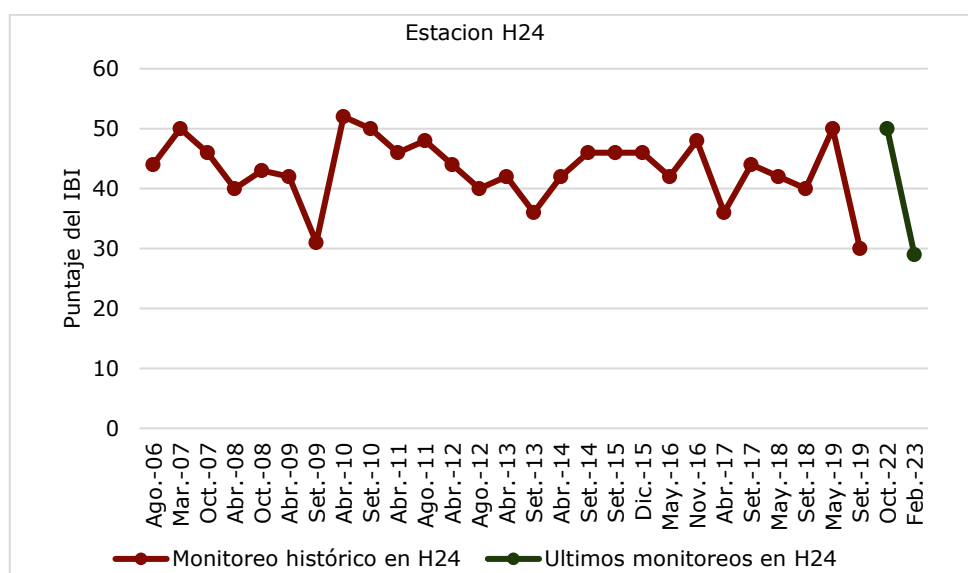


Figura 74: Registro histórico de los IBI para las estaciones H07 y H09

3.2.4.2 Índice EPT%

Durante la temporada seca 2022, se obtuvieron índices EPT% bajos en comparación con resultados históricos del PMB, tanto en las estaciones sin influencia como en aquella con influencia del Proyecto Camisea.

El mayor valor fue de 60% (calidad regular) en la estación H02 de la zona de influencia directa. En tanto que en cuatro estaciones se obtuvo calificaciones de mala calidad (ver la siguiente tabla), siendo las estaciones H04 y H13 de la zona sin influencia y H10 y H19 de la zona de influencia directa.

Debido a los bajos valores calculados, tanto en las estaciones con y sin influencia, se considera que estos se deben a la condiciones meteorológicas e hidrológicas. Ello debido a que el monitoreo se ejecutó en fechas coincidentes con lluvias interdiarias (19-28 de octubre del 2022), lo cual pudo generar que los cuerpos de agua donde se monitoreó tuviesen un mayor nivel de agua durante el momento del muestreo, impidiendo el acceso a las áreas donde usualmente se distribuyen los macrobentos en temporada seca.

Tabla 47: Valores y calificaciones del índice de EPT%

Influencia	Estación	T. Seca 2022		T. Húmeda 2023	
		Valor	Calificación	Valor	Calificación
Directa	H01	38%	Regular	50%	Regular
	H02	60%	Regular	33%	Regular
	H03	50%	Regular	57%	Buena
	H07	58%	Regular	100%	Muy buena
	H09	46%	Regular	33%	Regular
	H10	20%	Mala	33%	Regular
	H11	40%	Regular	-	Sin registro
	H15	50%	Regular	40%	Regular
	H18	33%	Regular	-	Sin registro
Indirecta	H19	14%	Mala	-	Sin registro
	H21	53%	Regular	69%	Buena
	H22	46%	Regular	17%	Mala
	H23	50%	Regular	-	Sin registro
	H24	33%	Regular	43%	Regular
	H25	47%	Regular	64%	Buena
Sin influencia	H26	-	Sin registro	50%	Regular
	H04	20%	Mala	43%	Regular
	H12	-	Sin registro	75%	Buena
	H13	20%	Mala	60%	Buena
	H14	75%	Regular	-	Sin registro

Por otro lado, en el caso de la temporada húmeda 2023, obtuvieron resultados con calificaciones desde regular hasta muy bueno, tanto en las estaciones de las zonas con y sin influencia; excepto en la estación H22 donde se calculó el EPT% de mala calidad. En este caso, dichos resultados no son irregulares, dado que en anteriores ocasiones se ha registrado valores iguales o menores (ver la siguiente figura).

De manera similar a lo señalado en el ítem respecto al índice IBI, para el caso del EPT, para las calificaciones de mala calidad debe considerarse algunas condiciones específicas reconocibles. Al respecto, se puede señalar que en los periodos de bajo caudal en los sistemas fluviales se expresa mejor la variación y deterioro de la calidad de las aguas. Es decir, en época vaciante en algunos sectores del río las condiciones podrían encontrarse "deterioradas", expresándose con la baja diversidad (H) y equitabilidad (J), mientras se tiene una alta dominancia de determinadas especies (D) y poca riqueza (S). Estas condiciones que se pueden revertir en épocas lluviosa y con mayores caudales.

Muñoz-Reveaux et al. (2003) señalan que los índices bióticos de calidad de agua en base a macroinvertebrados pueden sufrir variaciones estacionales relacionadas a los periodos de seca-lluviosos.

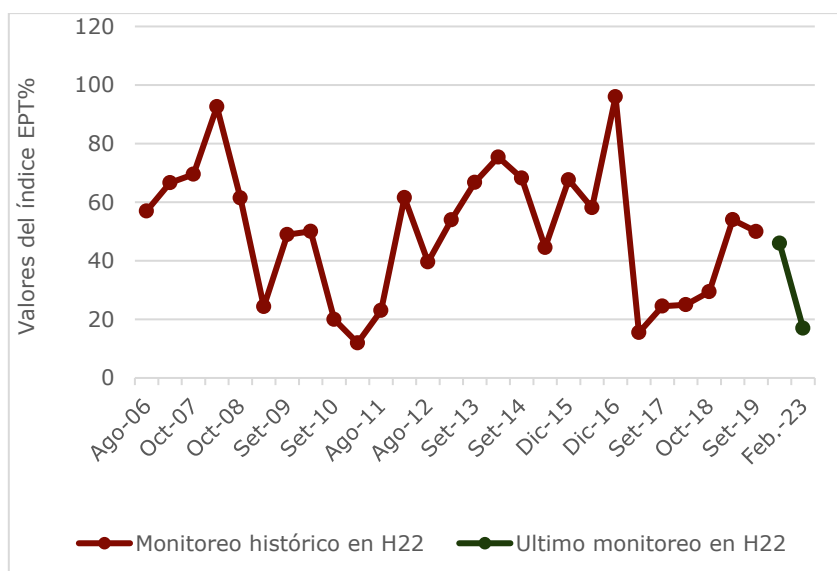


Figura 75: Registro histórico del índice EPT % para la estación H22

4. CONCLUSIONES

- Las condiciones físico – químicas observadas para los últimos monitoreos (2022 y 2023) son las normales para la región y se encuentran en el rango de las previamente registradas durante el monitoreo continuo (2006 - 2019).
- El análisis histórico de la diversidad de Shannon-Wiener (H) mostró una tendencia al aumento a lo largo de los años para la comunidad de peces y macroinvertebrados bentónicos. Por el contrario, la comunidad de perifiton muestra una disminución de este índice de diversidad. En el caso del aumento de la diversidad, amerita revisar los especímenes recolectados o disponibles y confirmar la existencia de nuevas especies o la actualización de especies con designación taxonómica reciente y uso extendido. En el caso de perifiton, se requiere de un seguimiento para confirmar si la tendencia se mantiene en los próximos monitoreos o es los resultados se debieron a factores hidrológicos, poblacionales o metodológicos.
- De acuerdo con los índices de calidad biológica, como el IBI y el EPT, se observó mayoritariamente buenas condiciones de la calidad de las aguas.



1. INTRODUCCIÓN

El Bajo Urubamba es una región de extraordinaria diversidad biológica que ha sido objeto de un monitoreo riguroso desde 2005 a través del Programa de Monitoreo de Biodiversidad (PMB). A lo largo de este período, se ha realizado el seguimiento de la fauna silvestre utilizando métodos convencionales. Sin embargo, en 2011, se introdujo una técnica no invasiva para estudiar mamíferos terrestres: las trampas cámara. Esta innovadora metodología demostró su eficacia al permitir la detección de especies raras o crípticas, e incluso especies que no habían sido registradas en investigaciones previas, como el ronsoco o la muca de agua (Leunda et al., 2020). Con la experiencia exitosa de las trampas cámara, el PMB se planteó la incorporación de una nueva técnica que permitiera complementar y reforzar el conocimiento de la biodiversidad del Bajo Urubamba, además de optimizar el muestreo: el ADN ambiental.

El estudio de ADN ambiental (“*metabarcoding*”¹¹) tiene poco tiempo aplicándose en Perú. Se conoce de proyectos en Perú donde se afirma que se empleó o se empleará la metodología de ADN ambiental, aunque no se encontraron resultados públicos a la fecha; entre ellos, un estudio vinculado a la contaminación de las aguas y su afectación a la fauna en la laguna de Yarinacocha (Ucayali) y el lago Titicaca (Puno) (Ramirez, 2019); otro estudio para determinar la diversidad de peces e invertebrados que comparten hábitats con los delfines de río en el río Marañón (WWF, 2017); y uno con el objetivo de inventariar fauna en la concesión de conservación Yanayacu-Maquia (Envol Vert, s.f.). Finalmente, la única publicación científica disponible para Perú corresponde a Mena et al. (2021), la cual es una evaluación de mamíferos terrestres y voladores en Madre de Dios donde se contrastó el esfuerzo de muestreo con otras técnicas de monitoreo.

Sobre la base de lo anterior, se plantearon las siguientes preguntas a través de un estudio piloto:

- ¿La metodología de ADN ambiental registraría más o menos especies que las metodologías aplicadas hasta el momento en el área de estudio? ¿Cuál debería ser el esfuerzo de muestreo para que sea útil la metodología de ADN ambiental?
- ¿La aplicación de la metodología de ADN ambiental en el área de estudio podría ayudar a determinar la abundancia de las poblaciones de vertebrados? ¿Cómo debería de analizarse los resultados para ser utilizados como proxies de la abundancia?
- ¿En qué cuencas hídricas se registrarían especies importantes por su conservación? ¿Se hallarían especies en lugares donde no se hubiese esperado registrar?
- ¿Es viable a nivel logístico la aplicación de la metodología de ADN ambiental al área de estudio? ¿Es viable para un monitoreo de largo plazo?

1.1 OBJETIVOS DEL ESTUDIO

1.1.1 General

- A través de un estudio piloto, evaluar la viabilidad científica y logística de la aplicación de la metodología de ADN ambiental como herramienta de monitoreo a largo plazo.

¹¹ No confundir *metabarcoding* con *barcoding*. El *barcoding* se enfoca en generar “códigos de barra” de ADN de una especie, empleando muestras de tejido de ejemplares colectados; en cambio, el *metabarcoding* busca determinar la composición de especies dentro de una muestra (p.e. suelo o agua) a través del material genético que los organismos liberan al ambiente.

1.1.2 Específico

- Determinar la distribución de especies de interés para la conservación nacional e internacional.
- Evaluar la eficiencia de la metodología de ADN ambiental para determinar las especies presentes respecto a los resultados de otras metodologías.
- Evaluar la idoneidad del uso de la metodología de ADN ambiental para determinar la abundancia de especies.

2. METODOLOGÍA

2.1 SOBRE EL ADN AMBIENTAL Y EL METABARCODING

El ADN ambiental, conocido en inglés como *environmental DNA* o *eDNA*, es el ADN del núcleo celular o de la mitocondria que se ha liberado en el ambiente de forma natural dentro de las organelas, células o tejidos expulsados por los animales; por ejemplo, en heces, mucosa, tegumento, saliva, semen, óvulos, huevos, etc., incluso proviniendo de cadáveres (Pilliod et al, 2013). Ese ADN ambiental puede provenir de individuos o poblaciones actuales o ancestrales, esto debido a la capacidad del ADN de persistir por largos periodos de acuerdo con el ambiente (sedimentos, agua, aire, hielo o permafrost) (Ficetola et al, 2008; Deiner et al, 2017). En el caso de los ambientes acuáticos, como ríos o quebradas, el ADN ambiental se disuelve en la corriente y se distribuye en la cuenca; sin embargo, es detectable por menos de un mes, dependiendo de condiciones como exposición a radiación UVB, acidez, calor, microbios o enzimas presentes en el ambiente (Pilliod et al, 2013; Dejean et al, 2011).

