



PERÚ

Ministerio
del Ambiente

EVALUACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN

y estrategias de manejo
de los ecosistemas de la
microcuenca de la
laguna Piuray

Dirección General de Economía
y Financiamiento Ambiental



PERÚ

Ministerio
del Ambiente

EVALUACIÓN DEL ESTADO DE CONSERVACIÓN

**y estrategias de manejo
de los ecosistemas de la
microcuenca de la
laguna Piuray**

**Dirección General de Economía
y Financiamiento Ambiental**

Evaluación del estado de conservación y estrategias de manejo de los ecosistemas de la microcuenca de la laguna Piuray:

Autor: Ministerio del Ambiente
Viceministerio de Desarrollo Estratégico de los Recursos Naturales
Dirección General de Economía y Financiamiento Ambiental

Editado por:
© Ministerio del Ambiente
Viceministerio de Desarrollo Estratégico de los Recursos Naturales
Dirección General de Economía y Financiamiento Ambiental
Av. Antonio Miroquesada n.º 425, Magdalena del Mar, Lima, Perú
Imágenes: © Ministerio del Ambiente
Primera edición, febrero 2020

ÍNDICE

I.	Introducción	6
II.	Antecedentes	8
III.	Objetivos	10
	3.1. Objetivo general	10
	3.2. Objetivos específicos	10
IV.	Ámbito del estudio	11
V.	Metodología	13
	5.1. Identificación de los ecosistemas	13
	5.2. Identificación de sitios ecológicos	14
	5.3. Estimación del estado de conservación de los ecosistemas	14
	5.3.1. Diseño de muestreo	17
	5.3.2. Valoración del estado de conservación	20
	5.3.3. Mapa de estados de conservación	21
VI.	Resultados	22
	6.1. Estado de conservación del ecosistema pajonal de puna	22
	6.2. Estado de conservación del ecosistema césped de puna	27
	6.3. Mapa de estados de conservación de los ecosistemas	32
	6.4. Estrategias para recuperación y conservación de ecosistemas altoandinos	35
	6.4.1. Modelos conceptuales en el manejo y la recuperación de pastizales	36
	6.4.2. Acciones de manejo y recuperación de pastizales en función al gradiente de degradación	41
	6.5. Estrategias de mejoramiento de pastizales para la microcuenca de la laguna Piuray	62
VII.	Conclusiones y recomendaciones	66
VIII.	Bibliografía	68

1.

Introducción

En el Perú existen aproximadamente 22 millones de hectáreas de pastizales, de los cuales 15 millones pertenecen a la región Puna, y son importantes no solo por su valor como recurso forrajero para el pastoreo, sino también debido a los servicios ambientales que ofrecen (Flores, 2013). Sin embargo, más del 60 % de los pastizales altoandinos se encuentran en proceso de degradación debido a la ausencia de políticas de conservación, el inadecuado manejo y el sobrepastoreo, lo cual genera reducción de la productividad de los pastizales, pérdida de biodiversidad y promueve la desertificación (Flores, 1996). En adición, se estima que la degradación haría que los pastizales sean más vulnerables al cambio climático.

La condición del pastizal es un término ecológico que hace mención al estado de salud de los pastizales en relación con el potencial que estos podrían alcanzar con respecto a estados de referencia en un punto en el tiempo y el grado en el cual la integridad de los atributos de la vegetación, suelo y agua, así como los procesos ecológicos de dicho ecosistema se encuentran en equilibrio (Flores, 1997 y Pyke et al., 2002).

La degradación de los pastizales altoandinos es el resultado de varios factores que van desde las condiciones de variabilidad climática consideradas en un modelo de no equilibrio hasta actividades ligadas al incremento de la presión de uso de la vegetación dentro

del contexto de un modelo de equilibrio (Li et al., 2002), generando en consecuencia un cambio perjudicial de las características de la vegetación y la función hídrica, con un impacto negativo en el valor, los servicios y los beneficios ambientales que brindan estos ecosistemas (Petersen & Stringham, 2008).

Frente a este panorama existe preocupación por llevar a la práctica estrategias de mejora de pastizales que resulten viables para la rehabilitación de ecosistemas degradados desde el punto de vista económico y ecológico, con la finalidad de agregar sostenibilidad a estos sistemas, mejorando la condición y productividad de los pastizales e incrementando la estabilidad y resistencia de los ecosistemas a perturbaciones (Krogh et al., 2002).

Rehabilitar un pastizal significa elevar su condición, productividad y capacidad de carga animal, la protección del suelo y la recarga hídrica, por lo tanto, las buenas prácticas de manejo de pastizales son aquellas que incrementan la cantidad de forraje utilizable, reemplazan a las plantas indeseables por las deseables, conservan el agua y el suelo, y promueven el incremento de la vida silvestre (Flores, 1993).

El conocimiento del estado de salud o estado de conservación de los pastizales (ecosistemas), ubicados en la zona altoandina de la

microcuenca de la laguna Piuray, constituye una información importante en la toma de decisiones de la población en cuanto a poder elevar su condición socioeconómica y, de esta manera,

tomar conciencia de los beneficios que brinda el establecimiento del Mecanismo de Retribución por Servicios Ecosistémicos (MERESE) en la microcuenca de la laguna Piuray.



Foto: Michell León/Merese Fida

2.

Antecedentes

El Ministerio del Ambiente (MINAM) es la autoridad ambiental que tiene por función: diseñar, establecer, ejecutar y supervisar la política nacional y sectorial ambiental, con la finalidad de velar por el ambiente y el patrimonio natural de la Nación, a través de una adecuada gestión ambiental aplicada en todos los niveles de gobierno. Actualmente viene implementando los objetivos de la política nacional y regional, con el propósito de lograr mayor involucramiento y compromiso de los actores claves regionales, locales y de la sociedad civil, buscando resultados concertados y consensuados para el desarrollo sostenible.

“Perú Natural” es uno de los ejes estratégicos de trabajo del Ministerio del Ambiente, a través del cual busca promover el desarrollo y aprovechamiento sostenible de nuestros recursos naturales y la inversión en la infraestructura natural que brinda servicios ecosistémicos de provisión de agua en cantidad y calidad, características importantes del agua para el desarrollo de las poblaciones.

El mecanismo de retribución por servicios ecosistémicos (MERESE), constituye una herramienta que, a través de acuerdos voluntarios, se financian e implementan acciones de conservación, recuperación y uso sostenible de la infraestructura natural donde se producen los servicios ecosistémicos, como la provisión de agua en calidad y cantidad para el desarrollo de las di-

ferentes actividades socioeconómicas de la población.

En el año 2015, el MINAM, a través de la Dirección General de Economía y Financiamiento Ambiental (DGEFA), en colaboración con el Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), identificaron veintidós iniciativas de MERESE de regulación hídrica en diversas cuencas del Perú, las cuales cuentan con diferente grado de avance en su diseño e implementación. La DGEFA viene promoviendo su desarrollo y brindando apoyo técnico con la finalidad de fortalecer dichos esquemas.

En ese contexto, una de las iniciativas de MERESE en regulación hídrica identificada por el MINAM, es la iniciativa “MERESE en la microcuenca de la Laguna Piuray”, la cual podría ser parte del “Plan de Afianzamiento Hídrico de la Microcuenca Piuray” de la empresa prestadora de agua potable y saneamiento (SEDACUSCO S.A.). Por esta razón, el MINAM, junto con la Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento (SUNASS), viene implementando un diagnóstico de servicios ecosistémicos para la cuenca de interés hídrico de SEDACUSCO.

La microcuenca Piuray se ubica en el distrito de Chinchero, provincia de Urubamba, departamento de Cusco. En dicha iniciativa participan varias instituciones realizando actividades para impulsar el inicio de un MERESE



relacionado al servicio ecosistémico hidrológico. En tal sentido, es necesario empezar a generar información, en este caso, determinar el estado

de conservación de los ecosistemas altoandinos (pastizales) de la microcuenca de la laguna Piuray.

3. Objetivos

3.1. Objetivo general

Evaluar el estado de conservación de los ecosistemas altoandinos de la microcuenca de la laguna Piuray, con el fin de implementar mecanismos de retribución por servicios ecosistémicos.

3.2. Objetivos específicos

- Identificar los tipos de ecosistemas altoandinos de la microcuenca de la laguna Piuray.

- Evaluar el estado de conservación de los ecosistemas altoandinos de la microcuenca de la laguna Piuray.
- Desarrollar conceptualmente las medidas de manejo de pastizales altoandinos.
- Proponer medidas de conservación y recuperación de pastizales en la microcuenca de la laguna Piuray.



Foto: Michell León/Forest trends

4.

Ámbito del estudio

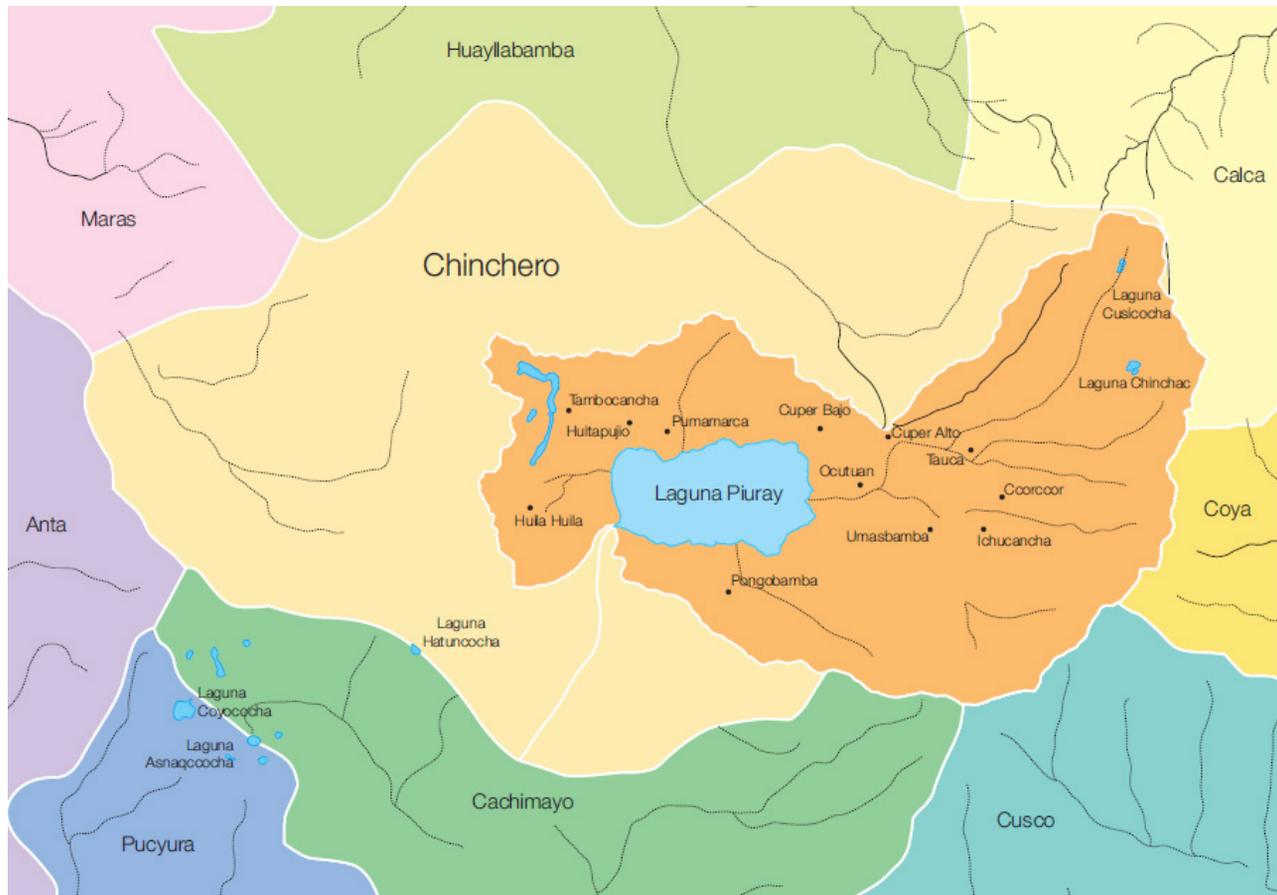
La microcuenca Piuray se encuentra ubicada en el distrito de Chinchero, provincia de Urubamba, departamento del Cusco, entre las coordenadas geográficas 13° 25' 10" Latitud Sur y 72° 01' 01" Longitud Oeste, con una extensión de 42,57 km². Su altura oscila entre los 3575 y 4550 m de altitud. La microcuenca está enmarcada en la microcuenca Piuray – Ccorimarca, de la cuenca del río Vilcanota e involucra la submicrocuenca Tumamayú. Tiene los siguientes límites¹:

Por el norte, con la microcuenca Urquillos; por el sur, con las microcuencas Ccorimarca, Maranhuyco y Taray; por el este, con la microcuenca Toqoqaqahuayco Taray y por el oeste, con la microcuenca Huaypo (figura n.º 1). Integran la microcuenca las Comunidades Campesinas de Taucca, Ayllopongo, Ocutuán, Huilahuila, Cúper, Umasbamba, Pongobamba y la Asociación Piuray.



Foto: Michell León/Forest trends

Figura n° 1. Ámbito de la microcuenca de la laguna Piuray



Fuente: MINAM, 2017.

5. Metodología

5.1. Identificación de los ecosistemas

Para la identificación de los ecosistemas a evaluar, se utilizó como referencia las unidades del Mapa Nacional de Cobertura

Vegetal (MINAM, 2015), en donde se identificaron los siguientes ecosistemas ubicados en la región altoandina, tal como se observa en las figuras n.º 2 y figura n.º 3, respectivamente:

- **Pajonal de puna**
- **Césped de puna**

Figura n.º 2. Ecosistema pajonal de puna



Fuente: MINAM, 2017.

Figura n.º 3. Ecosistema césped de puna



Fuente: MINAM, 2017

5.2. Identificación de sitios ecológicos

Los sitios ecológicos vienen a ser unidades menores o más detalladas de los tipos de ecosistemas y su determinación permite obtener mayor variabilidad en el muestreo. Pueden ser establecidos tomando en cuenta características como la florística, el relieve del terreno, la pendiente, el piso altitudinal y el clima.

Se elaboró un mapa de sitios ecológicos mediante el análisis de imágenes satelitales como SPOT 7 y Sentinel 2 y la superposición de información cartográfica de pendiente, suelo, geología y zonas de vida, teniendo como base la información de carreteras, caminos, fuentes de agua cercanas y límites políticos. Se utilizó el software de sistemas de información geográfica ArcGIS 10.3.

En el caso de la pendiente, esta se generó sobre la base del modelo de elevación digital re-muestreada de ALOS PALSAR 2011, estableciéndose rangos de 0 a 5; 5 a 15, 15 a 30, 30 a 60 y más de 60 % (esta última se consideró como áreas de protección).

5.3. Estimación del estado de conservación de los ecosistemas

Para estimar el estado de conservación o valor ecológico de los ecosistemas se utilizó la metodología de la “Guía complementaria para la compensación ambiental: ecosistemas altoandinos”, aprobado por Resolución Ministerial n.º 183-2016-MINAM, la cual se basa en la aplicación de escalas de valores

relativos para cada atributo establecido y sus correspondientes indicadores que miden el estado de conservación, los cuales se describen a continuación:

Riqueza:

se expresa en el número de especies existentes en un área determinada, la cual se estimó utilizando un sistema de cuadrantes anidados (1, 2, 3, 5, 10, 20, 40 y 100 m²), los más pequeños incluidos dentro de los de tamaño más grande (Whittaker, 1975). Una vez ubicado en el punto de muestreo, se registró el número de especies existentes en el cuadrante de 1 m², luego se agregaron a la lista inicial las nuevas especies encontradas en 2 m², luego las adicionales existentes en 3 m² que no estuvieron en el cuadrante de 2 m² y así sucesivamente hasta completar el cuadrante de 100 m². Esta lista final de especies diferentes constituye la riqueza.

Composición florística:

se refiere a la proporción que cada especie o grupo funcional representa sobre un total de 100 lecturas a lo largo de un transecto de 100 m (DeVries, 1979; Parker, 1951). Este parámetro permitió determinar el porcentaje de participación de los grupos funcionales más importantes que dominan el pastizal (gramíneas y graminoides, hierbas y arbustos).

El registro de las especies correspondiente a un determinado grupo funcional se hizo a través de un anillo censador de 2,5 cm² (BLM, 1999), haciendo las lecturas a cada metro de distancia siguiendo el eje del transecto de 100 m. En cada punto de observación, se identificó la parte basal de la vegetación y se registró el nombre de la especie cuya raíz cae dentro del área del anillo. De las 100 lecturas registradas se obtuvo de manera directa el porcentaje de presencia de cada especie y su grupo funcional correspondiente (gramíneas y graminoides,

hierbas y arbustos), al mismo tiempo, el porcentaje de suelo desnudo y el porcentaje de las plantas invasoras.

Cobertura aérea del suelo:

la cobertura aérea es la proyección de la canopia de la planta sobre el suelo y se estimó visualmente dentro de cuadrantes de 1 m² a lo largo de un transecto cinta de 1 m x 100 m (Kent, 2012). La forma de estimación depende del grado de experiencia, cuando esta existe, los valores de cobertura se pueden expresar puntualmente, y cuando no la hay, se estima en base a rangos de cobertura dentro de una escala previamente determinada.

La lectura se hizo observando el cuadrante desde una posición vertical correspondiente para la especie dominante, subdominante y sub-subdominante. Se debe registrar también la altura de la canopia de plantas que se extienden sobre el cuadrante, aun cuando sus raíces no se encuentran dentro del cuadrante; por lo tanto, en algunos casos, la cobertura aérea puede exceder el 100 %.

Suelo desnudo:

es la porción de suelo desprovista de vegetación o mantillo a lo largo de un transecto de 100 m y se estima en porcentaje sobre un total de 100 lecturas (DeVries, 1979; Parker, 1951).

Se utilizó el anillo censador de 2,5 cm² a lo largo de un transecto o cinta métrica de 100 m a intervalos de 1 m. Al final se obtuvieron 100 lecturas o registros a partir de los cuales se obtuvo, de manera directa, el porcentaje de suelo desnudo.

Pérdida de suelo superficial: la pérdida relativa de suelo superficial se estima visualmente y es un reflejo del deterioro que experimenta el suelo debido al mal manejo, la sobre explotación de los recursos naturales y factores ambientales

asociados con la precipitación, fuerza del viento, sequías, entre otros (Anderson, 1974).

La estimación de pérdida de suelo se realizó por apreciación visual al inicio, mitad y final de un transecto de 100 m de largo. La evaluación involucró movimiento de mantillo, deposición de suelo, presencia de plantas en pedestal, pavimento de erosión, erosión laminar, erosión en surcos y presencia de cárcavas.

Materia orgánica:

cada muestra de materia orgánica del suelo superficial está compuesta por una muestra combinada de cinco submuestras tomadas sistemáticamente cada 20 m a lo largo de un transecto de 100 m. Las submuestras se tomaron con una pala recta formando un cubo que corresponde al ancho y largo de la pala (aproximadamente 30 cm x 30 cm). La muestra o alícuota se guardó en bolsas dobles de plástico, se etiquetaron y se colocaron dentro y fuera de las bolsas para evitar su deterioro y la pérdida de la identidad de la muestra.

Altura de canopia: la altura de las plantas es una característica propia de cada especie, pero su tamaño relativo depende de las condiciones ambientales prevalentes y del estado del manejo. La lectura se hizo cada 10 m y a lo largo del transecto de 100 m. Se midió la planta más importante cercana a los puntos de muestreo, ubicados a 10, 20 y así sucesivamente hasta el punto ubicado a 100 m. El registro de altura se hizo donde se concentra la mayor cantidad de hojas estimada.

Biomasa aérea:

se procedió a cortar el follaje de las plantas que caen dentro del cuadrante de 1 m² con una tijera de podar, luego se colocó en las bolsas de plástico y se pesó con balanzas de precisión de 100 g, 300 g, 500 g o 1000 g., dependiendo del desarrollo de los grupos funcionales.

