

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA
ESCUELA DE POST GRADO
ESPECIALIDAD DE ECOLOGÍA APLICADA**



**EXTRACCIÓN DE PASTOS POR ACTIVIDAD DE “champeo” EN
LA RESERVA NACIONAL DE JUNÍN DURANTE EL AÑO
2004 - 2005. UNA PERSPECTIVA DESDE LA TEORÍA DE LA
SUCESIÓN. ESTUDIO DE CASO EN LA COMUNIDAD
CAMPESENA DE VILLA JUNIN**

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE
*MAGISTER SCIENTIAE***

CLAUDIA CECILIA CARO VERA

LIMA – PERU

2010

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

ESCUELA DE POST GRADO

ESPECIALIDAD DE ECOLOGÍA APLICADA

**EXTRACCIÓN DE PASTOS POR ACTIVIDAD DE “champeo” EN
LA RESERVA NACIONAL DE JUNÍN DURANTE EL AÑO
2004 - 2005. UNA PERSPECTIVA DESDE LA TEORÍA DE LA
SUCESIÓN. ESTUDIO DE CASO EN LA COMUNIDAD
CAMPESENA DE VILLA JUNÍN**

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE
*MAGISTER SCIENTIAE***

Presentado por:

CLAUDIA CECILIA CARO VERA

Sustentada y aprobada ante el siguiente jurado:

Mg.Sc. Juan Torres Guevara
PRESIDENTE

Dr. Edgar Sánchez Infantas
PATROCINADOR

Mg.Sc. Zulema Quinteros Carlos
MIEMBRO

Mg.Sc. Efraín Malpartida Inouye
MIEMBRO

RESUMEN

La Reserva Nacional de Junín, área de conservación altoandina importante para el Perú, tiene como uno de sus principales problemas la pérdida de cobertura vegetal por extracción de pastos (champeo) con fines energéticos (INRENA, 2000), problema que precisa de estudios para orientar el ordenamiento de la zona de extracción y el establecimiento de una estrategia adecuada para esta actividad, teniendo en cuenta la demanda energética de las comunidades y el tiempo de recuperación de la vegetación para satisfacerla.

Por lo expuesto, el principal objetivo de esta investigación fue caracterizar y monitorear, a lo largo de un año (2005) el proceso de sucesión, inducido por el champeo, de los pastos de la comunidad campesina Villa de Junín, una de las zonas más impactadas por esta actividad. Se reconoció la existencia de dos tipos de formaciones vegetales impactadas: pastizales no hidromórficos (pampas) y pastizales hidromórficos (bofedales). Una encuesta aplicada a los pobladores de la zona permitió identificar que hay preferencia por extraer la vegetación de los bofedales, ya que los pobladores afirman que la especie *Distichia muscoides*, que crece en esta zona, tiene mejor capacidad combustible.

La evaluación del proceso de sucesión de los pastos de la pampa, tras la perturbación del champeo, mostró la reducción de su diversidad a casi la mitad del valor inicial, mientras que el valor de diversidad del bofedal fue menor. Una evaluación a los tres años y diez meses de ocurrido el impacto demostró que la diversidad de la vegetación en el terreno champeado superó el valor previo a la perturbación, tanto en la pampa como en el bofedal, resaltando que el bofedal, por lo general, muestra valores de diversidad menores que la pampa. La pampa mostró una secuencia de sucesión ordenada, mientras que el

bofedal presentó un proceso discontinuo a lo largo del tiempo, sugiriendo una dinámica menos predecible y más dependiente de las variables ambientales como la precipitación. La evaluación de la composición florística a lo largo del proceso de sucesión dio como resultado la identificación de las siguientes especies pioneras en la pampa: *Ranunculus flagelliformis*, *Carex ecuadorica*, *Werneria pygmaea* y *Gentiana sedifolia*, con predominio de *Carex ecuadorica* durante el primer año, mientras que las especies tardías fueron *Paspalum* sp y *Calamagrostis vicunarum*. La sucesión en el bofedal se inició con *Werneria pygmaea*, *Ranunculus flagelliformis* y *Carex ecuadorica* con predominio de *Werneria pygmaea* al inicio de la sucesión y luego un incremento de la abundancia de *Carex ecuadorica*, durante el primer año. Las especies tardías fueron: *Hipochaeris taraxacoides*, *Paspalum* sp, *Plantago rigida*, *Distichia muscoides*, *Pycnophyllum* sp y *Gentiana sedifolia*.

La aplicación de pruebas de similaridad temporal en la pampa y el bofedal con el estadio “clímax”, definido como aquel que está listo para volverse a champear, dio evidencias de que al cabo de tres años se puede volver a champear una pampa, pues su diversidad vegetal está recuperada y la condición del pastizal es buena, mientras que el bofedal requiere de un periodo de barbecho mayor a tres años y diez meses pues después de este tiempo la condición del pastizal muestra importantes diferencias con el estado previo al champeo.

Finalmente, se sugiere a la Jefatura de la Reserva Nacional de Junín trabajar concertadamente con la población para ordenar el champeo y monitorear constantemente la zona, de tal forma que esta actividad pueda ser sostenible en el tiempo.

Palabras clave: Sucesión, perturbación, diversidad, césped de puna, bofedal y champeo.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN.....	5
I.INTRODUCCIÓN.....	14
II REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	17
2.1 TERRITORIO ALTOANDINO:	17
2.2 INTEGRIDAD DE LOS ECOSISTEMAS:	18
2.2. 1 Reporte de la Integridad de los Ecosistemas:	26
2.3 DINÁMICA DE LOS ECOSISTEMAS:	30
2.3.1 Descripción Tradicional de la Sucesión de los Ecosistemas	31
2.3.2 El Ciclo Adaptativo:	37
2.3.3 Atributos de la Dinámica de los Ecosistemas:	41
2.4 JERARQUIZACIÓN DE LAS VARIABLES QUE CONFORMAN EL ECOSISTEMA:	50
2.5 PERTURBACIONES DE LOS ECOSISTEMAS:	53
2.6 RESTAURACIÓN DE ECOSISTEMAS:	55
2.7 PARTICIPACIÓN PÚBLICA:	58
2. 8 ÁREAS NATURALES PROTEGIDAS:	59
2.9 COMUNIDAD DE VILLA JUNÍN:	61
2.10 CHAMPEO	63
III.	65
MATERIALES Y MÉTODOS	
3.1 ÁREA DE ESTUDIO:	65
3.2 MATERIALES:	69
3.2.1 De gabinete	69
3.2.2. De campo	69
3.3 METODOLOGÍA	69
3.3.1 Para describir la heterogeneidad espacial de la zona de champeo dentro de los terrenos de la Comunidad de Villa Junín identificando las variables ambientales que influyen en el proceso de sucesión.....	69
3.3.2 Para describir la intensidad y los métodos de extracción de champa en los terrenos de la Comunidad de Villa Junín.....	74
3.3.3 Para evaluar el porcentaje de terreno champeado, a lo largo del tiempo, dentro de los terrenos de la comunidad de Villa Junín.....	75
3.3.4 Para analizar la variación a lo largo del proceso de sucesión de la diversidad, equidad y riqueza de la flora, durante el intervalo temporal de un año, de las zonas perturbadas por la actividad de champeo.....	76
IV.....	82
RESULTADOS Y DISCUSIÓN:	
4.1 DE LA DESCRIPCIÓN DE LA HETEROGENEIDAD ESPACIAL DE LA ZONA TERRESTRE DE LA RESERVA NACIONAL DE JUNÍN.....	82
4.2 DE LA DESCRIPCIÓN DE LA INTENSIDAD Y LOS MÉTODOS DE EXTRACCIÓN DE CHAMPA EN LOS TERRENOS DE LA COMUNIDAD DE VILLA JUNÍN.....	93
a. Información General sobre la Extracción de la Champa.....	96
b. Dinámica del Champeo	97
c. Calidad de la champa.....	99
d. Problemas asociados al Champeo.....	100
e. Respuestas frente a los problemas asociados al champeo	102

4.3 DE LA EVALUACIÓN DE LA EXTENSIÓN DE LOS DISTINTOS PARCHES SUCESIONALES, CONSIDERANDO EL TIEMPO EN EL QUE FUERON CHAMPEADOS.....	104
4.4 DEL ANÁLISIS DE LA VARIACIÓN A LO LARGO DEL PROCESO DE SUCESIÓN DE LA DIVERSIDAD, EQUIDAD Y RIQUEZA DE LA FLORA, DURANTE EL INTERVALO TEMPORAL DE UN AÑO, DE LAS ZONAS PERTURBADAS POR LA ACTIVIDAD DE CHAMPEO.....	106
V.....CONCLUSIONES	145
VI.RECOMENDACIONES	148
VII.....BIBLIOGRAFÍA	150

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1.....	33
Descripción de dos Momentos de la Sucesión	
Cuadro 2.....	82
Formaciones Vegetales de la Zona Terrestre de la Reserva Nacional de Junín	
Cuadro 3.....	85
Verificación de las Formaciones Vegetales en los Terrenos de la Comunidad de Villa Junín	
Cuadro 4.....	93
Principales Sucesos en la Reserva Nacional de Junín y las Fases en el Ciclo Adaptativo	
Cuadro 5.....	106
Listado de Plantas de la Pampa y el Bofedal de la Zona de Estudio	
Cuadro 6.....	116
Significación de las Diferencias Mensuales de la Diversidad Alfa de la Pampa	
Cuadro 7.....	119
Significación de las Diferencias Mensuales de la Diversidad Alfa del Bofedal	
Cuadro 8.....	122
ANOVA con DBCA para la diversidad alfa de la Pampa y el Bofedal a lo Largo del Tiempo	
Cuadro 9.....	129
Correlación de Spearman para Diversidad Vegetal y Diversidad de la Artropofauna	
Cuadro 10.....	132
Comparación Control – Impacto de la Productividad de la Pampa y el Bofedal	
Cuadro 11.....	134
Cobertura de Plantas de La Pampa	
Cuadro 12.....	134
Cobertura de Plantas Del Bofedal	
Cuadro 13.....	142
Prueba t- Student para Parches Temporales de Diversidad	

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.....	40
Ciclo Adaptativo	
Figura 2.....	65
Zona de Estudio	
Figura 3.....	66
Mapa de Amenazas de la Reserva Nacional de Junín	
Figura 4.....	71
Unidades de Estudio en los Terrenos de la Comunidad de Villa Junín	
Figura 5.....	72
Ubicación de Unidades de Estudio y Cuadrados para el Cálculo de la Diversidad	
Figura 6.....	77
Esquema de la Disposición de los Cuadrados Monitoreados por Formación Vegetal	
Figura 7.....	83
Precipitación de la Estación de Carhuamayo de los Años 1986 y 2000	
Figura 8.....	84
Reserva Nacional de Junín Año - 2000	
Figura 9.....	86
Agrupación de la Vegetación de Acuerdo al Índice de Similaridad de Simpson	
Figura 10.....	87
Agrupación de las Zonas de Estudio Considerando las Especies de Plantas Encontradas	
Figura 11.....	88
Agrupación de Zonas de Estudio Considerando la Pendiente, las Características del Suelo y el Índice de Diversidad	
Figura 12.....	89
Análisis de Correspondencia de las Unidades de Estudio	
Figura 13.....	94
Representación Histórica de las Etapas del Ciclo Adaptativo de la Reserva Nacional de Junín	
Figura 14.....	96
Generalidades del Champeo	

Figura 15.....	97
N° de Personas Dedicadas al Champeo y Épocas Preferidas Para Realizar Esta Actividad	
Figura 16.....	97
Dinámica del Champeo	
Figura 17.....	98
Champa Extraída Anualmente	
Figura 18.....	99
Percepción Sobre las Especies de Plantas para el Champeo	
Figura 19.....	100
Problemas con el Champeo	
Figura 20.....	101
Consecuencias del Champeo	
Figura 21.....	102
Acciones para Recuperar los Pastos	
Figura 22.....	103
Acciones que se Deberían Hacer para Mejorar la Calidad de los Pastos	
Figura 23.....	104
Superficie Champeada a Través del Tiempo en la Reserva Nacional de Junín	
Figura 24.....	109
Cobertura de la Vegetación de la Pampa a lo Largo del Proceso de Sucesión	
Figura 25.....	109
Cobertura de la Vegetación del Bofedal a lo largo del Proceso de Sucesión	
Figura 26.....	114
Diversidad Alfa de la Cobertura de Plantas en la Pampa	
Figura 27.....	116
Intervalos de Confianza para la Diversidad Alfa de la Pampa	
Figura 28.....	117
Diversidad y Riqueza en Pampa	
Figura 29.....	117
Diversidad y Equidad en Pampa	
Figura 30.....	118
Diversidad Alfa de Plantas en el Bofedal	

Figura 31.....	120
Intervalos de Confianza para la Diversidad Alfa del Bofedal	
Figura 32.....	120
Diversidad y Riqueza en Bofedal	
Figura 33.....	121
Diversidad y Equidad en Bofedal	
Figura 34.....	121
Diversidad Alfa Promedio de Pampa y Bofedal	
Figura 35.....	123
Diversidad Gamma de la Pampa y el Bofedal	
Figura 36.....	124
Diversidad Gamma y Riqueza en el Bofedal	
Figura 37.....	124
Diversidad Gamma y Equidad en el Bofedal	
Figura 38.....	125
Diversidad Gamma y Riqueza en la Pampa	
Figura 39.....	125
Diversidad Gamma y Equidad en la Pampa	
Figura 40.....	127
Diversidad de Plantas Control - Impacto	
Figura 41.....	128
Diversidad de la Artropofauna Adulta	
Figura 42.....	128
Diversidad de la Artropofauna y la Vegetación	
Figura 43.....	131
Productividad del Bofedal y de la Pampa Control – Impacto	
Figura 44.....	135
Seres Sucesionales Temporales en la Pampa	
Figura 45.....	136
Seres Sucesionales Temporales en el Bofedal	
Figura 46.....	139
Relación entre la Diversidad Alfa y la Precipitación	

Figura 47.....	140
Correlación Entre la Precipitación y la Diversidad de la Pampa	
Figura 48.....	140
Correlación entre la Precipitación y la Diversidad alfa promedio en el Bofedal	
Figura 49.....	141
Sucesión de la Pampa a lo Largo del Tiempo	
Figura 50.....	143
Similaridad Porcentual al Clímax Cultural de la Pampa	
Figura 51.....	143
Similaridad Porcentual al Clímax Cultural del Bofedal	

I. INTRODUCCIÓN

La Reserva Nacional de Junín es un área de conservación altoandina muy importante para nuestro país, pues además de brindar servicios ecológicos esenciales, ha llegado a ser reconocida como Humedal de Importancia Internacional, especialmente como Hábitat de Aves Acuáticas (Sitio RAMSAR). Sin embargo, la poca disponibilidad de recursos naturales y económicos de las familias que habitan esta zona, así como la escasez de fuentes energéticas para su sustento, han creado las condiciones para que los habitantes recurran a la extracción de la vegetación (champa) que está a su alcance como alternativa de solución a sus problemas energéticos (INRENA, 2000).

La extracción continua de la vegetación ha afectado la dinámica del crecimiento de pastos en la zona durante los últimos años, según lo afirmado por los pobladores de la zona, provocando entre otras cosas la pérdida del poder energético de la vegetación y una demora en el proceso de recuperación de los pastos en los terrenos que son sometidos a esta presión. Por esta razón los pobladores se ven forzados a extraer cada vez mayor cantidad del recurso para satisfacer sus demandas, lo cual podría convertirse en un problema mucho más grave, como señala Margalef (1993), acerca de que una inadecuada extracción de la vegetación podría traer consigo problemas relacionados a la reducción de la madurez y el freno de la sucesión en los ecosistemas, lo cual a su vez llevaría a una reducción de la diversidad biológica, la simplificación de la estructura del suelo y la transformación de las plantas útiles en no servibles.