Una vez recogida la muestra de ADN ambiental, este puede ser aislado, secuenciado y asignado analíticamente a una determinada especie a través de una metodología denominada *eDNA Metabarcoding* (Deiner et al, 2016). Se dice que es "metabarcoding" debido a que se hace una identificación taxonómica de múltiples especies a partir de una muestra mixta, la cual debe haber pasado por una amplificación de PCR y un secuenciamiento en una plataforma de alto rendimiento (*high-throughput sequencing* o HTS, en inglés) (Deiner et al, 2016; Deiner et al, 2017).

La evaluación a través ADN ambiental tiene ventajas respecto a las metodologías convencionales:

- En el caso de los ríos, el ADN ambiental evaluado no sólo provendría de especies acuáticas, sino también de terrestres; esto debido a que los ríos son "fajas transportadoras de información de biodiversidad" (Deiner et al, 2016).
- Estandariza el muestreo de múltiples ecosistemas (Deiner et al, 2017).
- Brindaría información de estadios de desarrollo (larvas, juveniles, etc.) y de especies crípticas, raras o difíciles de registrar a través de las metodologías convencionales (Deiner et al, 2017).
- Dado que el ADN ambiental no se extrae del ser vivo, sino que se recoge del ambiente, la técnica no es invasiva, no requiere colecta ni captura de animales vivos. Así, esta metodología es adecuada para estudiar especies en peligro o con alta sensibilidad a estrés (Deiner et al, 2017)
- Permite detectar tempranamente especies invasivas cuando sus poblaciones aún no son abundantes (Dejean et al, 2012).
- Es rápido de muestrear y puede ser rentable en la medida que requiere poco personal y equipos en campo (Deiner et al, 2017).

Al igual que otras metodologías, la técnica del ADN ambiental presenta limitaciones y retos:

- A pesar de que la abundancia puede ser estimada, esta requiere de condiciones necesarias y de un correcto modo de aplicación. Asimismo, presenta limitaciones para estimar robustamente la viabilidad poblacional o demografía.
- Existe el riesgo de obtener resultados como falso positivo o falso negativo.
- Requiere de una biblioteca o base de datos de código de barras (*barcoding*) en la cual se tenga registro previo de las potenciales especies que pudiesen registrarse en el área; así esa biblioteca se utiliza para cotejar el ADN ambiental sacado de la muestra.
- De grado menos significativo, debe considerarse la tasa de degradación del ADN ambiental y la contaminación de muestras (Mena et al, 2021).

2.2 ÁREA DE ESTUDIO

El presente estudio piloto se ejecutó en el distrito de Megantoni, provincia de La Convención, en el departamento de Cusco. Se ubicó sobre los lotes 56 y 88 operados por Pluspetrol Perú Corporation S.A. (en adelante Pluspetrol); asimismo, se ubica dentro de los límites de ocho comunidades nativas matsigenka y un predio privado (Malvinas) (ver Tabla 48, Figura 76). Las estaciones de evaluación se ubicaron fuera de áreas naturales protegidas, fuera de zonas de amortiguamiento y fuera de reservas territoriales. En la Tabla 48 donde se presentan las coordenadas utilizadas para el estudio piloto.

Tabla 48: Coordenadas de las estaciones de ADN ambiental

Nº	Estación	Río / Quebrada	Referencia	Coordenadas UTM WGS 84 – Zona 18 S	
				Este	Norte
1	FLC-02	Quebrada s/n	Tributario de río Porocari, en el cruce con el FL Cashiriari 1	731976	8684760
2	FLC-01	Quebrada Porocari	A 50 m río abajo del cruce con el FL Cashiriari 1	726951	8686761
3	FLC-04	Río Cashiriari	A 80 m río abajo del cruce con el FL Cashiriari 1	739050	8684478
4	URU-04	Quebrada s/n	Quebrada que cruza el FL Pagoreni B	725190	8692539
5	MLV-05	Quebrada s/n	Quebrada que cruza el FL Pagoreni B	724612	8691464
6	URU-05	Río Urubamba	-----	723804	8698992
7	URU-06	Quebrada s/n	Pequeña quebrada tributaria del río Urubamba	723210	8706010
8	URU-08	Río Urubamba	En el río Urubamba, presencia de población	712843	8711096
9	URU-09	Quebrada s/n	Quebrada tributaria del río Urubamba	707957	8715338
10	FLC-06	Quebrada Potsonatani	La cruza el DdV del FL Cashiriari 1	743308	8684769
11	MLV-01	Quebrada s/n	Quebrada cerca de Malvinas	725881	8688653
12	MLV-02	Quebrada s/n	Quebrada cerca de Malvinas	724745	8689590
13	URU-02	Río Timpía	En la desembocadura del río Timpía con el río Urubamba	736974	8664004
14	URU-01	Río Urubamba	Frente a la CN Timpía, en el río Urubamba	736091	8663564
15	URU-03	Quebrada s/n	Quebrada al frente del puerto fluvial de Malvinas	723033	8690500

Nota: CN = Comunidad Nativa; FL: Flowline (Línea de conducción de gas)

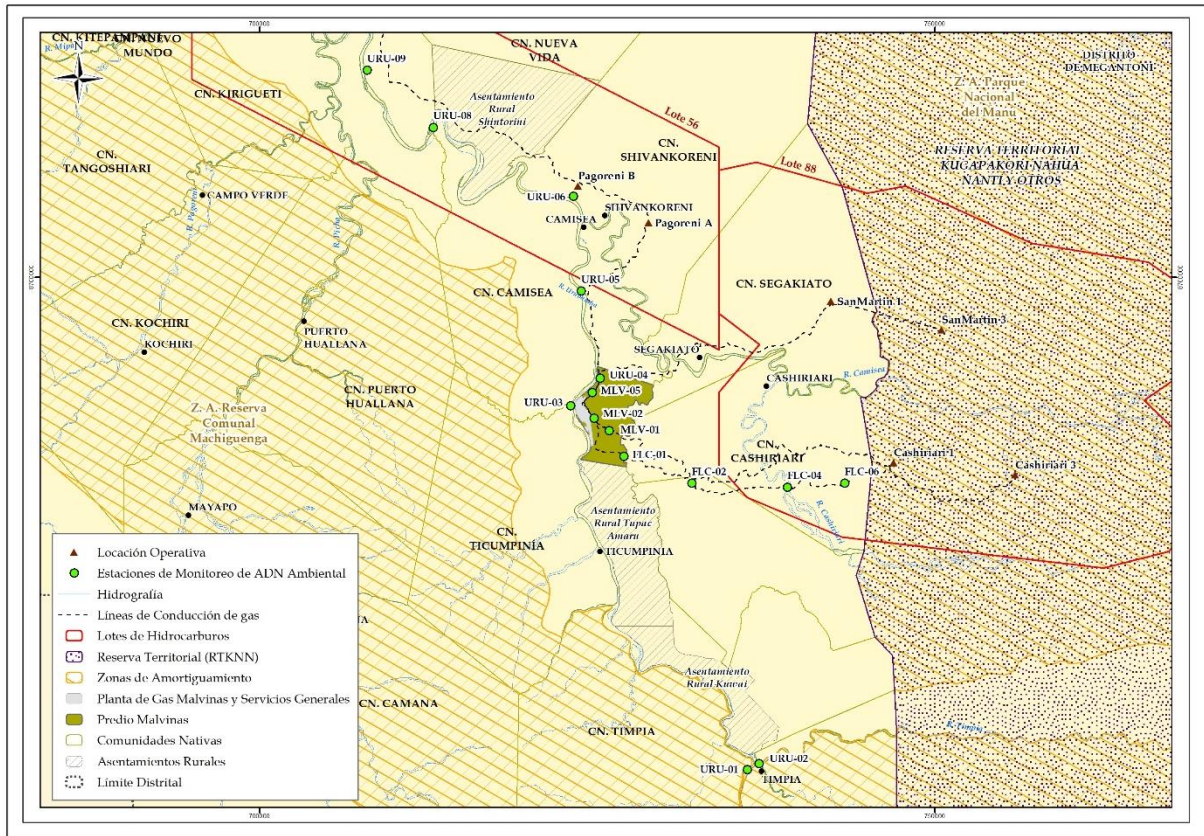
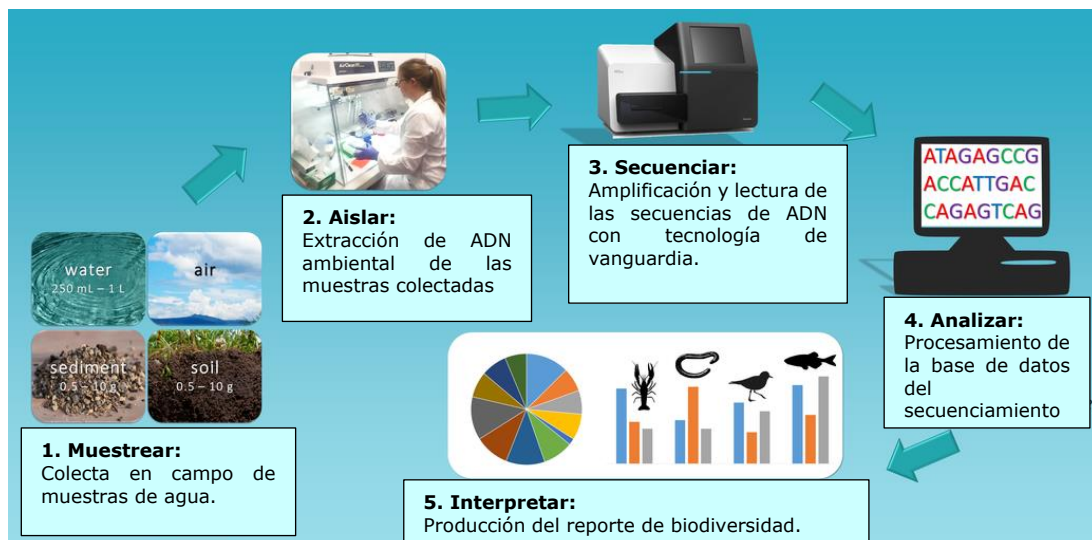


Figura 76: Estaciones de muestreo de agua para ADN ambiental

2.3 MÉTODOS Y TÉCNICAS DEL ESTUDIO

El proceso realizado para la evaluación de ADN ambiental contempló al menos 5 etapas generales, la primera de las cuales se realizó en campo, en tanto las restantes se ejecutaron en laboratorio y en gabinete. En la siguiente figura se presenta el detalle.



Nota: El estudio piloto solo consideró la toma de muestras de agua.

Fuente: modificado a partir de Centre for Environmental Genomics Applications (CEGA). Disponible en <https://www.cegacanada.com/about.html>

Figura 77: Proceso para estudio de ADN ambiental

2.3.1 Fase de campo

El estudio contó con una autorización con fines de investigación científica de fauna silvestre fuera de Áreas Naturales Protegidas, otorgada por el SERFOR (Resolución Directoral N° D000125-2022-MIDAGRI-SERFOR-DGGSPFFS-DGSPFS). Cabe señalar que no se requirió de la autorización del PRODUCE, como indicó la autoridad en el OFICIO N° 00000949-2022-PRODUCE/DGAAMPA.

El trabajo de campo se ejecutó entre el 20 y 29 de setiembre del 2022 en 15 estaciones distribuidas dentro del Área de Estudio (ver Tabla 48).

En cada estación, en un único día, se tomó una muestra de 5 litros de agua de ríos o quebradas. Luego, se utilizó una jeringa para succionar agua del balde e inyectarla a un disco de filtro (Figura 78). Esta operación se realizó tantas veces como fuera necesario para filtrar hasta 2 litros de agua por disco. En cada estación se filtraron dos discos (es decir, dos muestras por estación).



Figura 78. Jeringa acoplada al disco de filtro

A medida que el agua fue inyectada al disco de filtro, se capturó fragmentos de ADN ambiental de menos de 600 pares de bases (pb) de longitud (aproximadamente 3 μ g en total).

Luego de finalizado el filtrado, a cada disco se le inyectó una solución conservante no peligrosa; la cual permitió que las muestras de ADN ambiental se mantengan en buenas condiciones hasta su ingreso al laboratorio.

2.3.2 Fase de laboratorio

Los discos de filtro que contuvieron el ADN ambiental fueron procesados por un laboratorio especializado en el Reino Unido (laboratorio NatureMetrics¹²). La exportación del ADN ambiental desde Perú a Reino Unido se realizó con el Permiso para Exportación de Fauna y Flora Silvestre N° 003775-SERFOR.

¹² Página web: <https://www.naturemetrics.co.uk/inside-nature-metrics/company/>

El laboratorio se encargó de aislar, secuenciar y analizar el ADN ambiental¹³ (ver Figura 77). Para el análisis se utilizó un cebador o *primer* universal de vertebrados y un cebador de mamíferos específico destinado a aumentar la detección de especies de primates.