Para el caso de la biomasa arbustiva, esta se estimó multiplicando su densidad por la cantidad de hojas estimadas a partir de un análisis dimensional, es decir, considerando la relación volumen – peso de la canopia. La densidad, número de plantas por hectárea, se obtuvo contando las plantas arbustivas en los cuadrantes de 1 m² utilizados para estimar cobertura aérea. El análisis dimensional se realizó en 10 plantas arbustivas, cada 10 m, a lo largo del transecto de 100 m. Se colectaron y pesaron las hojas de las plantas arbustivas seleccionadas y se midió el diámetro menor y mayor y la altura de la planta para estimar el volumen. El volumen de la planta (x) y el peso de las hojas (y) luego se utilizaron para generar ecuaciones del tipo $y = a + b x$, donde a es el intercepto y b es la pendiente de la ecuación lineal.

Mantillo:

se refiere a la hojarasca existente sobre la superficie del suelo y refleja la cantidad de material vegetal que potencialmente está disponible para ser incorporada por la acción de micro-herbívoros y otros procesos destinados a conformar parte de la materia orgánica. Se colectó la hojarasca y residuos vegetales existentes sobre la superficie del suelo dentro de un cuadrante de 1 m² y luego se pesó en fresco con una balanza de precisión. Un total de diez muestras fue obtenido cada 10 m a lo largo del transecto.

Plantas invasoras: las plantas invasoras son plantas que no aparecen en estadios intermedios de conservación y terminan reemplazando a las especies originales cuando el sitio es perturbado por factores ambientales o mal manejo (DeVries, 1979; Mueller-Donbois y Ellenberg, 1974). Las listas de especies se encuentran en la Guía complementaria de compensación ambiental de ecosistemas altoandinos (MINAM, 2015). Al final del registro se obtuvieron 100 lecturas a partir de las cuales se calcula de manera directa

el porcentaje de presencia de las especies invasoras.

Para la medición de los indicadores se utilizaron los siguientes materiales y equipos de campo:

- Una wincha de 100 m de largo y una cinta métrica o wincha de 3 m.
- Un pico y una lampa para la extracción de muestras de suelo.
- Bolsas y etiquetas para identificar muestras de suelo y estacas para marcar el área de evaluación.
- Un cuadrante de 1 x 1 m para medir la cantidad de biomasa, el mantillo y apreciar la cobertura aérea.
- Un sistema de posicionamiento global (GPS) para referenciar el área.
- Una romana de campo de alta precisión (1 gramo) para el pesado de muestras.
- Formatos de evaluación de campo y tablero de mano
- Cámara fotográfica digital (esencial) y cámara digital o filmadora

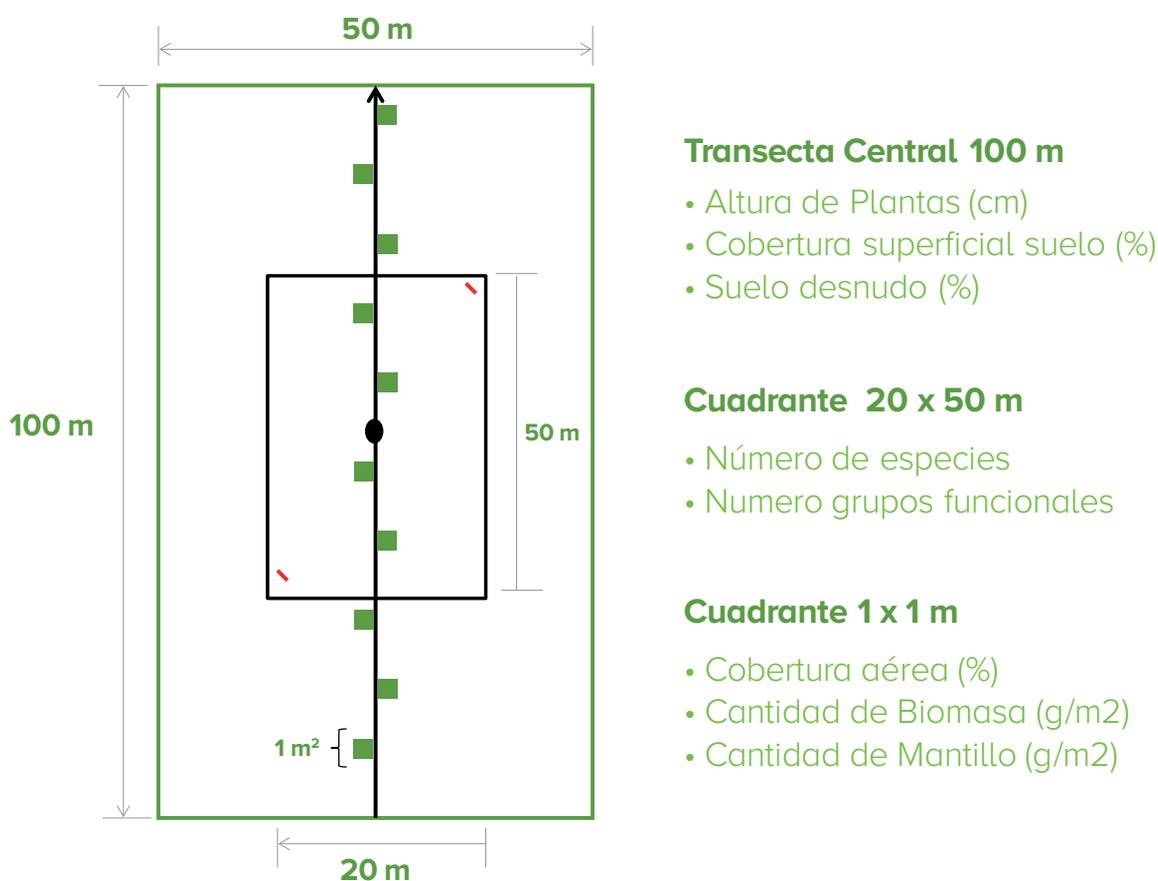
5.3.1. Diseño de muestreo

El diseño de muestreo aplicado en la presente evaluación es el establecido en la Guía complementaria para la compensación ambiental: ecosistemas altoandinos (MINAM, 2016).

La parcela de evaluación fue de 50 x 100 m en dirección transversal a la pendiente (figura n.º 4). De acuerdo a la metodología se debe evaluar una parcela si el sitio es menor a 20 ha, si está entre 20 a 100 ha, dos parcelas y si es mayor a 100 ha, tres parcelas por estrato o tipo de cobertura. Cada vértice de la parcela fue georreferenciado usando el GPS. Se colocó una cinta métrica de 50 m a lo largo del centro de la subparcela para servir de eje central. Se eligió una porción central de 10 m y se colocaron diez cuadrantes de 1 x 1m a un lado de la cinta. Todas las especies presentes en estos cuadrantes fueron registradas. Dos cuadrantes de 1 x 5 m fueron colocados en el otro lado de los cuadrantes de 1 m² y las especies existentes en el interior de cada uno, que no estuvieron presentes en los diez cuadrantes, fueron registradas en una lista separada. Siguiendo la secuencia, se analizó un cuadrante de 10 x 10 por la existencia de nuevas especies y finalmente el área total de 20 x 50 m (figura n.º 5).

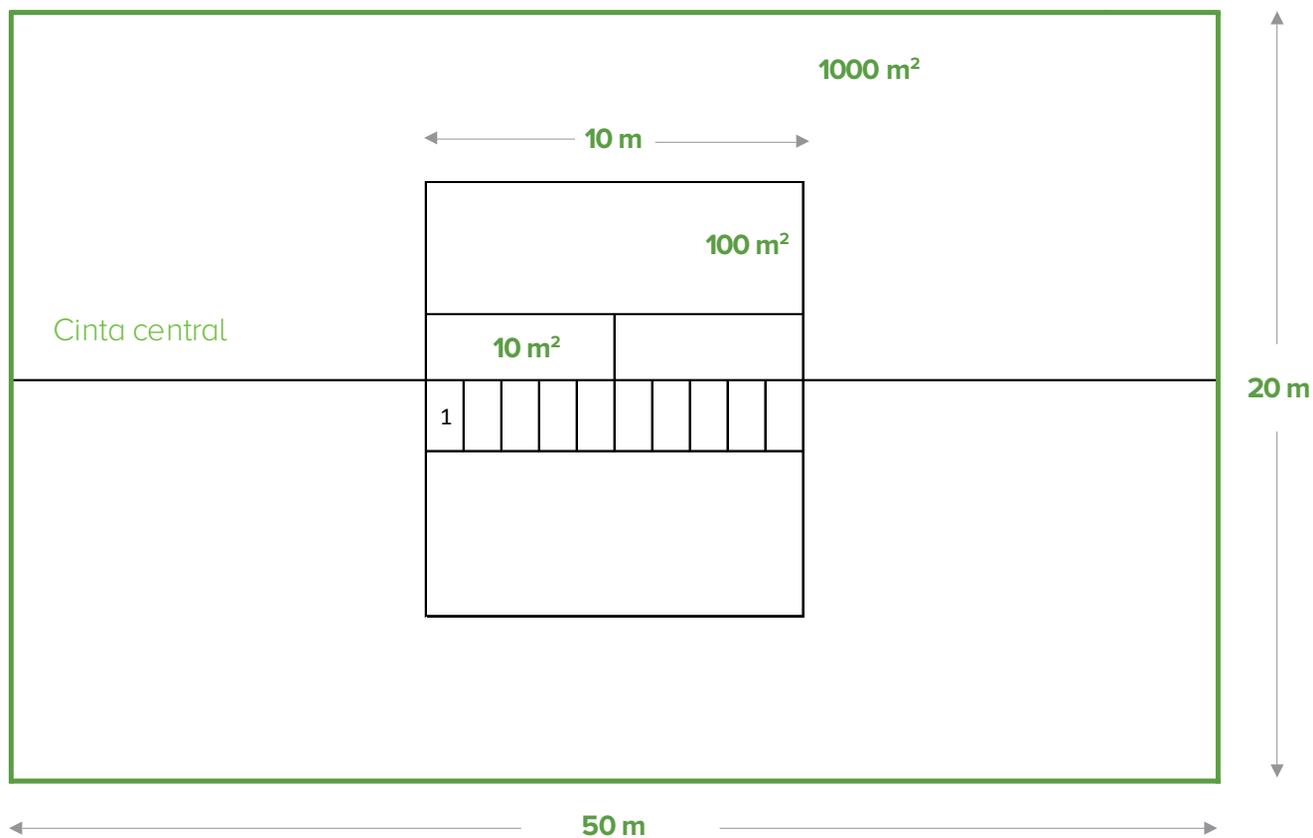
Las parcelas fueron distribuidas de manera proporcional al tamaño del ecosistema, así, al pajonal de puna se le asignaron 17 parcelas (79 % de la superficie) y al césped de puna 7 parcelas (21 % de la superficie).

Figura n.º 4. Diagrama de parcela de evaluación



Fuente: Guía complementaria para la compensación ambiental: ecosistemas altoandinos

Figura n.º 5. Diseño de la subparcela de 20 x 50 m.



Fuente: Guía complementaria para la compensación ambiental: ecosistemas altoandinos

A lo largo de este transecto de 100 m y con el anillo censador, se registraron los siguientes indicadores: altura de plantas (cm), mantillo (g), suelo desnudo (%) y plantas invasoras (%).

En los 10 cuadrantes de 1 m x 1 m colocados en ambos lados del transecto central de 100 m se registraron los siguientes indicadores: cobertura aérea (%), cantidad de biomasa (g/m²), cantidad de mantillo (g/m²) y contenido de materia orgánica (%).

Antes de proceder a cortar la biomasa aérea se colectó manualmente toda la hojarasca y restos de material vegetal presentes, se juntó este material y se pesó. Luego, se procedió a cortar la biomasa al ras del suelo y se pesó. Contribuyen a la biomasa solo las plantas perennes que están enraizadas dentro del cuadrante.

5.3.2. Valoración del estado de conservación

Para estimar el estado de conservación o valor ecológico de los ecosistemas evaluados se utilizó la metodología de la Guía complementaria para la compensación ambiental: ecosistemas altoandinos, la cual se basa en la aplicación de escalas de valores relativos para cada atributo establecido y sus correspondientes indicadores que miden el estado de conservación de los ecosistemas. En el cuadro n.º 1 se muestra la escala final para estimar el estado de conservación de los ecosistemas evaluados.

Cuadro n.º 1. Escala y valor relativo de los estados de conservación de los ecosistemas

Escala	Valor relativo (%)	Estado de conservación
0 - 2	00 – 20	Muy pobre
2 - 4	20 – 40	Pobre
4 - 6	40 – 60	Regular
6 - 8	60 – 80	Bueno
8 – 10	80 – 100	Muy bueno

Fuente: Guía complementaria para la compensación ambiental: ecosistemas altoandinos

5.3.3. Mapa de estados de conservación

Los valores de fracción de cobertura vegetal (FCV) de un sitio se estimaron mediante una técnica de análisis de mezcla espectral que proporciona una estimación de la proporción de área aproximada que ocupa una cobertura de interés al interior de cada píxel de la imagen. Específicamente, a través de un algoritmo de descomposición espectral lineal, el cual asume que la radiancia de un píxel es el resultado de la combinación lineal de un limitado conjunto de patrones espectrales puros correspondientes a los variados tipos de coberturas de suelo representados en la imagen (Purevdorj et al., 1998; Lillesand et al., 2004).

Para ello, este algoritmo extrae desde áreas de entrenamiento (áreas de evaluación) el comportamiento espectral de una cobertura de suelo, para luego identificarla al interior de un píxel y estimar, a partir de su contribución en la radiancia codificada, la participación porcentual de área que tiene al interior de él (Purevdorj et al., 1998; Lillesand et al., 2004).

La estimación de la FCV en campo y la estimación basada en productos de sensores remotos son dos enfoques que se utilizaron para obtener valores confiables de FCV. El método basado en sensores remotos se puede dividir en dos métodos: el modelo físico y el modelo empírico. El modelo físico considera que el

proceso complejo de transferencia radiactiva de la canopia implica reflectancia, transmitancia y absorción por las hojas y otros elementos. Por lo tanto, la FCV es difícil de calcular directamente utilizando el modelo físico y debe ser obtenido utilizando una tabla de búsqueda o mediante la simplificación del proceso de recuperación con otros métodos de aprendizaje.

Para el proceso se contó con una imagen Landsat 8 OLI (LC80040692018208LGN00), la cual se calibró atmosféricamente con el algoritmo FLAASH®, del software ENVI 5.5, para extraer los valores de fracción de cobertura vegetal (FCV) por sitio de evaluación y generó un modelo de predicción con los puntajes de los estados de conservación. Los resultados indicaron que la correlación entre ambas variables no era significativa debido a los trabajos de mejoramiento de la cobertura vegetal, motivo por el cual se optó por el uso de un modelo de clasificación supervisada, considerando como variables predictoras las 6 bandas del sensor Landsat 8 entre los rangos desde el azul hasta SWIR 2, a través de la generación de áreas de entrenamiento determinadas por los transectos monitoreadas en campo, utilizando el algoritmo de Support Vector Machine, para manejar la variabilidad de coberturas dentro del área como estimador robusto; previamente, se realizó el análisis de diferenciación entre estados de conservación en función a la firma espectral generada para cada estado por el método divergencia transformada de Jeffries-Matusita, donde se halla una diferenciación entre los estados de conservación evaluados.

6. Resultados

6.1. Estado de conservación del ecosistema pajonal de puna

Los resultados de la evaluación del estado de conservación del ecosistema pajonal de puna de la microcuenca de laguna Piuray se presentan en los cuadros n.º 2 y n.º 3, así como en las figuras n.º 6 y n.º 7, respectivamente.

El cuadro n.º 2, muestra como varía el valor de los indicadores referentes (óptimas condiciones de conservación) y el valor de los mismos obtenidos en las 17 parcelas de evaluación, observándose que el estado de conservación disminuye de “Muy bueno” a “Pobre”. En el cuadro n.º 3, se muestran los resultados de la evaluación de los indicadores de las 17 parcelas evaluadas en el ecosistema pajonal de puna.

En la figura n.º 6, se muestra la variación de los valores de los indicadores de riqueza (gramíneas - graminoides, hierbas y arbustos) y la composición florística expresada en porcentaje de los mismos grupos funcionales, en las 17 parcelas evaluadas en el ecosistema “pajonal de puna”. Asimismo, en la figura n.º 7, se muestra la variación de los valores de los indicadores de estabilidad del sitio (cobertura del suelo, suelo desnudo y materia orgánica) e integridad biótica (biomasa, mantillo, plantas invasoras y altura de canopia) de las 17 parcelas evaluadas en el ecosistema “pajonal de puna”.

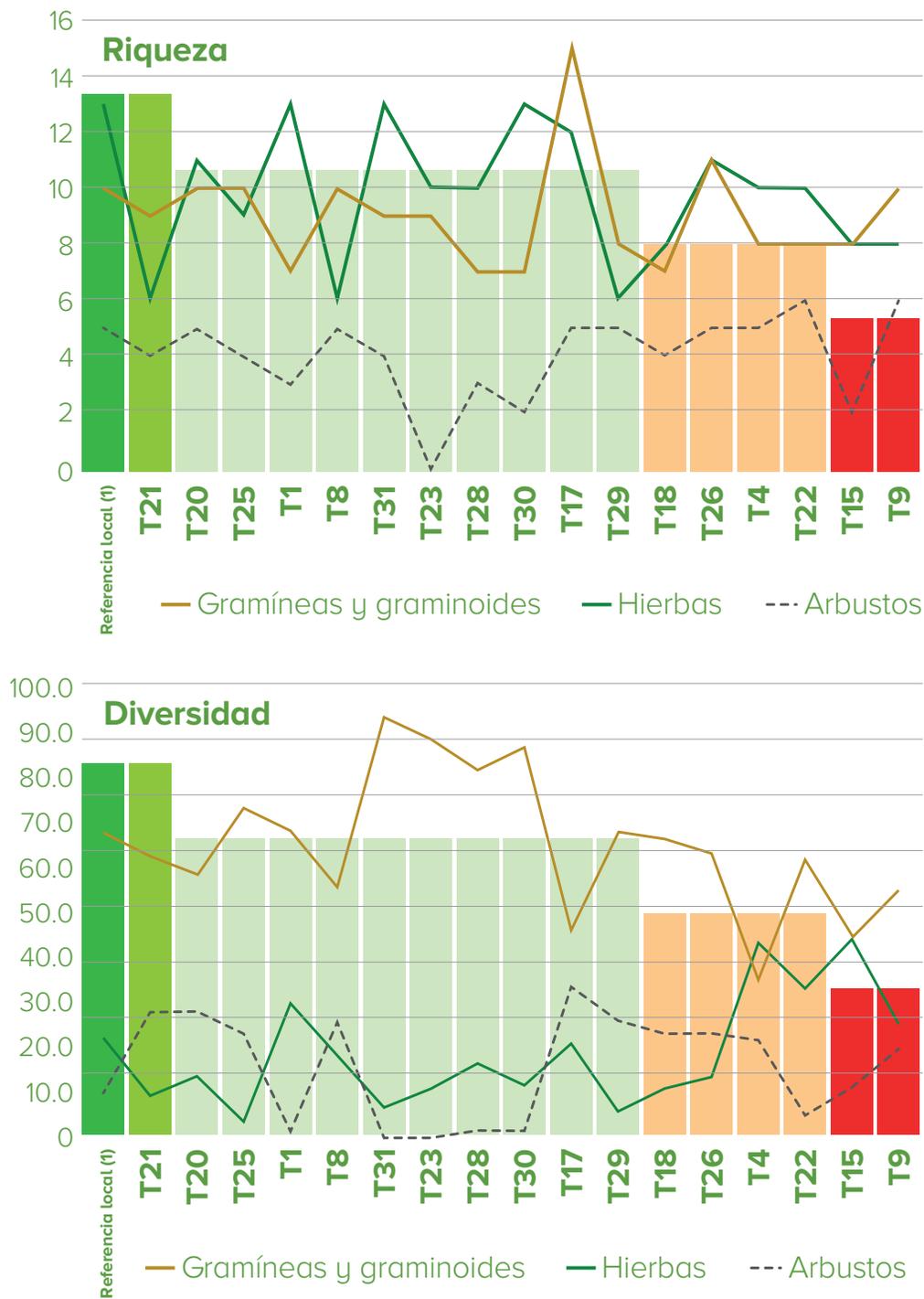
Cuadro n.º 2. Valor de los indicadores del área de referencia y de las parcelas evaluadas en el ecosistema “pajonal de puna” de la microcuenca de la laguna Piuray