Adicionalmente, los habitantes de la zona afirman que el champeo en la Reserva Nacional de Junín podría ocasionar alteraciones en la salud de los animales que se alimentan de las especies pioneras de la sucesión secundaria (musgos y líquenes) que tiene lugar en los terrenos champeados.

Considerando el objetivo que tiene la Reserva Nacional de Junín de conservar la flora y la fauna silvestre, así como las bellezas escénicas de la zona, al mismo tiempo que debe contribuir al desarrollo social y económico de la región, a través del aprovechamiento racional de los recursos naturales renovables (INRENA, 2000), es importante resaltar que la inadecuada extracción de champa, podría llegar a perturbar los ecosistemas que componen esta zona, hasta poner en riesgo su capacidad de recuperación; así como la actividad ganadera de ovinos, principal fuente de sustento económico de las familias que habitan en la Reserva.

Todo lo mencionado refleja la urgencia de ordenar la zona de champeo y de establecer una estrategia adecuada para desarrollar esta actividad, teniendo en cuenta la demanda energética de las comunidades asentadas en la Reserva Nacional de Junín y el tiempo que demoran en recuperarse los pastos para lograr satisfacer esta demanda. En este sentido, el subprograma de Manejo de Recursos del Componente Operativo del plan maestro de la Reserva Nacional de Junín, ha considerado la elaboración y ejecución de un plan de recuperación, mantenimiento y aprovechamiento de la vegetación nativa en esta zona (INRENA, 2000).

Sin embargo, a la fecha no se han realizado muchos estudios acerca de la sucesión de los pastos en la zona alto andina de nuestro país que contribuyan a regular su uso y conservación, razón por la cual este trabajo busca ser un estudio piloto, en el marco de la investigación para la gestión, que oriente las acciones de manejo y monitoreo de pastos a mayor escala en las punas del Perú.

Por todo lo mencionado, el objetivo general de esta investigación es:

- Describir el proceso de sucesión, inducido por el champeo, de los pastos que se encuentran dentro de los terrenos de la comunidad campesina Villa de Junín en la Reserva Nacional de Junín.

Para lograr una adecuada descripción del proceso de sucesión de pastos en los terrenos de la comunidad campesina Villa de Junín, se hace necesario alcanzar los siguientes objetivos específicos:

- Describir la heterogeneidad espacial de la zona de champeo dentro de los terrenos de la comunidad campesina Villa de Junín, identificando las variables ambientales que influyen en el proceso de sucesión
- Describir la intensidad y los métodos de extracción de champa en los terrenos de la comunidad campesina Villa de Junín.
- Evaluar el porcentaje de terreno champeado, a lo largo del tiempo, dentro de los terrenos de la comunidad campesina Villa de Junín.
- Analizar la variación a lo largo del proceso de sucesión de la diversidad, equidad y riqueza de la flora, durante el intervalo temporal de un año, de las zonas perturbadas por la actividad de champeo.

II REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1 Territorio Altoandino:

El territorio altoandino está ubicado por encima de los 3 800 m.s.n.m. y corre a lo largo de la cordillera andina, conectando todos los valles transversales desde la frontera con el Ecuador hasta Bolivia. Para el Perú, se diferencian tres zonas dentro de este territorio: la puna, la jallqa y el páramo (Grupo en páramos, punas y jallqas del Perú, 2002).

Aunque existe aún discusión acerca de la diferencia que existe entre el páramo, la puna y la jallqa, se puede decir que las punas son más estacionales, más secas y en su forma natural no reciben suficiente precipitación para mantener la cobertura completa de vegetación, mientras que los páramos y jallqas tienen como factor crítico la temperatura y el tipo de suelo (Wilcox y Bryant, 1985).

El factor más importante en la distribución de especies y la formación de asociaciones vegetales del territorio altoandino es el contenido o retención de humedad del sitio, determinado por la posición topográfica, la textura y profundidad del suelo. La alta demanda evaporativa y las bajas precipitaciones, así como la marcada alternancia entre las épocas seca y húmeda (Sarmiento *et al.*, 2001) determinan una estrecha interrelación entre las variaciones hidrológicas con la composición vegetal y la productividad primaria del medio, lo que en suma da origen a diferentes tipos de vegetación como pajonales, césped de puna, bofedales, tolares y canllares (Flores, 1993). La fauna está compuesta por animales adaptados al frío, con pelaje grueso y con capacidad de coloración críptica, lo que les permite sobrevivir bajo condiciones drásticas (Tola *et al.*, 1998).

El territorio altoandino es muy importante porque en él están ubicadas las cabeceras de las cuencas hidrográficas que proporcionan bienes y servicios ambientales de trascendencia económica, social y ecológica para el país, pues además de ser suministro de forraje para la ganadería, brindan (Miller, 1994):

- Continua provisión de agua en cantidad y calidad
- Prevención de la erosión del suelo (regulan el ciclo de nutrientes y energía)
- Almacenamiento de carbono atmosférico (controlan el calentamiento global)
- Hábitat para la flora y fauna doméstica
- Hábitat de plantas ornamentales y medicinales
- Potencial de desarrollo ecoturístico por sus paisajes asociados a glaciares.

Lamentablemente, el sobrepastoreo, las prácticas de manejo inadecuadas, la sobreexplotación de los recursos y la falta de prácticas de conservación están ocasionando la degradación del suelo en los pastizales andinos, poniendo en riesgo la integridad de este ecosistema. No obstante, aunque resulte paradójico, es en esta zona donde se encuentran asentadas las poblaciones más pobres de nuestro país. Por lo tanto vale la pena desarrollar un mayor número de acciones encaminadas al ordenamiento de las actividades económicas que se desarrollan en nuestro territorio altoandino, con la finalidad de garantizar una mejor calidad de vida para las poblaciones humanas y el mantenimiento de los servicios ecológicos que brindan las jallqas, los páramos y las punas.

2.2 Integridad de los Ecosistemas:

Desde hace mucho tiempo los ecosistemas han venido sufriendo una serie de daños debido a las inadecuadas acciones humanas que han llevado a acelerar los procesos naturales, en algunos casos, y a destruir los componentes de los ecosistemas en otros. A causa de estas acciones se han afectado las respuestas de los ecosistemas frente a las presiones naturales y antropogénicas. De aquí, surge concepto de integridad, aspecto que se busca conservar en los ecosistemas para la satisfacción de las necesidades presentes y futuras.

La integridad se puede definir como algo que conserva todas sus partes. De acuerdo al diccionario Webster citado por De Leo y Levin (1997): “la integridad es el estado de estar

intacto o ileso”, “es la calidad o condición de estar completo,”... “integridad es el mantenimiento de la estructura de la comunidad y las características funcionales de la misma, en un valor que se estima satisfactorio para la sociedad”... (De Leo y Levin, 1997). Por lo tanto la integridad es la condición que se busca cuando se hace un manejo adecuado de ecosistemas, o cuando se promueve la conservación de los mismos.

El conjunto de variables que permiten determinar la integridad de los ecosistemas están directamente relacionadas con la función y estructura de éstos, a lo largo de una escala espacio - temporal; así se tienen parámetros como la diversidad biológica estructural y específica (los cambios en la cobertura vegetal), la productividad primaria (influida por los elementos climáticos y las condiciones del suelo) las densidades poblacionales de las especies que conforman el ecosistema y el componente social.

Hasta el momento se han desarrollado una serie de estudios acerca de los aspectos estructurales y funcionales de los sistemas ecológicos que permiten brindar un marco conceptual de los impactos de las actividades humanas sobre la integridad de los ecosistemas. Parte de estos estudios están enfocados en el monitoreo de un juego de indicadores prácticos de integridad a diferentes niveles espacio - temporales y jerárquicos de la organización de los ecosistemas que consideran a los parámetros que permiten determinar su integridad (De Leo y Levin 1997).

Entre los principales parámetros que permiten garantizar la integridad de los ecosistemas se tienen los siguientes:

a. Diversidad Biológica: Se refiere a la forma en la que un conjunto se distribuye en una serie de subconjuntos. En otras palabras, es una medida de probabilidad que trata de informar cuál es la posibilidad de que una especie obtenida al azar de un conjunto de especies pertenezca a un grupo determinado (Margalef, 1989).

La diversidad de una manera descriptiva y estática, como se define en la fórmula de Shannon – Wiener, contiene dos componentes: riqueza o número de grupos y uniformidad o equidad de la distribución de las abundancias relativas de los individuos dentro de cada grupo (Pielou, 1966; citado por Jacobs, 1980). Ambos componentes pueden referirse a especies o cualquier otra unidad cuantificable del ecosistema, por ejemplo además de la diversidad específica, también existe una diversidad estructural, cuya definición corresponde al número de estratos verticales presentes en un ecosistema y a la abundancia de vegetación en ellos. Sin embargo, la diversidad nunca es una medida de ecosistemas enteros sino sólo de ciertos aspectos del mismo (Jacobs, 1980).

Una de las razones por las que se promueven estudios de diversidad biológica es por un cierto grado de asociación de ésta con la estabilidad del ecosistema. La opinión de que los ecosistemas naturales se hacen más diversos y por lo tanto más estables con el tiempo después de una perturbación es ampliamente aceptada y ha causado numerosas controversias; por lo tanto cualquier intento de encontrar relaciones generales entre diversidad y estabilidad será probablemente infructuoso, pues aunque ésta es una idea ampliamente aceptada es difícil establecer relaciones causales entre ambas características ya que hay muchos factores intermedios entre ellas (Oriens, 1980). Sin embargo, algunos experimentos demuestran que en un ecosistema la diversidad tiende a estar correlacionada positivamente con la estabilidad de la comunidad de plantas ya que ésta aumenta debido una mejor respuesta a un impacto cuanto más variable sea (Shear, 2000).

La diversidad biológica, en el sentido estricto del manejo de ecosistemas requiere de consideraciones objetivas acerca de la utilidad de especies particulares. Esto ha servido de argumento para asignar un valor económico a las especies y hábitats, lo cual permitirá, a la luz de la integridad ecológica, incorporar un marco económico donde un análisis costo-beneficio podría ser aplicado para discriminar entre acciones alternativas. Sin embargo se debe resaltar que el verdadero valor económico de alguna pieza de la

biodiversidad no puede ser determinado sin considerar el valor de la biodiversidad en su conjunto (De Leo y Levin, 1997).

Existen dos áreas principales en las cuales las medidas de diversidad tienen una aplicación potencial. Éstas son la conservación, sostenida por la idea de que las comunidades ricas en especies son mejores que las pobres en especies, y en la supervisión ambiental donde un tema central es la suposición de que los efectos adversos de la población se reflejarán en una reducción de la diversidad o en un cambio de forma de distribución de la abundancia de especies. En ambos casos, la diversidad se usa como un índice de la salud de los ecosistemas y como tal tiene una gran atracción intuitiva (Magurran, 1987).

b. Elementos climáticos: Cada uno de los componentes climáticos tiene influencia directa en la productividad primaria y en la biomasa de los ecosistemas. A lo largo de nuestro planeta, los componentes del clima se manifiestan como gradientes altitudinales y latitudinales. Esto hace que exista heterogeneidad en la distribución de la diversidad biológica en el planeta.

El componente funcional de los ecosistemas que se ve fuertemente influenciado por el clima, y en especial por la precipitación, es la productividad primaria, de la que depende la disponibilidad de pastos en los ecosistemas altoandinos (Peco *et al.* 1991).

La temperatura también es muy importante, pero en los ecosistemas altoandinos no se manifiesta de manera dominante en la regulación, pues casi todas las especies se encuentran adaptadas para soportar condiciones de baja temperatura. Otros elementos que se pueden mencionar son la humedad relativa, la velocidad del viento y la irradiación.

c. Suelos: El suelo es un componente muy importante de los ecosistemas, pues mientras éste tenga disponibilidad de agua y una adecuada cantidad de microorganismos degradadores para reciclar los compuestos químicos claves, la vida de las plantas está

garantizada y con ella el funcionamiento de todo el ecosistema (Miller, 1994), lamentablemente en los últimos años debido al abuso que han sufrido los suelos para la agricultura y la ganadería se han perdido gran parte de sus propiedades, lo que hace que las plantas ya no puedan crecer adecuadamente. Entre las propiedades importantes que tiene el suelo se encuentran el pH, necesario para que los microorganismos puedan cumplir adecuadamente con sus funciones y las plantas puedan absorber los nutrientes; la textura, proporción de arena, limo y arcilla que tienen los suelos y que a su vez está relacionada con la porosidad que permite asegurar un correcto suministro de agua para las plantas; la estructura, que es la combinación y arreglo de partículas primarias del suelo, y la geotemperatura.

Las actividades humanas traen serias consecuencias sobre las propiedades del suelo, entre las que se encuentra la compactación, factor que afecta directamente la producción de las plantas y la actividad microbiana (Brown, 1981; citado por Porta *et al*, 1994) que se traduce en la pérdida de fertilidad debido al efecto que crea sobre el movimiento del aire, el contenido de humedad del suelo, la porosidad y en general la capacidad de los suelos para producir alimentos. Se estimó que un suelo saludable debe tener una porosidad del 50% siendo la proporción de macroporos 25% (Ponce *et al*, 2000). Una regla general establece que el crecimiento de las plantas se verá afectado apreciablemente si el espacio para la circulación del aire en el suelo, se reduce por debajo de 10% a 15% (Ponce *et al*, 2000). Sin embargo los bofedales poseen suelos saturados de agua y han que han desarrollado vegetación semihidrofítica que se está adaptada para crecer adecuadamente bajo estas condiciones. Un aspecto negativo adicional de la compactación de los suelos es la resistencia a la penetración de los elementos que actúan sobre el suelo lo cual hace que aumente la cantidad de energía que se requiere para llevar a cabo una adecuada manipulación de los suelos en las labores agrícolas con efectos directos sobre la erosión del suelo y su capacidad de infiltración (Ponce *et al*, 2000).

d. Productividad primaria: La productividad primaria se define como la producción primaria de un ecosistema expresado por unidad de tiempo y superficie (Carrillo, 1982). La producción primaria es la cantidad de materia orgánica fijada por la fotosíntesis, incluyendo la que es utilizada por la propia planta para resolver sus propiedades metabólicas.

La productividad primaria bruta es la cantidad total de fotosíntesis que se realiza, incluyendo la energía que se fija y que posteriormente se emplea para la actividad fotosintética, la respiración y la producción de nuevos tejidos, mientras que la productividad primaria neta es la tasa de almacenamiento de materia orgánica en los tejidos vegetales, resultado de un exceso de producción respecto a la respiración de las plantas en un periodo dado, éste es el tipo de productividad que se puede evaluar mediante los métodos de cosecha, para luego inferir acerca de la productividad primaria bruta, es decir la productividad neta más la respiración (Salisbury y Ross, 1984).