2.3.3 Fase de gabinete

Del laboratorio se obtuvo un informe detallado sobre mamíferos detectados con ADN ambiental y un informe con los grupos taxonómicos de vertebrados detectados.

Los informes del laboratorio no utilizan el término "especie" porque no se puede asignar identificaciones completas a todos los grupos debido a los vacíos de información en las bases de datos de referencia disponibles.

Los informes enviados incluyeron un resumen en texto de los resultados, acompañado por una figura que demostraba la concentración de ADN ambiental para cada grupo taxonómico (ver Figura 79).

Una vez obtenido el reporte, se comparó el listado de los grupos taxonómicos de la metodología de ADN ambiental versus la base de datos de especies registradas por el PMB en campo.

	FLC-01 (Muestra 1)	FLC-01 (Muestra 2)	FLC-02 (Muestra 1)	FLC-02 (Muestra 2)	FLC-04 (Muestra 1)	FLC-04 (Muestra 2)	FLC-06 (Muestra 1)	FLC-06 (Muestra 2)	MLV-01 (Muestra 1)	MLV-01 (Muestra 2)	MLV-02 (Muestra 1)	MLV-02 (Muestra 2)	MLV-05 (Muestra 1)	MLV-05 (Muestra 2)	URL-01 (Muestra 1)	URL-01 (Muestra 2)	URL-02 (Muestra 1)	URL-02 (Muestra 2)	URL-03 (Muestra 1)	URL-03 (Muestra 2)	URL-04 (Muestra 1) A	URL-04 (Muestra 1) B	URL-05 (Muestra 1)	URL-05 (Muestra 2)	URL-06 (Muestra 1)	URL-06 (Muestra 2)	URL-08 (Muestra 1)	URL-08 (Muestra 2)	URL-09 (Muestra 1)	URL-09 (Muestra 2)
<i>Lama glama/Vicugna pacos</i>																							●	●						
<i>Vicugna pacos/Vicugna vicugna</i>																●							●	●						
Cervidae sp.																														
<i>Mazama</i> sp.																								●						
<i>Mazama americana/Odocoileus virginianus</i>		●		●							●	●			●	●				●							●	●		
<i>Odocoileus</i> sp.																								●	●					
<i>Pecari</i> sp.	●																				●		●	●						
<i>Speothos venaticus</i>	●																													
<i>Leopardus pardalis/Leopardus tigrinus</i>																									●					
<i>Galectis vittata</i>							●																							

Nota: El tamaño de los círculos representa la cantidad de ADN ambiental (número de secuencias de ADN ambiental) detectado en cada sitio de muestreo para los grupos taxonómicos detectados.

Figura 79. Ejemplo del reporte del laboratorio

¹³ Dada la discreción sobre el uso de material genético, se exigió al laboratorio lo siguiente:

- El laboratorio haría uso del ADN ambiental exclusivamente con fines de identificación y contabilización de especies. El laboratorio no lo utilizará para fines distintos a los del presente estudio, es decir, se usará únicamente para identificar y contabilizar especies.
- El ADN sería almacenado por el laboratorio y solamente se volverá a utilizar, en caso de ser necesario, para una posterior identificación y contabilización de especies.
- El laboratorio no explotará los recursos genéticos en sí mismos. El laboratorio no mejorará, no modificará y no venderá los materiales genéticos o productos derivados de éstos.
- El ADN obtenido por el laboratorio, así como la información derivada, no serán utilizados para obtener productos o subproductos para comercializar ni para industrializar.
- La información obtenida a partir del presente estudio piloto (identificación y contabilización de especies) no tiene fines comerciales, sino únicamente de investigación.

2.4 CONCEPTOS DEL ESTUDIO

A continuación, se presenta las definiciones que son utilizadas en el presente estudio piloto para describir los resultados:

- **Especie nueva:** Son aquellas especies que no fueron registradas por el PMB en campo por metodologías distintas a la de ADN ambiental. Para este estudio, se designa como nueva especie si el género y el epíteto del nombre científico no son coincidentes entre los resultados del laboratorio y los registros de campo del PMB.
- **Especie ambivalente:** Estas especies se caracterizan porque la muestra de ADN ambiental no fue suficiente para determinar con certitud la especies que le corresponde, por lo cual se le asignó posibles especies o géneros. Es decir, el ADN ambiental colectado no permitió definir una única especie, sino que arrojó potenciales dos especies.
- **Especie ajena al área de estudio:** Son aquellas especies cuya distribución geográfica en su estado silvestre no coincide con el Bajo Urubamba o ecosistemas que lo atraviesen. Para estos casos, se asume que el registro correspondería a ADN ambiental transportado desde áreas lejanas por agentes externos, por ejemplo, personas, animales migratorios (aves o peces), o el agua de los ríos (el río Urubamba tiene sus orígenes en la cordillera de los Andes y atraviesa diversos ecosistemas en su recorrido). También se considera especie ajena a las especies domésticas cuya presencia obedece a su convivencia con el humano.
- **Especie de interés para la conservación:** Son aquellas especies que son categorizadas por la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN, en adelante) como Casi Amenazada, Vulnerable y En Peligro. No se contempla a las especies con categorías de Data Insuficiente ni Preocupación Menor.

3. RESULTADOS

A continuación, se evalúa la diferencia entre los resultados obtenidos mediante la metodología de ADN ambiental y los resultados de metodologías previas aplicadas por el PMB.

3.1 MAMÍFEROS

3.1.1 Distribución de Especies

3.1.1.1 Especies de Interés para la Conservación

A través de la metodología de ADN ambiental, se registraron nueve especies listadas en categorías de amenaza por la UICN.

Dos de las especies enlistadas por la UICN son posibles nuevos registros para el PMB: el delfín rosado o bufeo colorado (*Inia geoffrensis*: En Peligro) y el machín o capuchino cariblanco de Spix (*Cebus unicolor*: Vulnerable).

En el caso del delfín rosado (*Inia geoffrensis*), no ha sido registrada formalmente en ninguna Línea Base de los instrumentos de gestión ambiental del Proyecto Camisea, tampoco en ningún monitoreo en campo del PMB. Sin embargo, existe una mención en el informe anual del PMB del 2008 (Soave et al, 2009), en donde se señaló que había sido observada en el río Urubamba a la altura de Malvinas. Posteriormente, en consulta con hidrobiólogos, se recogió testimonios de avistamientos en el río Urubamba, específicamente en la desembocadura del río Camisea y cerca de las comunidades de Miaría y Sepahua. En este caso, el registro del ADN ambiental se realizó en el río Urubamba, a la altura del asentamiento rural Shintorini.

El registro del delfín rosado o bufeo colorado (*Inia geoffrensis*) en el río Urubamba no sólo es de interés por ser una especie en peligro según la UICN, sino porque desde el 2018 el Estado

Peruano decretó mediante DS N° 007-2018-PRODUCE el “Plan de Acción Nacional para la Conservación de Delfines de Río (*Inia geoffrensis* y *Sotalia fluviatilis*) y Manatí Amazónico (*Trichechus inunguis*) en el Perú”, por lo tanto, estudiar su presencia en el Bajo Urubamba resultaría fundamental. En Perú, se tiene registro de la especie principalmente en la selva norte. De acuerdo con la UICN¹⁴, se encuentran en los afluentes Ucayali y Marañón (y afluente Samiria) que fluyen generalmente hacia el norte, y en los afluentes Napo, Tigre y Pastaza que fluyen generalmente hacia el sur.

A pesar de lo anterior, la presencia del delfín rosado en el bajo Urubamba es viable, dado que el delfín rosado está ampliamente distribuido en las cuencas de los ríos Amazonas y Orinoco y en la mayoría de sus tributarios, pero se ve limitada en las cabeceras de estos por raudales y cascadas, de acuerdo con Best y Da Silva (1989) y Trujillo (2000) (Citados por Amaya-Espinel & Zapata, 2014). En el caso del río Urubamba, no existen obstáculos hidrogeológicos agua abajo después del Pongo de Mainique, que es un paso estrecho y peligroso en su cuenca alta; por lo cual, es posible la migración de la especie entre los ríos Amazonas, Ucayali y bajo Urubamba.

Respecto al machín o capuchino cariblanco de Spix (*Cebus unicolor*), no ha tenido registros previos para el PMB; sin embargo, su distribución dentro del área de estudio del PMB es viable, toda vez que se conoce su distribución al este del río Ucayali (que se conecta al Urubamba), incluso hasta el norte de Bolivia. Asimismo, esta especie está catalogada como vulnerable por la UICN.

En cuanto a las otras siete especies, la metodología de ADN ambiental también detectó a las siguientes especies registradas antes por el PMB en campo: el perro silvestre (*Speothos veneticus*, Casi Amenazado), el armadillo gigante (*Priodontes maximus*: Vulnerable), la oncilla (*Leopardus tigrinus*: Vulnerable), el hormiguero bandera (*Myrmecophaga tridactyla*: Vulnerable), el otorongo (*Panthera onca*: Casi Amenazado), el tapir (*Tapirus terrestris*, Vu) y el mono choro (*Lagothrix lagotricha*: Vulnerable).

En el caso del mono choro (*Lagothrix lagotricha*: Vulnerable) es importante considerar que recientes estudios subdividen esta especie en cinco subespecies (*L. lagotricha cana*, *L. lagotricha lagotricha*, *L. lagotricha lugens*, *L. lagotricha poeppigii* y *L. lagotricha tschudi*) (Ruiz-García et al, 2014). Para el PMB se tiene registrado a *Lagothrix cana* como especie; sin embargo, su taxonomía actualmente le asigna el nombre científico de *Lagothrix lagotricha cana* y no lo considera una especie en sí misma, sino una subespecie (Ruiz-García et al, 2014; e ITIS, 2023). Asimismo, de las cinco subespecies de *Lagothrix lagotricha*, no todas se distribuyen sobre el Bajo Urubamba. Así, *L. lagotricha cana* tiene distribución confirmada en la selva de Cusco; asimismo, *L. lagotricha poeppigii* se distribuye incluso por el río Ucayali, que es receptor del río Urubamba, y existen áreas de posible hibridación de estas dos subespecies; finalmente, *L. lagotricha tschudi* se distribuye al sur de Perú y norte de Bolivia (Ruiz-García et al, 2014). De acuerdo con una revisión de los mamíferos presentes realizado en la zona, la especie probablemente es *L. lagotricha tschudi*.

3.1.1.2 Especies Ambivalentes y Ajenas al Área de Estudio del PMB

Se registró la presencia de especies domésticas como la llama (*Lama glama*), la alpaca (*Vicugna pacos*), vicuña (*Vicugna vicugna*) y el cuy (*Cavia porcellus*), las cuales no corresponden al área de estudio del PMB, es decir, son especies ajenas. Sin embargo, debido a que son especies de ecosistemas altoandinos, debido a que sus registros sólo se dieron en las estaciones del río Urubamba, y no en otros ríos o quebradas que se originan dentro del Bajo Urubamba. Asimismo, existe la posibilidad que la presencia de estas especies se deban su introducción antropogénica en las cercanías, especialmente del cuy (*Cavia porcellus*), por ser una especie de consumo y cría en áreas pequeñas.

¹⁴ UICN cita a Best y da Silva 1989, Leatherwood 1996, McGuire and Aliaga-Rossel 2010, y a Campbell et al. 2017.

Adicionalmente, también se registró especies silvestres no registradas antes por el PMB; sin embargo, de acuerdo con bases de datos de libre acceso (UICN, iDigBio, GBif), estas especies tienen una distribución que no abarcaría el Bajo Urubamba (ver Tabla 49). En algunos casos corresponden a distribuciones sumamente alejadas, como por ejemplo Centroamérica o la Orinoquía; mientras que en otras corresponde a ecosistemas o regiones cercanas al área de estudio del PMB, como la sierra o selva alta de Perú (ver Tabla 49).

En cualquiera de los casos, se requiere profundizar los estudios para confirmar los resultados; sobre todo si se tienen en consideración que se registraron especies bivalentes, es decir, cuya muestra de ADN ambiental sugiere dos posibles especies.