Indicadores	Referencia local (1)	Sitios (2) Pajonal																
		T21	T20	T25	T1	T8	T31	T23	T28	T30	T17	T29	T18	T26	T4	T22	T15	T9
1. Riqueza (n.º especies)	28	19	26	23	23	21	26	19	20	22	32	19	19	27	23	24	18	24
Gramíneas y gramínoideas	10	9	10	10	7	10	9	9	7	7	15	8	7	11	8	8	8	10
Hierbas	13	6	11	9	13	6	13	10	1	13	12	6	8	11	10	10	8	8
Arbustos	5	4	5	4	3	5	4	0	3	2	5	5	4	5	5	6	2	6
2. Composición florística (%)	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Gramíneas y gramínoideas	67,90	62,8	58,43	73,3	68,42	55,71	93,65	89,29	81,82	86,96	45,84	68,12	66,22	63,34	34,78	61,90	44,44	55,36
Hierbas	22,22	9,3	13,47	3,5	30,26	18,58	6,35	10,71	16,66	11,59	20,83	5,80	10,81	13,33	43,48	33,34	44,44	25,00
Arbustos	9,88	27,9	28,10	23,3	1,32	25,71	0,00	0,00	1,52	1,45	33,33	26,08	22,97	23,33	21,74	4,76	11,12	19,64
3. Cobertura de suelo (%)	19,89	30,5	25,67	24,8	31,59	20,64	31,22	21,73	27,89	20,05	16,25	14,89	11,86	14,81	16,13	15,88	19,05	7,14
4. Suelo desnudo (%)	4,00	7,00	2,00	3,00	9,00	11,00	16,00	16,00	13,00	20,00	9,00	4,00	6,00	17,00	6,00	21,00	6,00	9,00
5. Pérdida de suelo superficial	Leve	Leve	Mode.	Mode.	Mode.	Mode.	Mode.	Severo	Mode.	Mode.	Mode.	Mode.	Mode.	Mode.	Severo	Severo	Severo	Severo
6. Materia orgánica de horizonte superficial (%)	7,66	6,90	7,45	6,52	13,18	7,17	6,76	5,38	5,98	7,66	4,63	8,14	2,98	4,71	10,34	5,52	5,98	9,64
7. Altura de canopia de plantas importantes (cm)	30,48	41,7	35,40	33,9	29,30		52,78	46,55	59,00	49,15	24,55	27,07	27,76	26,60	28,13	15,18	13,00	15,65
8. Cantidad de biomasa aérea (g/m2)	553,33	940,1	637,2	780,4	1061,03	408,68	635,00	738,33	576,23	701,16	365,34	216,48	201,53	411,50	397,89	199,16	81,18	43,34
9. Cantidad de mantillo (g/m2)	137,72	537,6	306,7	332,8	481,02	156,71	248,92	335,12	299,29	477,20	139,86	144,79	82,91	280,93	48,39	196,7	44,52	13,21
10. Plantas invasoras (%)	16,05	24,4	19,10	20,9	1,32	1,43	9,52	0,00	6,06	10,14	16,67	24,64	0,00	18,13	5,30	6,35	5,10	17,86

(1): Valor del estado de referencia local

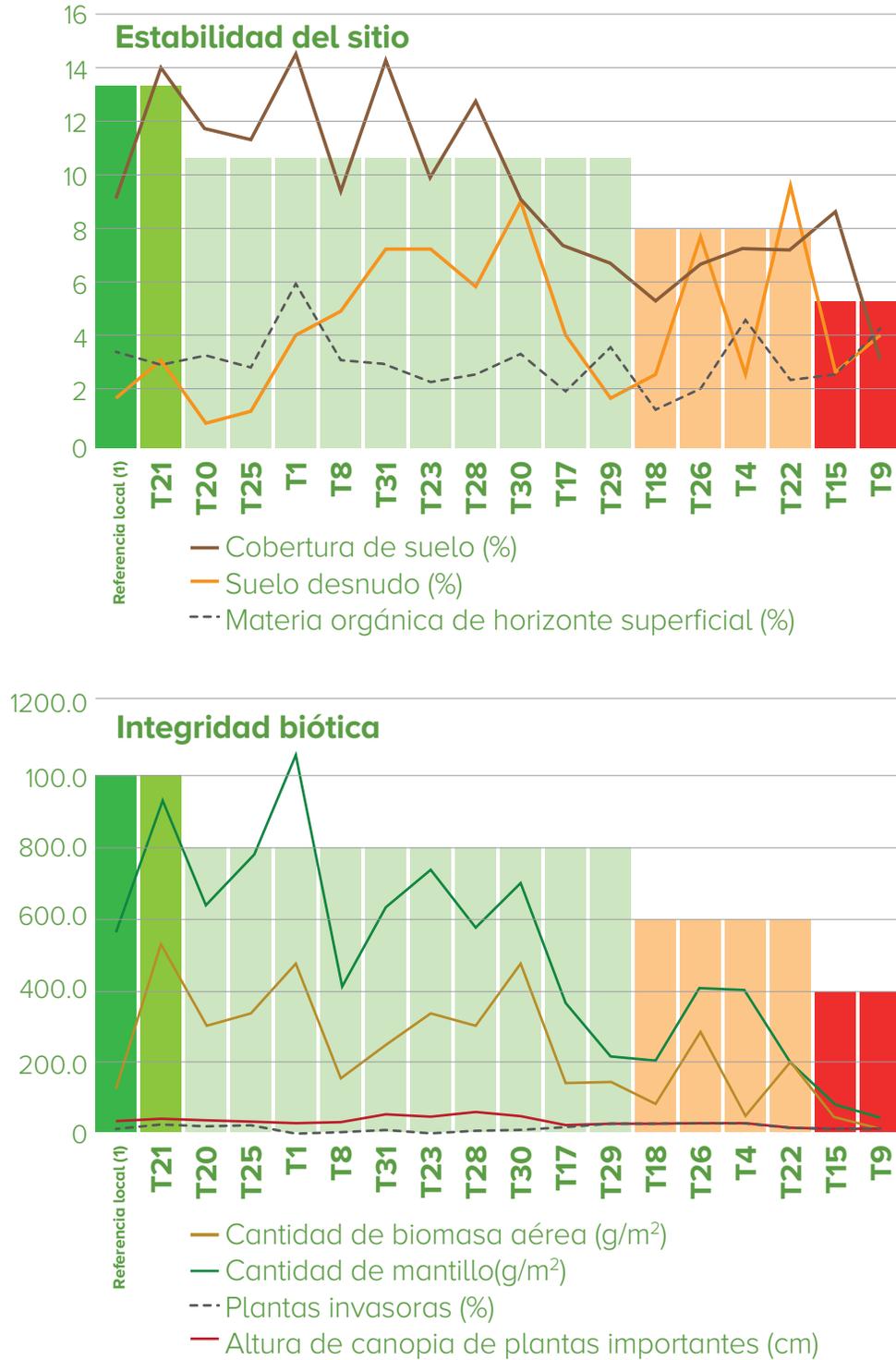
Fuente: MINAM, 2017

Figura n.º 6. Variación de los valores de los indicadores de la florística del ecosistema “pajonal de puna”



Fuente: MINAM, 2017

Figura n.º 7. Variación de los valores de los indicadores de estabilidad e integridad biótica del ecosistema “pajonal de puna”



Fuente: MINAM, 2017

Cuadro n.º 3. Estado de conservación de las parcelas evaluadas en el ecosistema “pajonal de puna” de la microcuenca de la laguna Piuray

Indicadores	Referencia local (1)	Sitios (2) Pajonal																
		T21	T20	T25	T8	T1	T17	T31	T23	T28	T30	T26	T29	T18	T4	T22	T15	T9
1. Riqueza (n.º especies)																		
Gramíneas y graminoides	7,00	7	7	7	5	7	7	7	5	5	7	5	5	7	5	5	5	7
Hierbas	1,00	0,5	1	0,5	1	0,5	1	1	1	1	1	1	0,5	1	1	1	0,5	0,5
Arbustos	2,00	2	2	2	1	2	2	0	1	1	2	2	2	2	2	2	1	2
2. Composición florística (%)																		
Gramíneas y graminoides	7,00	7	7	7	7	7	7	7	7	7	5	7	7	7	5	7	5	7
Hierbas	1,00	0,5	0,5	0	1	1	0,5	0,5	1	0,5	1	0,5	0,5	0,5	1	1	1	1
Arbustos	2,00	2	2	2	0	2	0	0	0	0	2	2	2	2	2	1	2	2
3. Cobertura de suelo (%)	8,00	8	8	8	8	8	8	8	8	8	6	6	6	6	6	6	8	3
4. Suelo desnudo (%)	8,00	4	8	8	4	0	0	0	0	0	4	8	4	0	4	0	4	4
5. Pérdida de suelo superficial	20,00	15	5	5	5	5	5	0	5	5	5	5	5	0	0	0	0	0
6. Materia orgánica de horizonte superficial (%)	4,00	4	4	4	4	4	4	3	4	4	3	4	2	3	4	4	4	4
7. Altura de canopia de plantas importantes (cm)	2,00	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	1	1
8. Cantidad de biomasa aérea (g/m ²)	19,00	19	19	19	19	12	19	19	19	19	12	6	6	12	12	6	0	0
9. Cantidad de mantillo (g/m ²)	13,00	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13	8	13	4	13	4	0
10. Plantas invasoras (%)	6,00	0	0	0	6	6	0	6	0	0	0	0	6	0	0	0	0	0
Valor relativo (%)	100,00	84	78,5	77,5	76	69,5	68,5	66,5	66	65,5	63	61	56	55,5	48	47	35,5	31,5
Escala	10,00	8,4	7,85	7,75	7,60	6,95	6,85	6,65	6,60	6,55	6,30	6,10	5,60	5,55	4,80	4,70	3,55	3,15
Estado de conservación	Muy Bueno	Muy Bueno	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno	Regular	Regular	Regular	Regular	Pobre	Pobre

(1): Puntaje del estado de referencia local

Fuente: MINAM, 2017

6.2. Estado de conservación del ecosistema césped de puna

Los resultados de la evaluación del estado de conservación del ecosistema “césped de puna” de la microcuenca de la laguna Piuray se presentan en los cuadros n.º 4 y n.º 5, así como en las figuras n.º 8 y n.º 9, respectivamente.

El cuadro n.º 4 muestra como varía el valor de los indicadores referentes (óptimas condiciones de conservación) y el valor de los mismos obtenidos en las 17 parcelas de evaluación, observándose que el estado de conservación disminuye de “Muy bueno” a “Pobre”.

En el cuadro n.º 5 se muestra los resultados de la evaluación de los indicadores de las 17 parcelas evaluadas en el ecosistema “césped de puna”.

En la figura n.º 8 se muestra la variación de los valores de los indicadores de riqueza (gramíneas - gramíneas, hierbas y arbustos) y composición florística % (gramíneas - gramíneas, hierbas y arbustos) en las 17 parcelas evaluadas en el ecosistema “césped de puna”.

Asimismo, en la figura n.º 9, se muestra la variación de los valores de los indicadores de estabilidad del sitio (cobertura del suelo, suelo desnudo y materia orgánica) e integridad biótica (biomasa, mantillo, plantas invasoras y altura de canopia) de las 17 parcelas evaluadas en el ecosistema “césped de puna”.

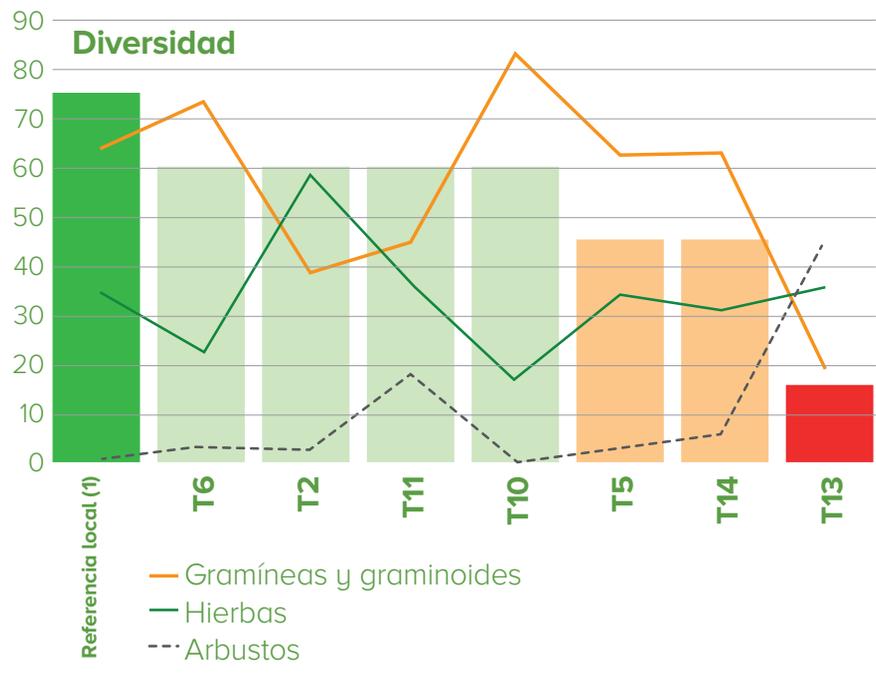
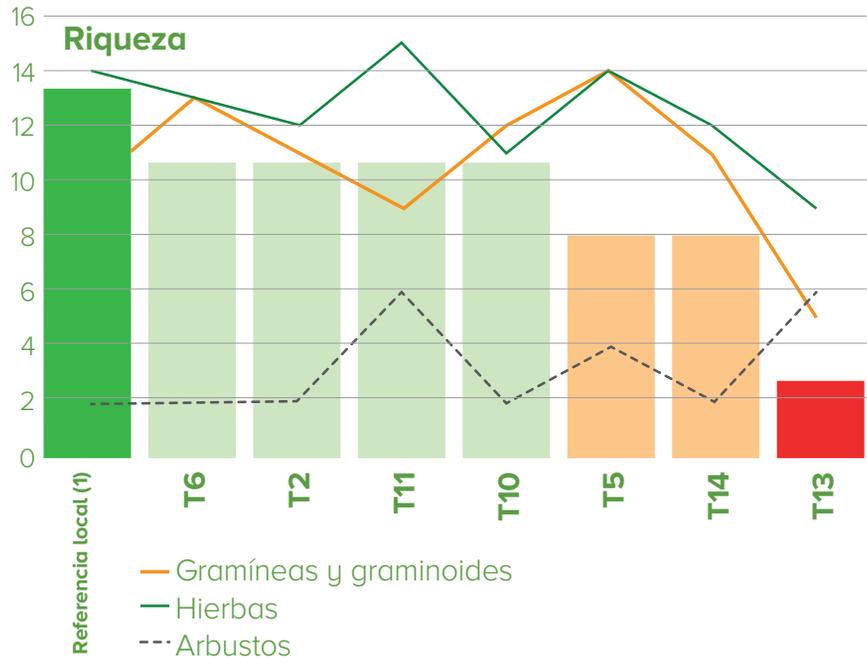
Cuadro n.º 4. Valor de los indicadores del estado de conservación del área de referencia y de las parcelas evaluadas en el ecosistema “césped de puna” de la microcuenca de la laguna Piuray

Indicadores	Referencia local (1)	Sitios (2) Césped de puna						
		T6	T2	T11	T5	T10	T14	T13
1. Riqueza (n.º especies)	26	28	25	30	32	25	25	20
Gramíneas y gramínoideas	10	13	11	9	14	12	11	5
Hierbas	14	13	12	15	14	11	12	9
Arbustos	2	2	2	6	4	2	2	6
2. Composición florística (%)	100	100	100	100	100	100	100	100
Gramíneas y gramínoideas	64,00	74,16	38,67	45,12	62,86	83,13	63,22	18,75
Hierbas	34,67	22,47	58,67	36,59	34,29	16,87	31,03	35,94
Arbustos	1,33	3,37	2,66	18,29	2,85	0,00	5,75	45,31
3. Cobertura de suelo (%)	10,93	37,5	12,65	26,50	8,70	15,94	7,71	6,05
4. Suelo desnudo (%)	10	6	6	8	6	10	5	15
5. Pérdida de suelo superficial	Moderado	Leve	Moderado	Moderado	Moderado	Moderado	Severo	Severo
6. Materia orgánica de horizonte superficial (%)	9,06	8,28	11,54	10,48	14,18	9,48	10,25	7,20
7. Altura de canopia de plantas importantes (cm)	4,84	6,10	17,68	3,90	4,70	6,25	2,94	3,45
8. Cantidad de biomasa aérea (g/m ²)	111,42	109,76	119,68	69,14	57,98	75,83	57,54	17,69
9. Cantidad de mantillo (g/m ²)	48,26	20,63	25,23	43,57	25,49	26,57	16,42	6,96
10. Plantas invasoras (%)	8	8,99	1,33	7,32	4,29	9,64	5,75	9,38

(1): Valor del estado de referencia Local

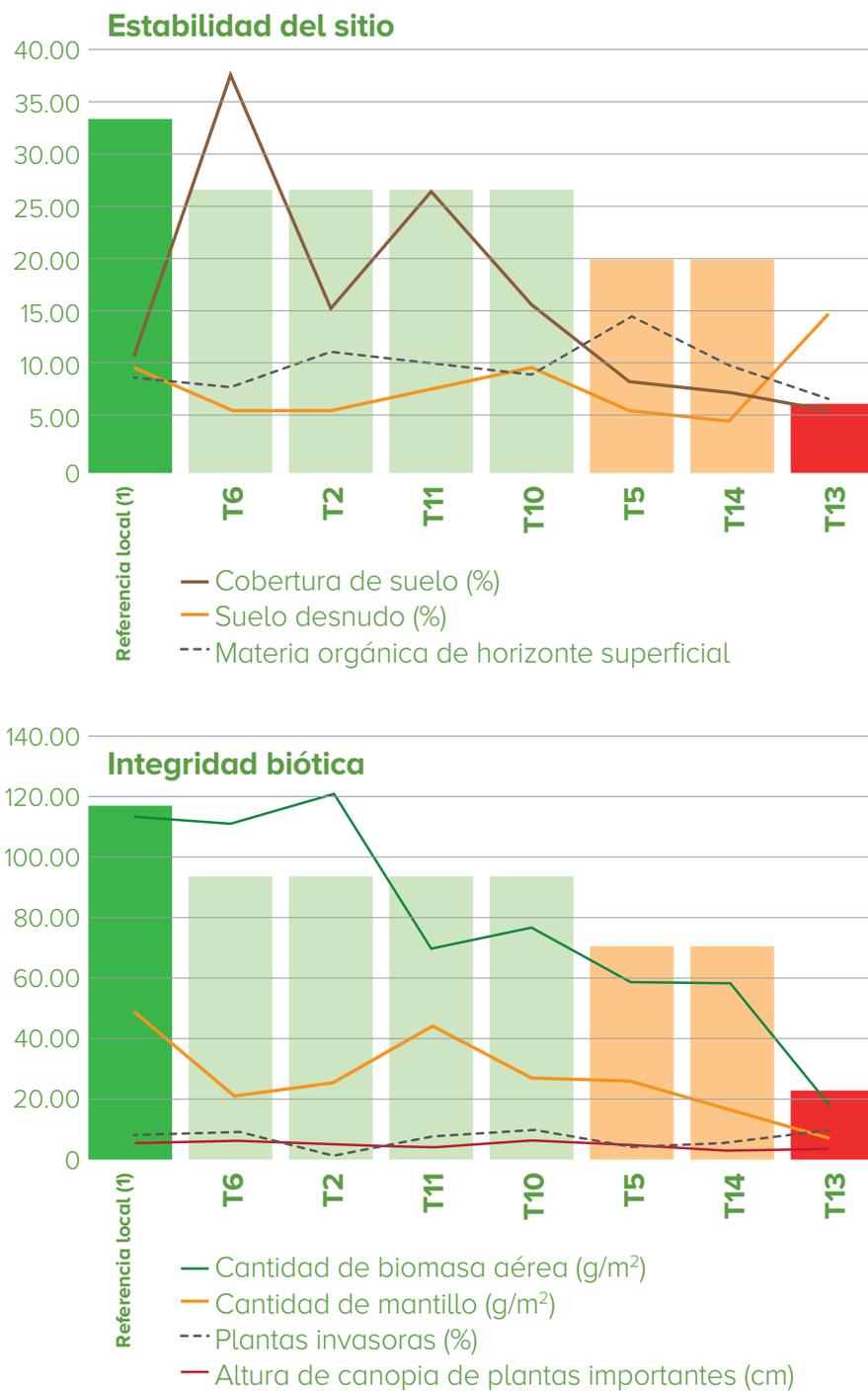
Fuente: MINAM, 2017

Figura n.º 8. Variación de los valores de los indicadores de la florística del ecosistema “césped de puna”