Es importante analizar el rol que juegan los parámetros ambientales en la productividad primaria, tanto los factores climáticos como la disponibilidad de agua. En varios trabajos realizados (Lieth, 1980) se han presentado predicciones acerca de la productividad primaria, en base a parámetros como la temperatura, la precipitación y la evapotranspiración en base a modelos específicos como el modelo Miami que se aplica a través de imágenes satelitales a nivel global.

e. Componente social: En la actualidad todo proceso de investigación debe estar orientado al desarrollo sostenible, para lo cual es importante considerar el componente humano, ya que las actividades humanas influyen prácticamente sobre la diversidad, estabilidad y madurez de los ecosistemas (Jacobs, 1980). A su vez, el bienestar humano es vitalmente dependiente del manejo de los ecosistemas. De este modo se constituyen los sistemas ecológico – sociales, definidos como un sistema que integra el componente natural y el componente social con retroalimentación recíproca e interdependencia, este

concepto enfatiza la perspectiva del ser humano en la naturaleza (Alianza para la Resiliencia, 2007)

El hombre percibe su ambiente de diferentes formas, su percepción está basada en experiencias de vida, educación , capacitación y tradiciones culturales, esto muchas veces hace que ejerza sobre los ecosistemas perturbaciones transitorias (derrames de petróleo, incendios), cambios crónicos de las condiciones ambientales (actividades agrícolas en la selva, desarrollo urbano, calentamiento global), relaciones con la energía y los nutrientes (uso de pesticidas, eutrofización) y manipulación de especies (transgénicos, híbridos, etc.) (Jacobs, 1980), todo ello de acuerdo a cómo piensa que funciona el mundo (y cómo quiere que éste funcione) (Alianza para la Resiliencia, 2007)

Sin embargo, se debe considerar que todas las actividades humanas deben estar orientadas hacia el mantenimiento de la integridad de los ecosistemas, para esto se debe de entender que los ecosistemas son dominio de todos y no sólo de los científicos. Mantener la integridad de los ecosistemas es muy importante si se pretende alcanzar el desarrollo, ya que ésta refleja la capacidad de los ecosistemas para mantener los servicios que son valorados por los seres humanos y orientar el tratamiento que se le da a los ecosistemas para obtener sus beneficios.

En el marco del manejo de ecosistemas y el impacto del hombre en la naturaleza, las perturbaciones humanas que simulen las perturbaciones naturales son las que tienen la menor probabilidad de amenazar la integridad que aquellas perturbaciones radicalmente diferentes a las naturales. Por lo tanto en el manejo de los ecosistemas la meta debe ser no eliminar todas las formas de perturbación sino mantener los procesos dentro de límites o rangos de variación que puedan ser considerados naturales, históricos o aceptables (De Leo y Levin, 1997).

La organización social y la dependencia económica de los seres humanos dentro de sus ecosistemas, son parámetros importantes a evaluar. Así por ejemplo en la organización social altoandina del Perú, se sabe que los campesinos están organizados en comunidades, es decir, grupos territoriales cuyos miembros son mutuamente interdependientes por la necesidad de explotar ciertos recursos en común a fin de maximizar el bienestar colectivo debido a que la mayor parte de las comunidades campesinas de la zona altoandina en el Perú se caracterizan por tener mínimas condiciones de vida, servicios básicos de vivienda, salud, alimentación y educación, así como por vivir en un ambiente extremo con pocas posibilidades de desarrollo económico, el cual depende a su vez de los escasos recursos con que cuentan esos ecosistemas (Lichtenstein *et al.* 2002).

Frente al gran desafío que significa el manejo de recursos en un hábitat en el que las condiciones son tan escasas, y debido a la existencia de una gran heterogeneidad en la manera de manejo y la actividad de pastoreo en los andes (Tichit y Genin, 1997) es muy importante preocuparse del estudio de las comunidades y su relación con los ecosistemas altoandinos.

Para poder realizar los estudios relacionados al grado de dependencia que tienen las comunidades humanas con su entorno, se cuentan con algunos métodos estandarizados, entre los que resalta la entrevista personal aleatoria, la cual se puede hacer a través de encuestas elaboradas o conversaciones coloquiales grabadas, por las que se pretende averiguar las fuentes de sostenimiento económico de las que dependen las personas, la cantidad de personas que existen y la forma en la que éstas se relacionan con su entorno. Se trata de obtener información relacionada con la composición familiar, la producción del ganado, la comercialización del ganado, el manejo de la vegetación, el nivel de educación de los niños, la cantidad de dinero que perciben por concepto del manejo de los camélidos, la forma de agricultura que se desarrolla, el estado de salud y el nivel de

alimentación de todos los seres humanos que tienen relación directa con el ecosistema en estudio (Tichit y Genin, 1997). En base a los resultados de esta evaluación se podrán orientar las actividades futuras del manejo de los ecosistemas que consideren las necesidades y demandas de los habitantes de la zona en estudio.

2.2. 1 Reporte de la Integridad de los Ecosistemas:

El manejo adecuado de los ecosistemas requiere que en algún momento de este proceso, las personas sean parte de la toma de decisiones acerca de las políticas o vías que se deben de seguir para alcanzar metas socialmente fijadas que permitan garantizar que los ecosistemas mantengan su integridad. Al respecto, los encargados del manejo de los ecosistemas continuamente se enfrentan a la pregunta de cómo determinar la efectividad de sus decisiones para llevar a cabo un proceso exitoso. La respuesta a esta pregunta se complica cuando existe una diversidad de audiencias con puntos de vista diferentes acerca de los resultados que se quieren lograr de un proceso. Por ejemplo los líderes políticos están interesados en lograr metas relacionadas al valor de los recursos (especies amenazadas etc.) mientras que los encargados del manejo de ecosistemas deben de monitorear características ecológicas de una región.

Tomando en cuenta los antecedentes mencionados, científicos y reguladores tratan de ver los nexos que existen entre las fuentes de perturbación y sus efectos en los ecosistemas, esto les permitirá estar en la condición de recomendar políticas de control efectivas que guiarán a la recuperación y sostenibilidad de los ecosistemas. Son entonces, los científicos los responsables de brindar recomendaciones claras sobre el manejo de los ecosistemas, a pesar de las incertidumbres históricas de los mismos (Leposfky *et al*, 2003). Para hacer recomendaciones adecuadas y tomar decisiones correctas en el manejo de ecosistemas es necesario tener un mecanismo que permita reportar la magnitud y calidad de los cambios ocurridos en éste en respuesta a las decisiones de manejo y

políticas que son relevantes para cada tipo de público objetivo, es aquí donde el seguimiento de indicadores ambientales juega un rol clave.

Failing, Horn y Higgins en el año 2004 resumieron algunos procesos de toma de decisiones respecto al manejo de los ecosistemas, definiendo que un proceso de toma de decisiones bien estructurado puede ser resumido en tres pasos clave:

- Contar con un juego de objetivos y medidas definidas para cada objetivo
- Identificar alternativas de política y analizar su impacto sobre los objetivos
- Evaluar y escoger políticas y alternativas preferidas

Para lograr todo lo mencionado se requiere la elaboración de un reporte que registre los cambios en la integridad de los ecosistemas, que capture exactamente lo que los científicos buscan en un ecosistema y lo que la sociedad quiere alcanzar. La estructura de un reporte permitirá que se tomen decisiones adecuadas que incluyan aspectos relacionados a la salud de los ecosistemas bajo el contexto de metas, objetivos y subobjetivos que consideran condiciones actuales, variabilidad natural, tendencias recientes, condiciones de referencia y condiciones deseadas para los ecosistemas.

El proceso que se sigue para lograr identificar las metas y objetivos socialmente fijados, así como los atributos esenciales de los ecosistemas y el sistema de medición para conocer las tendencias de cada uno de estos atributos se encuentra descrito en los reportes de integridad de ecosistemas propuestos por Harwell en 1999.

Los reportes son un instrumento importante que deben orientar la toma de decisiones a los políticos y miembros de la sociedad en general, pues sintetiza los requerimientos de la sociedad y el conocimiento científico de los ecosistemas en una región determinada para asegurar su desarrollo sostenible.

Realizar un reporte de la integridad de los ecosistemas requiere que se involucre en el trabajo a los científicos, tomadores de decisiones y público en general esto hará posible

caracterizar condiciones ecológicas deseadas que serán llevadas a cabo bajo regímenes de manejo particulares gracias a las elecciones que hacen los tomadores de decisiones basados en los valores sociales incluyendo tópicos de economía, política, cultura y ciencia; todo ello en el marco de un manejo adaptativo de ecosistemas que se ajusta, si es necesario, para llevar a cabo metas trazadas por el público en general, los tomadores de decisiones y la comunidad científica.

Entre los reportes de la integridad de ecosistemas descritos por Harwell (1999), se encuentra el reporte de Boston en el que se hace una evaluación de cuatro preocupaciones primarias expresadas por el público que fueron examinadas científicamente para generar grados que calificaron la condición de cada una de las preocupaciones primarias (Excelente, bueno, satisfactorio o pobre) y que fueron comparables con los grados de los años anteriores, los mismos que se combinaron en un reporte que agregó varios hallazgos para responder preguntas como por ejemplo: ¿Es seguro comer pescado o mariscos? Aunque al inicio estos reportes estuvieron basados en las opiniones de los expertos, recientemente se ha aplicado un método más cuantitativo considerando que lo más importante es que en todo momento se considere la opinión de diversos tipos de profesionales y la opinión del público en general.

Otro reporte elaborado por Harwell (1999) fue el de Los Grandes Lagos en el cual se evaluó la condición del ecosistemas en base a seis categorías generales: Salud de la comunidad acuática, salud humana, hábitat, contaminantes, nutrientes y economía. El reporte se enfocó en un pequeño número de indicadores que resumieron el estado del ecosistema y el progreso en base a muchas fuentes de presión. La salud de los ecosistemas en las seis categorías generales fueron proporcionadas por un panel de expertos técnicos que revisaron la data de los indicadores y clasificaron la salud del ecosistema en cuatro categorías: Pobre, mixto/deteriorado, mixto/mejorando y bueno/restaurado.

No obstante para tener un marco conceptual común que permita en un futuro hacer algunas comparaciones usando los reportes de integridad de ecosistemas y garantizando su correcta elaboración, es que Harwell (1999) plantea algunos criterios importantes que se deben considerar para tener un reporte exitoso:

- Debe ser comprendido por varios tipos de audiencia
- Debe evidenciar diferencias en la respuesta de los ecosistemas a través del tiempo
- Debe mostrar el estatus del ecosistema
- Debe caracterizar las variables referenciales de los ecosistemas seleccionados
- Debe brindar transparentemente las bases científicas para asignar grados del estado de la integridad de los ecosistemas
- Debe respetar la estructura jerárquica que existe en los ecosistemas.

Adicionalmente, basado en el proyecto Hombre y Biosfera (MAB, por sus siglas en inglés) Harwell (1999) desarrolló una estructura jerárquica para reportar la integridad de los ecosistemas que fue aplicada en Florida y que presenta un gran valor porque une los valores sociales con la información científica, considerando los siguientes aspectos:

1. Fijar metas con la sociedad
2. Desarrollar objetivos a alcanzar por cada meta planteada
3. Trasladar los objetivos en características ecológicas esenciales que estén relacionados con éstos
4. Determinar las subcategorías de las características ecológicas esenciales
5. Cada una de las subcategorías es ligada a una variable referencial específica de los ecosistemas, que son seleccionadas para cada tipo de ecosistema, y asociar las variables referenciales con medidas específicas
6. Elegir un juego de criterios de caracterización para las variables referenciales en base a los estresores identificados para definir hasta dónde puede soportar el ecosistema.

Esta metodología permite que se puedan tomar decisiones haciendo la correcta selección de las variables referenciales y sus medidas. Además es de fácil aplicación y lo más importantes es que toma en cuenta la opinión del público en general haciendo un nexo con el conocimiento científico.

2.3 Dinámica de los ecosistemas:

Los ecosistemas no permanecen siempre bajo una misma forma, ellos constantemente se renuevan y cambian según las presiones del entorno y las interrelaciones entre sus componentes. El cambio gradual de los ecosistemas a lo largo del tiempo recibe el nombre de sucesión, la misma que se caracteriza por presentar cambios progresivos en la composición de las comunidades.

Al respecto, existe una visión tradicional de la sucesión de los ecosistemas en la que se considera un punto de partida caracterizado por especies pioneras poco diversas y un punto de llegada caracterizado por una gran diversidad de especies con máxima productividad conocido como clímax, tal como lo planteara Clements. Sin embargo recientemente y conforme a los nuevos descubrimientos, la dinámica de los ecosistemas se explica en términos de un ciclo adaptativo que comprende escalas de tiempo y espacio, así como el movimiento a través de cuatro fases que se explicarán con detalle más adelante (Gunderson y Holling, citados por Walker *et al*, 2002).

Conocer la dinámica de los ecosistemas, así como los procesos y atributos esenciales que rigen su trayectoria permitirá orientar un mejor proceso de toma de decisiones para el manejo de los ecosistemas. Se recomienda hacer siempre una descripción del pasado de los ecosistemas que se encuentran bajo manejo debido a que los conductores históricos de un ecosistema son frecuentemente entradas críticas para la toma de decisiones (Leposfky *et al*, 2003), aunque se debe tener en cuenta que lamentablemente los ecosistemas no retienen suficiente evidencia de todo lo que sería importante saber acerca de su dinámica.

2.3.1 Descripción Tradicional de la Sucesión de los Ecosistemas

En su concepto más tradicional el concepto de sucesión fue construido por los botánicos Warming, 1896 y Cowles, 1901 cuando estudiaron los cambios que se producían en los ecosistemas de dunas desérticas . A través de sus estudios definieron a la sucesión como la ocupación de un área por organismos implicados en un proceso incesante de acción y reacción, que con el tiempo conduce a cambios tanto del ambiente como de la comunidad, sufriendo una influencia y ajuste recíproco continuo (Krebs, 1985).

A lo largo del estudio tradicional de la sucesión, han surgido una serie de hipótesis relacionadas a la dirección que ésta sigue, por ejemplo, se ha dicho que la sucesión consiste en un cambio regular y dirigido en el que pueden reconocerse tendencias inconfundibles que permiten predicciones a nivel macroscópico (Margalef, 1973). A su vez, Krebs en 1985 basado en un estudio realizado por Egler en 1954 planteó que los sistemas están jerárquicamente ordenados y que los cambios en la comunidad dependen de quien llega primero a ella, el supuesto clave en la teoría clásica de la sucesión es que las especies se sustituyen unas a otras gracias a que en cada etapa modifican el ambiente de modo que resulta menos adecuado para ellas y más apropiado para otras más evolucionadas. Por su parte Clements planteó la hipótesis del monoclímax en la cual postula que la comunidad biótica es un superorganismo integrado que presenta desarrollo a través de un proceso de sucesión hasta un sólo punto terminal conocido como Clímax (Krebs, 1985).

Desde la teoría de la información, se considera la sucesión como un proceso de autoorganización que ocurre en todos los sistemas cibernéticos, siendo equivalente a un proceso de acumulación de información en el que los parámetros de las comunidades y ecosistemas (biomasa, diversidad) describen la tendencia de cambios hacia situaciones de máxima homeostasis (Odum, 1997). Aquí las estructuras que perduran a lo largo del tiempo son las que tienen mayor capacidad para influenciar en el futuro de los ecosistemas con el menor gasto energético posible debido a que se produce un proceso de

acumulación de información desde los estadios iniciales, pobremente organizados que reciben del ambiente un flujo de energía alto que costea la acumulación de la información. A medida que pasa el tiempo la información adquirida se manifiesta en una nueva organización del ecosistema. Esta nueva organización tiene en cuenta los cambios predecibles del ambiente y es capaz de controlarlo de tal manera que en el futuro son necesarios cambios mucho menores de la comunidad para mantener la ocupación estable del área. Se puede decir que en este estado maduro el ecosistema ha aprendido de las variaciones ambientales de manera que antes de que tenga lugar un cambio el ecosistema está ya preparado para él. De este modo, el impacto del cambio y la información nueva son mucho menores pues se ha producido un proceso de autoorganización en el que la producción de entropía por unidad de información almacenada y transmitida es mínima. (Margalef, 1993).