Tabla 49: Especies de mamíferos con determinación ambivalente y/o distribución fuera del área de estudio del PMB

Taxón según resultados de laboratorio	Especies Ambivalentes	Estado del registro de la especie	Distribución de posible nuevo registro*
<i>Artibeus jamaicensis</i> / <i>Artibeus planirostris</i>	<i>Artibeus jamaicensis</i>		Centroamérica
	<i>Artibeus planirostris</i>	Confirmado para el Bajo Urubamba	-----
<i>Cavia porcellus</i> / <i>Cavia tschudii</i>	<i>Cavia porcellus</i>	Especie Ajena	Especie doméstica
	<i>Cavia tschudii</i>	Posible nuevo registro	Sierra centro y sur de Perú
<i>Cebus unicolor</i>		Posible nuevo registro	Amazonia
<i>Dactylomys boliviensis</i> / <i>Dactylomys dactylinus</i>	<i>Dactylomys boliviensis</i>	Confirmado para el Bajo Urubamba	-----
	<i>Dactylomys dactylinus</i>		Toda la Amazonía
<i>Dasyprocta punctata</i>		Posible nuevo registro	Norte de Sudamérica
<i>Didelphis marsupialis</i> / <i>Metachirus nudicaudatus</i>	<i>Didelphis marsupialis</i>	Confirmado para el Bajo Urubamba	-----
	<i>Metachirus nudicaudatus</i>	Posible nuevo registro	Toda la Amazonía
<i>Didelphis pernigra</i>		Posible nuevo registro	Sierra y selva alta de Perú
<i>Eptesicus brasiliensis</i> / <i>Eptesicus furinalis</i>	<i>Eptesicus brasiliensis</i>	Confirmado para el Bajo Urubamba	-----
	<i>Eptesicus furinalis</i>		Toda la Amazonía
<i>Inia geoffrensis</i>		Probable nuevo registro	Norte de la Amazonía
<i>Lama glama</i> / <i>Vicugna pacos</i>	<i>Lama glama</i>	Especie Ajena	Especie doméstica de la sierra
	<i>Vicugna pacos</i>	Especie Ajena	Especie doméstica de la sierra
<i>Vicugna pacos</i> / <i>Vicugna vicugna</i>	<i>Vicugna vicugna</i>	Especie Ajena	Especie de la sierra
<i>Lonchophylla handleyi</i>		Posible nuevo registro	Selva alta de Perú
<i>Marmosa lepida</i>		Posible nuevo registro	Toda la Amazonía
<i>Marmosops noctivagus</i>		Posible nuevo registro	Toda la Amazonía
<i>Mazama americana</i> / <i>Odocoileus virginianus</i>	<i>Mazama americana</i>	Confirmado para el Bajo Urubamba	-----
	<i>Odocoileus virginianus</i>	Posible nuevo registro	Toda la Amazonía
<i>Mazama gouazoubira</i>		Posible nuevo registro	Sur de Sudamérica

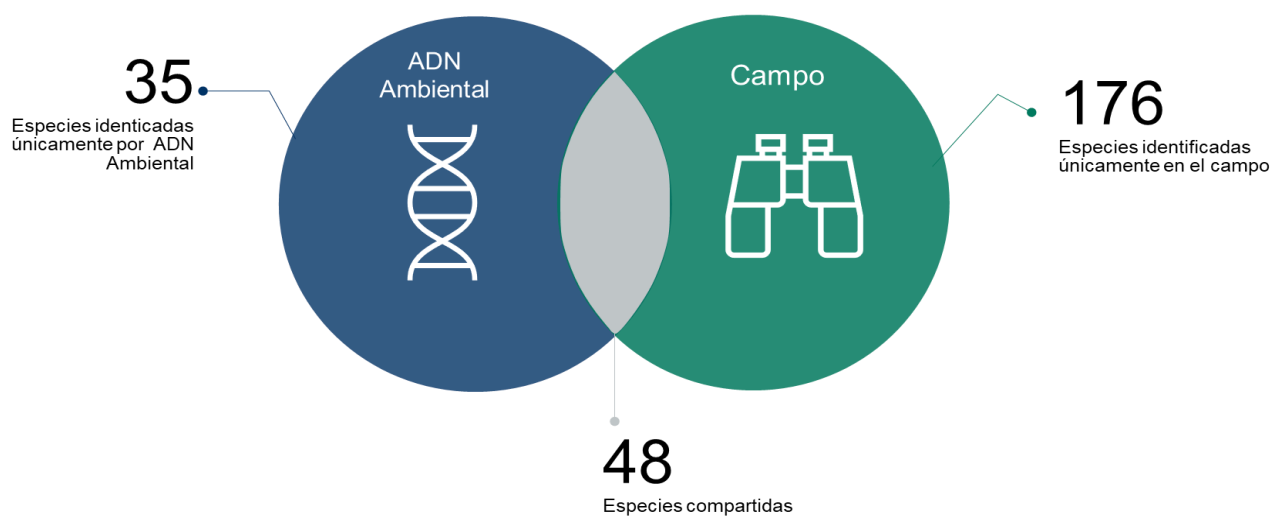
Taxón según resultados de laboratorio	Especies Ambivalentes	Estado del registro de la especie	Distribución de posible nuevo registro*
<i>Micoureus demerarae</i>		Posible nuevo registro	Toda la Amazonía
<i>Neacomys spinosus</i>		Posible nuevo registro	Toda la Amazonía
<i>Nephelomys albigularis/ Oecomys rutilus</i>	<i>Nephelomys albigularis</i>	Posible nuevo registro	Sierra norte de Perú
	<i>Oecomys rutilus</i>	Posible nuevo registro	Cuenca del Orinoco
<i>Noctilio albiventris</i>		Posible nuevo registro	Toda la Amazonía
<i>Peropteryx macrotis</i>		Posible nuevo registro	Toda la Amazonía
<i>Philander opossum</i>		Posible nuevo registro	Toda la Amazonía
<i>Plecturocebus cupreus</i>		Posible nuevo registro	Región central de la Amazonía
<i>Promops centralis</i>		Posible nuevo registro	Toda la Amazonía
<i>Saimiri boliviensis/ Saimiri sciureus</i>	<i>Saimiri boliviensis</i>	Confirmado para el Bajo Urubamba	-----
	<i>Saimiri sciureus</i>	Posible nuevo registro	Toda la Amazonía
<i>Sylvilagus andinus</i>		Posible nuevo registro	Sierra del Perú
<i>Tapirella bairdii/ Tapirus terrestris</i>	<i>Tapirella bairdii</i>	Especie Ajena	Centroamérica
	<i>Tapirus terrestris</i>	Confirmado para el Bajo Urubamba	-----
<i>Trinycteris nicefori</i>		Posible nuevo registro	Toda la Amazonía

Nota: * Área de distribución según bibliografía: IUCN red List (<https://www.iucnredlist.org/>)

3.1.2 Comparación de metodologías

A través del monitoreo con ADN ambiental, se logró registrar 11 órdenes, mientras que el campo del PMB registró 10 órdenes. El orden adicional detectado fue Cetacea, mientras que los demás órdenes fueron idénticos.

La metodología de ADN ambiental registró 83 especies de mamíferos, mientras los estudios de campo del PMB registraron 224 especies; de ellas 48 especies fueron compartidas entre ambas metodologías (Figura 79). Asimismo, a través del ADN ambiental se tiene 35 posibles nuevos registros para el PMB, que corresponde tanto a los registros de una especie determinadas o al registro de especies ambivalentes (21 especies ambivalente, ver Tabla 49).



Nota: Campo: estudios previos realizados en campo por el PMB.

Figura 80: Especies de mamíferos detectados por ADN Ambiental vs. el PMB

3.2 AVES

3.2.1 Distribución de Especies

3.2.1.1 Especies de Interés para la Conservación

No se registró ninguna especie de aves listada por la UICN o clasificadas dentro de la Legislación Nacional (D.S. N° 004-2014-MINAGRI).

3.2.1.2 Especies Ambivalentes y Ajenas al Área de Estudio del PMB

Se registró una especie doméstica, la paloma (*Columbia livia*), cuyo ADN ambiental se detectó únicamente en el río Urubamba, por lo cual se presume su origen desde otros sectores aguas arriba o su introducción por la población local, es decir, es una especie ajena.

Otras especies que requieren mayor evaluación sobre distribución documentada se presentan en la siguiente tabla, dado que su distribución documentada en bases de datos (IUCN) no son coincidentes con el Bajo Urubamba. Sin embargo, sus registros fueron incluso en estaciones ubicadas en quebradas o ríos tributarios del río Urubamba, por lo cual puede descartarse que se registró obediencia a ADN arrastrado desde la cordillera de los Andes o regiones más alejadas. Asimismo, en la siguiente tabla también se muestra las especies cuyo registro fue ambivalente, es decir, cuya muestra de ADN ambiental no permitió definir la especie en particular, sino dos posibles especies.

Tabla 50: Especies de aves con determinación ambivalente y/o distribución fuera del área de estudio del PMB

Taxón según resultados de laboratorio	Especies Ambivalentes	Estado del registro de la especie	Distribución de posible nuevo registro*
<i>Anas clypeata/ Anas platyrhynchos</i>	<i>Anas clypeata</i>	Posible nuevo registro	Hemisferio norte
	<i>Anas platyrhynchos</i>	Posible nuevo registro	Hemisferio norte
<i>Aramides cajanea</i>		Posible nuevo registro	Selva alta de Perú
<i>Aratinga leucophthalma</i>		Posible nuevo registro	Amazonía
<i>Cairina moschata</i>		Posible nuevo registro	Amazonía
<i>Capito niger</i>		Posible nuevo registro	Guyanas
<i>Cardellina canadensis</i>		Posible nuevo registro	Amazonía
<i>Catharus dryas</i>		Posible nuevo registro	Centroamérica
<i>Chlorospingus canigularis</i>		Posible nuevo registro	Amazonía
<i>Columba livia</i>		Especie Ajena	Ave doméstica
<i>Diglossa brunneiventris/ Diglossa carbonaria</i>	<i>Diglossa brunneiventris</i>	Posible nuevo registro	Selva alta de Perú
	<i>Diglossa carbonaria</i>	Posible nuevo registro	Altiplano
<i>Heliornis fulica</i>		Posible nuevo registro	Amazonía
<i>Myadestes ralloides</i>		Posible nuevo registro	Amazonía
<i>Patagioenas fasciata</i>		Posible nuevo registro	Amazonía
<i>Phalacrocorax brasilianus/ Phalacrocorax urile</i>	<i>Phalacrocorax brasilianus</i>	Posible nuevo registro	Amazonía
	<i>Phalacrocorax urile</i>	Posible nuevo registro	Hemisferio norte
<i>Pharomachrus antisianus/ Pharomachrus auriceps</i>	<i>Pharomachrus antisianus</i>	Posible nuevo registro	Andes tropicales

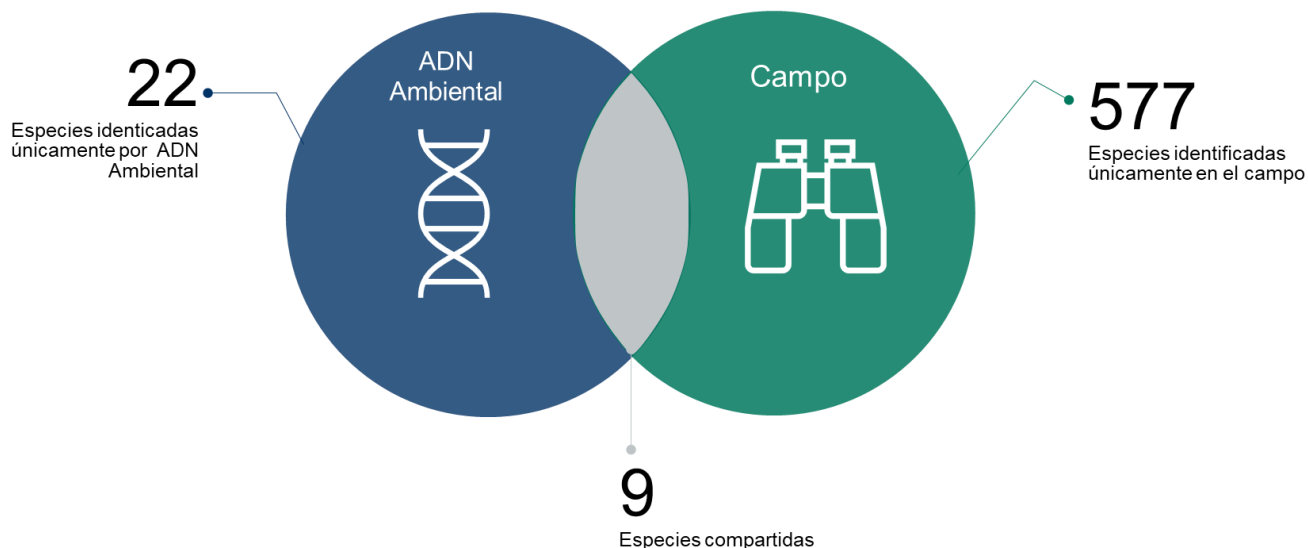
Taxón según resultados de laboratorio	Especies Ambivalentes	Estado del registro de la especie	Distribución de posible nuevo registro*
	<i>Pharomachrus auriceps</i>	Posible nuevo registro	Andes tropicales
<i>Steatornis caripensis</i>		Posible nuevo registro	Andes tropicales
<i>Thraupis sayaca</i>		Posible nuevo registro	Amazonía

Nota: * Área de distribución según bibliografía: IUCN red List (<https://www.iucnredlist.org/>)

3.2.2 Comparación de metodologías

En cuanto a las aves, el estudio de ADN ambiental detectó 15 órdenes de aves mientras que los estudios de campo detectaron 24 órdenes; es decir, la metodología ADN ambiental detectó un orden nuevo (Suliformes).