Fuente: MINAM, 2017

Figura n.º 9. Variación de los valores de los indicadores de estabilidad de sitio e integridad biótica del ecosistema “césped de puna”



Fuente: MINAM, 2017

Cuadro n.º 5. Estado de conservación de las parcelas evaluadas en el ecosistema “césped de puna” de la microcuenca de la laguna Piuray

Indicadores	Referencia local (1)	Sitios (2) Césped de puna						
		T6	T2	T11	T10	T5	T14	T13
1. Riqueza (n.º especies)								
Gramíneas y gramínoideas	7	7	7	7	7	7	7	3
Hierbas	1	1	1	1	1	1	1	0,5
Arbustos	2	2	2	2	2	2	2	2
2. Composición florística (%)								
Gramíneas y gramínoideas	7,00	7	5	5	7	7	7	3
Hierbas	1,00	0,5	1	1	0,5	1	1	1
Arbustos	2,00	2	2	2	0	2	2	2
3. Cobertura de suelo (%)	8,00	8	8	8	8	6	6	3
4. Suelo desnudo (%)	8	8	8	8	8	8	8	4
5. Pérdida de suelo superficial	20	15	5	5	5	5	0	0
6. Materia orgánica de horizonte superficial (%)	4,00	4	4	4	4	4	4	4
7. Altura de canopia de plantas importantes (cm)	2,00	2	2	2	2	2	1	2
8. Cantidad de biomasa aérea (g/m2)	19,00	19	19	12	12	6	6	0
9. Cantidad de mantillo (g/m2)	13,00	4	4	13	4	4	4	0
10. Plantas invasoras (%)	6,00	0	3	0	0	0	0	0
Valor relativo (%)	100,00	79,5	71	70	60,5	55	49	24,5
Escala	10,00	7,95	7,1	7,0	6,05	5,5	4,9	2,45
Estado de conservación	Muy bueno	Bueno	Bueno	Bueno	Bueno	Regular	Regular	Pobre

(1): Puntaje ajustado al máximo valor

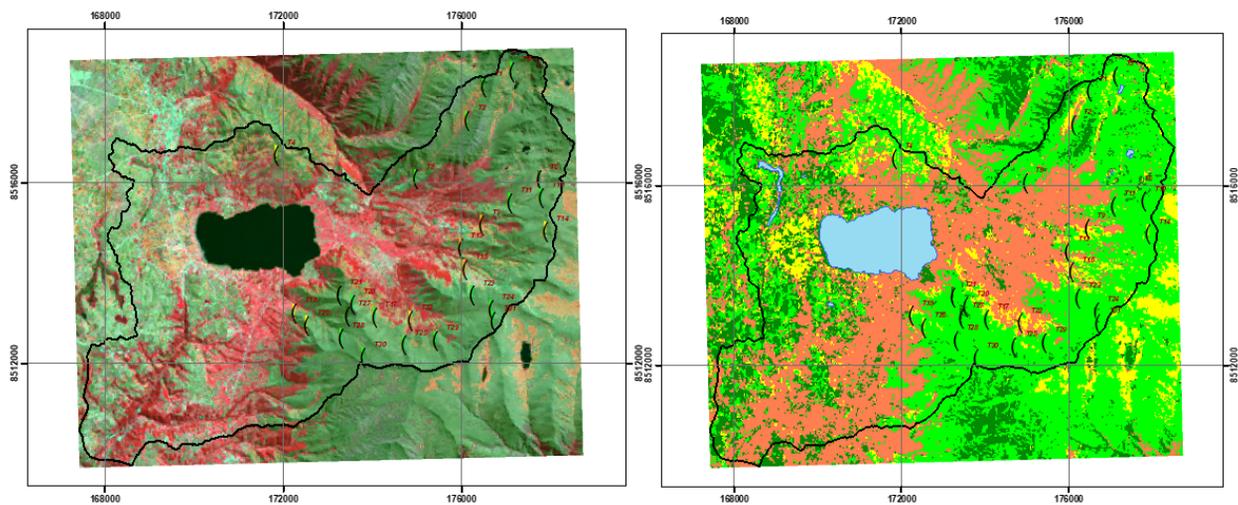
Fuente: MINAM, 2017

6.3.

Mapa de estados de conservación de los ecosistemas

El mapa de estados de conservación para toda el área estudiada resultó luego de correr el modelo cuyas variables ingresadas e integradas fueron los valores del estado de conservación de todos los transectos o parcelas de evaluación y los valores de los sitios ecológicos, logrando una precisión global de clasificación digital del 64,37 % (figura n.º 10).

Figura n.º 10. Resultados de la clasificación y distribución de los estados de conservación



Fuente: MINAM, 2017

Del área objetivo de evaluación, el 21,23 % está cubierto por el ecosistema de “césped de puna” y el 78,77 % por el ecosistema “pajonal de puna”. Se estima que 92,4 % del total de pastizales de la microcuenca de Piuray se encuentran en estado de conservación “Bueno”, de los cuales el 77,31 % corresponde al pajonal de puna (cuadro n.º 6).

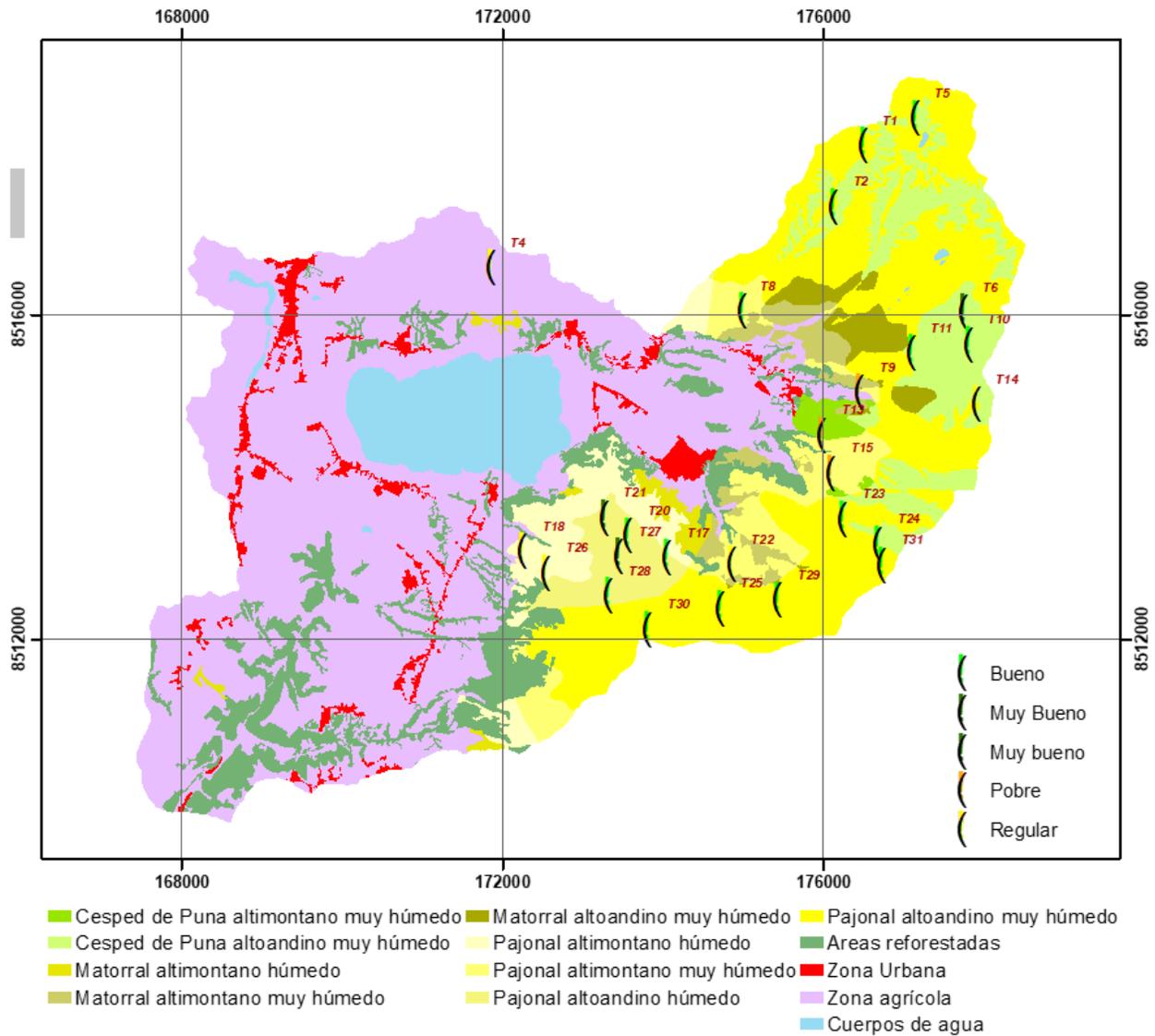
En la figura n.º 11, se muestra el mapa de estados de conservación a nivel sitios ecológicos de la microcuenca de la laguna Piuray.

Cuadro n.º 6. Superficie de los estados de conservación a nivel de ecosistemas y sitios ecológicos

Ecosistemas	Sitios ecológicos	Estado de conservación			Otros	Total (ha)
		Bueno	Regular	Pobre		
Césped de puna	Césped de puna altimontano muy húmedo	32,42	5,17			37,60
	Césped de puna altoandino muy húmedo	392,92				392,92
Pajonal de puna	Pajonal altimontano húmedo	182,19		21,90		204,09
	Pajonal altimontano muy húmedo	106,68	27,35	99,06		233,09
	Pajonal altoandino húmedo	130,62				130,62
	Pajonal altoandino muy húmedo	1 029,60				1 029,60
Otras coberturas	Otras coberturas				3 718,34	3 718,34
	Total (ha)	1 874,43	32,53	120,96	3 718,34	5 746,26

Fuente: MINAM, 2017

Figura n.º 11. Mapa de estados de conservación a nivel de sitios ecológicos



Fuente: MINAM, 2017

6.4. Estrategias para recuperación y conservación de ecosistemas altoandinos

Se han realizado numerosos esfuerzos para visualizar la degradación de los pastizales utilizando diversos métodos, tales como opiniones de expertos, conocimiento local de los pastores, discusiones de grupos focales, opiniones de los usuarios de la tierra, referencias, cobertura basal, índices de diversidad, observaciones y medición de las propiedades del suelo, y estimaciones de cambios en la productividad (Moyo et al., 2008; Stringer y Reed, 2007).

Uno de los enfoques se basa en la estructura, en concordancia con la función de un ecosistema con el objetivo de diseñar estrategias de restauración de ecosistemas, el cual en términos de manejo de un ecosistema tiende a la manipulación mecánica de los componentes estructurales del ecosistema; mientras que el enfoque funcional se centra en la manipulación de procesos e interacciones que han sido degradados. Ambos enfoques no son mutuamente excluyentes, no obstante, realizar una comparación entre ambos enfoques permite analizar cada componente extremo (Whisenant, 1999).

Un tercer enfoque se basa en la interacción de componentes bióticos y abióticos, que más allá de diferenciar entre componentes estructurales y funcionales de un ecosistema hacen distinciones entre los componentes bióticos y abióticos considerando la caracterización de atributos, como una forma de realizar una evaluación integral y con el objetivo de mejora en el estado de los indicadores de cada atributo. Para ilustrar mejor estos enfoques se puede mencionar dos ejemplos (cuadro n.º 7).

Un ejemplo de un componente biótico implicado en la degradación de pastizales es la presencia de plantas invasoras. Estructuralmente, la evaluación del patrón de plantas invasoras se traduce en una mayor frecuencia de estas en la composición florística del ecosistema, la cual podría ser rectificada mediante la eliminación de estas especies y la revegetación con especies nativas y, funcionalmente, la presencia de plantas invasoras afecta la dinámica competitiva, donde las especies invasoras superan funcionalmente a las nativas del ecosistema. Una medida de restauración consistiría en manipular la dinámica competitiva, alterando el régimen de perturbación para favorecer el establecimiento y la persistencia de especies deseables (Sheley y Krueger-Mangold, 2003).

Un componente abiótico implicado en la degradación de pastizales, es la erosión del suelo. Estructuralmente la erosión puede responder a formaciones como surcos y cárcavas, por lo que un manejo bajo el enfoque estructural sería el rellenado de estas formaciones y la construcción de barreras mecánicas, para restablecer la estructura inicial.

Desde un punto de vista funcional, la erosión del suelo indica una degradación de la dinámica suelo-agua, así como la baja infiltración de agua, el alto flujo de agua superficial y la pérdida de suelo durante eventos de lluvia.

La distinción entre estructura y función, y los atributos ecosistémicos bióticos y abióticos, son de importancia en el uso de enfoques posibles para la restauración y ver cómo están relacionados con diferentes resultados de restauración, por tanto, el diseño de estrategias de restauración para optimizar los resultados de restauración a corto y largo plazo requerirá no solo el análisis de cada uno sino de su interacción entre ellos.

Cuadro n.º 7. Matriz de comparación de enfoques

Elementos	Estructura	Función
Abióticos	Formaciones erosionadas. Barreras mecánicas.	Pérdida de suelo y flujo de agua superficial durante lluvias. Mejoramiento de la estructura del suelo y tasa de infiltración de agua.
Bióticos	Plantas invasoras. Remoción y revegetación.	Plantas invasoras compiten con especies nativas. Alterar el régimen de perturbación para favorecer las especies deseadas.

Fuente: Adaptado de King & Hobbs (2006).

6.4.1. Modelos conceptuales en el manejo y recuperación de pastizales

a. Modelo sucesional de comunidades clímax

Contempla la dinámica del pastizal en el supuesto de que las especies vegetales presentes llegan a estructurar en conjunto como un solo organismo vivo, con capacidad de surgir, crecer, madurar y morir, siendo capaces de reproducirse en un estado de equilibrio

denominado “clímax” y repetir todas las etapas de desarrollo mencionadas. Entonces, un grupo de especies vegetales sería identificado como el estado clímax y todos los sitios dentro de esa región podrían ser comparados con el estado clímax de referencia, para determinar el estado de sucesión del sitio (Weaver & Clements, 1938).

En consecuencia, la presencia de un agente perturbador como el pastoreo (figura n.º 12), dependiendo de su intensidad y/o frecuencia, puede desencadenar cambios en la vegetación, apartándolo del estado “clímax”; no obstante, si el pastoreo llega a desaparecer el ecosistema continúa un desarrollo lineal hacia el estado clímax.

Figura n.º 12. Modelo clásico de respuesta de la vegetación frente a la presión de pastoreo

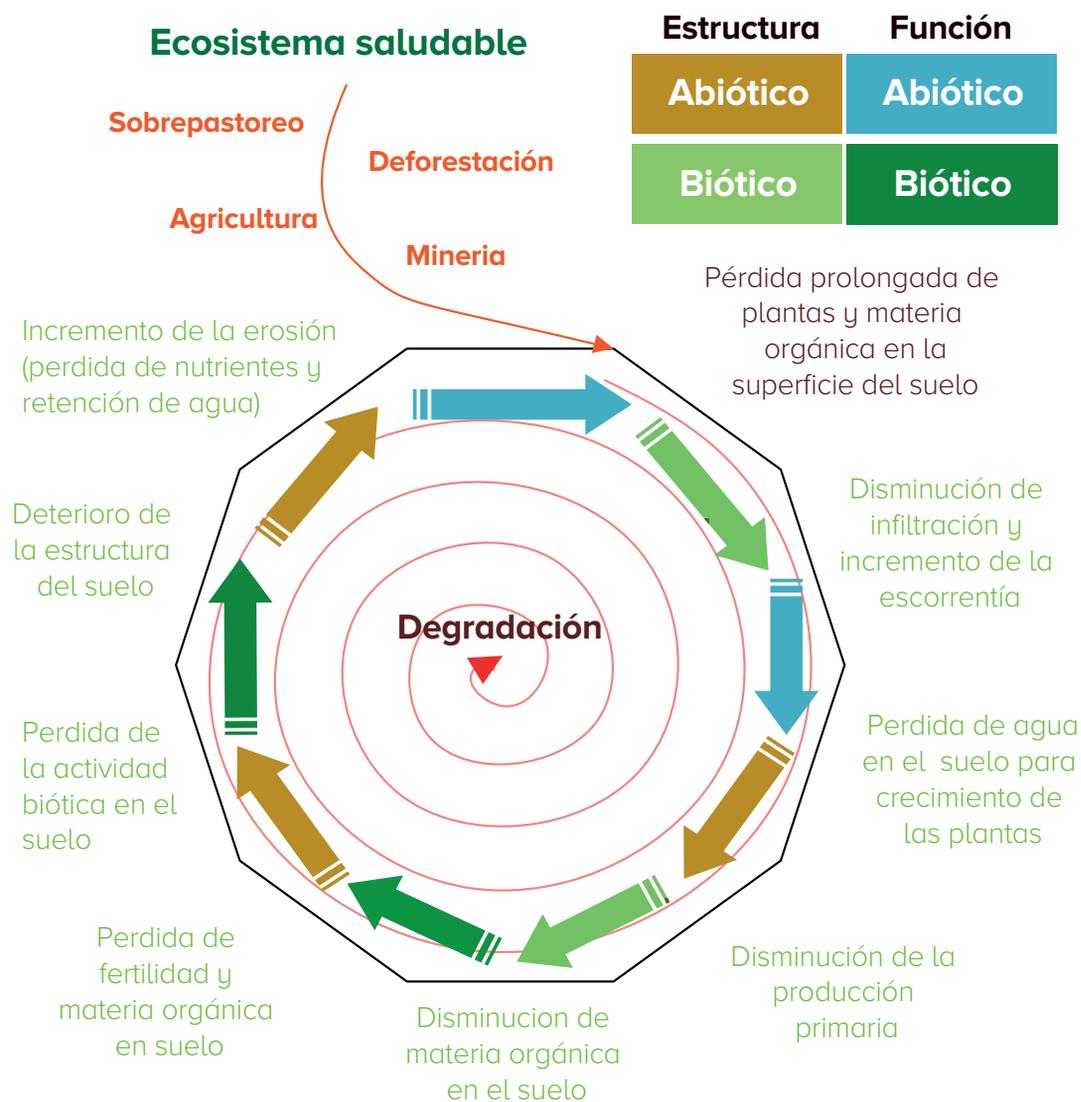


Fuente: Dyksterhuis (1948), basado en el modelo de sucesión lineal de Clements (1936).

b. Modelo de degradación gradual

Considera un proceso de retroalimentación de cambios continuos en los componentes del pastizal que retroalimentan otros cambios en componentes asociados, generando un espiral negativo para la función y la estructura del pastizal (Whisenant, 2002).