Un proceso de sucesión siempre empieza con especies pioneras, vigorosas, frecuentemente microorganismos, musgos y líquenes que invaden el ambiente. Estas especies por lo general son estrategias de la *r* con capacidad para establecer rápidamente grandes poblaciones en un área nueva. A veces, la especie que constituye una comunidad pionera cambia tanto las condiciones ambientales que el área se hace más adecuada para otras especies con diferentes necesidades de nicho, proceso conocido como FACILITACIÓN. Sin embargo, también es muy común la INHIBICIÓN, en la que las especies tempranas crean condiciones que impiden las invasiones y crecimiento de otras especies, aquí la sucesión ocurre cuando un factor externo elimina a las especies pioneras. También puede ocurrir el caso de que las especies que aparecen en etapas avanzadas de la sucesión no son muy afectadas por la presencia de las primeras especies, a este fenómeno se le conoce como TOLERANCIA pues conviven juntas las especies pioneras con las nuevas (Odum, 1997).

En el proceso de sucesión existen diferencias claras entre las características de las especies del estado pionero y las del estado clímax. En un bosque, esta sucesión se

puede resumir diciendo que las tres propiedades del ecosistema: producción, respiración y biomasa, cambian a medida que se avanza con la sucesión (Odum, 1997), tal como se muestra en la Cuadro 1.

Cuadro 1
Descripción de dos Momentos de la Sucesión

Característica	Estado pionero	Estado clímax
Distribución geográfica	Amplia	Estrecha (endemismo)
Número de estratos	Pocos, bien definidos	Muchos
Densidad	Alta	Baja
Copas del dosel	Uniforme	Variable
Requerimientos de luz	Heliófitas	Tolerantes
Distribución por edades	Coetáneos	Disetáneos
Tamaño de las plantas	Pequeño	Grande
Diversidad de especies	Baja	Alta
Estructura trófica	Mayoría productores	Mezcla de productores, consumidores y descomponedores
Nichos ecológicos	Pocos	Muchos
Eficiencia en el reciclaje	Baja	Alta
Tamaño de semillas	Pequeñas	Grandes
Número de semillas	Alto	Bajo
Agentes de dispersión	Viento, aves	Gravedad, mamíferos
Biomasa	Baja	Alta
Crecimiento	Rápido	Bajo
Dureza de la madera	Baja	Alta
Lianas	Abundantes, herbáceas	Escasas, Leñosas
Epífitas	Escasas	Abundantes

Fuente: Odum Eugene, 1997 Ecología: Vínculo entre las Ciencias Naturales y Sociales

Entre los factores que intervienen en la sucesión se tienen los siguientes (Astorga, 1985):

- Temperatura, ecosistemas maduros se encuentran más en regiones de temperaturas más altas
- Factores locales del terreno como tipo de roca y posición topográfica
- El clima, donde los climas son rigurosos, como en desiertos, tundras, o en laderas escarpadas de las montañas, el desarrollo es más limitado y el clímax menos estable.
- Los suelos, que involucran el tipo de material madre y relieve topográfico y el contenido de humedad. El aumento de la temperatura del suelo va seguido de un efecto estimulante del crecimiento de las plantas
- Perturbaciones, que pueden clasificarse en perturbaciones muy fuertes de baja frecuencia que acontecen de manera inesperada y frenan la sucesión y perturbaciones suaves que muestran una periodicidad aproximada y son poco energéticas o de grado de intensidad decreciente que permiten continuar con las sucesiones ecológicas normales.

Según su origen, la sucesión se puede clasificar de la siguiente manera:

a. Sucesión primaria:

La sucesión primaria ocurre en áreas que no han sido colonizadas anteriormente, tales como roca desnuda, lava o arenas depositadas por cambios en las corrientes marinas. En estos lugares, los líquenes son generalmente los organismos colonizadores o pioneros. El componente fungoso del líquen secreta sustancias químicas que disuelven algunos de los minerales contenidos en la roca, y que también permiten que el líquen permanezca adherido al sustrato absorba la humedad requerida por el alga. Por su parte, el alga, realiza la fotosíntesis y suministra los carbohidratos requeridos para los dos organismos. Las porciones no disueltas de la roca son el hábitat de pequeños insectos y

microorganismos que se alimentan de la materia orgánica muerta y a través de sus actividades enriquecen el suelo en formación y hacen posible la invasión de otros organismos (Miller, 1994).

El aumento de la profundidad del suelo y su enriquecimiento con la muerte de las especies pioneras y el aporte de desechos acarreados por el viento, produce con el tiempo un medio que puede mantener suficiente agua y nutrientes para el crecimiento de especies de plantas, tales como briofitas y lycopodios y posteriormente pastos, arbustos y árboles (Miller, 1994).

Cada fase de la sucesión cambia el ambiente, de tal manera que lo convierte en un entorno más favorable para las especies invasoras que para las residentes. Sin embargo, suele suceder que las especies pioneras impidan el crecimiento de las especies invasoras mediante la producción de sustancias inhibitoras conocidas como sustancias alelopáticas; en estos casos se requiere de factores externos que destruyan las poblaciones de las especies pioneras. Cada una de las comunidades que se reemplazan por otras en el proceso de sucesión se denomina estado seral. Así se tienen estados serales pioneros, tempranos, tardíos y finalmente el estado clímax cuyo tipo de vegetación depende de factores climáticos y edáficos, principalmente (Odum, 1997).

b. Sucesión secundaria:

Es el tipo de sucesión más común, comienza en un área donde la vegetación natural ha sido removida o destruida, pero donde el suelo o sedimento del fondo no ha sido cubierto o removido. Los ejemplos de áreas que pueden tener sucesión secundaria, son los campos de cultivo abandonados, bosques quemados o talados. Debido a que en estos lugares está presente algo de suelo y sedimento, por lo general la vegetación nueva puede brotar en pocas semanas (Miller, 1994).

c. Sucesión autotrófica:

La sucesión autotrófica tiene lugar en un ambiente predominantemente inorgánico y se caracteriza por una temprana y continua dominancia de autótrofos (Miller, 1994).

d. Sucesión heterotrófica:

La sucesión heterotrófica se caracteriza por la dominancia inicial de heterótrofos, que se presenta en un ambiente muy contaminado o en un árbol caído. La energía es máxima al principio y disminuye a medida que la sucesión se lleva a cabo.

e. Sucesión autogénica:

Es el cambio que ocurre en el ecosistema, producto de secuencias internas de los parámetros de desarrollo derivados de las leyes físicas del propio ecosistema (Odum, 1997). El desarrollo del ecosistema como un proceso autogénico se puede definir en términos de los tres parámetros siguientes:

- Es el conjunto ordenado de los cambios en la comunidad; éstos tienen una dirección y por lo tanto son pronosticables.
- Es el resultado de la modificación del ambiente físico y de la estructura de la población por la comunidad
- Culmina con el establecimiento de un ecosistema estable en la medida que sea biológicamente posible en el lugar en cuestión.

f. Sucesión alogénica:

Es el cambio de estructura y dinámica de un ecosistema en el tiempo, resultado de una interacción de fuerzas físicas que irrumpen desde el exterior.

Considerando todo lo mencionado acerca de la sucesión, es importante enfocar el proceso de sucesión en las punas. Al respecto la producción de pastizales en el Altiplano, al igual que en muchos lugares del mundo está en intensa relación con el tipo de suelo en el cual

las plantas se desarrollan y del cual toman los nutrientes necesarios para su crecimiento. El análisis de la sucesión vegetal en el altiplano peruano muestra cambios importantes en la composición botánica que se ve afectada por factores ambientales que limitan las respuestas de las plantas y animales, estos factores pueden ser agrupados en las siguientes categorías (Astorgen, 1982 citado por Astorga, 1985):

- Reducida presión parcial del O₂ y del CO₂.
- Baja humedad relativa
- Elevada irradiación
- Bajas temperaturas con variación diaria y heladas frecuentes
- Distribución irregular de la precipitación mensual, que cae como lluvia, granizo o nieve.

2.3.2 El Ciclo Adaptativo:

En una visión tradicional de la sucesión de los ecosistemas se ha visto como que ésta es controlada por dos funciones: Explotación (en las cuales se da una rápida colonización de áreas recientemente perturbadas, y la conservación en la que se da una lenta acumulación de energía y material). Sin embargo según la nueva óptica de la evolución de los ecosistemas se consideran dos funciones adicionales: Liberación en la cual la acumulación de biomasa y nutrientes llega a ser frágil hasta que repentinamente se libera por agentes semejantes al fuego, insectos o pestes, procesos de movilización de suelos o nutrientes (Holling,1992) y la reorganización en la cual se minimiza la pérdida de nutrientes para llegar a estar disponibles en una nueva fase de explotación, es en esta fase donde el sistema es vulnerable a la aparición de novedades y a la pérdida de recursos, en este punto cualquier medida encaminada a conservar capital del ecosistema es importante (Walker *et al*, 2002).

De este modo la sucesión no es una trayectoria con un punto de partida y un punto de llegada sino un ciclo que constantemente se mueve alrededor de 4 fases en escalas de

tiempo y espacio diferentes que aseguran la sostenibilidad de los ecosistemas y a la vez la aparición de novedades. Holling denominó a este proceso como el “ciclo adaptativo.”

Actualmente, la teoría del ciclo adaptativo se constituye en el corazón del manejo adaptativo que busca asegurar la sustentabilidad de los ecosistemas pues nos prepara para responder a su evolución bajo una concepción cíclica y no lineal como se ha venido considerando hasta ahora, según el enfoque clásico de la sucesión. Entender el ciclo adaptativo de un ecosistema permitiría el manejo de su resiliencia para prevenir que el ecosistema se mueva hacia configuraciones indeseables, manteniendo su funcionamiento cuando éste es perturbado o manteniendo los elementos necesarios para que se renueve o reorganice después de que una perturbación haya alterado su estructura y función (Walker, *et al*, 2002).

Según la teoría del ciclo adaptativo un pequeño juego de plantas, animales y procesos abióticos estructuran los ecosistemas a través de escalas de tiempo y espacio diferentes dando forma al paisaje. Los organismos que son miembros de un juego de procesos estructurantes hacen su propio ambiente porque producen algunas de las estructuras dentro de un juego anidado que crean nichos en una variedad de escalas para un largo juego de especies.

Los procesos estructurantes establecen un ciclo de nacimientos, crecimiento, almacén, muerte y renovación en un juego anidado de ciclos semejantes con su propio rango de escalas que pueden ser (Holling, 1992):

- Macroescala, lentos procesos geomorfológicos y evolutivos dominados por la formación de topografía y estructura edáfica. Esta escala se mide en cientos a miles de kilómetros y de centurias a milenios
- Mesosescala, procesos intermedios de perturbación semejantes al fuego, insectos, plagas, enfermedades de plantas, flujo de agua y acciones humanas en los cuales los

procesos que se llevan a cabo tienen influencia sobre las escalas grandes debido a que han ampliado o contagiado sus características. Esta escala espacial va de cientos de metros a cientos de kilómetros y de años a décadas.

- Microescala, está dominada por procesos vegetativos como el ciclo de caída de las hojas, el crecimiento de brotes, la floración, etc. Se da en pequeños espacios que van desde los cm hasta los hectómetros y en tiempo van desde las horas hasta el año.

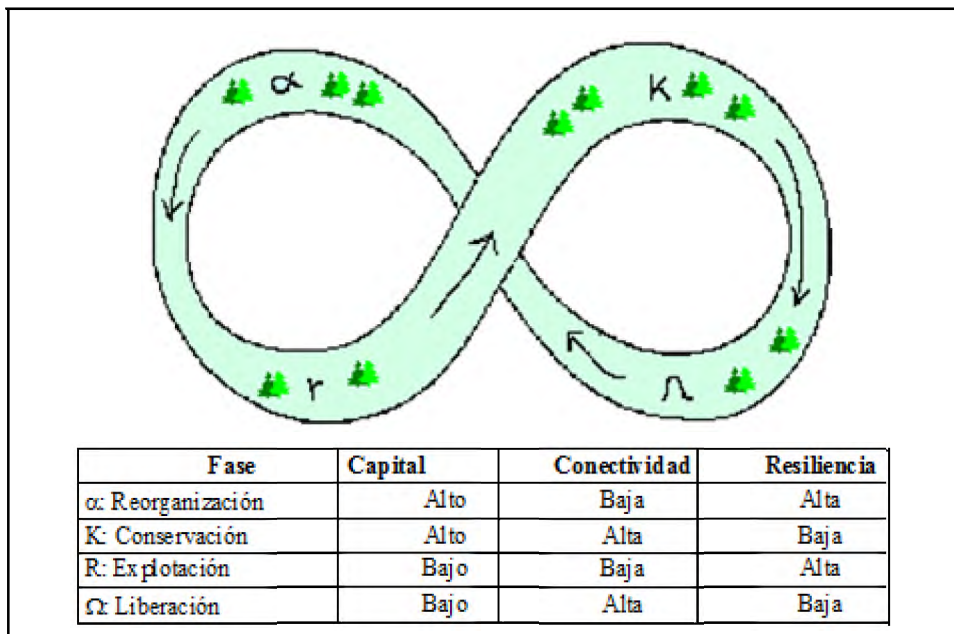
En detalle, el ciclo adaptativo involucra el movimiento de un sistema a través de cuatro fases, tal como se muestra en la Figura 1 (Gunderson y Holling, citados por Walker *et al.* 2002):

- Un periodo de rápido crecimiento y explotación: r
- Una fase larga de acumulación, monopolización y conservación de estructura, durante la cual la resiliencia tiende a declinar: k
- Un rápido quiebre o fase de liberación (creativa destrucción): Ω , aquí el ecosistema se hace especialmente vulnerable para la transformación porque el sistema está sobreconectado y quebradizo.
- Una fase relativamente corta de renovación y reorganización: α , si en esta fase el sistema retiene los componentes esenciales, éste puede reorganizarse para mantenerse dentro de las mismas configuraciones que antes de la perturbación que motivó la liberación, pero si entran nuevas especies, nuevas instituciones, ideas, políticas e industrias, el sistema puede obtener diferente configuración y ganar resiliencia. Bajo esta óptica se pueden enfocar los tiempos de intervención en el manejo de ecosistemas. En esta fase el ecosistema se hace vulnerable a la transformación porque está subconectado con organización y regulación débil.

El proceso de r a k corresponde al manejo para la producción, mientras que el proceso de Ω a α refleja el manejo para la sustentabilidad. En otras palabras, la estabilidad y la

productividad están determinadas por la secuencia de explotación y conservación, mientras que la resiliencia y la recuperación están determinadas por la secuencia de liberación y reorganización (Holling, 1992). En cada uno de estos procesos, es adecuado revisar el costo y el beneficio. Llevar a cabo ambos objetivos necesita aclarar la comprensión de cuándo es apropiado incrementar la eficiencia de la producción y cuándo es adecuado asegurar la sustentabilidad (Walker *et al.* 2002), que requiere de cambio y persistencia a la vez, manteniendo una estrecha relación a través de un juego anidado de ciclos adaptativos arreglados como una dinámica jerárquicamente estructurada en espacio y tiempo denominada Panarquía (Holling *et al.*, 2000).

Figura 1
Ciclo Adaptativo



Fuente: Walker *et al.* 2002. Resilience Management in Social – Ecological Systems: a Working Hypothesis for a Participatory Approach.

Es clave considerar que no todos los ciclos de los ecosistemas son iguales o no todos son adaptativos, algunos de ellos pueden caer en estados patológicos como la trampa de la

pobreza, en el cual el capital acumulado, la conectividad entre recursos y la resiliencia son bajos; o tal vez caer en la trampa de la rigidez en el cual el capital acumulado, la conectividad y la resiliencia son altos. Salir de estos estados patológicos de los sistemas es muy difícil, pero se pueden evitar con una adecuada intervención humana (Allison y Hobbs, 2004).