La metodología de ADN ambiental registró 31 especies de aves, mientras los estudios de campo del PMB registraron 586 especies; de ellas solamente 9 especies fueron compartidas entre ambas metodologías (Figura 81). Asimismo, a través del ADN ambiental se tiene 22 posibles nuevos registros para el PMB, que corresponde tanto a los registros de especies determinadas o al registro de especies ambivalentes (8 especies ambivalente, ver Tabla 50).



Nota: Campo = estudios previos realizados en campo en el PMB.

Figura 81. Especies de aves detectadas por ADN Ambiental vs. el PMB

3.3 ANFIBIOS

3.3.1 Distribución de Especies

3.3.1.1 Especies de Interés para la Conservación

Se registraron dos especies listadas por la UICN en categorías de amenaza: rana Cochran del Cusco (*Rulyrana spiculata*: Casi Amenazado) y rana cristal fantasma (*Hyalinobatrachium pellucidum*: Casi Amenazado) las cuales sí se distribuirían dentro del área de estudio del PMB. La legislación nacional (D.S. N° 004-2014-MINAGRI) contempla a la: rana Cochran del Cusco como una especie casi amenazada.

La rana Cochran del Cusco (*Rulyrana spiculata*) se distribuye entre las vertientes orientales de los Andes en el centro y sur de Perú hasta la serranía de Bolivia. En Perú, abarca zonas como el Parque Nacional del Manu y el Santuario Nacional Megantoni por donde discurren los ríos que son cercanos al proyecto del PMB (Frost, 2023 & IUCN, 2022). Así mismo, se tiene registros de puntos de observación cercanos al área de estudio del PMB (Amphibian web, 2023).

La rana cristal fantasma (*Hyalinobatrachium pellucidu*) tiene registros desde las vertientes amazónicas de los andes ecuatorianos y colombianos hasta Perú, con registros en San Martín, Ucayali y Cusco (IUCN, 2022)

3.3.1.2 Especies Ambivalentes y Ajenas al Área de Estudio del PMB

A través de la metodología de ADN ambiental, se registraron especies cuya determinación fue ambivalente, es decir, dos posibles especies (ver

Tabla 51). Asimismo, se registraron especies cuya distribución es cercana o posiblemente coincidente con el área de estudio del PMB (ver

Tabla 51).

Casos como *Hyalinobatrachium munozorum* requieren mayor estudio a fin confirmar su registro, dado que su distribución si bien coincide con Perú, es dudosa.

Tabla 51: Especies de anfibios con determinación ambivalente y/o distribución fuera del área de estudio del PMB

Taxón según resultados de laboratorio	Especies Ambivalentes	Estado del registro de la especie	Distribución de posible nuevo registro*
<i>Ameerega petersi</i> / <i>Ameerega simulans</i>	<i>Ameerega simulans</i>	Posible nuevo registro	Selva de Madre de Dios
	<i>Ameerega petersi</i>	Posible nuevo registro	Cuencas ríos Ucayali y Huallaga
<i>Cochranella erminea</i>		Posible nuevo registro	Selva central y sur del Perú
<i>Hyalinobatrachium bergeri</i> / <i>Hyalinobatrachium pellucidum</i>	<i>Hyalinobatrachium bergeri</i>	Posible nuevo registro	Selva sur del Perú hasta Bolivia
	<i>Hyalinobatrachium pellucidum</i>	Posible nuevo registro	Selva norte y central de Perú
<i>Hyalinobatrachium carlesvilai</i>		Posible nuevo registro	Selva sur del Perú hasta Bolivia
<i>Hyalinobatrachium munozorum</i>		Posible nuevo registro	Colombia y Ecuador, con registros dudosos en Perú
<i>Osteocephalus cabrerai</i> / <i>Osteocephalus helenae</i>	<i>Osteocephalus cabrerai</i>	Posible nuevo registro	Selva norte y este del Perú
	<i>Osteocephalus helenae</i>	Posible nuevo registro	Tierras bajas de la Amazonía
<i>Rhinella castaneotica</i> / <i>Rhinella dapsilis</i>	<i>Rhinella castaneotica</i>	Posible nuevo registro	Vertientes orientales de los andes de Ecuador, Perú y Bolivia
	<i>Rhinella dapsilis</i>	Posible nuevo registro	Colombia, Ecuador y centro de Perú
<i>Rhinella marina</i> / <i>Rhinella poeppigii</i>	<i>Rhinella marina</i>	Confirmado para el Bajo Urubamba	-----
	<i>Rhinella poeppigii</i>	Posible nuevo registro	Vertientes orientales de los andes de Ecuador, Perú y Bolivia

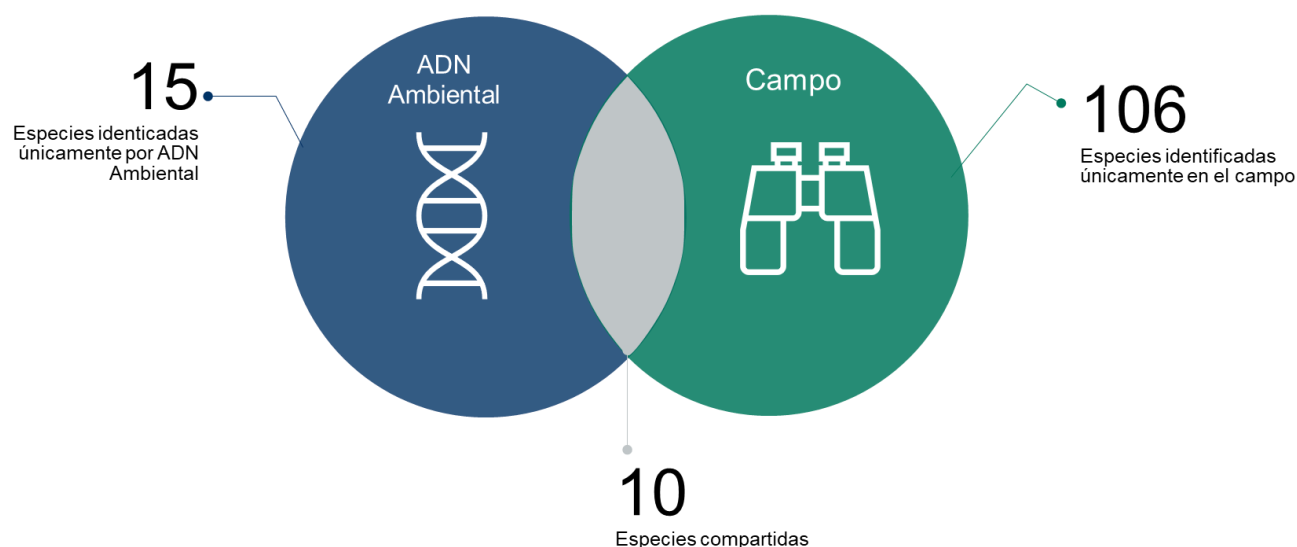
Taxón según resultados de laboratorio	Especies Ambivalentes	Estado del registro de la especie	Distribución de posible nuevo registro*
<i>Rulyrana spiculata</i>		Posible nuevo registro	Selva de Cusco y Pasco hasta norte de Bolivia
<i>Scinax chiquitanus/ Scinax funereus</i>	<i>Scinax chiquitanus</i>	Posible nuevo registro	Selva sur del Perú hasta Bolivia
	<i>Scinax funereus</i>	Confirmado para el Bajo Urubamba	-----

Nota: * Área de distribución según bibliografía: IUCN red List (<https://www.iucnredlist.org/>)

3.3.2 Comparación de metodologías

En los estudios de campo se detectaron tres órdenes (Anura, Caudata y Gymnophiona), mientras que en el ADN ambiental sólo se registró el orden Anura.

La metodología de ADN ambiental registró 25 especies de anfibios, mientras los estudios de campo del PMB registraron 116 especies; de ellas solamente 10 especies fueron compartidas entre ambas metodologías (Figura 79). Asimismo, a través del ADN ambiental se tiene 15 posibles nuevos registros para el PMB, que corresponde tanto a los registros de especies determinadas o al registro de especies ambivalentes (12 especies ambivalente, ver Tabla 53).



Nota: Campo: estudios previos realizados en campo por el PMB.

Figura 82. Especies de anfibios detectadas por ADN Ambiental vs. el PMB

3.4 REPTILES

3.4.1 Distribución de Especies

3.4.1.1 Especies de Interés para la Conservación

La especie registrada caimán enano *Paleosuchus trigonatus* se encuentra dentro de la legislación nacional (D.S. N° 004-2014-MINAGRI) como casi amenazados (NT). Esta especie tiene una amplia distribución en la cuenca del Amazonas y sus áreas periféricas, abarcando territorios que se extienden desde Venezuela hasta Bolivia pasando por Perú, Ecuador y Brasil (Ross, 1998 & IUCN, 2022); por lo tanto, se distribuiría en el área del PMB. No se registró ninguna especie de reptil listada por la IUCN.

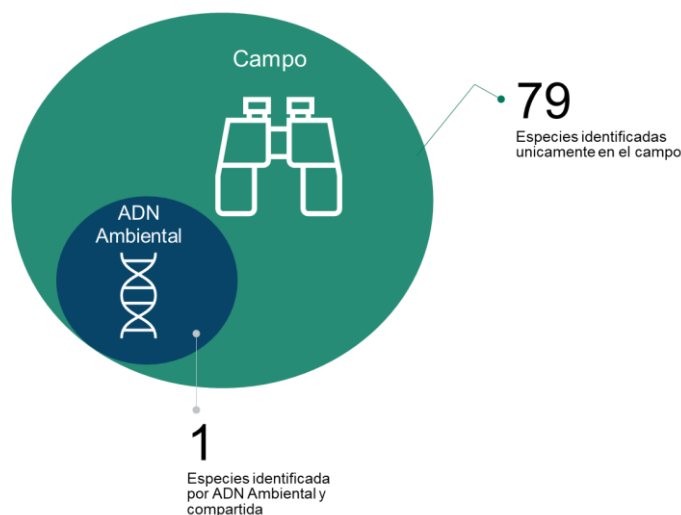
3.4.1.2 Especies Ambivalentes y Ajenas al Área de Estudio del PMB

No se registraron especies ajenas al área de estudio del PMB. Sólo se registró al caimán enano (*Paleosuchus trigonatus*), la cual tiene una distribución amplia en la cuenca Amazónica.

3.4.2 Comparación de metodologías

En los muestreos previos de campo se detectaron tres órdenes (Crocodylia, Testudines y Squamata), mientras que el ADN ambiental registro dos: Crocodylia y Squamata.

El ADN ambiental identificó solo una especie de reptil (*Paleosuchus trigonatus*, caimán enano), compartida con lo hallado por el campo del PMB (Figura 83).



Nota: Campo: estudios previos realizados en campo en el PMB.

Figura 83. Especies de reptiles detectadas por ADN Ambiental vs. el PMB

3.5 PECES

3.5.1 Distribución de Especies

3.5.1.1 Especies de Interés para la Conservación

No se registró ninguna especie de pez listada por la IUCN que de distribuya dentro del área de estudio del PMB.

3.5.1.2 Especies Ambivalentes y Ajenas al Área de Estudio del PMB

La metodología de ADN ambiental identificó especies de peces no registrados antes por el PMB, pero con distribuciones geográficas no necesariamente correspondientes con el área de estudio del PMB, motivo por el cual requieren mayor estudio al respecto (ver Tabla 52). Asimismo, se registró especies ambivalente, es decir, cuya muestra de ADN ambiental no permitió confirmar una especie en particular, sino posibles especies (ver Tabla 52).

Entre las especies listadas en la Tabla 52, resalta el pez sucbe o bagre de puna (*Trichomycterus rivulatu*), que es una especie listada por la UICN como casi amenazada; sin embargo, dado que su hábitat está documentado en lagos y ríos de grandes alturas de Perú, Bolivia y Chile, se la consideró como especie ajena. Asimismo, debido a que su registro por ADN ambiental fue como especie ambivalente, no se la consideró como una especie de interés para la conservación (ver ítem 3.5.1.1).