Figura n.º 13. Ciclo de degradación gradual



Fuente: Whisenant (1999, 2002), adaptado de King & Hobbs (2006).

c. Modelo de umbrales

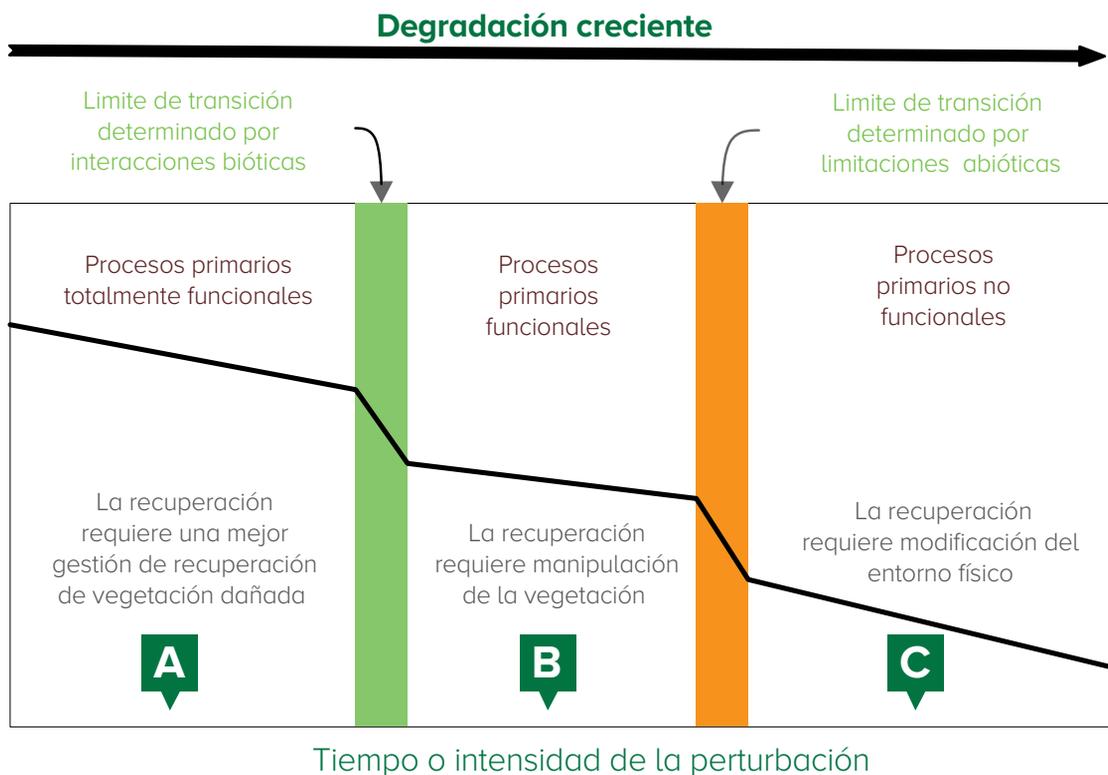
Se basa en el concepto de barreras bióticas y abióticas presentados inicialmente por Milton et al. (1994) y posteriormente desarrollado por Whisenant (1999, 2002) y Hobbs y Harris (2001) [figura n.º 14].

Este modelo propone tres etapas principales de degradación, con umbrales entre ellas que representan barreras que determinan la recuperación potencial del ecosistema. En la primera etapa (A), la función biótica se degrada, pero el sistema todavía tiene capacidad de recuperación autogénica si la causa de la degradación se elimina. Si la degradación continúa, se cruza el primer umbral, el cual representa un daño significativo a la función

biótica. Si un ecosistema ha cruzado este umbral y se encuentra en la segunda etapa (B), será necesaria alguna manipulación de los componentes bióticos, sumado a la eliminación de la perturbación, para promover la recuperación autogénica. Aunque las funciones abióticas pueden haberse degradado en la segunda etapa, todavía mantienen cierta resiliencia en términos de su capacidad de recuperación sin manipulación directa.

En la tercera etapa del diagrama (C), los procesos bióticos son disfuncionales y la función abiótica se ha degradado más allá de su capacidad de resiliencia. En esta etapa final de degradación, los componentes abióticos requieren manipulación para favorecer la recuperación autogénica (figura n. 14).

Figura n.º 14. Modelo conceptual de umbrales bióticos y abióticos



Fuente: Whisenant (2002)

La distinción entre funciones bióticas y abióticas es particularmente relevante en el modelo de umbrales, visto desde la perspectiva de la regulación y retención de recursos. Surgen dos generalizaciones significativas. Primero, los pastizales más saludables y con mayores recursos tienden a ser regulados por interacciones bióticas, mientras que, en los pastizales con pocos recursos, son regulados principalmente por componentes abióticos (Whisenant, 1999).

Entonces, el punto de partida de un pastizal dependerá de los niveles de recursos inherentes en el ecosistema. Los pastizales áridos “comienzan” más cerca de los umbrales de degradación que las praderas más húmedas. Asimismo, la degradación tiende a desplazar la regulación de los recursos de los procesos bióticos a los abióticos. Este cambio de control biótico a abiótico por lo general conduce a la pérdida acelerada de recursos. La degradación más severa ocurre cuando las funciones bióticas y abióticas están dañadas y no queda nada para controlar la pérdida de recursos (Schlesinger et al., 1990).

d. Modelo estado y transición de los pastizales

Surge como una propuesta integradora al modelo sucesional, dado que considera estados relativamente estables y no como referencia a un único estado estable (clímax), asimismo, identifica transiciones entre ellos y umbrales (Westoby et al., 1989).

Las fluctuaciones comprenden variaciones no permanentes de la vegetación y de factores ecológicos relacionados (como temperatura, precipitación, duración de la sequía o inundación, presión de pastoreo, entre otros). El cambio en la vegetación es fundamentalmente cuantitativo alrededor de un valor promedio que permanece

constante, persisten las mismas especies dominantes o diagnóstico de la comunidad. Cuando cesa la fuerza promotora del cambio, el sistema vuelve a sus valores anteriores.

En síntesis, las principales premisas de este modelo son las siguientes:

- Los cambios observables sobre la vegetación no siempre son lineales.
- El paso de un estado a otro no siempre es reversible.
- Puede haber más de un estado estable (las transiciones negativas son más factibles que las positivas).
- El pastoreo o la carga animal no son los únicos factores que afectan la dinámica de la vegetación, sino que deben tenerse en cuenta otros factores, tales como eventos climáticos inusuales (lluvias abundantes, sequías) u otros disturbios como fuego, entre otros.

Las consecuencias de aplicar este modelo sobre el manejo de pastizales son diversas. Debe reunirse información como para generar un catálogo de los posibles estados alternativos del pastizal y un catálogo de las posibles transiciones entre estados. Esto debería incluir la generación de hipótesis sobre determinadas transiciones y su puesta a prueba en forma experimental. Finalmente se debe conocer suficientemente el sistema como para generar un catálogo de oportunidades y riesgos que harían particularmente factibles determinadas transiciones (Díaz, 2007).

6.4.2. Acciones de manejo y recuperación de pastizales en función al gradiente de degradación

Basado en el modelo conceptual estado y transición de los pastizales, Milton et al. (1994) desarrollaron un modelo para ecosistemas de pastizales áridos que considera el principio de disminución de la productividad (cuadro n.º 8) para determinar gradientes o niveles de degradación secuencial. Esta metodología describe cinco

estados o niveles de degradación que varían del nivel cero (0) al cuatro (4), en la cual cada uno representa una serie de características e indicadores clave a considerar para determinar el nivel de degradación y problemática presente en el ecosistema y así recomendar una determinada estrategia o acción estratégica de rehabilitación del pastizal para revertir el proceso de degradación en cada etapa.

Los síntomas describen el estado de los conjuntos de plantas y animales, las opciones de gestión se refieren a acciones que un administrador podría tomar para mejorar la condición del pasto.

Cuadro n.º 8. Niveles de degradación gradual de los pastizales áridos o semiáridos

Nivel	Descripción	Síntomas	Opciones de Gestión
0	La biomasa y la composición de la vegetación varía con los ciclos climáticos y eventos estocásticos.	Vegetación perenne varía con el tiempo.	Manejo adaptativo
1	Los herbívoros reducen la cantidad de plantas palatables, favoreciendo el crecimiento de poblaciones de sabor desagradable.	Cambios en la demografía de población de plantas.	Controles estrictos de pastoreo
2	Las especies de plantas palatables han desaparecido, así como sus depredadores especializados y simbioses.	Pérdidas de plantas y animales, reducción de la productividad secundaria.	Manejo de la vegetación (semillero, remoción de invasoras).
3	La biomasa y la productividad de la vegetación varía como efímeras, que benefician la pérdida de la cubierta perenne.	Biomasa perenne reducida (plantas de corta vida y aumento de inestabilidad), las aves residentes disminuyen y aumentan las nómadas.	Manejo de la cobertura del suelo (mantillo, barreras contra la erosión, protección de la superficie del suelo).
4	La denudación y la desertificación implican cambios en la función del suelo y la actividad detritívora.	Suelo desnudo, signos de erosión y aridez.	Manejo de la cobertura del suelo

Fuente: adaptado de Milton et al. (1994).

En el nivel cero (0) o en ausencia de degradación, la composición de los pastizales varía en respuesta a oscilaciones climáticas y los eventos estocásticos tales como la sequía, el granizo, la helada y el fuego (George et al., 1992). Ante esta situación la opción de gestión implicaría un manejo adaptativo que involucre manipulaciones oportunas de las densidades de ganado y presión de pastoreo (Westoby et al., 1989).

En el nivel uno (1), la degradación de las tierras de pastoreo se puede estimar a través de los cambios en la estructura de edad de las poblaciones de plantas. Dependiendo de los objetivos de gestión (por ejemplo, observación de animales salvajes o producción animal) y el tipo de vegetación (anual o perenne; praderas, matorral o sabana), el ecosistema podría ser restaurado mediante controles estrictos de pastoreo a través de la alteración de la temporada de pastoreo, intensidad, o tipo de animal (Acocks, 1964). Asimismo, la implementación de sistemas de pastoreo rotacional en épocas del año y descanso durante todo el año se utilizan con éxito para la mejora del pastizal (Westoby et al., 1989).

En el nivel dos (2) el proceso de degradación implica una disminución en la diversidad florística de los pastizales y su productividad. Es poco probable que la reversión a la degradación en esta etapa sea rentable, ya que implicaría la eliminación del ganado doméstico y la exclusión de otros herbívoros silvestres, así como la manipulación de la vegetación a través del control mecánico. Dentro de las prácticas recomendadas se tiene la revegetación combinada con el majadeo, uso de semilleros, la quema prescrita, el control integrado de plantas indeseables y el uso de herbicidas (Passera et al., 1992).

En el nivel tres (3) la degradación se manifiesta a través de la reducción de la cobertura vegetal;

la vegetación palatable se encuentra reducida y existe una mayor exposición de suelo desnudo que favorece una erosión acelerada y fluctuaciones extremas de temperatura a nivel de la superficie del suelo (Milton et al., 1994). Las tierras de pastoreo en esta condición no pueden manejarse de manera rentable, debido a que requieren tiempo para recuperarse, y en este estado el ecosistema puede restaurarse actuando a un nivel del entorno físico, como prácticas que permitan reducir la erosión, aumentar la infiltración, mejorar la capacidad de retención de agua del suelo, la protección de la superficie del suelo del sol y las heladas y la creación de micrositos adecuados para el establecimiento de las plántulas de plantas perennes (Barrow, 1991).

Finalmente, en el nivel cuatro (4), la degradación es tan severa que la cubierta vegetal se ha perdido por completo y los suelos son altamente salinos, con una erosión acelerada. Los pastizales en este estado de degradación son a menudo abandonados a causa de los altos costos de restauración o rehabilitación, por lo que la opción de gestión económicamente viable en esta etapa podría ser el no uso de la zona (Barrow, 1991).

a. Manejo adaptativo

Este manejo incorpora la investigación en las acciones de conservación, específicamente, es la integración de diseño, manejo y monitoreo, para probar sistemáticamente ciertos supuestos, para poderse adaptar y aprender. Al probar supuestos se trata de identificar y aplicar diferentes acciones para lograr un resultado deseado. No se trata de un proceso al azar de ensayo y error, por el contrario, el proceso involucra primero pensar sobre la situación del proyecto, desarrollar una serie de supuestos sobre lo que está ocurriendo y cuáles acciones se pueden utilizar para afectar estos eventos (Nyberg, 1998). Luego, la organización implementa estas

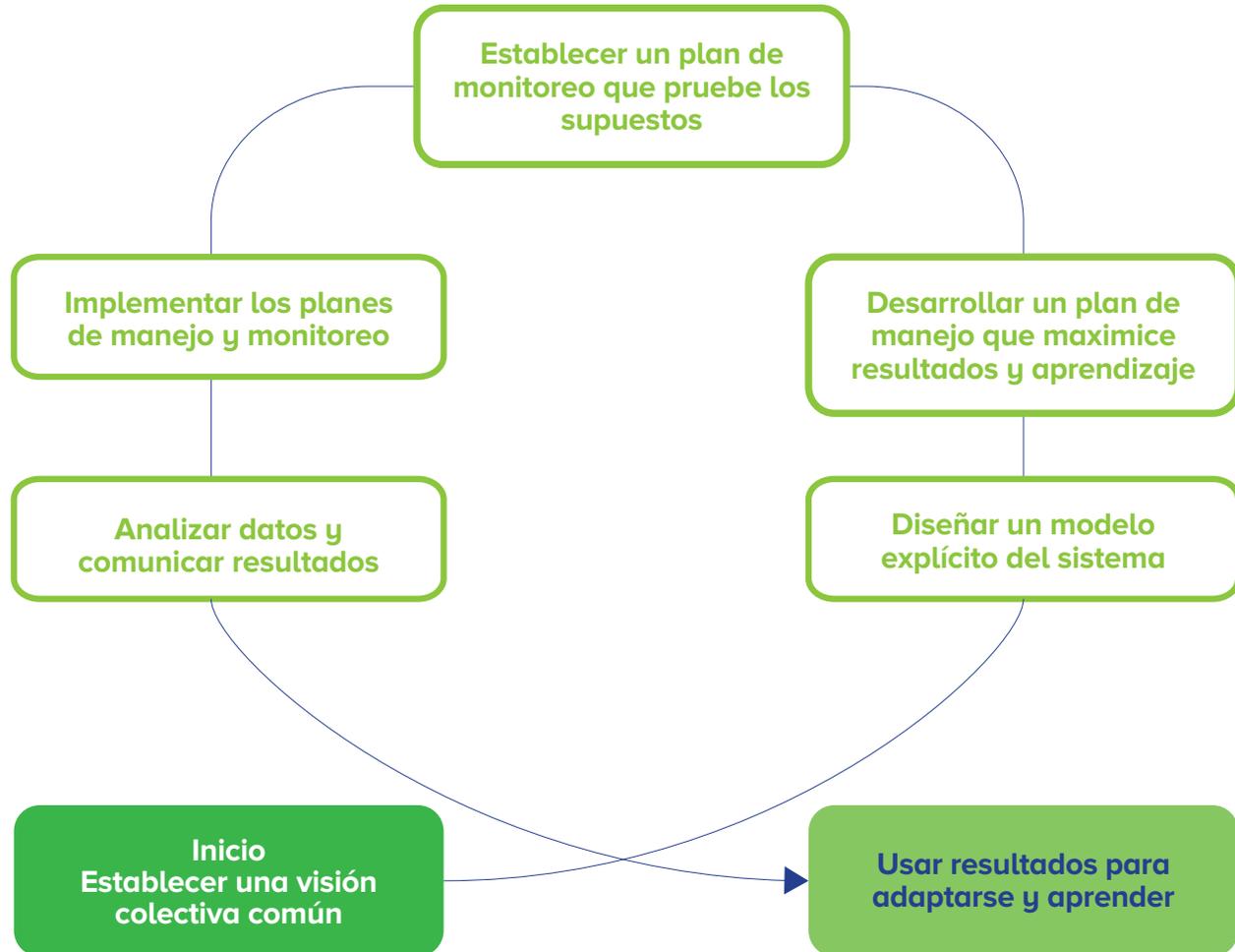
acciones y monitorea los resultados reales para compararlos con los supuestos y para ello la clave es desarrollar un entendimiento no solo de cuáles acciones funcionan y cuáles no, sino también porqué (Stuth et al., 1991) [figura n.º 15].

Por ejemplo, el énfasis tradicional en el diseño de programas de pastoreo se ha centrado en la manipulación del descanso y la intensidad de pastoreo para la producción máxima de ganado por unidad de área de la tierra. Sin embargo, se encuentra poca aceptación y aplicación del conjunto limitado de sistemas de pastoreo que se han desarrollado en diferentes investigaciones (Danckwerts et al., 1993). Por lo tanto, el manejo adaptativo debe tener en cuenta todos estos elementos del proceso de planificación, de los cuales la elección del método de pastoreo (continuo, rotacional, diferido) es solo una consideración (Foran y Howden, 1999).

Algunas motivaciones comunes para diseñar e implementar un manejo adaptativo en los ecosistemas pastoriles, impulsan el proceso de decisión, siendo muchos de estos interdependientes (Walker y Hodgkinson, 1999):

- Mejorar la rentabilidad.
- Mantener las operaciones.
- Conducir el cambio de sucesión en la dirección deseada.
- Facilitar la aplicación de otras prácticas de manejo.
- Facilitar otras empresas (centros de beneficio).
- Mejorar el hábitat de la fauna o la experiencia recreativa.
- Responder a las cuestiones ambientales (calidad y cantidad del agua, biodiversidad).
- Proporcionar servicios ecológicos para la sociedad.

Figura n.º 15. Manejo adaptativo: Una herramienta para profesionales de la conservación.



Fuente: Tomado de Foundation of Success (FOS)
http://www.fosonline.org/Adaptive_Management1.cfm

b. Control estricto del pastoreo

Se dice que se está aplicando un sistema de pastoreo cuando se rota de manera sistemática y recurrente un tratamiento de diferir y dejar descansar un área de pastoreo. Los sistemas de pastoreo se utilizan con la finalidad de mejorar la condición y la capacidad de carga del pastizal. Los incrementos en el nivel de producción de forraje pueden llegar hasta un 200 % (Herbel, 1983). Rotar significa mover a los animales de una cancha a otra basado en un programa destinado a evitar el pastoreo (exclusión) de las especies clave durante periodos fenológicos críticos. Diferir significa retrasar la entrada de los animales a un área de pastoreo hasta que las semillas de las especies clave hayan madurado. Descansar es prevenir el pastoreo durante el período de crecimiento y dormancia; es decir, todo el año.

Dos de los métodos de pastoreo más utilizados en áreas de conservación son el descanso-rotación y el pastoreo diferido.

Descanso – rotación

El descanso de pastizales puede definirse como el no uso o utilización de un área destinada al pastoreo durante un año proporcionando un mayor periodo de recuperación de las plantas y fomentando la vida silvestre en el pastizal sin ganado durante el periodo crítico dormante (Holechek, 1989). Esto se traduce en una mejora de la producción de forraje, valor estético, las propiedades del suelo y calidad del agua.

El descanso-rotación como estrategia (figura n.º 16) de recuperación resulta ideal para mejorar la condición de pastizales pobres y favorecer la conservación de ecosistemas (Flores, 1999).

Sin embargo, aspectos como el tipo de suelo, la composición florística y el clima local son determinantes, ya que mientras mejor es el balance entre estos tres componentes, mayor será la posibilidad de obtener mejor respuesta y, por ende, resultados económicos.

Figura 16. Vista de un pastizal en descanso.

		Potrerros			
		A	B	C	D
Año 1	abril - setiembre	P*	N*	P	N
	octubre - marzo	N	N	P	P
Año 2	Abril - setiembre	N	N	P	P
	Octubre - marzo	N	P	P	N
Año 3	Abril - setiembre	N	P	N	P
	Octubre - marzo	P	N	N	P
Año 4	Abril - setiembre	P	P	N	N
	Octubre - marzo	N	P	P	N

P*: Pastoreo, N* : Descanso



Fuente: MINAM, 2017

Pastoreo diferido

El sistema de pastoreo diferido es una de las estrategias más importantes para la mejora de los pastos y se define como la postergación o el retraso del pastoreo hasta que las plantas clave se hayan diseminado a través del semilleo (Skovlin et al., 1976). Consiste en la combinación de periodos de pastoreo y no pastoreo aplicados a un grupo de plantas basados en el conocimiento cabal de su respuesta a la defoliación (Flores, 1999) y para lo cual el sistema consiste en dividir el campo de pastoreo en dos potreros (figura n.º 17), de modo que cada uno reciba un pastoreo diferido cada dos años. Sin embargo, existen modificaciones de este sistema para la recuperación de campos degradados, en donde las características clave siguen siendo que

periódicamente (cada 2 a 4 años) cada potrero recibirá diferimiento dependiendo de la cantidad de pasto (Holechek et al., 1998).