2.3.3 Atributos de la Dinámica de los Ecosistemas:

La dinámica de los ecosistemas está regida por tres atributos esenciales que determinan su trayectoria, estos atributos son la resiliencia, la adaptabilidad y la transformabilidad (Walker, *et al.* 2004), cuyo análisis permitirá sentar mejores bases científicas para orientar la toma de decisiones hacia el desarrollo sostenible.

La resiliencia es la capacidad de un ecosistema para absorber las perturbaciones sin colapsar, es también la capacidad de reorganización que presenta un ecosistema luego de sufrir una perturbación teniendo una serie de cambios mientras mantiene esencialmente la misma función, estructura y retroalimentación; en otras palabras mientras permanece en el mismo dominio de atracción (Walker *et al.* 2004). Un ecosistema resiliente puede resistir fuertes presiones y reconstruirse cuando es necesario, por lo tanto el potencial de un sistema para permanecer en una configuración particular manteniendo retroalimentaciones y funciones que involucren su viabilidad, depende de su resiliencia (Walker *et al.*, 2002).

El año 2004 Walker y un equipo de investigadores redefinieron las características de la resiliencia en cuatro aspectos críticos (Walker *et al.* 2004):

- Latitud: La cantidad máxima que el ecosistema puede cambiar antes de perder su habilidad para recuperarse, está dada básicamente por el ancho del dominio de atracción. La amplitud del dominio significa que un gran número de estados del sistema puede ser experimentado dentro de un umbral o límite.

- Resistencia: La facilidad o dificultad de cambiar el sistema, este aspecto está relacionado a la topología (continuidad) y profundidad del dominio de atracción.
- Precariedad: Este aspecto contempla la trayectoria actual de los ecosistemas y cómo ésta es limitada por un umbral, el cual si es abierto hace la recuperación imposible, en otras palabras analiza cómo el estado actual del sistema se convierte en un límite o un umbral.
- Panarquía: La panarquía es definida como un juego anidado de ciclos adaptativos arreglados como una dinámica jerárquicamente estructurada en espacio y tiempo que mantienen una relación entre sí. (Holling et al., 2000). Como aspecto crítico de la resiliencia, la panarquía contempla cómo los tres atributos ya mencionados son influenciados por el estado y la dinámica de los subsistemas que se encuentran sobre o debajo de las escalas de interés.

En una panarquía, existe asimetría de las interacciones entre los niveles, en particular los más largos y los más cortos. Los niveles más lentos y grandes mantienen represiones dentro de los ciclos más pequeños, son la memoria del sistema, mientras que pequeñas y rápidas variables, pueden dominar a las lentas y grandes en el estado de reorganización. Los ciclos cortos prueban inventar y los ciclos largos estabilizan el sistema. En un sistema saludable cada nivel juega su propia velocidad. (Holling *et al.*, 2000).

Al respecto, Holling y un equipo de investigadores (2000) definieron algunos aspectos que se deben de tener en cuenta en el manejo de ecosistemas para comprender la complejidad mínima de una panarquía y sus ciclos adaptativos, lo cual resulta muy útil para el planteamiento de escenarios futuros de los ecosistemas. Estos aspectos básicos son:

- 3 – 5 Componentes clave que interactúan
- 3 velocidades cualitativamente diferentes

- comportamiento no lineal y comportamiento multiestable
- Vulnerabilidad y resiliencia, cambios con las variables lentas
- Biota crea estructura que refuerza la biota
- Contagio espacial que genera patrones de autoorganización en espacio y tiempo (heterogeneidad espacial)

Adicionalmente a la resiliencia es importante que se considere el dominio de atracción de un ecosistema, definido como una región en el “espacio de estado” en la cual el sistema tiende a permanecer. Para los sistemas que tienden hacia el equilibrio, el estado de equilibrio es definido como el atractor y el dominio de atracción constituye todas las condiciones iniciales que tenderán hacia el estado de equilibrio. A su vez el “espacio de estado” de un sistema está definido por las variables de estado que lo constituyen (Walker *et al.* 2004).

Se debe considerar que los ecosistemas son controlados por las perturbaciones, estocasticidad y las decisiones de los actores que tienden a mover el sistema del atractor cerca de un dominio de atracción más que tender directamente hacia el atractor. Es posible que exista más de un dominio de atracción para un ecosistema dado y según los objetivos que se persigan en el ecosistema los cambios en la resiliencia a veces son deseables (Walker *et al.* 2004).

Los diferentes dominios de atracción que el sistema puede ocupar y los límites que los separan son conocidos como “estabilidad del paisaje”. Se sabe que muchos procesos exógenos (precipitación, erupciones volcánicas, incendios, etc.) y endógenos (sucesión de plantas, ciclos predador – presa y prácticas de manejo) pueden guiar a cambios en la estabilidad del paisaje así como cambios en el número de dominios de atracción, cambios en la posición del dominio dentro del estado del espacio, cambios en la posición de los umbrales o límites entre los dominios tanto en latitud como en profundidad (Walker *et al.* 2004). Mover el sistema de un dominio de atracción requiere de grandes

perturbaciones o esfuerzos de manejo para cambiar la posición del sistema a un dominio de atracción deseable. Bajo esta perspectiva, el objetivo del manejo es orientar o prevenir que el sistema se mueva a un dominio de atracción alterno e indeseable del cual podría ser difícil o imposible recuperarse (Walker *et al.* 2004).

Cuando se realiza el manejo de ecosistemas considerando los dominios de atracción, es importante tener en cuenta los umbrales, que vendrían a ser el rango de estados estables de un ecosistema en un espacio y tiempo determinado. Los umbrales se caracterizan por ser completamente dinámicos, ya que no permanecen en un mismo lugar sino que pueden cambiar de posición y de profundidad del dominio de atracción (Walker y Meyers, 2004).

En otras palabras, un umbral se define como el punto o nivel en el que aparecen nuevas propiedades en el ecosistema que hacen que cualquier predicción que vaya más allá de los umbrales resulte inválida. Por ejemplo la diversidad de especies en un ecosistema puede disminuir gradualmente a medida que aumenta la degradación del hábitat hasta alcanzar un umbral a partir del cual caerá dramáticamente.

Los umbrales determinan en cierta forma el comportamiento de las poblaciones en los ecosistemas, por ejemplo muchas de las especies en el nivel inferior del umbral son competitivamente superiores a las del nivel superior, asimismo algunas poblaciones crecen positivamente en un punto del umbral o antes de llegar a éste, mientras que más allá del umbral el crecimiento es negativo (Walker y Meyers, 2004).

Existen muchas implicancias alrededor de los atributos de la dinámica de los ecosistema, cuya importancia radica en lo que se puede lograr (bienes y servicios) si se cambian alguno de esos atributos. Al respecto se debe considerar que la resiliencia de los ecosistemas depende fundamentalmente de las variables que cambian lentamente tales como el clima, uso de la tierra, suministro de nutrientes, fenómenos naturales, valores

humanos y políticas, pérdida de biodiversidad, polución, inflexibilidad de instituciones cerradas, subsidios que animan el uso insostenible de los recursos y un enfoque en la producción de incrementar eficiencia que guía a la pérdida de redundancia (Holling, 1992).

Los sistemas naturales son inherentemente resilientes, pero así como su capacidad para superarse a las perturbaciones puede ser perdida, ésta también puede ser mejorada. La clave para la resiliencia es la biodiversidad porque asegura la redundancia funcional del ecosistema; por ejemplo en un ecosistema de pradera varias especies diferentes comúnmente realizarán la fijación del nitrógeno, pero cada especie puede responder diferentemente a eventos climáticos, así se asegura que aunque algunas especies puedan perderse, el proceso de fijación de nitrógeno dentro del ecosistema de pradera continuará (Holling, 1992).

Para mejorar la resiliencia de un ecosistema también es muy importante la participación de las personas. La participación asegura una toma de decisiones más informada y amplía las opciones para probar políticas. En un activo manejo adaptativo donde las acciones de manejo son diseñadas como experimentos se mejora el aprendizaje y la novedad y de esta manera se incrementa la resiliencia. (Walker *et al.*, 2002).

Para hacer un adecuado estudio y manejo de los ecosistemas el primer paso es conocer cuáles son los aspectos fundamentales de los que se busca mantener la resiliencia (bienes y servicios), para ello es muy importante desarrollar un modelo conceptual de los ecosistemas basados en las fortalezas de las entradas dadas por los actores sociales para limitar el problema (Walker *et al.*, 2002).

Una vez que se ha delimitado el problema y se conocen los bienes y servicios que se buscan conservar en un ecosistema, se procede a describir para qué se quiere conservar la resiliencia de estos elementos, cuál es la visión y los escenarios para el futuro del

ecosistema, se examinan las perturbaciones externas y el proceso de desarrollo de las políticas, así como los actores sociales que intervienen en los ecosistemas con la finalidad de formular respuestas a eventos inesperados (Walker *et al*, 2002).

Es importante mencionar que orientar la toma adecuada de decisiones alrededor de los ecosistemas requiere que se formulen y analicen algunos escenarios futuros, los cuales se definen como una descripción plausible y con frecuencia simplificada de cómo podría desarrollarse el futuro basándose en una serie coherente y consistente de suposiciones y condiciones particulares sobre factores clave (por ejemplo ritmo de la evolución tecnológica, precios) y las relaciones entre ellos y sus efectos.

Los escenarios son herramientas importantes para la planificación y toma de decisiones apropiadas frente a situaciones complejas e inciertas. Los escenarios futuros se utilizan para reducir riesgos, para definir opciones alternativas y para clarificar estrategias que permitan alcanzar los resultados esperados (Nemarundwe *et al*, 2003), pues crean el marco para descubrir el camino y acciones que conectan la clase de mundo que la gente prefiere (o que busca evitar) con el rango de conductores a los cuales tendrán que adaptarse y cómo esforzarse para lograr sus visiones.

Los escenarios deben estar en capacidad de formular respuestas para eventos inesperados, que puedan ser usadas por diferentes grupos de actores. La visión acerca de las direcciones preferidas por los grupos sociales será diferente según cuáles sean los objetivos que buscan alcanzar; por ello es importante no perder de vista la participación de todos los actores sociales en la elaboración de modelos conceptuales de los sistemas, incluyendo muchas veces la parte histórica (¿cómo el sistema llegó a ser lo que es ahora?). Durante la construcción de los modelos es importante considerar la visión de futuro de los actores sociales y contrastar posibles políticas futuras y los conductores externos; se deben establecer un rango de posibles trayectorias, considerando al menos

una trayectoria que sea más conservativa y una orientada al desarrollo (Walker *et al*, 2002)

Wollenberg menciona que existen cuatro clases de escenarios que son importantes para planificar en el futuro (Nemarundwe *et al*, 2003)

- Escenarios de visión
- Escenarios de proyección
- Escenarios de rumbo
- Escenarios de alternativas

En un primer momento se puede desarrollar un juego grande de escenarios potenciales que luego se condensan en un grupo pequeño de escenarios manejables, en el cual se capturan las más importantes incertidumbres, el rango de condiciones que el sistema podría tener, así como la visión que la gente tiene de su futuro. Por ejemplo los escenarios para el estudio de una cuenca podrían incluir el tiempo húmedo y seco, el crecimiento poblacional y las innovaciones tecnológicas relacionadas a temas como el incremento de la eficiencia en la irrigación; de este modo los escenarios representan un rango de resultados para factores ambiguos e incontrolables que pueden estar de acuerdo con las últimas variables conductoras del sistema. A pesar que los escenarios no son valores libres y representan una vista de consenso de un rango de posibles resultados que los actores sociales necesitan considerar, ellos podrían identificar las más importantes ambigüedades para los sistemas ecológicos considerando también las políticas (reglas que guían las trayectorias de los sistemas) que se pueden diseñar para conducir a los sistemas en una determinada trayectoria (Walker *et al*, 2002). La experiencia con escenarios en diversos ecosistemas indica que se pueden procesar de tres a cinco escenarios para una región (Van del Heijden 1996, citado por Walker *et al*, 2002).

Existen algunas propuestas que permiten desarrollar de manera efectiva escenarios para la planificación por ejemplo Walker y un equipo de investigadores propusieron el año 2002

construir escenarios considerando en paralelo tres clases diferentes de conductores de los sistemas ecológicos:

- Shocks y perturbaciones externos (físicas, sociales y económicos)
- La visión, las esperanzas y miedos que la gente tiene del futuro
- Un juego de posibles políticas que podrían ser impuestas plausiblemente.

El año 2003 Peterson y su equipo, considerando la metodología propuesta por el reporte de Evaluación de Ecosistemas del Milenio, plantearon algunos puntos importantes que se deben de tener en cuenta en la elaboración de escenarios futuros, estos son: Contexto geográfico, contexto histórico, conceptualizar el cambio, identificar incertidumbres claves, identificar fuerzas impulsoras de cambio, plantear los escenarios y comparar escenarios para definir cuál es mejor.

En todo momento es importante no perder de vista cómo los diferentes tipos de personas usan y transforman los ecosistemas, se puede crear el futuro gracias a la visión de las personas pues si uno no sabe a dónde quiere ir no sabrá qué camino tomar. La capacidad de la gente para ver hacia delante es crucial para mejorar la organización de los sistemas ecológicos y la resiliencia de la trayectoria que los sistemas eventualmente pueden seguir (Walker *et al*, 2002).

Es importante que una vez que se tengan todas las entradas dadas por la sociedad que nos permitan limitar los problemas, establecer objetivos y conocer algunos escenarios se procede a considerar la parte del análisis científico del ecosistema, el mismo que permitirá orientar un adecuado manejo de la resiliencia para alcanzar los objetivos trazados en un ecosistema, para ello se debe hacer una exploración de las interacciones de los juegos de información generados para identificar posibles variables y los procesos conductores en el sistema que gobiernan la dinámica de las variables que los actores sociales juzgan importantes (Walker *et al*, 2002) y hacer uso de la adaptabilidad, capacidad de los actores en un sistema para influenciar o manejar la resiliencia, para

controlar la trayectoria de los sistemas (cambio en la precariedad), cambiar la topología de la estabilidad del paisaje (latitud y resistencia) o cambiar los procesos en respuesta a la dinámica en otras escalas (respuesta en la panarquía) (Walker *et al*, 2004).

La capacidad adaptativa de los ecosistemas es un aspecto importante de la resiliencia, que refleja el aprendizaje y flexibilidad de los ecosistemas para experimentar y adoptar novedosas soluciones y desarrollar respuestas generalizadas a una amplia clase de cambios, se puede considerar que el ecosistema tiene capacidad adaptativa cuando llega a ser resiliente para un rango de perturbaciones, incluyendo condiciones novedosas (Walker *et al*, 2002).

Además de la adaptabilidad, es importante también considerar la transformabilidad, definida como la capacidad de un ecosistema para crear un nuevo sistema cuando las condiciones ecológicas, sociales, económicas y políticas hacen la existencia del sistema inicial insostenible. Esto significa determinar y crear nueva estabilidad del paisaje al introducir nuevos componentes y formas de vivir (Walker *et al*, 2002).

Conocer cuándo y cómo iniciar los cambios transformativos antes de que sea demasiado tarde para escapar a serios, indeseables y profundos dominios de atracción es el corazón de la transformabilidad de los ecosistemas. Especulando los cambios que requiere la transformabilidad se puede enfatizar la novedad, diversidad y organización del capital humano, diversidad funcional, variedad de instituciones, velocidad y clases de comunicación a través de las escalas para tener resultados exitosos (Walker *et al*, 2004).