Tabla 52: Especies de peces con determinación ambivalente y/o distribución fuera del área de estudio del PMB

Taxón según resultados de laboratorio	Especies Ambivalentes	Estado del registro de la especie	Distribución de posible nuevo registro*
<i>Agoniates anchovia</i>		Posible nuevo registro	Selva norte del Perú y resto de Amazonía
<i>Ancistrus cirrhosus</i>		Posible nuevo registro	Selva central y norte del Perú y resto de Amazonía
<i>Apteronotus albifrons</i>		Posible nuevo registro	Selva norte del Perú y resto de Amazonía
<i>Astyanacinus multidens</i>		Posible nuevo registro	Selva alta de Perú, Bolivia y Ecuador
<i>Auchenipterus ambyiacus/ Auchenipterus brachyurus</i>	<i>Auchenipterus ambyiacus</i>	Confirmado para el Bajo Urubamba	-----
	<i>Auchenipterus brachyurus</i>	Posible nuevo registro	Selva norte del Perú y resto de Amazonía
<i>Bryconamericus pectinatus/ Knodus hypopterus</i>	<i>Bryconamericus pectinatus</i>	Posible nuevo registro	Selva de Cusco y Madre de Dios
	<i>Knodus hypopterus</i>	Confirmado para el Bajo Urubamba	-----
<i>Colossoma macropomum/ Piaractus brachypomus</i>	<i>Colossoma macropomum</i>	Confirmado para el Bajo Urubamba	-----
	<i>Piaractus brachypomus</i>	Posible nuevo registro	Selva norte del Perú y resto de Amazonía
<i>Exallodontus aguanai</i>		Posible nuevo registro	Selva norte del Perú y resto de Amazonía
<i>Farlowella oxyrryncha</i>		Posible nuevo registro	Selva norte del Perú
<i>Hypostomus watwata</i>		Posible nuevo registro	Selva norte del Perú y resto de Amazonía
<i>Metynnis maculatus</i>		Posible nuevo registro	Amazonia de Brasil
<i>Panaqolus nocturnus</i>		Posible nuevo registro	Selva norte de Perú y Ecuador
<i>Pimelodina flavipinnis</i>		Posible nuevo registro	Selva norte del Perú y resto de Amazonía
<i>Prochilodus lineatus</i>		Posible nuevo registro	Sudeste de Sudamérica
<i>Pseudoplatystoma tigrinum</i>		Posible nuevo registro	Selva norte del Perú y resto de Amazonía
<i>Rhinodoras boehlkei</i>		Posible nuevo registro	Selva norte del Perú y Brasil

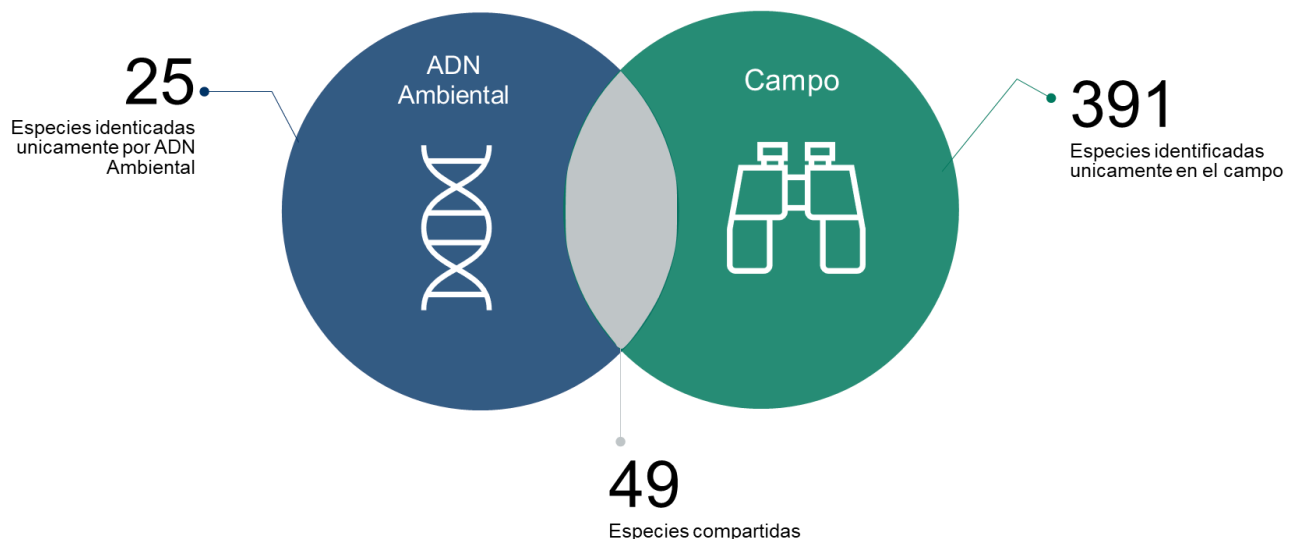
Taxón según resultados de laboratorio	Especies Ambivalentes	Estado del registro de la especie	Distribución de posible nuevo registro*
<i>Salminus affinis/ Salminus brasiliensis</i>	<i>Salminus affinis</i>	Posible nuevo registro	Colombia, Ecuador y Lotero, Pasco y Madre de Dios
	<i>Salminus brasiliensis</i>	Posible nuevo registro	Sudeste de Sudamérica
<i>Serrapinnus microdon</i>		Posible nuevo registro	Paraguay, Bolivia, Brasil, Lotero y Madre de Dios
<i>Sorubim elongatus/ Sorubim maniradii</i>	<i>Sorubim elongatus</i>	Posible nuevo registro	Selva norte del Perú y resto de Amazonía
	<i>Sorubim maniradii</i>	Posible nuevo registro	Selva norte del Perú y resto de Amazonía
<i>Trichomycterus barbouri/ Trichomycterus rivulatus</i>	<i>Trichomycterus barbouri</i>	Posible nuevo registro	Distribución discontinua en la Amazonía y Andes
	<i>Trichomycterus rivulatus</i>	Especie Ajena	Sierra del Perú, Bolivia y Chile
<i>Trichomycterus fassli</i>		Posible nuevo registro	Selva sur del Perú hasta Bolivia

Nota: * Área de distribución según bibliografía: IUCN red List (<https://www.iucnredlist.org/>)

3.5.2 Comparación de metodologías

Para la comparación de metodologías, en el caso de los registros de campo del PMB, se utilizó las bases de datos del monitoreo de hidrobiología; asimismo, se utilizó las bases de datos del monitoreo de Uso de Recursos, dado que en este monitoreo se tuvo un enfoque sobre la diversidad de peces entre los años 2018 y 2019.

Los estudios de campo del PMB registró en total 441 especies; entretanto, en el estudio de ADN ambiental se identificaron 74, de las cuales 49 fueron compartidas (Figura 84). Asimismo, la metodología de ADN ambiental determinó 25 posibles nuevos registros para el PMB, que corresponde tanto a los registros de especies determinadas o al registro de especies ambivalentes (16 especies ambivalente, ver Figura 84).



Nota: Campo: estudios previos realizados en campo en el PMB.

Figura 84. Especies de peces detectadas por ADN Ambiental vs. el PMB

4. DISCUSIÓN Y CONCLUSIÓN

El estudio realizado por Mena *et al.* (2021) corresponde a la única publicación científica disponible para Perú en la cual se desarrolló una evaluación de mamíferos terrestres menores y mayores, así como mamíferos voladores empleado la metodología de ADN Ambiental. El objetivo del estudio fue contrastar la eficiencia de las metodologías de ADN ambiental (colectado en agua de corrientes y estancadas), trampas cámara, redes de neblina, trampas de caída y trampas de captura en la selva de Madre de Dios. Su investigación concluyó que el método de ADN Ambiental fue la metodología que más especies registró respecto al total (47%).

En el presente estudio piloto, en general, en todos los grupos se detectaron menos órdenes, géneros y especies que las registradas en el PMB. Sin embargo, el grupo con mayor eficiencia de detección fue el de los mamíferos, con un 29% de especies respecto a los resultados históricos, el cual incluyó resultados de monitoreos entre el 2004 y el 2016 para metodologías por trampas y redes para mamíferos menores terrestres y menores, respectivamente, además de resultados entre el 2014 y 2023 por cámaras trampa.

La mayor eficiencia de detección de los mamíferos por la metodología de ADN ambiental se debió probablemente a que el análisis de laboratorio adicionó la determinación por un cebador específico para mamíferos, es decir, se debió al uso de marcadores genéticos apropiados (Mena *et al.*, 2021).

De los otros grupos taxonómicos, las aves y los reptiles fueron los que tuvieron un menor número de órdenes, géneros y especies en relación con lo encontrado en campo. De hecho, tuvieron la menor eficiencia de muestreo, detectando el ADN ambiental tan solo el 2% y 1% de las especies encontradas en campo.

Dado que la preservación del ADN ambiental es viable en el agua y puede estar protegido de la degradación (Neice y McRae, 2021), se esperó que la eficiencia de detección para aves con hábitats acuáticos fuese mejor respecto a las especies con hábitats más terrestres; sin embargo, especies acuáticas como los Anseriformes y Podicipediformes encontradas en campo no fueron detectadas por el ADN ambiental, infiriendo que si bien el sustrato pudo influenciar a la hora de detectar a las aves, la falta de un análisis de laboratorio detallado es un factor importante a considerar; por lo cual, sin cebadores o *primer* que sean apropiados para los grupos de estudio objetivo no se puede esperar una eficiencia elevada.

Pese a los resultados anteriores, la metodología de ADN ambiental proporcionó órdenes, géneros y especies nuevas no detectadas en el PMB para todos los grupos. Los posibles nuevos registros deben ser evaluados con mayor experticia, debido a que se detectó el registro de especies cuyas distribuciones geográficas no coinciden con el área de estudio del PMB. En algunos de estos casos, como por ejemplo la detección de camélidos sudamericanos, podría corresponder a ADN ambiental trasladado en el agua desde áreas remotas o por la introducción de dichas especies en las cercanías; asimismo, también se detectó especies cuyo actual conocimiento de distribución hace imposible su correcta detección, dado que se distribuyen a distancia sumamente remotas como, por ejemplo, Centroamérica o la Orinoquía. En algunos casos, también se registró especies cuya distribución geográfica sí es cercana al Bajo Urubamba, por ejemplo, registros en las regiones Ucayali o Cusco, motivo por el cual se puede suponer que amerita una actualización científica de las distribuciones geográficas de dichas especies.

Mena *et al.* (2021) señalaron que la eficiencia del muestreo depende de las bases de datos de referencia, ya que, por ejemplo, sus resultados de ADN ambiental registraron dos especies del género *Proechimys*, ninguna compatible a los registros de las trampas, e incluso correspondiente a especies no distribuidas en el área; por ello, durante la asignación de los nombres científicos a cada muestra de ADN ambiental, la mejor coincidencia para dichas muestras obtenidas de este género eran especies emparentadas. Asimismo, Mena *et al.* (2021) señalaron otros problemas vinculados a las bases de datos de comparación de los laboratorios, entre ellas señalaron la errónea identificación de las especies en las bases de datos o el uso de nombres científicos desactualizados.

Para este estudio piloto, no se excluye presumir que la detección de nuevos registros puede obedecer al análisis de laboratorio, motivo por el cual para la continuación del uso de ADN ambiental es necesario hacer una evaluación más exhaustiva de las distribuciones geográficas de las especies, así como dar retroalimentación a las bases de datos de referencia de los laboratorios a fin de que se mejore el análisis, lo cual debe hacerse a través de expertos que cotejen los resultados de los laboratorios, como también sugiere Mena *et al.* (2021).

En conclusión, la herramienta resulta útil como complemento de los muestreos de campo tradicionales y para incrementar el conocimiento de la distribución de las especies dentro del área de estudio (Denier *et al.* 2017, Mena *et al.*, 2021). Para que la técnica sea efectiva, es importante utilizar los cebadores genéticos apropiados en relación con lo que se quiere muestrear. Por otro lado, conocer la distribución de las especies permite pulir los resultados de la metodología de ADN ambiental, así como, tener un registro de que especies podrían no estar siendo detectadas por la metodología. Algunas especies, como la fauna voladora o de hábitos arborícolas como los primates podrían estar siendo subvalorados (Mena *et al.*, 2021). Finalmente, en lo que respecta a la biología de la conservación, la técnica resulta rápida, menos costosa e invasiva que otras formas de muestreo (Denier *et al.* 2017), por lo cual, su uso es altamente recomendado para posteriores monitoreos.