Los beneficios de este sistema consisten en la mejora de la condición de los campos, logrando una utilización uniforme del pastizal, minimizando la destrucción de áreas deterioradas, manteniendo los pastizales de elevada calidad y reduciendo las áreas de sacrificio. El fundamento del sistema de pastoreo es la combinación de tratamientos de descanso y diferimiento que evite, en la misma época y con la misma especie animal, todos los años, el pastoreo de las canchas cuando las plantas son más susceptibles al pastoreo (Flores, 1999).

Figura n.º 17. Vista de un pastizal en diferimiento.

		Potreros	
		A	B
Año 1	abril - setiembre	P*	N*
	octubre - marzo	N	P
Año 2	Abril - setiembre	N	P
	Octubre - marzo	P	N

P*: Pastoreo, N* : Descanso



Fuente: MINAM, 2017

c. Manejo de la vegetación y cobertura vegetal

Las especies nativas de pastizales son más eficientes utilizando la energía solar, y más tolerantes a los estreses ambientales de temperatura y humedad que les impone la zona altoandina, que las especies exóticas (Hartmann et al., 1990). Estas diferencias a favor de los pastizales se hacen más notorias a medida que la altitud aumenta y la topografía se hace más difícil (Herbel, 1983). Dentro de las prácticas destinadas al manejo de la vegetación y la cobertura vegetal se encuentran el control integrado, la revegetación de esquejes de plantas nativas y las enmiendas orgánicas y fertilización.

Control integrado

El control integrado tiene como objetivo eliminar y reducir la población de especies indeseables, las cuales pueden ser tóxicas o no palatables (Janick, 1979). El control de estas especies se puede lograr descansando el campo por el período de un año o pastoreando después de que las plantas deseables hayan madurado y diseminado sus semillas, o combinando ambas técnicas, a pesar de que existan malezas que no responden a estas prácticas. Cuando esto sucede se debe recurrir al uso de herbicidas, el cual tiene una serie de ventajas entre las que cabe mencionar el empleo de muy poca mano de obra, mayor velocidad de trabajo y el retardo considerable del rebrote (Pettit, 1999).

Herbel (1983) reporta que, al combatir estas plantas, la producción forrajera puede aumentar hasta en un 700 %, por lo que es indispensable controlar la proliferación de estas especies indeseables. El impacto ambiental positivo de esta estrategia se refleja en la mejora de la condición de los pastos y en un incremento en la cantidad y calidad del forraje. El impacto

ambiental negativo se traduce en la posibilidad de que algunas semillas o partes vegetativas puedan quedar después del control de estas plantas, generándose así un nuevo rebrote que afecte la pastura. Muchos de los herbicidas pueden dañar a las plantas deseables y de buen valor forrajero, disminuyéndolas progresivamente.

Revegetación con especies nativas

Es recomendable en canchas que han sido fuertemente sobrepastoreadas, donde es casi imposible mejorarlas con sistemas de rotación de canchas, debido a la poca cubierta vegetal existente que limita el pastoreo y por lo que es propensa a sufrir los efectos negativos del pastoreo por efecto del pisoteo (CIPEJ, 1991).

La revegetación con especies nativas debe restringirse a aquellos lugares con topografía plana a ligeramente inclinada, con altitudes menores a 4200 m de altitud, de suelos moderadamente profundos a profundos y pH mayor a 4,5, siendo más recomendable emplear una enmienda previa con abonamiento o materia orgánica para asegurar el éxito de esta práctica (Herbel, 1983). La revegetación con especies nativas no tiene restricciones excepto por la falta de información documentada, por lo que de forma práctica se recomienda llevarse a cabo una vez establecido el periodo de lluvias (setiembre a octubre) para asegurar una buena humedad del suelo, durante la época crítica del establecimiento de las plantas (figura n.º 18). Esta resiembra debe realizarse con material vegetativo bajo la forma de esquejes, pues el poder germinativo de las especies nativas es muy pobre (Flores, 1999).

La selección de especies forrajeras a utilizar para una revegetación estará basada en la adaptación de las mismas a las características del clima y del suelo.

Figura n.º 18. Vista de áreas revegetadas con *Festuca dolichophylla*



Fuente: MINAM, 2017

Enmiendas orgánicas y fertilización

Las enmiendas orgánicas o aplicación de materia orgánica, es una práctica agrícola muy difundida, la cual es conocida como majadeo o redileo y consiste en mantener encerrado al ganado para hacerlo dormir en una parcela acotada por una red, cerco o dispositivo fácilmente reubicable (Rodríguez, 2006). El majadeo es una práctica que condiciona el manejo ecológico del sistema, debido a la manipulación del componente biótico para que el ciclo de nutrientes ocurra de modo uniforme, aprovechando los beneficios que tienen sobre el suelo las deyecciones sólidas y líquidas del ganado para estimular la producción de humus, enriquecer la composición de las plantas de alta productividad y ejercer un efecto

estimulante sobre la población microbiana del suelo (Rodríguez, 2006). El impacto del majadeo depende de factores como el nivel de consumo, la digestibilidad del pasto, el tipo y edad del animal, la carga animal y el régimen de explotación (Langer, 1973).

Normalmente se emplea ganado ovino para realizar esta práctica debido a su menor impacto sobre la compactación del suelo, en la que, si se considera una densidad de 1 unidad de ovino/m², permitirá obtener hasta una cantidad de estiércol de 8 t/ha depositado en una noche, sin embargo, no hay demasiadas cifras relativas a los aportes reales de materia orgánica que representa esta práctica (Urbano, 1985).

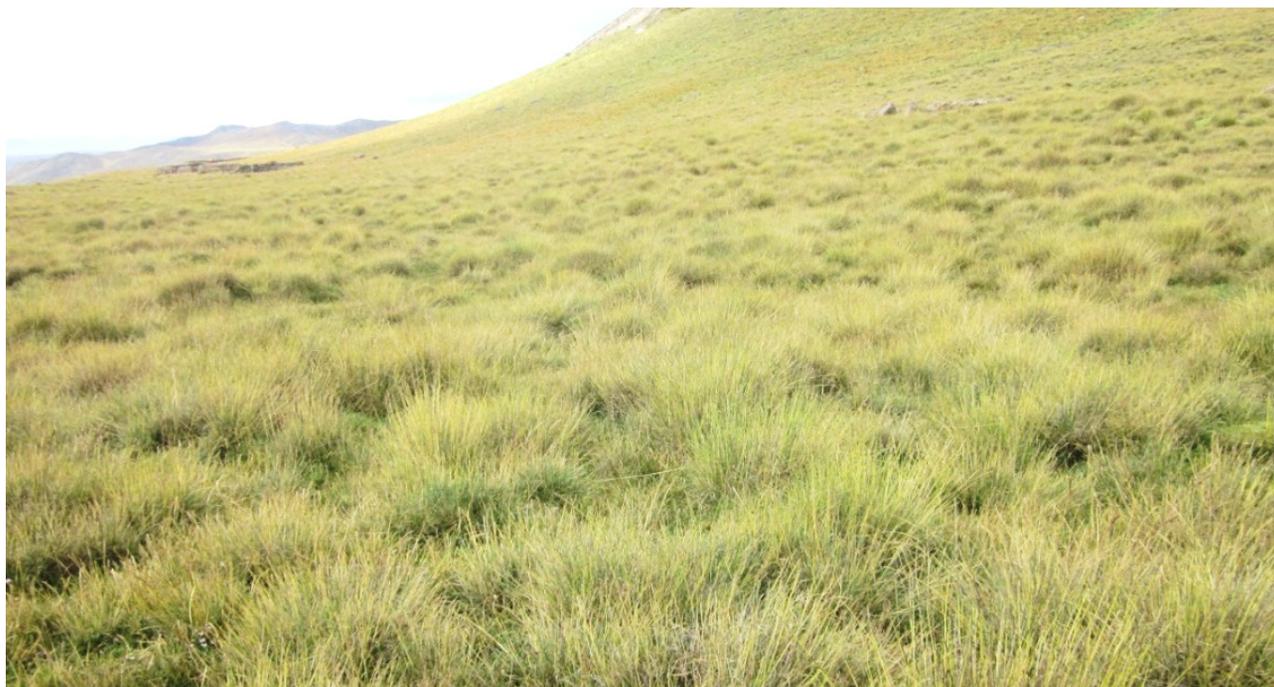
Otra práctica de mejora de la cobertura vegetal muy difundida en nuestro medio es la fertilización o abonamiento, lo cual demanda la presencia de niveles de agua adecuados y forraje disponible, que no están presentes en pastizales de condición muy pobre (Flórez y Malpartida, 1987).

d. Manejo de la cobertura del suelo

El manejo de la cobertura del suelo es la estrategia más viable para recuperar el ecosistema degradado (figura n.º 19), debido a que sus exigencias en comparación son necesariamente intensivas y contempla un

estado del pastizal pobre o muy pobre, con una tendencia negativa y alejado de una fuente de agua principal (Flores, 1999). Dentro de las estrategias de mejora se tienen las prácticas de conservación de suelos, como son las zanjas, los surcos y hoyos de infiltración. Estas prácticas se aplican sobre la base de que la conservación del suelo es la medida más adecuada para el control de la erosión, integrando todo lo relacionado con el uso racional del suelo y su tratamiento (Carlson, 1990). Por otra parte, las obras de conservación de suelos permiten la recuperación de terrenos degradados por procesos de erosión y desertificación.

Figura n.º 19. Pastizales de condición buena: cobertura 98 %.



Fuente: MINAM, 2017

Zanjas de infiltración

Son canales sin desnivel contruidos en laderas, los cuales tienen por objetivo captar el agua que escurre, disminuyendo los procesos erosivos, al aumentar la infiltración del agua en el suelo (Vásquez & Tapia, 2011). Estas obras de recuperación de suelos pueden ser contruidas de forma manual o mecanizada, y se sitúan en la parte superior o media de una ladera para capturar y almacenar la escorrentía proveniente de las cotas superiores (Suárez de Castro, 1980). La justificación principal de las zanjas de infiltración es el efecto que producen sobre la estabilización del suelo (figura n.º 20); es decir, son agentes propiciadores de almacenamiento de humedad para las plantas, a través del almacenamiento temporal de escorrentías superficiales. Debe señalarse que un sistema de zanjas de infiltración por sí solo, no controlaría

totalmente el fenómeno erosivo, siendo necesario revegetar con pastos o forestar los espacios intermedios entre zanjas, o adoptar otras prácticas conservacionistas como la aradura, el subsolado y la siembra en contorno (Carlson, 1990).

Es una práctica de fácil realización y cumple las siguientes funciones:

- Intercepta el agua de escorrentía y facilita su infiltración al suelo, contribuyendo a la recarga de manantiales.
- En laderas muy degradadas permite regenerar la vegetación natural y recuperar dichas laderas.
- En terrenos de pastos o plantaciones permanentes, favorece el crecimiento rápido de las plantas por la disponibilidad de humedad (figura n.º 21).

Figura n.º 20. Zanjas de infiltración contruidas manualmente en la comunidad de Cúper Alto, microcuenca Piuray, Cusco



Fuente: MINAM, 2017

Figura n.º 21. Zanjas de infiltración como estrategia para captura de agua y manejo de suelos en la comunidad de Cúper Alto, microcuenca Piuray, Cusco



Fuente: MINAM, 2017

Surcos de infiltración

Es una práctica que consiste en establecer pequeños surcos o canaletas lineales de 15 cm de profundidad, elaborados con el mismo suelo y rocas, con un distanciamiento mínimo de 3 a 5 m, los cuales siguen las curvas de nivel del terreno (Suárez de Castro, 1980). Esta práctica reduce la escorrentía superficial, protege a los suelos ubicados más abajo de sufrir por salinidad y la erosión, y permite una mayor infiltración del agua, condición que mejora el contenido de humedad del suelo y consecuentemente la productividad. La duración promedio de los surcos es de 25 años, pero puede ser menor en suelos inestables y se recomienda aplicarlo en campos cuyo estado de conservación es de 6 años o menos (Lemus, 2003).

Hoyos de infiltración

Consiste en construir hoyos de 15 cm de profundidad y 10 cm de diámetro, con un distanciamiento mínimo de dos metros sobre

el tapiz natural en áreas con pendientes moderadas a fuertes y constituyen bases de captación de agua en el suelo (Lemus, 2003). Su contribución y diseño tiene como objetivo capturar y almacenar agua dentro del hoyo y su alrededor para el uso de las plantas, controlando de este modo la escorrentía superficial. Tiene un impacto positivo por la menor perturbación sobre el tapiz natural y algunos reportes señalan que mejora la productividad de las plantas existentes y la cobertura vegetal (Pávez, 2004).

Oscanoa y Flores (2016) sugieren una opción técnica: los surcos y hoyos, la cual posibilita mejorar el estado ecológico del pastizal controlando la erosión del suelo y coadyuva a recuperar las facultades hidrológicas del pastizal degradado, probablemente como resultado de la mejora de captación del agua de lluvias, cobertura vegetal, mantillo, humedad del suelo y disminución de la evapotranspiración de la comunidad vegetal.

e. Estrategias de mejora productiva y ecológica de pastizales

Las estrategias de manejo y mejora de los pastizales involucran elevar su condición, su productividad y capacidad de carga. Las buenas prácticas de manejo de pastizales son aquellas que incrementan la cantidad de forraje utilizable, reemplazan a las plantas indeseables por las deseables, conservan el agua y el suelo, y promueven el incremento de la vida silvestre (Flores, 1993). Las prácticas de mejoramiento de los pastizales pueden clasificarse como extensivas e intensivas. Las estrategias extensivas son aquellas que no requieren ingreso extra de energía al sistema y no involucran altos riesgos ni costos. Estas son la quema de pastizales, los sistemas de pastoreo y el manejo de aguadas. Las estrategias intensivas son aquellas prácticas que requieren de un ingreso extra de energía al

sistema como el control de plantas indeseables, la resiembra de pastizales y la fertilización (Flores, 2010). Esta clasificación es de particular relevancia para los sistemas de producción de camélidos, pues estos se encuentran ligados a sistemas comunales de tenencia de tierra o constituyen pequeñas propiedades privadas con limitada capacidad para generar, financiar y supervisar estrategias de mejoras intensivas (figura n.º 22). Las mejores estrategias de mejoramiento de pastizales son aquellas que trabajan en el contexto de la sucesión vegetal como la quema, el manejo de aguadas y los sistemas de pastoreo (Flores, 1991). La capacidad de las estrategias consignadas en la figura n.º 22, para mejorar la condición del pastizal, depende del tipo de suelo, la composición florística y el clima local. Mientras mejor es el balance entre estos tres componentes, mayores las posibilidades de obtener resultados económicos exitosos.

Figura n.º 22. Productividad de forraje bajo prácticas de manejo de pastizales



Fuente: Herbel, 1983.

Estrategias extensivas

Sistemas de pastoreo

La implementación adecuada de prácticas de pastoreo es esencial para prevenir la degradación del ecosistema y mejorar la producción de forraje. Cuando los sistemas de pastoreo se aplican apropiadamente, constituyen una herramienta de gran utilidad para mejorar la producción de forraje a través del mantenimiento de la función y de la estructura del ecosistema de pastizal. La clave para mejorar la productividad de los pastizales mediante la utilización de sistemas de pastoreo radica en buscar una combinación de tratamientos de descanso y diferimiento que evite el pastoreo de un campo todos los años, en la misma época y con la misma especie animal (Flores, 1993).

El descanso de un campo involucra no pastorear un potrero durante un año permitiendo el desarrollo radicular de las plantas y asegurando una adecuada reserva de carbono que permitirá que las plantas sean vigorosas el año siguiente. Este sistema está diseñado sobre la base de los requerimientos de las plantas y no de las necesidades nutricionales del ganado. Es por ello que el descanso de campos es el mejor sistema para zonas ribereñas y para pastizales de condición pobre (Flores, 2010).

Los pastizales altoandinos correspondientes a los tipos de vegetación pajonal y césped de puna responden al descanso a través del incremento de su producción hasta en un 170 % dependiendo del potencial del suelo y de la composición florística inicial (Flórez y Malpartida, 1987 citado por Flores, 1991). Las respuestas limitadas de menos del 40 % corresponden a suelos pobres en donde hubo una reducción intensa del vigor y de la cobertura de las especies clímax en el tiempo (Flores, 1991).

Manejo del agua

El apropiado funcionamiento de los sistemas hidrológicos es vital para la salud de las cuencas y para proveer recursos forrajeros y hábitat para el ganado y la vida silvestre. La disponibilidad de forraje y la ubicación de las fuentes de agua, interactúan para determinar los patrones de uso y la capacidad de carga de los pastizales (Flores, 1991). En áreas cercanas a los ojos de agua los animales tienden a concentrarse, originando el sobrepastoreo de estas áreas y el subpastoreo de las áreas lejanas (figura n.º 23). Por ello, es necesario introducir mejoras en la disponibilidad y la distribución de fuentes de agua para asegurar una utilización uniforme y una mejor distribución del ganado (Flores, 1993 y 1997a).

Figura n.º 23. Pastizales con distribución de agua en un campo de pastoreo.



Fuente: MINAM, 2017

Los lugares de abrevaje, ya sean naturales o artificiales requieren de espaciamientos diferentes según se trate de zonas planas o montañosas (figura n.º 24). En general, se recomienda la presencia de dos o más fuentes de agua por campo (Flores, 1993 y 1997a). Un factor importante a considerar para determinar el número de fuentes de agua y el distanciamiento entre estas es la diferencia en requerimientos de

agua a nivel de especies, pues las alpacas son más tolerantes a la escasez de agua respecto a los ovinos, las alpacas consumen en promedio de 4 a 6 litros por día y pueden permanecer sin abrevar hasta por tres días consecutivos. Además, en zonas de alta pendiente las alpacas no deberían caminar más de 2,4 km para conseguir agua (Flores, 1993 y 1997).

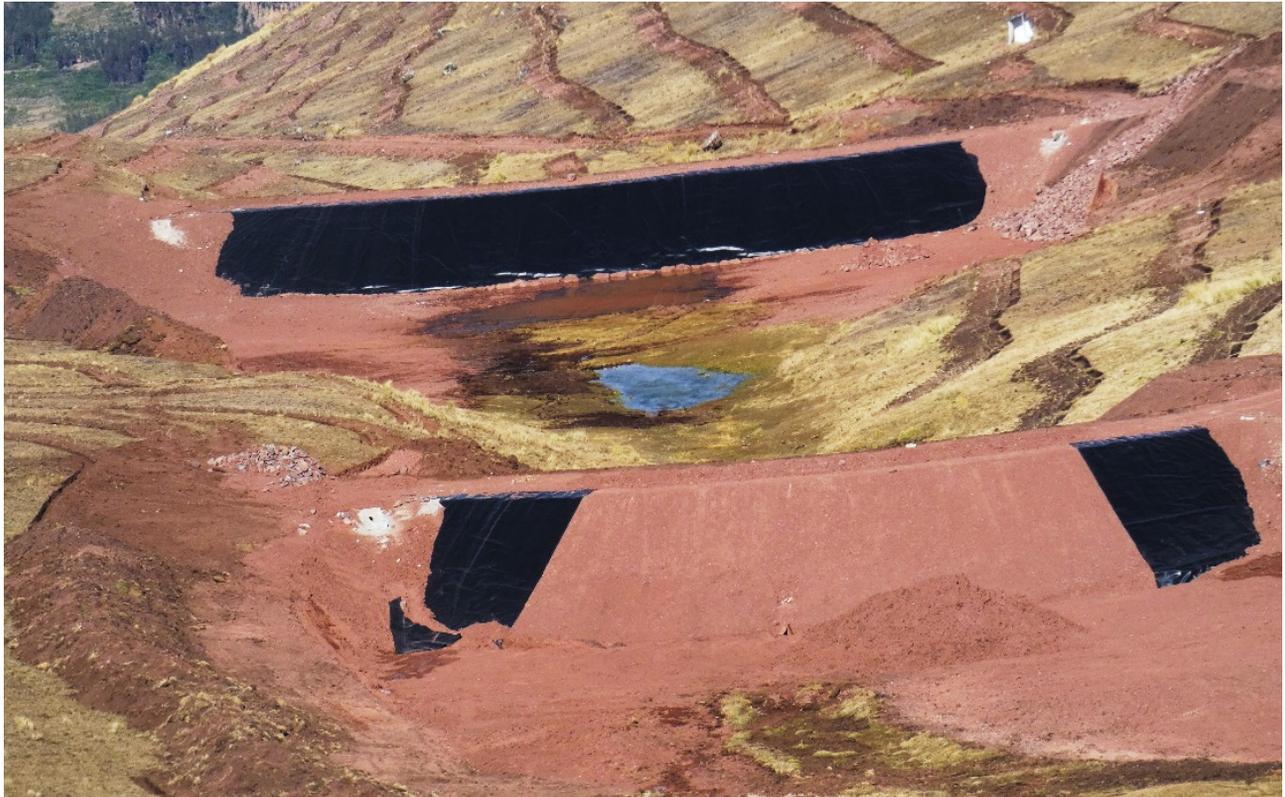
Figura n.º 24. Reservorio artificial para bebederos de animales.