En resumen, es importante considerar que cuando se hable de resiliencia, ésta sólo tiene sentido bajo un contexto determinado, por lo cual es fundamental conocer de qué se está tratando y para qué. En este sentido un acercamiento a los actores sociales de cualquier lugar que se quiera conocer ayuda a limitar el problema y a jerarquizar la información, resaltando lo más importante de cualquier ecosistema (Walker *et al*, 2002).

2.4 Jerarquización de las variables que conforman el ecosistema:

A lo largo del desarrollo de investigaciones acerca del comportamiento y evolución de los ecosistemas han surgido nuevas teorías que tratan de incorporar variables biológicas, sociales y económicas en una dinámica compleja que busca orientar el manejo de los ecosistemas, haciendo muy difícil tratar de conocerlo todo, sin embargo se ha demostrado que los paisajes forman una jerarquía en escalas particulares, los animales poseen una jerarquía de decisiones que ocasionan cambios en una escala particular. Un pequeño número de grupos de variables bióticas y abióticas imponen estructura sobre un amplio rango de escalas en los ecosistemas. Las escalas más pequeñas y más rápidas son dominadas por procesos vegetativos, las intermedias por las perturbaciones y procesos ambientales y las escalas más largas y más lentas por procesos geomorfológicos y evolutivos. Los procesos vegetativos, determinan el crecimiento de las plantas y los procesos lentos geomorfológicos definen la base topográfica y edáfica (Holling, 1992).

Para poder realizar un adecuado manejo de los ecosistemas y fomentar su conservación es importante comprender la dinámica del ecosistema que se quiere manejar y para ello es necesario realizar un estudio en base al conjunto de especies o grupos funcionales claves que controlan el funcionamiento de este ecosistemas, pues tal como lo prueban muchos estudios realizados hasta hoy, se ha llegado al consenso de que en la naturaleza existe una jerarquía que conviene definir para orientar de la mejor manera los programas de conservación y manejo de los recursos naturales.

Al respecto, Purvis y Hector (2000) demostraron que el 95% de una serie de estudios experimentales daban como resultado una relación positiva entre la diversidad y el funcionamiento de los ecosistemas, así como que sólo del 20 al 50% de las especies son necesarias para mantener la mayoría de los procesos biogeoquímicos. Investigaciones como esta han motivado a que en el estudio de los ecosistemas se dirija la atención a especies clave o a un grupo de especies clave, las cuales si son removidas pueden generar

cambios dramáticos en la estructura y funcionamiento de la comunidad biológica (De Leo y Levin, 1997).

Los grupos de especies que asumen importancia bajo la forma de grupos clave o grupos funcionales, considerando como grupos funcionales aquella colección de especies que realizan o cumplen la misma función y que para alguna extensión pueden ser sustituibles y vistas como una unidad (Schulze 1982, Solbring 1994, citados por De Leo y Levin, 1997) son de gran interés porque controlan la mayor parte de las funciones de los ecosistemas. La pérdida de especies dentro de un grupo importante puede reducir la capacidad de recuperación de los ecosistemas a largo plazo y guiar a un cambio notable en la dinámica del ecosistema de corto plazo (De Leo y Levin, 1997).

Cuando existen muchas especies que cumplen la misma función en un ecosistema, se habla de redundancia funcional de especies, la cual no debe ser interpretada como una justificación para su eliminación, sino como una ventaja, ya que la redundancia juega un rol fundamental para mantener la habilidad de respuesta de los ecosistemas a los cambios y perturbaciones y provee un cerco contra las catástrofes y presiones. Algunos estudios han demostrado que los ecosistemas ricos en especies son más estables que los ecosistemas pobres, ellos también demostraron que los ecosistemas de pasturas más ricos son más resistentes a las sequías que los ecosistemas pobres y que la pérdida de especies adicionales ha causado progresivamente un mayor impacto en la resiliencia de la comunidad (De Leo y Levin, 1997).

Un primer paso para conocer cuáles son las variables clave de un ecosistema es conocer lo que piensan los actores sociales del ecosistema donde viven, para ello se procede a hacer un conjunto de interrogantes relacionadas con los límites del ecosistema, los bienes y servicios claves del ecosistema, las personas que se benefician del ecosistema y la evolución en el uso de los bienes o servicios del ecosistema. Las respuestas a estas interrogantes ayudan a encaminar y priorizar la investigación, en este punto también es

importante poder analizar el uso histórico que se ha hecho de la zona en estudio (Walker *et al*, 2002).

En el proceso de Jerarquización de las variables de los ecosistemas, resulta de gran ayuda identificar a las especies clave de esos ecosistemas, definidas como especies de alto estatus trófico, cuyas actividades ejercen una gran influencia sobre el patrón de diversidad de especies en una comunidad por su gran interacción con otras especies. Las especies clave son aquellas que tienen un gran efecto sobre algún aspecto de las funciones de los ecosistemas, también se dice que una especie clave es aquella cuyo efecto sobre el ecosistema es muy grande en relación a su baja biomasa en la comunidad completa (Davic, 2003).

Paine en 1969 (citado por Garibaldi y Turner, 2004) postuló originalmente que una especie es considerada clave para una comunidad si ésta sostiene el sistema con el número adecuado de las especies consumidoras que de otra manera podrían dominar el sistema, entonces especies clave son aquellas que tienen un impacto clave sobre su comunidad o ecosistema en gran medida con relación a su abundancia.

La determinación de las especie clave es muy importante para la conservación de las áreas naturales debido a su función como reguladoras de la diversidad dentro de los ecosistemas (Davic, 2003). Además son importantes porque regulan la dinámica energía/nutrientes y la relación competidor/predador. Los ecólogos han reconocido que estas especies clave juegan roles sobre el conjunto de la estructura y funcionamiento de un ecosistema y son esenciales para su integridad. Existen además de las especies ecológicas claves de los ecosistemas, un grupo de especies que son importantes para las culturas, en la medida en que forman la identidad cultural de la gente debido a los roles que tienen en la dieta, industria, medicina y prácticas espirituales, sin esas especies culturales claves, las sociedades que ellas soportan serían completamente diferentes. Se

caracterizan por ser especies difíciles de caracterizar debido a que las relaciones culturales de la gente varían con el ambiente, (Garibaldi y Turner, 2004)

Una de las ventajas de la identificación de las especies culturales clave, es que éstas son un efectivo punto de inicio para la conservación y la restauración de los ecosistemas, ya que una adecuada restauración debe incluir a las culturas humanas y la valoración que ellas hacen de sus recursos naturales. Cuando se hace un ejercicio de restauración, no sólo se busca restaurar el paisaje, sino además se busca la mejora de las comunidades humanas que habitan esos paisajes (Garibaldi y Turner, 2004).

El concepto de especie cultural clave brinda un punto de comienzo para el análisis del cambio ambiental y la resiliencia de las comunidades durante el cambio. A través de la participación de mucha gente se tendrá una mejor referencia del ecosistema que puede ser muy útil para la restauración y la conservación.

Las comunidades que consideran una especie como clave, tienen mejores razones para querer ver su retorno sustentable, por lo tanto eso asegura que se lleve a cabo con éxito cualquier trabajo de restauración, lo cual implica armonizar el manejo moderno de los recursos con los valores tradicionales de los ecosistemas (Long *et al.* 2003).

2.5 Perturbaciones de los Ecosistemas:

Ocurre una perturbación, cuando una variable del ecosistema se mueve de un nivel de referencia que se considera como un estado normal hacia otro estado, es decir, una perturbación es un alejamiento de las condiciones normales.

Las perturbaciones pueden ser naturales o producto de la relación del hombre con la naturaleza. Estas generalmente afectan la integridad de los ecosistemas en diferentes proporciones, por lo tanto es inevitable relacionar las perturbaciones con la estabilidad de

los ecosistemas y los múltiples conceptos que ésta encierra. Al respecto, existen de 6 formas básicas de ver la estabilidad, cada una de las cuales está relacionada con la ocurrencia de alguna propiedad ecológica (Volker y Wissel, 1997):

- **Constancia:** Permanecer esencialmente incambiable
- **Resiliencia:** Retornar al estado de referencia (o dinámica) después de una temporal perturbación. (Pimm, 1991).
- **Persistencia:** Existencia a través del tiempo.
- **Resistencia:** Permanecer esencialmente incambiable.
- **Elasticidad:** Velocidad de retorno al estado de referencia después de una temporal perturbación.
- **Dominio de atracción:** Conjunto de estados, de los cuales el estado de referencia puede ser alcanzado después de una perturbación.

La primera conclusión que surge del conjunto de las definiciones es que la estabilidad es un concepto inestable debido a las muchas definiciones y particularidades que encierra al describir un proceso dentro de los sistemas ecológicos. Según Ashby cada situación en la naturaleza puede ser descrita en un infinito número de maneras, pudiendo el observador escoger un juego arbitrario de variables y parámetros para definir un sistema (Grimm y Wissel, 1997).

Se debe reconocer que los sistemas son variables y sensibles a sufrir cambio. La sustentabilidad, la estabilidad y la resiliencia reconocen ante todo que los sistemas son históricos, pues el estado del sistema puede ser determinado en parte por su historia. Una perturbación provoca que el sistema pierda estabilidad en cualquiera de sus formas, según sea su magnitud, alterando su historia. Asimismo, el cambio gradual de los ecosistemas implica el tener que elegir entre dos caminos en los que es importante considerar la idea de estocasticidad para hacer verificaciones empíricas que muchas veces nos permiten detectar normalidades a partir de anormalidades (Ludwig *et al*, 1997).

No todas las perturbaciones son malas, incluso se llega a mencionar que algunas son estabilizantes, si llegan en forma de pulsaciones regulares que pueden ser utilizadas por las especies adaptadas, como subsidio energético adicional, dando por resultado un compromiso entre la juventud y la madurez del ecosistema; por ejemplo el fuego producido en el ecosistema de los chaparrales, se considera una perturbación estabilizadora, ya que muchas especies podrían extinguirse si es que no se mantuviera el ciclo de rejuvenecimiento periódico (Odum, 1997). Sin embargo, muchos ecosistemas pueden desaparecer si es que la perturbación sobrepasa su capacidad de recuperación, por tanto es importante conocer hasta dónde se puede perturbar un ecosistema.

2.6 Restauración de Ecosistemas:

La restauración de los ecosistemas busca renovar áreas y ecosistemas degradados. En la mayoría de los casos los ecosistemas se restaurarán por sí solos, al menos parcialmente, mediante la sucesión ecológica. Sin embargo la restauración natural requiere mucho tiempo. Típicamente se necesita más de un siglo para que un bosque talado y quemado en un bosque tropical sea totalmente reforestado. Los científicos están aprendiendo cómo acelerar la reparación de los ambientes que han sido dañados por las acciones humanas. Restaurar implica tratar de hacer la tierra degradada útil otra vez para los humanos, sobre una base sustentable (Miller, 1994).

La restauración se define como aquella situación en la que se pretende manejar (amplificar, suprimir y conservar) un proceso ecológico en situaciones "naturales" caracterizadas por la presencia de variables no controladas en su mayor parte. Algunos ejemplos de este tipo de situaciones son el aprovechamiento, la conservación y el manejo de especies silvestres, la reintroducción de especies extintas localmente y el restablecimiento de comunidades destruidas o deterioradas parcial o totalmente.

En la restauración ecológica se intenta dirigir al sistema para que el cambio de las comunidades a lo largo del tiempo permita la recuperación de la composición de las especies, así como sus interrelaciones, hasta conseguir que funcionen en un tiempo relativamente corto de manera parecida a la comunidad original.

En una restauración ecológica se deben tomar en cuenta los siguientes aspectos fundamentales (Comín, 2002):

- Autosostenibilidad, se refiere a que el ecosistema por restaurar sea capaz, en un momento dado, de autoperpetuarse, incluso sin ayuda del hombre.
- Invasión, implica reconocer las especies que invaden comunidades perturbadas ya que éstas podrían ser altamente competitivas y desplazar especies clave dentro del proceso de sucesión natural.
- Productividad. Depende del uso eficaz del recurso por la comunidad. Una comunidad restaurada debe ser tan productiva como la original.
- Retención de nutrientes. Las comunidades son sistemas abiertos en el flujo de nutrientes, una comunidad restaurada debe perder la menor cantidad posible de nutrientes.
- Interacciones bióticas. El ensamblaje de los organismos en una comunidad es un aspecto fundamental al que debe enfocarse una restauración ecológica. El conocimiento de las especies clave es fundamental para alcanzar este objetivo.

Se han realizado diversas experiencias en la restauración de comunidades o ecosistemas tomando en cuenta la diversidad biológica como indicador de recuperación.

La restauración ecológica afecta al espacio, personas, expectativas, e intereses muy variados, pues los sistemas ecológicos no están aislados y forman parte de un paisaje de mayor amplitud física y social que la zona de restauración. En un proceso de

restauración deben de colaborar tres partes (social, económica y científica técnica) cuanto mayor sea el grado de intersección y de participación equilibrada de las tres partes, más posibilidades de alcanzar mayor grado de consecución de los objetivos tendrá un proyecto de restauración ecológica (Comín, 2002).

La restauración pretende aplicar lo que se sabe sobre sucesión ecológica a los problemas del mundo, se constituye en un gran reto para los ecólogos ya que sirve para comprobar la solidez de los conocimientos adquiridos, aplicar nuevas técnicas y validar modelos predictivos. Para restaurar adecuadamente se deben de tener en cuenta tres paradigmas fundamentales (Zamora, 2002):

- El reconocimiento de que el sistema restaurado es abierto, que intercambia organismos, materia y energía con su entorno, recordar que el ecosistema de referencia es imposible de recuperar exactamente tal como estaba antes de la perturbación
- El reconocimiento de la heterogeneidad espacial, lo que hace posible que se desarrollen labores diferenciadas para cada fragmento.
- El reconocimiento de la variabilidad temporal y sus consecuencias en cuanto a situaciones de no- equilibrio, las restauraciones deben de tener en cuenta las perturbaciones naturales o de origen humano que ocurren con cierta frecuencia.

Además una adecuada práctica de restauración necesita (Zamora, 2002):

- Diagnóstico de la situación actual del ecosistema degradado
- Definición del ecosistema hacia el que se pretende reconducirlo, encontrar el diferencial entre la situación actual y la meta de referencia.
- Proyecto de restauración con la planificación temporal y espacial de las actuaciones que deben ir encaminadas a favorecer los mecanismos naturales de recuperación, acelerando el proceso de sucesión ecológica.

Una restauración integral sólo puede conseguirse si el ecosistema y su entorno mantienen todavía un nivel aceptable de conservación y tras un periodo de tiempo a veces considerable, la labor de restauración debe eliminar los impactos humanos directos.

Los proyectos de restauración deben de contar con una proyección temporal adecuada, supeditada a las acciones a corto plazo y a los objetivos finales, deben estar encaminados a la calidad, la diversidad y funcionabilidad más que la cantidad en el corto tiempo, sin caer en trabajos artesanales mantenidos en el tiempo (Zamora, 2002). Por ejemplo, el grado de recuperación de un suelo debe de estimarse examinando en qué medida sus propiedades bioquímicas se aproximan a los niveles característicos de los suelos naturales no degradados de la zona (Gil-Sotres *et al*, 2002).

2.7 Participación pública:

Los procesos de participación pública se refieren a toda interacción entre el gobierno y la sociedad civil, incluye el proceso mediante el cual el gobierno y la sociedad civil inician un diálogo, establecen alianzas, comparten información e interactúan para diseñar, ejecutar y evaluar políticas, proyectos y programas de desarrollo (OEA, 1999).