5. RECOMENDACIONES

- Incorporar el método de ADN ambiental en los monitoreos a largo plazo, refinando la evaluación para lograr identificar más especies y/o especies indicadores. Para ello se recomienda tomar muestras adicionales y evaluar los listados con expertos taxonómicos. De esta manera se puede calibrar el esfuerzo requerido para realizar muestreos con ADN ambiental para grupos taxonómicos y/o especies indicadores.
- Por lo que *I. geoffrensis* es una especie categorizada como En Peligro por la UICN, confirmar la presencia del delfín rosado (*Inia geoffrensis*) a través de un muestreo más detallado y entrevistas con la población local. Esta especie es un indicador del estado de salud de los ecosistemas acuáticos de la Amazonia.



Capítulo 6: Conclusiones y Recomendaciones Generales

Conclusiones

Paisaje

Los resultados indican que, los impactos a la cobertura boscosa por actividades del proyecto siguen en recuperación y en la mayoría de los casos, las áreas temporalmente impactadas están recuperando cobertura boscosa. Específicamente:

- Las medidas de mitigación implementadas por el Proyecto Camisea permitieron la recuperación de la huella a nivel de paisaje de los derechos de vía actualmente en operación; es decir, la huella prácticamente ha desaparecido en los subproyectos de más de 10 años de antigüedad.
- Las perspectivas de restauración del nuevo derecho de vía (de la locación Cashiriari 1 hacia Malvinas) en los próximos años son más favorables que en otros subproyectos, debido a que el 99.33 % de su recorrido se clasifica como áreas recuperables.
- La Planta de Gas Malvinas registró un aumento superficial del 4.3 % en el actual mapeo, respecto al último medido el 2017. Aun así, el área ocupada sigue siendo menor a la apertura original del año 2002. Por otro lado, sigue representando la mayor huella de Proyecto Camisea (53%), ya que concentra las operaciones logísticas, y de esta manera evita la apertura de nuevas áreas en locaciones externas.

Mamíferos a través de trampas cámara en Cashiriari

- Se observó, luego de la fase de construcción de la Línea de Conducción Cashiriari 1-Malvinas, que no hay diferencias significativas en el número de especies antes y después de la etapa de construcción. Destaca la presencia de 5 especies de felinos, incluyendo el jaguar, además de 5 especies de mamíferos con grado de amenaza.
- El número de cazadores utilizando el DdV ha incrementado, posiblemente incrementando el impacto de la caza sobre mamíferos sensibles como los monos (e.g. *Ateles paniscus*, *Lagothrix lagotricha tschudii*).
- Se identificaron 34 especies de mamíferos medianos y grandes distribuidos en 8 órdenes y 18 familias. La especie con mayor número de registros fue el añuje (*Dasyprocta variegata*), con 183 registros, seguido de la majaz (*Cuniculus paca*) con 166 observaciones. Se registraron especies raras, como el perrito de monte (*Speothos venaticus*), machetero (*Dinomys branickii*) y algunas que no se habían reportado como el añuje (*Dasyprocta fuliginosa*), la comadreja (*Mustela frenata*) y, la huangana (*Tayassu pecari*).
- Se registraron cinco especies de mamíferos que tienen algún grado de amenaza. Estos incluyen el armadillo gigante o yangunturo (*Priodontes maximus*), el oso bandera (*Myrmecophaga tridactyla*) que están categorizados como vulnerables tanto a nivel nacional (MINAGRI 2014) como a nivel internacional (IUCN 2022); el machetero (*Dinomys branickii*), categorizado como vulnerable a nivel nacional, la huangana (*Tayassu pecari*) y el tapir (*Tapirus terrestris*) como vulnerable a nivel internacional.

Monitoreo de biota acuática

- La diversidad de Shannon-Wiener (H) mostró una tendencia al aumento a lo largo de los años para la comunidad de peces y macroinvertebrados bentónicos. Se recomienda revisar los especímenes recolectados o disponibles y confirmar la existencia de nuevas especies o la actualización de especies con designación taxonómica reciente y uso extendido.
- Si bien la curva de acumulación de especies de perifiton se ha mantenido en aumento, el análisis de tendencias muestra una disminución del índice de Shannon-Wiener hacia el último monitoreo. Esta variación requiere de un seguimiento para confirmar si la tendencia se mantiene en los próximos monitoreos o es que se debió a una variación circunstancial.
- De acuerdo con los índices de calidad biológica, como el IBI y el EPT, se observó mayoritariamente buenas condiciones de la calidad de las aguas. Las condiciones físico – químicas observadas para los últimos monitoreos (2022 y 2023) son las normales para la región y se encuentran en el rango de las previamente registradas durante el monitoreo continuo (2006 - 2019).
- Los resultados de la temporada seca 2022 (noviembre) y la temporada húmeda 2023 (febrero) arrojaron valores dentro de las fluctuaciones históricas.

Estudio piloto de vertebrados utilizando ADN ambiental

- El estudio piloto para un muestreo de todos los grupos de vertebrados (mamíferos, aves, anfibios, reptiles y peces) se realizó exitosamente a través de colectas de muestras de agua en 15 locaciones en 9 días, seguido por un análisis de laboratorio realizado por la empresa NatureMetrics.
- La metodología de ADN ambiental proporcionó órdenes, géneros y especies nuevas no detectadas en el PMB para todos los grupos.
- Dos de las especies enlistadas por la UICN son posibles nuevos registros para el PMB: el delfín rosado o bufeo colorado (*Inia geoffrensis*: En Peligro) y el machín o capuchino cariblanco de Spix (*Cebus unicolor*: Vulnerable).
- El grupo con mayor eficiencia de detección fue el de los mamíferos, con un 29% de especies respecto a los resultados históricos. La metodología de ADN ambiental registró 83 especies de mamíferos, mientras los estudios de campo del PMB registraron 224 especies; de ellas 48 especies fueron compartidas entre ambas metodologías. Se utilizó un *primer* específico para mamíferos durante el análisis, lo cual mejoró detectabilidad.
- La metodología de ADN ambiental permitió el registro de 25 especies de anfibios, mientras los estudios de campo del PMB registraron 116 especies; se registraron 31 especies de aves, mientras los estudios de campo del PMB registraron 586 especies; en cuanto a peces se registraron 74 especies con ADN en comparación con las 441 registradas en campo.
- A través del ADN ambiental, se detectaron posibles nuevos registros de especies, los cuales debe ser verificados por expertos. Estos pueden sumar hasta 35 para mamíferos, 15 para anfibios, 22 para aves y 25 para peces.

Recomendaciones

Sobre la base de los resultados de los monitoreos se recomienda lo siguiente:

- Debido a que el Proyecto Camisea se encuentra en fase de operación y las áreas impactadas o intervenidas demuestran buena recuperación, se recomienda monitorear las concesiones para hacer seguimiento a la cobertura boscosa también incluyendo los impactos generados por terceros; estos últimos con una mayor frecuencia, debido a que las modificaciones más dinámicas que se están produciendo en el área en los últimos años están relacionadas con el crecimiento del distrito de Megantoni.
- Teniendo en cuenta que los distintos subproyectos han llegado, en su mayoría, al punto de recuperación a nivel de dosel (o estabilización en los valores mínimos necesarios para la operación), se recomienda continuar con el monitoreo de los tramos identificados con huella remanente; asimismo, evaluar la incorporación de indicadores adicionales (más allá de cobertura) que podrían dar información sobre la calidad del bosque.
- El Programa de monitoreo debe seguir incorporando metodologías innovadoras como el uso de ADN ambiental, utilizando el estudio piloto como un primer paso y calibrando esfuerzos de campo y de laboratorio (replicas en colectas, uso de *primers* específicos, *metabarcoding*, entre otros). Se debe evaluar el listado obtenido de especies del estudio piloto y validar con expertos de cada grupo taxonómico e ir mejorando la biblioteca de ADN ambiental.
- Se debe seguir monitoreando fauna terrestre con trampas cámara, ya que es muy eficaz para hacer el seguimiento de mamíferos. Se recomienda evaluar la incorporación de grabadores acústicos para complementar el monitoreo.
- Para mejorar la detección de primates, se debe implementar técnicas de monitoreo de fauna arborícola, incluyendo el uso de trampas cámara en árboles y grabadores acústicos.
- A lo largo de los monitoreos del PMB, se ha demostrado que los planes de manejo implementados por el Proyecto Camisea han permitido la minimización de sus impactos y, por tanto, la reducción de su huella sobre el paisaje. Sin embargo, actualmente existen nuevos riesgos asociados a los planes de desarrollo del distrito de Megantoni, como infraestructura vial, redes eléctricas y proyectos productivos, los cuales requieren el desbosque de nuevas áreas. En esta línea, se recomienda la generación de un Plan de Acción en Biodiversidad que permita contribuir al mantenimiento de los indicadores de biodiversidad del área de influencia del Proyecto Camisea.

BIBLIOGRAFÍA

Monitoreo de Paisaje

Juárez M., Trucco, C., Aguerre G., Mange G. & Ferretti V. (Eds) 2013. Programa de Monitoreo de la Biodiversidad en Camisea. Perú. Componente Upstream. Informe Anual 2012. 311 pp.

Leunda G., Sahley C., Romero S. (Editores). 2019. Informe Anual 2018 del Programa de Monitoreo de la Biodiversidad en Camisea - Componente Upstream. 230 páginas.

Monitoreo Mamíferos con trampas camara

Carbone, C. & Gittleman, J.L. (2002). A common rule for the scaling of carnivore density. *Scienca* 295:2273-2276 DOI: 10.1126/science.1067994

Charre-Medellín, J.F., V. Sánchez-Cordero, G. Magaña-Cota, et al. (2012). "Jaguarundi (*Puma yagouaroundi*) in Gua-najuato, Mexico". *The southeastern Naturalist* 57: 117-118.

Emmons, L.H. and Feer, F. (1999). *Mamíferos de los bosques húmedos de América tropical*. Editorial FAN, Santa Cruz, Bolivia.

Espinosa, S., Celis, G., & Branch, L.C. (2018). When roads appear jaguars decline: Increased access to an Amazonian wilderness area reduces potential for jaguar conservation. *PLoS ONE* 13(1):e0189740. doi.org/10.1371/journal.pone.0189740

Fragoso J.M.V. Antunes A.P. Altrichter M. Constantino P.A.L. Zapata-Ríos G. Camino M. Thoisy B.de et al. (2020). Mysterious disappearances of a large mammal in Neotropical forests. *BioRxiv* 12.08.416552.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T. & Ryan, P.D. (2001) PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica* 4(1): 9pp. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm

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.

IUCN. (2022). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2022-2. <https://www.iucnredlist.org>.

Lucherini, M., Soler, L. & Luengos Vidal, E. (2004). A preliminary revision of knowledge status of felids in Argentina. *Mastozoología Neotropical* 11(1):7-17 ISSN 1666-0536

Magurran A. (2005). *Measuring biological diversity*. Oxford, Blackwell Publishing.

Maffei, L., Cuéllar, E. & Noss, A. (2002). *Uso de trampas-cámara para la evaluación de mamíferos en el ecotono Chaco-Chiquitanía*.

- MINAGRI (2014). Categorización de las especies amenazadas de fauna silvestre legalmente protegidas (D.S. N° 004-2014-MINAGRI).
- Silver, C.S., Ostro, L.E.T., Marsh, L.K., Maffei, L., Noss, A.J., Kelly, M., Wallace, R.B., Gómez, H., and Ayala, G. (2004). The use of camera traps for estimating jaguar *Panthera onca* abundance and density using capture/recapture analysis. *Oryx*, 38(2):148-154.
- Tobler, M.W., Carrillo-Percestequi, S.E., Pitman, R.L., Mares, R. and Powell, G. (2008). An evaluation of camera traps for inventoring large- and medium-sized terrestrial rainforest mammals. *Anim. Conserv.* 11:169–178.
- Tobler, M.W., Zuñiga, H.A., Carrillo-Percestequi, S.E. and Powell, G.V.N. (2015). Spatiotemporal hierarchical modelling of species richness and occupancy using camera trap data. *Journal of Applied Ecology* 52:413–421
- Wallace, R.B., Gomez, H., Ayala, G., and Espinoza, F. (2003). Camera trapping for jaguar (*Panthera onca*) in the Tuichi Valley, Bolivia. *J. Neotrop. Mammal.* 10(1):133-139.