Fuente: MINAM, 2017

La construcción de bebederos haciendo excavaciones en las mismas quebradas o en terrenos con hondonadas podría resolver los problemas derivados de la escasez de agua, pues permite el almacenamiento del agua de pequeñas lagunas y riachuelos para su posterior aprovechamiento mediante canales de riego (Flores, 1993 y 1997, Flórez, 2005). El riego y manejo en pastos naturales ha generado un aumento en la productividad de los pastizales y, por consiguiente, un aumento en la producción ganadera (figura n.º 25). Algunos estudios reportan que la irrigación de pastizales produce

un incremento de hasta 74,0% en el porcentaje de especies forrajeras palatables para las alpacas y un incremento de 55,0 % en el rendimiento de biomasa. Además, los pastizales de condición pobre sometidos a riego por un período de dos años, pueden mejorar su condición a buena con una carga animal que crece de 0,5 a 1,5 U.AI/ha/año (Flórez, 2005). Un ejemplo de construcción de cochas para almacenar agua en época de lluvias para cultivos y bebedero es la que ha promovido la Comunidad de Cúper Alto en la microcuenca Piuray en Cusco.

Figura n.º 25. Construcción de cochas para almacenamiento de agua en época de lluvias

Fuente: MINAM, 2017

Quema de pastizales

La quema de pastizales es una práctica común en la región altoandina, la cual generalmente se realiza en la época seca (junio-octubre). El objetivo de esta práctica es eliminar la vegetación del estrato alto y obtener un rebrote en la siguiente estación de crecimiento que coincide con la época de lluvias (figura n.º 26). Esta práctica se realiza para beneficiar el crecimiento, la vigorosidad y dominancia de

plantas del estrato bajo con el fin de que puedan ser consumidas por animales como alpacas y ovinos, cuya preferencia alimenticia son plantas del estrato bajo. Varios estudios reportan que no hay diferencias significativas entre realizar la quema en la época seca o al inicio de lluvias; sin embargo, esta última tiene un ligero efecto benéfico sobre la germinación de la semilla botánica (Novoa y Flórez, 1991).

Figura n.º 26. Quema controlada de pastizales



Fuente: MINAM, 2017

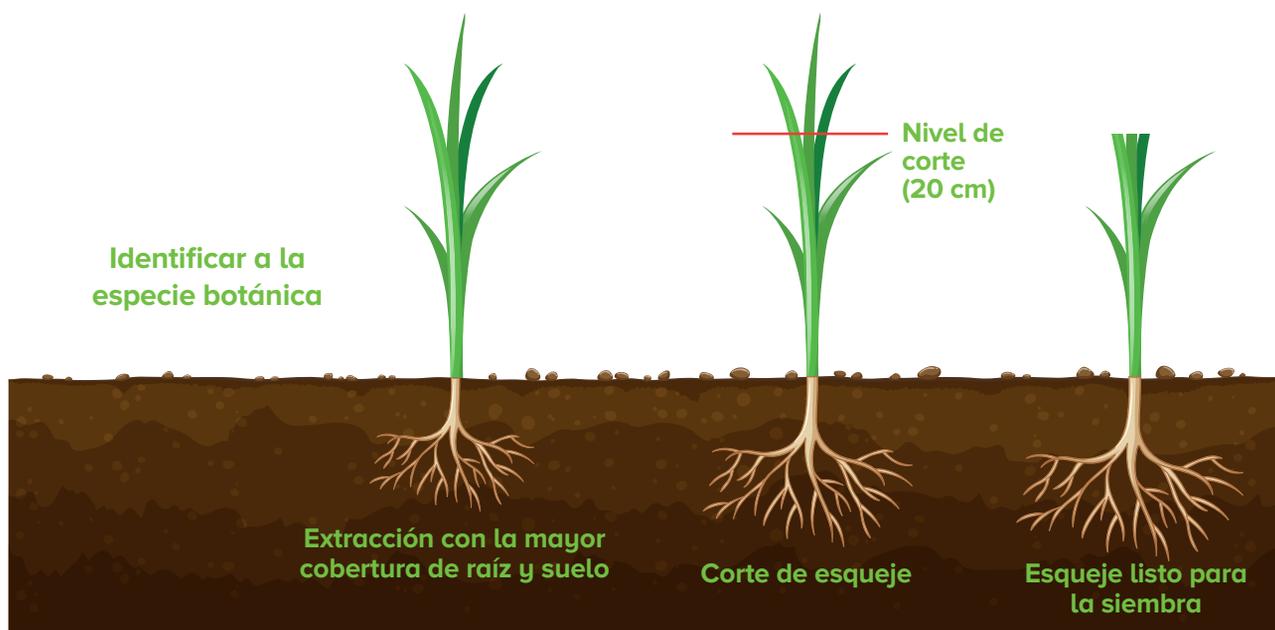
Estrategias intensivas

Revegetación

Cuando la vegetación ha sido severamente degradada debido a pastoreos excesivos y factores climáticos su recuperación natural puede tomar muchos años. Bajo estas circunstancias, la revegetación sería la única alternativa para restablecer las plantas deseables. Esta revegetación se puede realizar mediante siembra (revegetación natural) o mediante trasplante de plántulas (revegetación artificial)

[figura n.º 27] (Herbel, 1983; Society for Range Management, 2004). La revegetación, además de incrementar el número de plantas deseables, ayuda a evitar la degradación del suelo, pues la cobertura vegetal se encarga de proteger al suelo de la erosión. El éxito de la revegetación depende de la selección de especies nativas adaptadas a las condiciones climáticas de la zona y a las propiedades físicas y químicas del suelo y de la selección de las estrategias de siembra que aseguren el establecimiento de las plántulas.

Figura n.º 27. Pasos de manejo de un esqueje de planta para revegetar



Fuente: MINAM, 2017

Siembra de pastos cultivados

Los pastos cultivados deben ser utilizados como fuente de forraje para periodos de escasez, en la forma de heno o ensilaje para el plantel de reproductores y para reforzar la alimentación de la majada durante periodos críticos como parición y crecimiento.

La introducción de pastos cultivados como *Dactylis glomerata*, *Lolium perenne*, *Medicago sativa*, *Trifolium repens* y *Phalaris arundinacea* han demostrado buena adaptabilidad hasta los 4200 m de altitud (Flores, 1991). Estas especies

pueden entre sembrarse con pastos nativos en suelos de buen potencial que reúnan condiciones de humedad, pH y fertilidad que permitan el establecimiento de las plántulas como los suelos de bofedales de *Distichia muscoides* y suelo de pajonales de *Festuca dolichophylla* y *Stipa obtusa*. (Flores, 2010). La siembra de estas especies forrajeras anuales se hace generalmente en noviembre y diciembre, con el inicio de la estación de lluvia; la cosecha se realiza a partir de abril, procediendo a henificar el forraje para utilizarlo en la estación seca (figura n.º 28).

Figura n.º 28. Introducción de pastos cultivados en puna como estrategia intensiva



Fuente: MINAM, 2017

Entre-siembra de tréboles

El contenido de nitrógeno en gramíneas nativas no solo es bajo, sino que cae rápidamente por debajo de los niveles críticos para la nutrición animal durante las épocas secas; es por ello que la entre-siembra de tréboles representa una alternativa para incrementar el valor nutritivo de los pastizales (Lima, 2014).

La mejora de los pastos naturales mediante la introducción del trébol blanco (*Trifolium repens*) permite incrementar el contenido de nitrógeno en las plantas y en el suelo, y en consecuencia mejora el valor nutritivo de la dieta de los animales, pero para una correcta nodulación y fijación de nitrógeno es necesario la suplementación con fósforo (Lima, 2014).

Control de plantas invasoras

El manejo y control de plantas invasoras debe formar parte de un plan integral cuyo objetivo sea el restablecimiento de la comunidad vegetal (figura n.º 29). Los componentes clave para el control integrado de plantas invasoras son la prevención, la detección y el control. La detección temprana seguida por la pronta aplicación de medidas de control eficaces es esencial para eliminar las plantas invasoras (Doll et al., 1989; DiTomaso, 2010). Para controlar las plantas invasoras se pueden emplear métodos mecánicos, culturales, biológicos, químicos e integrales. Las ventajas de cada método, las interacciones complementarias o sinérgicas cuando son aplicados secuencialmente o en combinaciones deben ser consideradas al desarrollar programas de manejo integrado (DiTomaso, 2010).

Figura N.º 29. Pastizal de condición pobre dominado por *Aciachne pulvinata* (pacu pacu).



Fuente: MINAM, 2017

Fertilización

Los suelos de las praderas altoandinas son suelos ácidos, con bajas concentraciones de fósforo y potasio, con contenidos variables de materia orgánica, con baja cantidad de cationes intercambiables y con problemas de fertilidad (Alegría, 2010). Es por ello que requieren ser fertilizados. Los factores que deben ser considerados para realizar la fertilización son el agua del suelo, pues la respuesta de la fertilización está directamente relacionada con la disponibilidad de agua en el suelo, ecología de plantas, momento de fertilización, toxicidad

para lo cual se deben administrar dosis en base a los requerimientos del cultivo y análisis químico del suelo (figura n.º 30). Un factor importante a considerar es el económico, pues solo si los beneficios exceden el costo de aplicar fertilizantes, esta práctica será rentable. Es necesario considerar que la fertilización afecta cada especie de planta de manera diferente, inclusive a nivel de plantas de una misma especie. La fertilización es económica solo si hay adecuada humedad y si las plantas responden a los nutrientes adicionados (Herbel, 1983).

Figura n.º 30. Fertilización química y natural.



Fuente: MINAM, 2017

6.5. Estrategias de mejoramiento de pastizales para la microcuenca de la laguna Piuray

A partir del desarrollo de todas las estrategias de conservación y recuperación de los ecosistemas, mostrado en la sección 6.3, para la microcuenca de la laguna Piuray, se recomienda la aplicación de manejo adaptativo en pastizales muy buenos, el control restrictivo del pastoreo en pastizales de estado bueno, y el manejo de la vegetación en pastizales de estado regular.

El manejo adaptativo se aplicaría a los pastizales en estado de conservación de referencia. Es decir, se debería desarrollar un plan de manejo sostenible que incluya un plan de monitoreo de los indicadores del estado de conservación que permita utilizar estas áreas como la expresión máxima del ecosistema.

Los controles estrictos de pastoreo se aplicarían a 1874,43 ha de pastizales en estado de conservación bueno. Entre los tratamientos de pastoreo destacan como primera opción el descanso (100 %) y diferimiento (7,31 % en pajonal de puna y 22,61 % en césped de puna). Descansar es prevenir el pastoreo durante el período de crecimiento y dormancia; es decir, todo el año. Diferir significa retrasar la entrada de los animales a un área de pastoreo hasta que las semillas de las especies clave hayan madurado y diseminado.

El descanso de pastizales no involucra altos riesgos ni costos, ni requiere un alto nivel de entrenamiento, ni el empleo de altos niveles de tecnología por parte del productor. Los estudios reportan que

los niveles de incremento en la producción pueden llegar hasta un 200 % dependiendo del potencial del sitio, nivel de manejo y supervisión posterior a su implementación (Herbel, 1983). Sin embargo, algunos aspectos como el tipo de suelo, la composición florística y el clima local son determinantes, ya que mientras mejor es el balance entre estos tres componentes, mayor será la posibilidad de obtener mejor respuesta y, por ende, resultados económicos.

El pastoreo diferido rotativo requiere que la cancha sea dividida en dos potreros. Cada potrero es diferido un año sí y otro no. Si bien se pueden hacer modificaciones para incluir más de dos potreros, el punto clave es que cada potrero sea diferido cada dos o cuatro años. Este sistema es superior al pastoreo continuo, pues permite a las plantas deseables recuperar sus reservas, productividad y vigor.

El manejo de la vegetación se aplicaría a 32,53 ha de pastizales en estado de conservación regular. Las prácticas de manejo de vegetación en césped de puna y pajonal de puna más recomendables son el abonamiento y majadeo (100 % y 60 %, respectivamente). El majadeo o redileo consiste en mantener encerrado al ganado para hacerlo dormir en una parcela acotada por una red, cerco o dispositivo fácilmente reubicable (Rodríguez, 2006). Normalmente se emplea ganado ovino y/o alpacas para realizar esta práctica debido a su menor impacto sobre la compactación del suelo, en la que, si consideramos una densidad de 1 unidad ovino/m² y/o 1 unidad alpaca/2m² permitirá obtener una cantidad de estiércol de hasta 8 t/ha depositado en una noche. Sin embargo, no hay demasiadas cifras relativas a los aportes reales de materia orgánica que representa esta práctica (Urbano, 1985). El impacto del majadeo depende de factores como el nivel de consumo, la digestibilidad del pasto, el tipo y edad del animal, la carga animal y el régimen de explotación (Langer, 1973).

El abonamiento es una práctica que puede justificarse económicamente solo si el incremento en la producción de forraje supera los costos como ocurre en el caso de pajonales de *Festuca dolichophylla*. Los estudios de fertilidad de suelos de la sierra han indicado que los elementos mayores, nitrógeno y fósforo, son deficientes en las praderas naturales o pastizales.

Las dosis de nitrógeno y fósforo no deben exceder los 100 kg/ha, recomendándose la dosis de 50 hg/ha de N y 80 de P₂O₅, aplicada en forma fraccionada, en dos o tres partes, correspondiendo con el inicio, mitad y final de la época lluviosa.

La primera dosis debe aplicarse cuando aproximadamente el 20 % de la precipitación ha ocurrido, la segunda entre enero y febrero y la última a finales de marzo para asegurar un efecto residual durante la época seca.

La aplicación debe hacerse después de un pastoreo corto e intenso para asegurar un adecuado contacto y absorción del fertilizante. Como fuente de nitrógeno se recomienda la urea y como fuente de fósforo el superfosfato triple. El pH

del suelo debe ser ligeramente ácido o alcalino. Para el caso de suelos fuertemente ácidos que son comunes al ecosistema altoandino se sugiere el uso de roca fosfatada.

El manejo de la cobertura del suelo se aplicaría a 120,96 ha de pastizales en estado de conservación regular. Dentro de las estrategias de mejora se tienen las prácticas de conservación de suelos, como son las zanjas, los surcos y hoyos de infiltración. Estas prácticas se aplican sobre la base que la conservación del suelo es la medida más adecuada para el control de la erosión, integrando todo lo relacionado con el uso racional del suelo y su tratamiento (Carlson, 1990). Por otra parte, las obras de conservación de suelos, permiten la recuperación de terrenos degradados por procesos de erosión y desertificación.

En la figura n.º 31 se muestra el mapa de opciones de gestión de pastizales en la microcuenca de la laguna Piuray. Asimismo, en el cuadro n.º 9, se muestra un resumen de opciones de gestión por tipo de ecosistema altoandino de la microcuenca de Piuray.

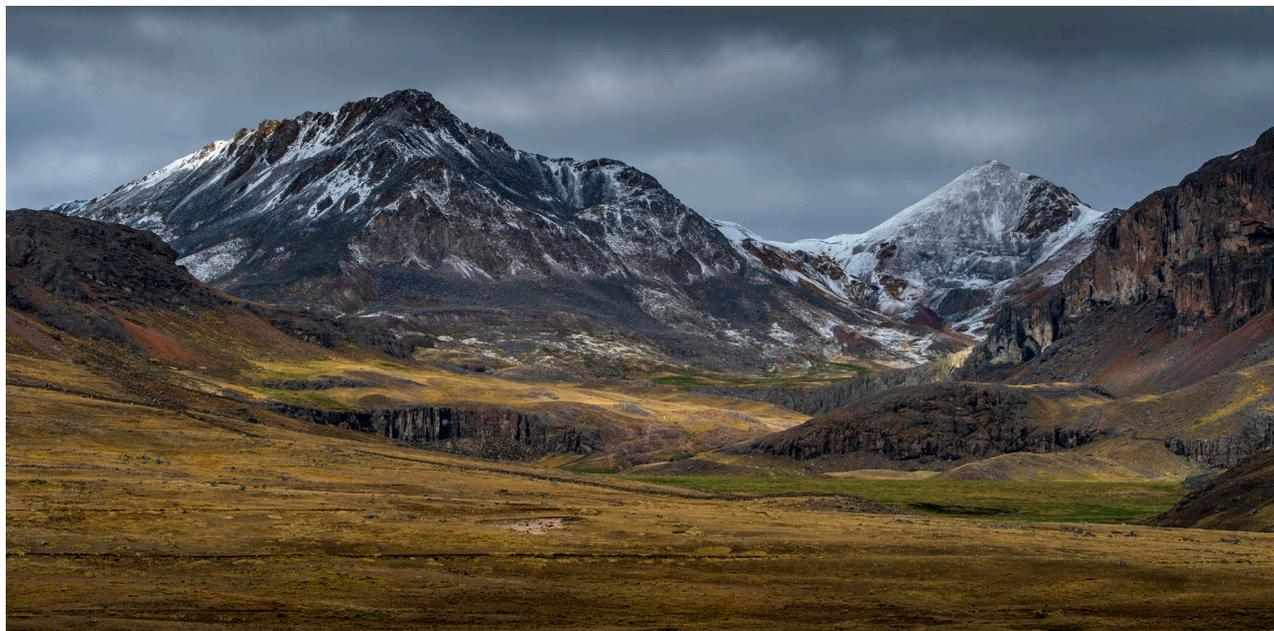
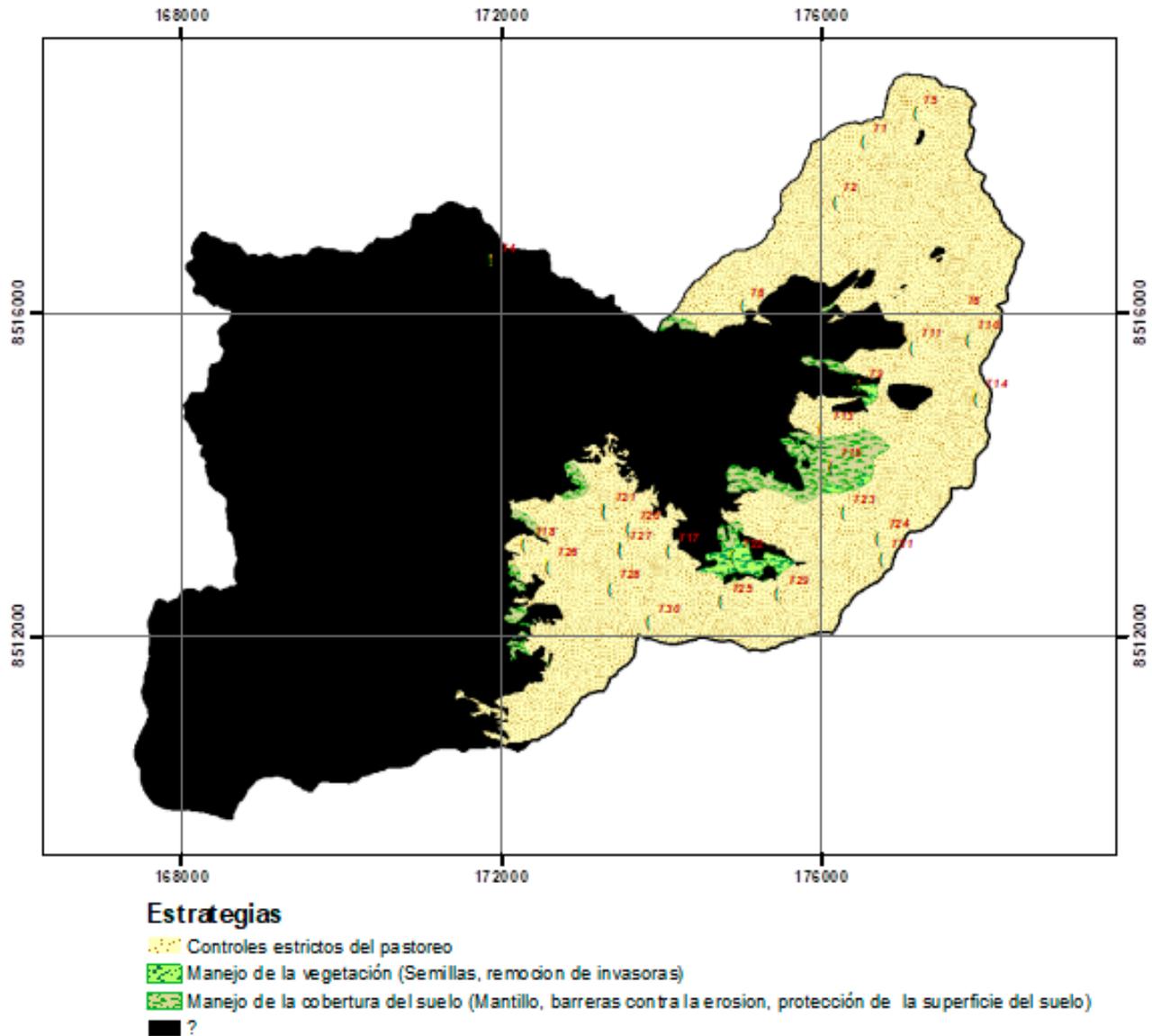


Figura n.º 31. Mapa de opciones de gestión de pastizales en la microcuenca Piuray.