La participación pública en el tema ambiental se basa en la idea de que el ciudadano debe tomar parte de las decisiones y de los asuntos públicos relativos a la temática ambiental, para que cualquier esfuerzo de desarrollo sea sostenible, pues este proceso introduce una amplia gama de ideas, entre las que se pueden considerar las siguientes (OEA, 1999):

- Las experiencias y conocimientos que provienen de diferentes actores
- El logro de consenso en las diversas etapas del proceso de toma de decisiones que reduce la posibilidad de conflictos y aumenta la probabilidad de hallar soluciones mejoradas y duraderas.

- El fortalecimiento del monitoreo y cumplimiento de estándares y políticas públicas, que contribuyen a la transparencia de las acciones tanto públicas como privadas.
- Oportunidades para la cooperación y coordinación entre el gobierno y los diversos sectores de la sociedad.

Adicionalmente, realizar un estudio adecuado de los ecosistemas requiere limitar los problemas y tener claros los objetivos que se desean alcanzar. Definir el problema al inicio requiere identificar a los actores sociales críticos necesarios, en los cuales reside la información clave y los modelos mentales de su entorno. Sólo un estudio que involucre el componente participativo nos garantizará mantener las características esenciales de los ecosistemas, lo cual requiere contextualizar su resiliencia o en otras palabras saber cuáles son los atributos (resiliencia de qué) y objetivos (resiliencia para qué) que se necesitan o buscan para promover el desarrollo sostenible (Walker *et al*, 2002).

En conclusión, ninguna propuesta de solución podrá llevarse a cabo legítimamente y con el compromiso de las personas involucradas, si es que ésta no ha contado con la participación de cada uno de los actores sociales. (Walter *et al*, 2002). La actuación conjunta permite que las decisiones sean más razonadas, que sean el producto de un mayor consenso, que se conozcan mejor los problemas que aquejan a la sociedad y que se busque una manera mancomunada de darle soluciones. La participación hace posible asumir de mejor manera las responsabilidades y transparenta la acción del gobierno.

2. 8 Áreas Naturales Protegidas:

El Perú es uno de los cinco países con mayor variedad de especies de plantas, animales, paisajes y culturas del mundo, que deben ser conservados para las futuras generaciones. Bajo este contexto, el Estado ha señalado algunas extensiones de territorio representativas de la diversidad del país y que producen beneficios ambientales y económicos a la sociedad como Áreas Naturales Protegidas, con la finalidad de conservar

la diversidad biológica y demás valores asociados de interés cultural, paisajístico y científico para lograr el desarrollo sostenible (Ley 26834).

Todas las Áreas Naturales Protegidas estuvieron hasta el año 2008 a cargo del Instituto Nacional de Recursos Naturales del Perú (INRENA), a partir de ese año se crea el Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado (SERNANP), institución que depende del Ministerio del Ambiente y que tiene como principal objetivo dirigir el Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado (SINANPE) asegurando su funcionamiento como un único sistema en el que se promueve una participación más efectiva en la toma de decisiones de los diferentes niveles de representatividad de los gobiernos locales y regionales, así como de la ciudadanía en general en pro de las áreas naturales protegidas (Resolución Presidencial N° 029-2009-SERNANP).

Para asegurar una adecuada gestión de las áreas naturales protegidas, cada una de ellas cuenta con un plan maestro para su manejo, que es elaborado y revisado participativamente cada 5 años. Adicionalmente existen áreas naturales protegidas de conservación municipal, regional o privadas que tienen su propia forma de administración.

Las Áreas Naturales Protegidas están divididas en las siguientes categorías: parques nacionales, santuarios nacionales, santuarios históricos, reservas paisajísticas, refugios de vida silvestre, reservas comunales, bosques de protección, cotos de caza y reservas nacionales. La Reserva Nacional de Junín se encuentra dentro de esta última categoría que comprende áreas destinadas a la conservación de la diversidad biológica y la utilización constante y sostenible de las especies vegetales y animales silvestres acuáticas y terrestres, donde se permite el aprovechamiento comercial de los recursos naturales según los planes de manejo aprobados, supervisados y controlados por la autoridad nacional competente (D.S. N° 010-99- AG).

2.9 Comunidad de Villa Junín:

En la Reserva Nacional de Junín se encuentran siete comunidades campesinas, cuya presencia data desde el incanato. Dichas comunidades son actualmente personas jurídicas y han sido reconocidas legalmente varias décadas antes de la creación de la Reserva Nacional de Junín, teniendo derechos adquiridos.

Esta es una de las siete comunidades campesinas que se encuentran en la Reserva es la comunidad de Villa Junín, ubicada en el distrito, provincia y departamento de Junín. Ésta limita por el Norte con la Comunidad de Huayre, por el Sur con la Comunidad de San Pedro de Cajas, por el Este con la Comunidad de San Juan de Shalacancha y por el Oeste con la comunidad campesina de San Juan de Ondores (Vásquez y Vegas, 1985).

El número de personas que habitaban la comunidad de Villa Junín el año 1985 sumaban aproximadamente 1043 comuneros, de esta población el 88.3% eran originarios del lugar y el porcentaje restante eran de zonas como Cerro de Pasco, Tarma, La Oroya, etc (Vásquez y Vegas, 1985).

Las tierras de la comunidad Villa de Junín abarcan una extensión de 15 399.21 Ha de ellas 7 125.21 Ha son administradas directamente por la comunidad y el resto sirven para el pastoreo del ganado de propiedad particular de los comuneros.

La mayor parte de la población de la comunidad se dedica a la ganadería de ovinos, siendo las mejores tierras pastizales las que se encuentran en las riberas del lago Chinchaycocha (oconal) debido a la abundancia de agua permite el crecimiento de un pasto de mejor calidad. Cuando el nivel del agua baja en la época de estiaje, es posible el pastoreo en esta zona, la misma que es acondicionada previa apertura de canales para drenar el exceso de agua y permitir el ingreso de ganado (Vásquez y Vegas, 1985).

En la actualidad las tierras comunales del oconal son usufructuadas por los choceros, comuneros a los que inicialmente la comunidad entregó parcelas en forma temporal. En

la parcela construyeron su choza, pequeña cabaña formada de estacas y calamina y cubierta con champa. Con el tiempo se generaron algunos problemas porque los choceros quisieron hacerse dueños de esas tierras, no permitiendo que otros ganaderos entren a pastorear su ganado en las zonas cercanas a sus chozas. Durante 1985 los comuneros choceros eran un grupo de poder que se encontraban en proceso de constitución y organización, teniendo como base la posesión y usufructo particular, para solucionar este problema las comunidades han planteado la renovación de los terrenos otorgados a los choceros, para que éstos sean rotativos cada dos años esto permitirá que todos los comuneros tengan el mismo acceso a los recursos de la comunidad (Vásquez y Vegas, 1985).

Históricamente los primeros títulos de la Comunidad datan del 18 de octubre de 1612 (Documento de Demarcación y límites). Los comuneros poseen además un título de la Comunidad de Indígenas del Pueblo de Reyes, del 9 de setiembre de 1808 en la que se les reconoce la posesión de las tierras.

Otro importante aspecto histórico que se debe mencionar en el ámbito de la comunidad de Villa Junín es la construcción de la represa de Upamayo en el lago Junín y la de Malpaso en el Mantaro, por parte de la Cerro de Pasco Corporation, que originaron la inundación de pastizales de las comunidades ribereñas al lago, entre éstas Villa Junín, motivo por el cual la comunidad inició un proceso judicial contra la compañía, debiendo finalmente la empresa indemnizar a los comuneros por los pastos anegados.

Administrativamente la Comunidad de Villa Junín tiene sus propias autoridades presididas por el presidente de la comunidad y junta directiva, constituida por los consejos de administración y vigilancia y por el comité de defensa. Son autoridades reconocidas oficialmente y que son elegidas democráticamente por todos los comuneros inscritos en el padrón de comuneros.

2.10 Champeo

Con el término champeo se hace referencia a la extracción de la vegetación (champa)¹ por parte de las comunidades para usarlos con fines energéticos. El champeo es una de las actividades más antiguas que practican los habitantes de las comunidades asentadas en la Reserva Nacional de Junín. Los pobladores se ven frente a esta necesidad debido a la escasez de materiales alternativos que les brinden energía.

Es así que la vegetación sometida a la presión del champeo se ha visto vulnerada en su capacidad de recuperación, desde la perspectiva de las personas dedicadas a esta actividad, afectando no sólo el paisaje sino también la satisfacción de las necesidades de las personas que dependen de la champa para cocinar sus alimentos o calentar sus viviendas.

Los tipos de formaciones vegetales que se usan comúnmente en la Reserva Nacional de Junín con fines de champeo son el césped de puna que crece en zonas altas y de bajo contenido de humedad en el suelo, y los bofedales que contienen vegetación de aspecto almohadillado que crecen en pendientes de 7° a 10° y en terrenos siempre húmedos.

Dentro de la Comunidad de Villa Junín, la actividad de champeo se ha organizado de tal forma que hasta el año 2000 cada comunero podía extraer una vez al año entre 2000 a 2500 champas. A partir de esa fecha la Jefatura de la Reserva Nacional de Junín otorga permisos a los comuneros para que puedan extraer un máximo de 1000 champas, hecho que causó malestar entre los habitantes de la comunidad de Villa Junín debido a que esta cantidad de champa les resulta insuficiente para satisfacer sus necesidades. Vale mencionar que esta cuota de champeo se ha fijado de manera intuitiva pero no está respaldada por ningún estudio que justifique la cuota de extracción en base a la dinámica natural de la vegetación, siendo esta una de las principales razones del presente estudio.

¹ La champa es un bloque de vegetación compacto que contiene raíces, tallos, hojas y un poco de suelo, comúnmente se extrae en la zona altoandina del país.

El champeo se hace con azadón y en determinadas épocas del año, siendo la época ausencia de lluvias la preferida para llevar a cabo esta actividad. Las “champas” miden aproximadamente 70 x 35 cm. de área, con profundidades medias que van desde los 2.5 cm. hasta los 8 cm. En la Reserva Nacional de Junín, el millar de champas se valoriza en alrededor de S/. 70.00 a S/. 100.00, más el costo de transporte que equivale también a S/.100.00, usualmente se paga más por las champas que provienen del bofedal porque son las que mejor capacidad combustible tienen. En promedio se utilizan de dos a tres champas para cocinar para una familia de cuatro personas, haciendo una inversión total de S/.0.30 por día.

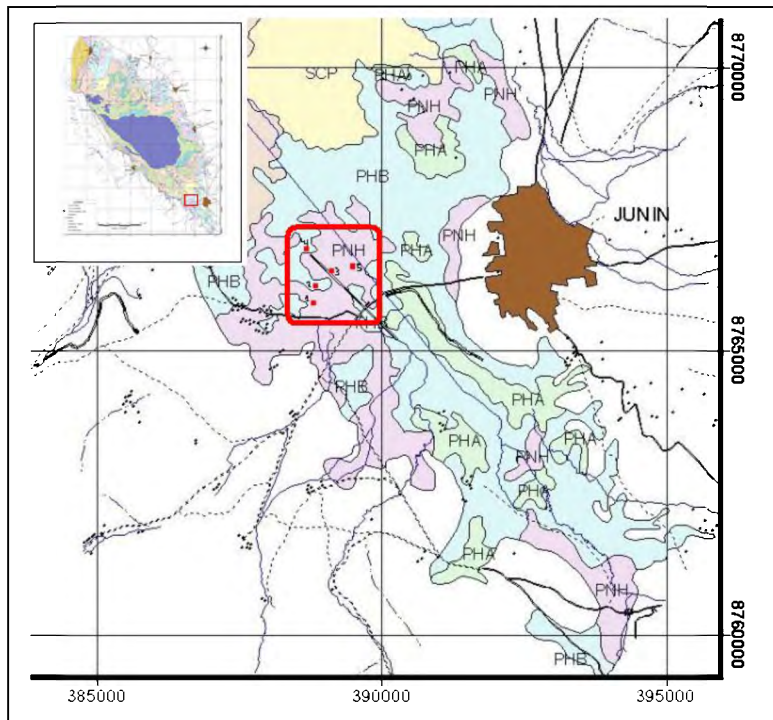
III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Área de Estudio:

El estudio se realizó en los terrenos de la Comunidad Campesina Villa de Junín que se encuentran dentro de la Reserva Nacional de Junín. Estos terrenos, donde se desarrollan actividades de pastoreo y champeo, ocupan un área total de 15 399.21 Ha (29% de la superficie de la Reserva Nacional de Junín), de las cuales se seleccionó un área específica de trabajo ubicada, aproximadamente entre los 11° 09' 0.5" y 11° 09' 50" Latitud Sur, y 76° 00' 38" y 76° 01' 16" Longitud Oeste (Figura 2).

Figura 2

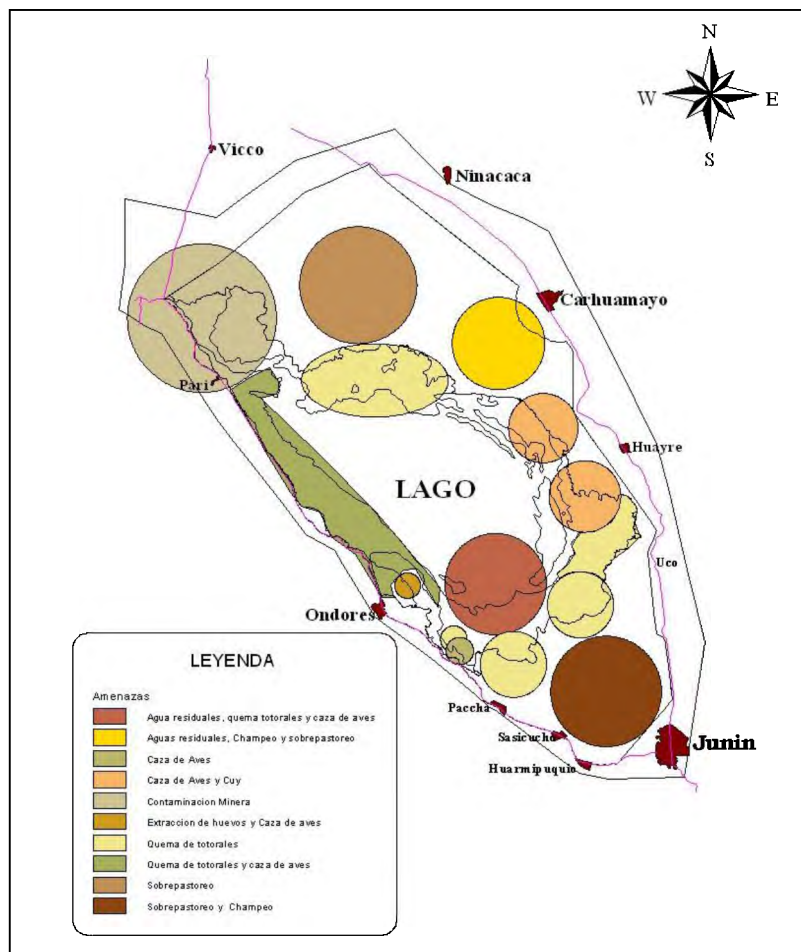
Zona de Estudio



Fuente: Mapa de Walsh Perú. 2001. Plan para Conservar para Salvar de la Extinción al Zambullidor de Junín. Informe Final.

Esta zona fue seleccionada debido a que es una de la zonas más impactadas por la actividad de champeo, según el Mapa de Amenazas elaborado por la Reserva Nacional de Junín (Figura 3), y debido a las facilidades logísticas que brindaba para su estudio, tales como: Permiso de la jefatura de la Reserva Nacional de Junín y permiso de la junta directiva de la comunidad campesina Villa de Junín.