Monitoreo de Biota Acuática

- 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.
- Barron, J. & Ashton, C. (2007). The effect of Temperature on conductivity Mesurament. A Reagecon technical paper. Vol 3: 1-5.
- Beibei E, Zhang, S., Driscoll, C. T., & Wen, T. (2023). Human and natural impacts on the U.S. freshwater salinization and alkalization: A machine learning approach. *Science of The Total Environment*, 889, 164138.
- Bozorg-Haddad, o. Delpasand, M. & Loáiciga, H.A. (2021). Water quality, hygiene, and health. En O.Bozorg-Haddad, Economical, Political, and social issues in water resources (pp.217-257). Elsevier.
- Fox, J., Weisberg, S., Adler, D., Bates, D., Baud-Bovy, G., Ellison, S., & Heiberger, R. (2012). Package 'car'. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 16.
- Jiang, S., Wu, X., Du, S., Wang, Q., & Han, D. (2022). Are UK Rivers Getting Saltier and More Alkaline? *Water*, 14(18), 2813. MDPI AG. Retrieved from
- 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. Enviromental Monitoring systems Laboratory. Cincinnati, Ohio 45268. 253p.
- Kitheka, J. U. (2019). Salinity and salt fluxes in a polluted tropical river: The case study of the Athi river in Kenya. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 24, 100614.
- Muñoz-Riveaux S, Naranjo-López C, Gárces-González G, González-Lazo DD, Musle-Cordero Y, Rodríguez-Montoya L. 2003. Evaluación de la calidad del agua utilizando los macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores. *Rev Chapingo Ser CIE* 9: 147-153

- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D., Heisterkamp, S., Van Willigen, B., & Maintainer, R. (2017). Package 'nlme'. Linear and nonlinear mixed effects models, version, 3(1), 274.
- 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., L. Chocano, C. Palma e Iris Samanez. 2010. Biota Acuática en la Amazonia Peruana: diversidad y usos como indicadores ambientales en el Bajo Urubamba (Cusco – Ucayali). *Rev. peru. biol.* Lima, Perú. Vol.17 (1):029-035.
- R Core Team. (2018). Package stats. The R Stats Package
- Roldan, G. 1999. Macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del Agua. *Revista Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales.* Vol. 23(88) 375-387.
- Stets, E. G., Kelly, V. J., & Crawford, C. G. (2014). Long-term trends in alkalinity in large rivers of the conterminous US in relation to acidification, agriculture, and hydrologic modification. *Science of The Total Environment*, 488-489, 280-289.
- van der Sleen and James Albert. 2018. *Field Guide of the Fishes of the Amazon, Orinoco & Guianas.* Princeton Press 464 pp.
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., & Elphick, C. S. (2010). A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in ecology and evolution*, 1(1), 3-14.

Monitoreo de vertebrados a través de ADN Ambiental

- AmphibiaWeb.(2023). *Rulyrana spiculata*. AmphibiaWeb: information on amphibian biology and conservation. https://amphibiaweb.org/cgi/amphib_query?where-genus=Rulyrana&where-species=spiculata. Accessed on 23 August 2023.
- Amaya-Espinel, J. D. & L. A. Zapata (Editores). 2014. *Guía de las especies migratorias de la biodiversidad en Colombia. Insectos, murciélagos, tortugas marinas, mamíferos marinos y dulceacuícolas.* Vol. 3. Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible / WWF-Colombia.
- Deiner, K., Bik, H. M., Mächler, E., Seymour, M., Lacoursière-Roussel, A., Altermatt, F., Creer, S., Bista, I., Lodge, D. M., de Vere, N., Pfrender, M. E., & Bernatchez, L. (2017). Environmental DNA metabarcoding: Transforming how we survey animal and plant communities. *Molecular Ecology*, 26(21), 5872–5895. Bogotá, D.C. Colombia. P. 370. <https://doi.org/10.1111/mec.14350>
- Deiner, K., Fronhofer, E. A., Mächler, E., Walser, J. C., & Altermatt, F. (2016). Environmental DNA reveals that rivers are conveyor belts of biodiversity information. *Nature Communications*, 7. <https://doi.org/10.1038/ncomms12544>
- Dejean, T., Valentini, A., Miquel, C., Taberlet, P., Bellenmain, E., & Miaud, C. (2012). Improved detection of an alien invasive species through environmental DNA barcoding: the example of the American bullfrog *Lithobates catesbeianus*. *Journal of Applied Ecology*. 49, 953-959. https://www.academia.edu/13874099/Improved_detection_of_an_alien_invasive_specie

s_through_environmental_DNA_barcoding_the_example_of_the_American_bullfrog_Lithobates_catesbeianus

Envol Vert. (s.f.). El inventario de las especies animales por ADN ambiental en la Concesión de Conservación Yanayacu-Maquia. <https://www.francevolontaires.org/app/uploads/2020/11/Presentacion-CCYM-ADNe-ENVOL-VERT.pdf>

Ficetola, G. F., Miaud, C., Pompanon, F., & Taberlet, P. (2008). Species detection using environmental DNA From water samples. *Biology Letters*. Population genetics. Publicación en línea. <http://studentdnabarcoding.org/pdf/Ficetola.pdf>

Frost, Darrel R. 2023. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 6.2 (Accessed on 23 August 2023) Electronic Database accessible at <https://amphibiansoftheworld.amnh.org/index.php>. American Museum of Natural History, New York, USA.

IUCN SSC Amphibian Specialist Group. 2020. *Rulyrana spiculata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2020: e.T54994A59520983. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2020-3.RLTS.T54994A59520983.en>. Accessed on 23 August 2023.

Integrated Taxonomic Information System (ITIS) on-line database, www.itis.gov, <https://doi.org/10.5066/F7KH0KBK>.

Leunda G., Sahley C., Romero S. (Editores) 2020. Informe Anual 2019 del Programa de Monitoreo de la Biodiversidad en Camisea - Componente Upstream. 229 páginas.

Mena, J. L., Yagui, H., Tejeda, V., Bonifaz, E., Bellemain, E., Valentini, A., Tobler, M. W., Sánchez-Vendizú, P., & Lyet, A. (2021). Environmental DNA metabarcoding as a useful tool for evaluating terrestrial mammal diversity in tropical forests. *Ecological Applications*, 31(5), 1–13. <https://doi.org/10.1002/eap.2335>

Neice, A. A., & McRae, S. B. (2021). An eDNA diagnostic test to detect a rare, secretive marsh bird. *Global Ecology and Conservation*, 27, e01529.

Pilliod, D.S., Goldberg, C.S., Laramie, M.B., & Waits, L.P. (2013). Application of environmental DNA for inventory and monitoring of aquatic species: U.S. Geological Survey Fact Sheet 2012-3146, 4 p. <https://pubs.usgs.gov/fs/2012/3146/>

Programa de Monitoreo de Biodiversidad de Camisea. (2014). 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 (Programa de Monitoreo de Biodiversidad de Camisea (ed.)). <http://iopscience.iop.org/1748-9326/9/3/034012/article/>

Ramirez, J. M. (6 de octubre 2019). ADN ambiental metabarcoding. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. <https://www.facebook.com/watch/?v=2140817769557119>

Ross JP (1998) Crocodiles: status survey and conservation action plan. IUCN/SSC Crocodile Specialist Group, Gainesville, 97 pp.

Ruiz-García, M., Pinedo-Castro, M., & Shostell, J. M. (2014). How many genera and species of woolly monkeys (Atelidae, Platyrrhine, Primates) are there? The first molecular analysis of *Lagothrix flavicauda*, an endemic Peruvian primate species. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 79, 179–198. doi:10.1016/j.ympev.2014.05.034

Soave, G. E., Ferretti, V., Mange, G. y Galliardi, C. A. (Eds.). (2009). Diversidad biológica en la Amazonía peruana. Programa de Monitoreo de la Biodiversidad en Camisea.

WWF. (4 de julio de 2017). Pro Delphinus y WWF Perú realizaron primera estimación de la abundancia de delfines en ríos Huallaga y Marañón. Our News. <https://www.wwf.org.pe/?304591/censo%2Ddelfines%2Drío%2Dwwf%2Dperu%2Dprodelphinus>







ANEXOS

Anexo 1: Ubicación y Tiempo de Funcionamiento de las Trampas Cámara

Nombre	X 18L	Y	Inicio	Fin	Días funcionando
T 2A	745258	8685531	12/2/2023	16/5/2023	93
T 2B	745271	8685605	12/2/2023	16/5/2023	93
T 2C	745231	8685726	12/2/2023	16/5/2023	93
T 3A	744510	8685479	12/2/2023	21/4/2023	47
T 3B	744532	8685423	12/2/2023	1/4/2023	48
T 3C	744531	8685285	12/2/2023	16/5/2023	93
T 5A	743497	8684857	12/2/2023	30/3/2023	24
T 5B	743569	8684825	12/2/2023	16/5/2023	93
T 5C	743675	8684742	12/2/2023	3/3/2023	19
T 7A	742603	8684649	12/2/2023	17/2/2023	5
T 7B	742601	8684593	12/2/2023	18/4/2023	65
T 7C	742596	8684479	12/2/2023	8/3/2023	24
T 8A	740321	8685060	10/2/2023	17/5/2023	96
T 8B	740293	8685094	10/2/2023	17/5/2023	96
T 8C	740183	8685200	10/2/2023	25/3/2023	96
T 9A	739546	8684413	10/2/2023	-	0
T 9B	739565	8684365	10/2/2023	16/4/2023	31
T 9C	739596	8684231	10/2/2023	24/4/2023	73
T 10 A	738496	8684483	11/2/2023	4/5/2023	82
T 10B	738446	8684536	11/2/2023	9/4/2023	33
T 10C	738376	8684620	11/2/2023	18/5/2023	96
T 12A	736611	8684465	11/2/2023	18/5/2023	96
T 12B	736651	8684516	11/2/2023	18/5/2023	96
T 12C	736578	8684666	11/2/2023	26/3/2023	43
T 13A	733775	8684073	15/2/2023	30/4/2023	74
T 13B	733738	8684016	15/2/2023	19/5/2023	93
T 13C	733612	8683842	15/2/2023	-	0
T 14A	732821	8684305	15/2/2023	9/5/2023	83
T 14B	732886	8684731	15/2/2023	7/3/2023	20
T 14C	732876	8684487	15/2/2023	20/5/2023	94
T 15A	731992	8684740	15/2/2023	20/5/2023	94
T 15B	731978	8684669	15/2/2023	20/5/2023	94
T 15C	731997	8684524	15/2/2023	20/5/2023	94
T 16A	731462	8685151	15/2/2023	20/5/2023	94
T 16B	731373	8685088	15/2/2023	20/5/2023	94
T 16C	731261	8685025	15/2/2023	25/2/2023	10
T 17A	730593	8685406	16/2/2023	4/4/2023	47
T 17B	730580	8685501	16/2/2023	27/3/2023	39

Nombre	X 18L	Y	Inicio	Fin	Días funcionando
T 17C	730598	8685628	16/2/2023	-	0
T 18A	729973	8685484	16/2/2023	16/5/2023	89
T 18B	729904	8685449	16/2/2023	27/3/2023	39
T 18C	729893	8685263	16/2/2023	26/4/2023	69
T 19A	729059	8686000	19/2/2023	4/4/2023	44
T 19B	729103	8686101	19/2/2023	-	0
T 19 C	729080	8686272	19/2/2023	21/5/2023	91
T 20A	728134	8686454	19/2/2023	21/5/2023	91
T 20B	728110	8686372	19/2/2023	8/3/2023	17
T 20C	728086	8686285	19/2/2023	19/5/2023	89
T 21A	726930	8686756	17/2/2023	23/3/2023	34
T 21B	726975	8686815	17/2/2023	22/5/2023	94
T 21C	727030	8686955	17/2/2023	21/2/2023	0
T 22A	725642	8687054	18/2/2023	13/5/2023	84
T 22B	725615	8687110	18/2/2023	1/4/2023	29
T 22C	725654	8687259	18/2/2023	22/5/2023	93
T 23A	726530	8687043	17/2/2023	22/5/2023	94
T 23B	726538	8687099	17/2/2023	22/5/2023	94
T 23C	726524	8687218	17/2/2023	22/5/2023	94
T 24A	724878	8687301	18/2/2023	22/5/2023	93
T 24B	724955	8687351	18/2/2023	22/5/2023	93
T 24C	725068	8687429	18/2/2023	22/5/2023	93

Anexo 2: Galería Fotográfica Trampas Cámara

	
Machetero - <i>Dynomis branickii</i>	Majáz - <i>Cuniculus paca</i>
	
Yangunturo - <i>Priodontes maximus</i>	Añuje - <i>Dasyprocta variegata</i>
	
Coati - <i>Nasua nasua</i>	Oso bandera - <i>Myrmecophaga tridactyla</i>

Hurón - *Galictis vittata*Manco - *Eira barbara*Perro de monte - *Speothos venaticus*Gato gris - *Puma yagouaroundi*Ocelote - *Leopardus pardalis*Margay - *Leopardus wiedii*

Puma – *Puma concolor*Jaguar – *Panthera onca*Venado – *Mazama americana*Tapir – *Tapirus terrestris*Sajino – *Pecari tajacu*Huangana – *Tayassu pecari*