Fuente: MINAM, 2017

Cuadro n.º 9. Resumen de opciones de gestión por tipo de ecosistema de la microcuenca de la laguna Piuray.

Coberturas	Opciones de gestión			Otras	TOTAL (ha)
	Controles estrictos de pastoreo	Manejo de la vegetación	Manejo de la cobertura del suelo		
Césped de puna altimontano muy húmedo	32,42	5,17			37,60
Césped de puna altoandino muy húmedo	392,92				392,92
Pajonal altimontano húmedo	182,19		21,90		204,09
Pajonal altimontano muy húmedo	106,68	27,35	99,06		233,09
Pajonal altoandino húmedo	130,62				130,62
Pajonal altoandino muy húmedo	1029,60				1029,60
Subtotal	1975,43	32,53	120,96		2027,92
Otros				3718,34	3718,34
TOTAL (ha)	1874,43	32,53	120,96	3718,34	5746,26

Fuente: MINAM, 2017

7. Conclusiones y recomendaciones

- Los ecosistemas evaluados de la microcuenca de la laguna Piuray, presentan más del 90 % de su superficie en estado de conservación buena, con un ligero deterioro de la cobertura vegetal y suelo.
- El ecosistema pajonal de puna es el más afectado por prácticas de pastoreo continuo principalmente y de áreas que han sido utilizadas por la agricultura. Actualmente existen áreas de cultivo en descanso, por lo que las principales estrategias de mejora que pueden contribuir a mejorar el estado de conservación de los ecosistemas son el descanso rotativo, la fertilización natural y el majadeo o incorporación orgánica con el uso de animales y la recomendación para pajonales es evitar la quema.
- La aplicación de la métrica para estimar el estado de conservación basada en indicadores en la microcuenca de la laguna de Piuray funcionó de la manera esperada en los pajonales, mientras que en el césped de puna algunos indicadores como riqueza y composición florística no mostraron un descenso claro cuando el estado de conservación del ecosistema estaba deteriorado.
- En las áreas intervenidas por el estudio se encontraron construcciones de zanjas de infiltración, áreas restauradas con reforestación y forestación con especies arbustivas *Cyperus racemosus* “ceticio” y también con *Polylepis* sp. “quinual” y *Eucalyptus globulus* “eucalipto”, las cuales muestran una estrategia robusta y sostenible que se han incorporado en la microcuenca de Piuray.
- Según el análisis sugerido por el estudio, las estrategias de recuperación más resaltantes serían el descanso rotativo y la fertilización natural para la mejora de la estabilidad de los suelos. Asimismo, en pajonales se sugiere un manejo adecuado de la vegetación, evitando definitivamente la quema.
- Las construcciones de fuentes de agua como diques, cochas y represas

son estrategias para mejorar la captura del agua en época de lluvias y de los manantes activos, por lo que estas acciones se traducirían en la mejora de la condición de la regulación hídrica para la laguna de Piuray.

- Para un adecuado aprovechamiento de las aguas de lluvia acumuladas en las zanjas de infiltración, plantar especies vegetales de gramíneas altas y arbustivas, que servirán como barreras vivas.
- Continuar con los estudios de generación de información en los temas de hidrología, clima, social y económico, con el fin de contar con un diagnóstico total de la microcuenca de la laguna Piuray y de esta manera poder implementar un MERESE.

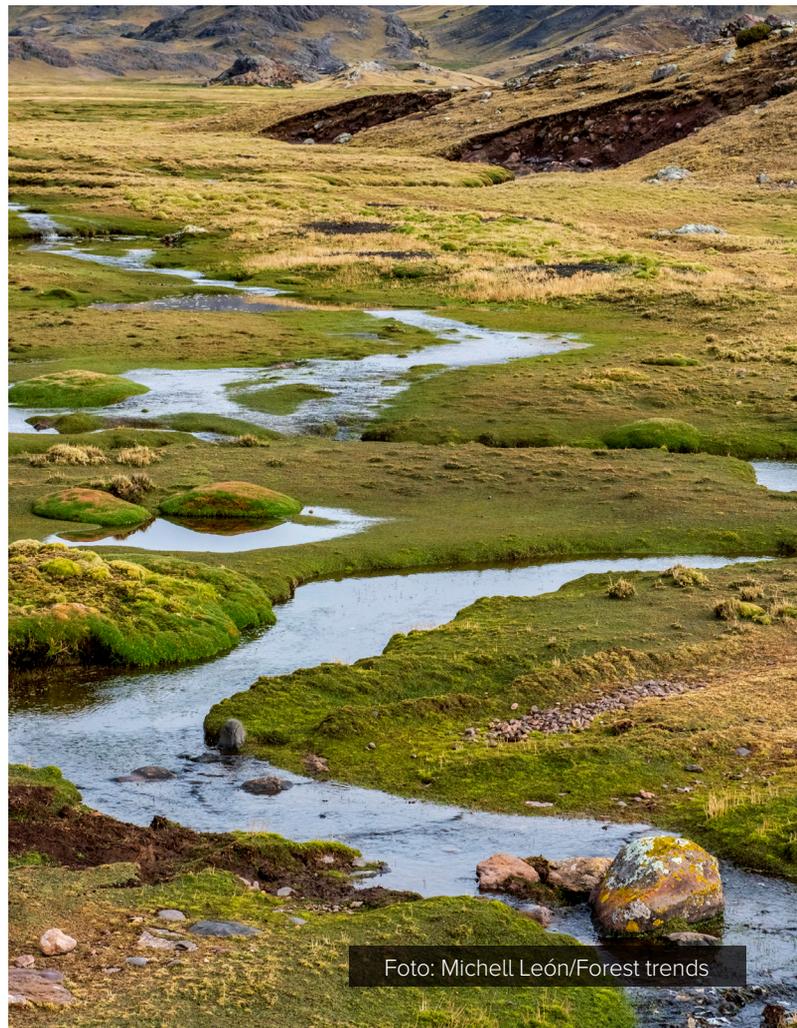


Foto: Michell León/Forest trends

8.

Bibliografía

- **Acocks, P.H. 1964.** *Karoo vegetation in relation to the development of deserts.* En: D. H. S. Davis. *Ecological Studies in Southern Africa.* W. Junk, The Hague, The Netherlands. Pp. 100-112.
- **Barrow, C.J. 1991.** *Land degradation.* Cambridge University Press, New York.
- **Bausch, W. C. & Neale, C. M. 1987.** *Crop coefficients derived from reflected canopy radiation: a concept.* *Transactions of the ASAE* 30(3): 703-709.
- **Breshears, D. D.; Ludwig, J.A.; Martens, S.N.; Beeson, P.C.; Wilcox, B.P. & Allen. 2001.** *Runoff and erosion thresholds: implications for rangeland degradation and restoration.* *Ecological Society of America Annual Meeting Abstracts* 86: 8-9.
- **Carlson, P. 1990.** *Establecimiento y manejo de prácticas agroforestales en la sierra ecuatoriana.* Editorial Cormen, Quito - Ecuador. Pp. 24-111.
- **Centro de Investigaciones Pecuarias del Estado de Jalisco (CIPEJ). 1991.** Artículo en línea disponible en: http://www.ugrj.org.mx/index.php?option=com_content&task=view&id=453&Itemid=376.
- **Danckwerts, J.E.; O'Reagain, P.J. & O'Connor, T.G. 1993.** *Range management in a changing environment: a southern African perspective.* *Australian Rangeland Journal* 15:133-144.
- **Díaz, R. O. 2007.** *Utilización de pastizales naturales.* Editorial Brujas, Córdoba – Argentina. 456 p.
- **DiTomaso, J.; Masters, R. & Peterson, V. 2010.** *Rangeland invasive plant management.* *Rangelands* 32(1):43-47.
- **Doll, J.; Argel, J.; y Gómez, C. 1989.** *Principios básicos para el manejo y control de las*

malezas en los potreros: Guía de estudio. Producción: Clemenacia Gómez de Enciso. Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT). Cali. CO. 59 p.

- **Drusch, M.; Del Bello, U.; Carlier, S., Colin, O.; Fernández, V.; Gascon, F. & Meygret, A. (2012).** *Sentinel-2: ESA's optical high-resolution mission for GMES operational services*. *Remote Sensing of Environment* 120:25-36.
- **Flores, E. 1997a.** *Tambos alpaqueros y pastizales. I: Manejo y conservación de praderas naturales*. Proyecto Especial Tambos Alpaqueros. Boletín técnico LUP (11). Lima, Perú. 11 p.
- **Flores, E. 1993.** *Naturaleza y usos de los pastos naturales*. En: Manual de producción de alpacas y tecnología de sus productos. TTA. Perú. Pp. 23-37.
- **Flores E.R. 1999.** *Tambos alpaqueros y pastizales II: Mejoramiento de praderas naturales*. Proyecto especial tambos alpaqueros. Boletín técnico LUP (12). Lima, Perú.
- **Flórez, A. & Malpartida, E. 1987.** *Manejo de praderas nativas y pasturas en la región altoandina del Perú*. Tomo I. Fondo del libro del Banco Agrario. Lima, Perú.
- **Foran, B. & Howden, M. 1999.** *Nine drives of rangeland change*. En: People and rangelands: building the future. Proceedings of VIth International Rangeland Congress. Pp 7-13.
- **Flores, E.R. 2010.** *Pastores de puna, cambio climático y seguridad alimentaria*. En: Conferencia: Pastores de puna, vulnerabilidad y adaptación al cambio climático. Laboratorio de Ecología y Utilización de Pastizales – UNALM.
- **Flores, E. R. 1991.** *Manejo y utilización de pastizales*. En: Avances y perspectivas del

conocimiento de los camélidos sudamericanos. Fernández-Baca, S. (ed.). Santiago. CHL. FAO. Pp. 191-212.

- **Flórez, A. 2005.** *Manual de pastos y forrajes altoandinos*. Intermediate Technology Development Group (ITDG) y Oikos Cooperação e Desenvolvimento. 53 p.
- **George, M.R.; Brown, J. R. & Glawson W.J. 1992.** *Application of non-equilibrium ecology to management of Mediterranean grassland*. Journal of Range Management 45: 436-440.
- **Hartmann, H.T.; Kester, D.E. & Davies F.T. 1990.** *Plant propagation*. 5a. ed. Englewood Cliffs, NJ, Prentice-Hall. 647 p.
- **Herbel, C.H. 1983.** *Principles of intensive range improvements*. Journal of Range Management 36(2): 140-144.
- **Holechek, J.L. 1989.** *Range inventory and monitoring*. En: Range management principles. University of New Mexico, USA. Pp. 1 – 22.
- **Holechek, J.L.; Pieper, R.D. & Herbel, C.H. 1998.** *Range management principles and practices*. 3a. ed. Prentice Hall. 542 pp.
- **Hobbs, R. J. & Harris, J.A. (2001).** *Restoration ecology: repairing the Earth's ecosystems in the new millenium*. Restoration Ecology 9: 236-246.
- **Janick, J. 1979.** *Horticultural science*. 3a. ed. San Francisco, CA, W. H. Freeman and Company. 608 p.
- **King, E. G. & Hobbs, R. J. 2006.** *Identifying linkages among conceptual models of ecosystem degradation and restoration: towards an integrative framework*. Restoration Ecology 14(3): 369-378.
- **Krogh, S.N.; Zeisset, M.S.; Jackson, E. & Whitford, W.G. 2002.** *Presence/absence of a keystone species as an indicator of rangeland health*. Journal of Arid Environments 50: 513-519.
- **Langer, R.H.M. 1973.** *Growth of grasses and clovers*. En: R.H.M. Langer, editor. Pastures and pasture plants. New Zealand Consolidated Press, Ltd., Auckland, New Zealand. Pp. 41-63.
- **Lima, N. 2016.** Mejorando praderas nativas a través de la introducción de trébol blanco

(*Trifolium repens*): efecto de la dosis de fósforo y distanciamiento entre golpes. Tesis para optar el grado de Magister Scientiae en producción animal. Universidad Nacional Agraria la Molina. Lima, Perú.

- **Lemus, M. 2003.** MAUCO: Programa para el diseño de obras de conservación de suelos. En: Seminario Internacional Restauración Hidrológico-Forestal para conservación y aprovechamiento de aguas y suelos. 20 y 21 de noviembre. Santiago, Chile. (http://eias.utralca.cl/seminario_internacional.htm).
- **Lillesand, T.M.; Kiefer, R.W. & Chipman, J.W. 2004.** Remote sensing and image interpretation. New York, USA. Wiley. 763 p.
- **Mallawaarachchi, T; Walker, P; Young, M; Smyth, R; & Lynch, H. 1996.** GIS-based integrated modelling systems for natural resource management. *Agricultural Systems* 50(2): 169-189.
- **Milton, S.J.; Dean, W.R.J.; Du Plessis, M.A. & Siegfried, W.R. 1994.** A conceptual model of arid rangeland degradation. The escalating cost of declining productivity. *BioScience* 44(2): 70-76.
- **MINAM. 2016.** Guía complementaria para la compensación ambiental: ecosistemas altoandinos. R. M. n.º 183-2016-MINAM.
- **Moyo, B.; Dube, S.; Lesoli, M.; & Masika, P.J. (2008).** Communal area grazing strategies: institutions and traditional practices. *African Journal of Range & Forage Science* 52(2): 47-54.
- **Novoa, C. & Flórez, A. 1991.** Producción de rumiantes menores: alpacas. Lima, Editorial RERUMEN. Perú. 311 p.
- **Nyberg, J.B. 1998.** Statistics and the practice of adaptive management. En: *Statistical methods for adaptive management studies*, V. Sit and B. Taylor, (editors). *Land Manage. Handbook* 42, B.C. Ministry of Forests, Victoria, BC. Pp. 1-7.
- **Oscanoa, L. & Flores, E. 2016.** Influence of soil improvement techniques on water function of Andean rangelands. *Ecología Aplicada* 15(2): 91-99. Departamento Académico de Biología, Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima – Perú.
- **Passera, C.B.; Borsetto, O.; Candia, R.J. & Stasi, C.R. 1992.** Shrub control and seedling influences on grazing capacity in Argentina. *Journal of Range Management* 45: 480-482.
- **Pavez, A. 2004.** Análisis del comportamiento temporal del contenido de humedad en suelos sometidos a obras de conservación (zanjas de infiltración y subsolado), en áreas de las regiones VI, VIII y VIII. Tesis para optar al título de Ingeniero Forestal. Universidad

de Talca. Chile. 86 p.

- Petersen, S. & Stringham, T. 2008. Infiltration, runoff and sediment yield in response to western juniper encroachment in southeast Oregon. *Journal of Rangeland Ecology and Management* 61: 74–81.
- Pettit, E. 1999. Mejoramiento de la pradera natural. En: Curso corto de manejo y mejoramiento de pastizales. Texas, Tech.
- Purevdorj, T.; Tateishi, R.; Ishiyama, T. & Honda, Y. 1998. Relationships between percent vegetation cover and vegetation indices. *International Journal of Remote Sensing* 19(18): 3519-3535
- Pyke, D.A.; Herrick, J.E.; Shaver, P. & Pellant, M. 2002. Rangeland health attributes and indicators for qualitative assessment. *Journal of Range Management* 55: 584–297.
- Rodríguez, V. 2006. El majadeo o redileo. *Revista Fertilidad de la Tierra* (23): 63-66.
- Rouse, J.W.; Haas, R.H.; Schell, J.A. & Deering, D.W. 1973. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. En: 3rd ERTS Symposium, NASA SP-351 I. Pp. 309-317.
- Schlesinger, W.H.; Reynolds, J. F.; Cunningham, G. L.; Huenneke, L. F.; Jarrell, W. M.; Virginia, R. A. & Whitford, W. G. 1990. Biological feedbacks in global desertification. *Science* 247(4946): 1043-1048.
- Sheley, R. L. & Krueger-Mangold, J. 2003. Principles for restoring invasive plant-infested rangeland. *Weed Science* 51: 260-265.
- Suárez de Castro, F. 1980. Conservación de suelos. San José, CR, IICA. 315 p.
- Stringer, L. & Reed, M. 2007. Land degradation assessment in southern Africa: integrating local and scientific knowledge bases. *Land Degradation & Development* 18(1): 99-116.
- Skovlin, J.M.; Harris, R.W.; Strickler, G.S. & Garrison, G.A. 1976. Effects of cattle grazing methods on Ponderosa pine-bunchgrass range in the Pacific Northwest. U.S. Dep. Agr. Tech. Bull. n.º 1531. 40 p.
- Stuth, J.; Jama, A. & Tolleson, D. 1991. Direct and indirect means of predicting forage quality through near infrared reflectance spectroscopy. *Field Crops Research* 84: 45–56.
- Tueller, P. 1989. Remote sensing technology for rangeland management applications. *Journal of Range Management* 42: 6442-6453.

- Urbano, P. 1985. Tratado de fitotecnia general. 2ª. ed. Grupo Mundi-Prensa, España. Pp. 384-398.
- Vásquez, A. & Tapia M. 2011. Cuantificación de la erosión hídrica superficial en las laderas semiáridas de la sierra peruana. Rev. Ingeniería UC 18(3): 42-50.
- **Walker, J.W. & Hodgkinson, K.C. 1999.** *Grazing management: new technologies for old problems.* Proceedings of the sixth international rangeland congress. Pp. 424-430.
- **Weaver, J.E. & Clements, F.E. 1938.** *Plant ecology.* McGraw-Hill, New York.
- **Whisenant, S.G. 1999.** *Repairing damaged wildlands: a process-oriented, landscape-scale approach.* Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom. 328 p.
- **Westoby, M.; Walker, B. & Noy-Meir, I. 1989.** *Opportunistic management for rangelands not at equilibrium.* Journal of Range Management 42: 266-274.
- **Whitford, W.G. 1995. Desertification: implications and limitations of the ecosystem health metaphor.** En: Rapport, D.J.; Gaudet, C. L. & Calow, P. (eds.). Evaluating and monitoring the health of large-scale ecosystems. NATO ASI Series, Berlin, Springer-Verlag. Pp. 257-166.



PERÚ

Ministerio
del Ambiente

EL PERÚ PRIMERO

Ministerio del Ambiente
Av. Antonio Miroquesada 425
Magdalena del Mar, Lima - Perú
(511) 611 - 6000
www.gob.pe/minam