Figura 3
Mapa de Amenazas de la Reserva Nacional de Junín



Fuente: Oficina de la Reserva Nacional de Junín - Junín

La Reserva Nacional de Junín está ubicada sobre la meseta de Bombón y los distritos de Carhuamayo, Ondores y Junín en el departamento de Junín y los distritos de Ninacaca y Vicco en el departamento de Pasco, con una extensión de 53 000 has (0.04% del territorio nacional), a una altitud de 4 080 a 4125 m.s.n.m y a 10° 50' y 50'' y 11° 09'55'' Latitud Sur y 75° 59' y 25'' y 76° 15'40'' Longitud Oeste (INRENA, 2000). Pertenece a la provincia biogeográfica Puna (Sistema Udvardy) que cubre cerca del 5% del área total del país, en la región latitudinal tropical y en la zona de vida Páramo muy húmedo subalpino Tropical (pmh-SaT).

El clima de la región corresponde al piso inferior de la Puna con temperaturas que oscilan entre los 3 ° y 7° C, siendo los meses más fríos entre mayo y setiembre. Anualmente llueve un promedio de 940 mm, siendo los meses de diciembre a abril los más lluviosos y los meses de junio a setiembre los que presentan un volumen mínimo de lluvias (INRENA, 2000). Para monitorear el clima, cerca del área de estudio se encuentran las estaciones meteorológicas de Atocsaico, San Blas, Carhuamayo, Junín y Upamayo, las que permiten tener una idea general del clima en la Reserva Nacional de Junín (Vásquez y Vegas, 1985).

La fisiografía predominante de la zona de estudio es la de terrenos casi planos, con pendientes del 1% al 4%. Los principales suelos son Histosoles eútricos (desarrollados a partir de sedimentos lacustres, con una topografía casi a nivel, pendiente de 0 a 2% y condiciones hidrófilas permanentes) Phaeozems y Litosoles eútricos. Se resalta también la existencia de suelos con gran humedad y suelos relativamente secos (INRENA, 2000).

Las pasturas naturales constituyen un recurso importante en la zona de estudio de la Reserva Nacional de Junín pues son el sustento de la actividad ganadera y fuente de energía para todos los habitantes de la zona, sin embargo, en los últimos años se han presentado serios problemas de degradación de este recurso debido a los efectos de los

malos manejos que vienen sufriendo por parte de los pobladores. Extensas áreas de pastos naturales corren el riesgo de convertirse en extensas zona improductivas, existiendo un crecimiento desproporcionado de las especies poco deseables y afectando por ende a la actividad ganadera (INRENA, 2000).

La vegetación en la zona de estudio se presenta bajo las siguientes asociaciones vegetales (INRENA, 2000):

- o Bofedales, vegetación de porte almohadillado que se encuentran en lugares donde hay afloramiento de agua, siendo la vegetación característica las herbáceas como *Distichia muscoides*; *Plantago rigida*; *Hypsella reniformis*, en los bordes de las charcas son frecuentes algas como *Nostoc sphaericus* y *N. comune*.
- o Césped de puna, formación dominante en la pampa (zona circundante al lago), está formada por plantas de porte reducido, siendo la especie dominante *Calamagrostis vicunarum*; *Geranium sessiliflorum*; *Scirpus rigido*, *Lachemilla pinnata*, *Azorella dispensoides*, entre otros.

En la Reserva Nacional de Junín, la agricultura es poco desarrollada y se limita a pequeños campos de cultivo y huertos familiares, siendo la ganadería la actividad económica más importante de la zona. Al respecto, es importante mencionar que al interior de las comunidades, la tenencia de la tierra es familiar, aunque los pastizales mantienen un dominio comunal. Las poblaciones circundantes al lago se hallan organizadas y son reconocidas con personería jurídica en Comunidades Campesinas (INRENA, 2000).

Finalmente se debe mencionar que administrativamente la Reserva Nacional de Junín forma parte del Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado, se encuentra bajo la autoridad del Servicio Nacional de Área Naturales Protegidas por el

Estado, cuenta con un jefe de la Reserva que se encuentra en el área y que tiene a su cargo un profesional, un administrador y dos guardaparques (INRENA, 2000)

3.2 Materiales:

3.2.1 De gabinete

- Imágenes satelitales TM Landsat 5. Julio 2000 y mayo 1986
- Estereoscopio
- Estufa para el secado de plantas
- Balanza analítica de dos dígitos
- Computadora con el siguiente software: PAST 5, Minitab, Windows Office 2007.

3.2.2. De campo

- | | |
|---------------------------------|--|
| ▪ 15 redes de pabulo. | ▪ Tijeras, cuchillas y picota |
| ▪ Prensa para plantas. | ▪ Papel periódico |
| ▪ Clinómetro | ▪ Soga |
| ▪ Cinta métrica de 30 m. | ▪ Cámara letal |
| ▪ GPS Garmin eTREX | ▪ Libreta de campo |
| ▪ Palas | ▪ Lápiz |
| ▪ Bolsas de plástico herméticas | ▪ Vara de metal de un metro de altura con anillo de 1 cm de diámetro |
| ▪ Azadón | |

3.3 Metodología

3.3.1 Para describir la heterogeneidad espacial de la zona de champeo dentro de los terrenos de la Comunidad de Villa Junín identificando las variables ambientales que influyen en el proceso de sucesión

Teniendo como base la imagen de formaciones vegetales de la Reserva Nacional de Junín de los años 1986 y 2000, fotointerpretada por Walsh Perú (2001) para el desarrollo del Plan Zambullidor de Junín, se identificaron las formaciones vegetales presentes en la Reserva Nacional de Junín.

Con la finalidad de verificar la dinámica temporal de las formaciones vegetales encontradas en las imágenes satelitales entre los años 1986 y 2000, se procedió a calcular el índice de diversidad de Shannon y Wiener, la riqueza y la equidad de las mismas, teniendo como variable de estudio la extensión ocupada por cada tipo de formación vegetal. Para el cálculo de los índices mencionados se utilizaron las siguientes fórmulas:

$$H = -\sum p_i \log_2 p_i \quad e = H / \log_2 S \quad d = S / \sqrt{N}$$

Donde:

H = Índice de diversidad de Shannon y Wiener en bits/formación vegetal

Pi = Probabilidad de ocurrencia de cada tipo de formación vegetal

S = Clases de formaciones vegetales

N = Número total de formaciones vegetales

e = Equidad de la distribución de las abundancias relativas de las formaciones vegetales

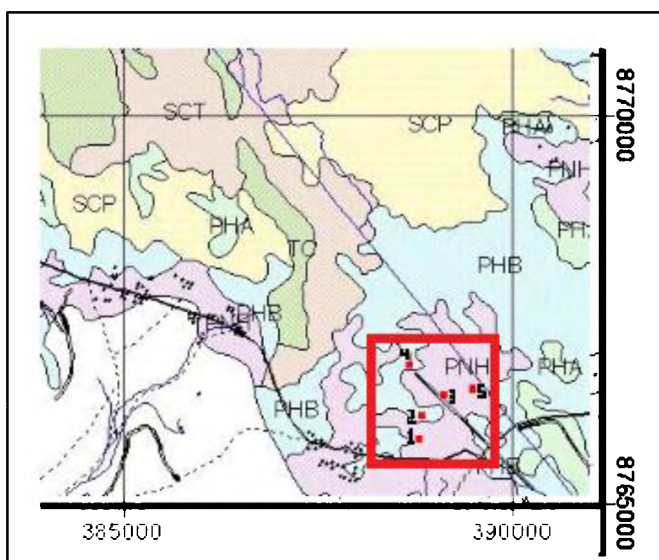
d = Riqueza de las clases de formaciones vegetales

Para la verificación en campo de las formaciones vegetales se procedió a utilizar la fotointerpretación hecha por Waslh Perú de las coberturas vegetales de la Reserva Nacional de Junín, utilizando la imagen satelital TM Landsat 5 de julio del año 2000,

Teniendo en cuenta las diferentes coberturas vegetales identificadas en la imagen satelital se eligieron en campo zonas representativas de las mismas dentro de la zona de estudio seleccionada. Para ello se demarcaron 5 unidades de estudio de 100m² con la ayuda del geoposicionador: tres en la zona que comprende el pastizal no hidromórfico (PNH), que están representadas por los números 1; 3 y 5 de la Figura 4 y dos en el pastizal hidromórfico - bofedal (PHB), representadas por los números 2 y 4 de la Figura 4. La diferencia en el número de unidades de estudio entre pampa y bofedal se debió a la diferencia de extensión existente entre ambas zonas encontrada en la fotointerpretación de formaciones vegetales.

Figura 4

Unidades de Estudio en los Terrenos de la Comunidad de Villa Junín



Al interior de cada unidad de estudio de 100 m² se registró información de las variables ambientales básicas que influyen en el proceso de sucesión de las punas, según lo señalado por Wilcox y Bryant, 1984 y Astorga, 1985:

- Pendiente del terreno: Se midió haciendo uso de un clinómetro.
- Análisis de suelos: Se colectó una muestra de 1kg de suelo en total para cada área de 100m² de los 30 cm superficiales y se embolsó para su traslado al laboratorio, dónde se evaluaron las siguientes variables:
- Contenido de humedad: La muestra de suelo fue pesada y luego secada en una estufa a 105 °C, volviéndose a pesar para determinar el contenido de humedad del suelo por diferencia de pesos (Bazán, *et al* 2000):

$$\text{Peso del suelo húmedo} - \text{Peso del suelos seco} = \text{Contenido de humedad}$$

- Textura: Se tomó una muestra de suelo de 50 gr. y se colocó en una bolsa hermética para determinar la textura según el método de la pipeta de Robinson (Bazán *et al*, 2000).
- pH y Conductividad: Se hizo con la ayuda de un potenciómetro y un conductímetro, respectivamente.
- Contenido de materia orgánica en el suelo: Se evaluó mediante el método de calcinación (Bazán *et al*, 2000).
- Diversidad Vegetal: Al interior de cada unidad de estudio señalada en la Figura 4 se demarcaron **3 cuadrados al azar de 1 metro de lado cada uno, que se subdividió** en cuadrados más pequeños de 25 cm.(Anexo 4, Figura B), para hacer un total de 75 unidades muestrales puntuales para el estudio de la cobertura vegetal (Figura 5).

Figura 5

Ubicación de Unidades de Estudio y Cuadrados para el Cálculo de la Diversidad

Figura 5A

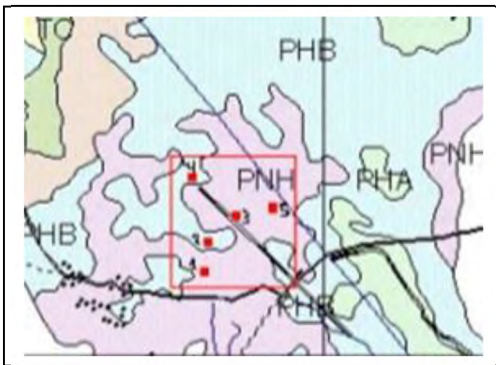
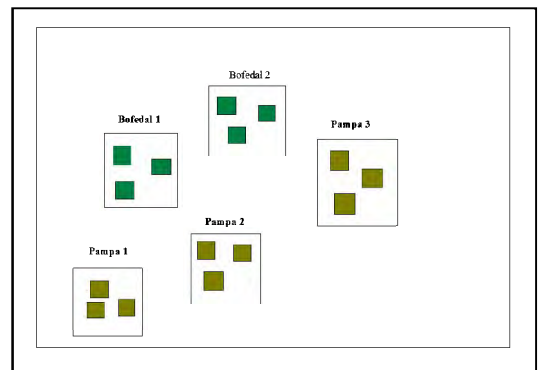


Figura 5B



Descripción: Las unidades de estudio señaladas en la Figura 5A con los números 1, 3 y 5 corresponden a la formación vegetal de pampa y han sido denominadas, pampa1, pampa 2 y pampa 3, en la Figura 5B, respectivamente. Las unidades señaladas en la Figura 5A con los números 2 y 4 que están ubicadas en la formación vegetal de bofedal, han sido denominadas bofedal 1 y bofedal 2, en la Figura 5B, respectivamente.

La diversidad se determinó en base a la cobertura de cada especie, la misma que representa la proporción de terreno ocupado por la proyección perpendicular de las partes aéreas de los individuos en las unidades muestrales puntuales (Mateucci y Colma, 1982).

Se registraron las especies presentes en cada unidad muestral puntual para luego calcular la cobertura, que estaría representada por el número de puntos en los que la especie está presente con relación al número total de puntos evaluados. Para mostrar los resultados de cada unidad de 100m² se tomó un total de 75 unidades muestrales puntuales.

El valor de la cobertura obtenido para cada especie se procesó para encontrar el índice de diversidad de Shannon y Wiener, definido por la siguiente ecuación (Mateucci y Colma, 1982):

$$H = - \sum p_i \log_2 p_i$$

Donde:

- H = Índice de Diversidad de Shannon y Wiener en bits/ grupo de vegetación
- p_i = Probabilidad de ocurrencia de cada especie por cuadrado

Para la determinación de las especies de plantas se procedió a realizar colectas en cada uno de los cuadrados evaluados y a tomar fotografías en campo. Cada muestra colectada fue prensada y descrita en campo para ser llevada al laboratorio donde se secó por una semana en una estufa a menos de 40°C.

La determinación de las especies se hizo con la ayuda de claves y descripciones botánicas; así como utilizando la comparación de las especies con aquellas que se encuentran en el Herbario del Departamento de Biología de la Universidad Nacional Agraria La Molina. Asimismo se utilizaron fotografías de las colecciones botánicas disponibles en el archivo en línea del Field Museum: (<http://fm2.fieldmuseum.org/plantguides/>)

La nomenclatura de las especies se ha basado en el sistema de clasificación de las Angiospermas (Magnoliophyta) de Cronquist (1981) y los nombres científicos siguen las pautas del Catálogo de Gimnospermas y Angiospermas de la Flora Peruana (Brako & Zarucchi, 1993).

Los valores de cobertura de las plantas halladas se sometieron a un análisis multivariado de agrupación (cluster) utilizando la medida de similaridad de Simpson con el programa estadístico PAST para identificar los grupos de especies relacionadas entre sí. Asimismo, todos los valores utilizados para la caracterización de cada una de las 5 unidades de 100m² estudiadas fueron sometidos a un análisis de cluster utilizando como medida de similaridad la distancia euclideana para verificar las semejanzas y diferencias entre ellas.

Finalmente, todos los datos obtenidos tras la caracterización de las cinco unidades de estudio fueron sometidos a un análisis de correspondencia utilizando el Programa PAST.

3.3.2 Para describir la intensidad y los métodos de extracción de champa en los terrenos de la Comunidad de Villa Junín.

Debido a que las acciones humanas tienen el potencial para construir la capacidad adaptativa de los ecosistemas, es importante tener tres tipos de información de parte de los pobladores: la percepción espacial, que incorpora elementos sociales y culturales; la percepción temporal, que busca conocer los cambios que se han dado a través del tiempo y la percepción de todo aquello que las personas recuerdan para desarrollar una íntima relación con el entorno (Iain y Berkes, 2003).

Al respecto, para identificar la intensidad y los métodos de champeo de la Reserva Nacional de Junín se procedió a lo siguiente:

- a. Leer información referida al uso de la tierra a lo largo de la historia por parte de la comunidad de Villa Junín, confrontando los principales sucesos políticos y sociales por los que atravesó la Reserva Nacional de Junín hasta su creación para luego hacer

un análisis de los mismos a la luz del ciclo adaptativo planteado por Holling et al. 2000.

b. Aplicación de encuestas (Anexo 2) a los miembros de la comunidad que se encontraban cuidando su ganado en el campo para conocer la percepción espacio temporal de las personas que usan los terrenos de la comunidad de Villa Junín. Se consideró como número de personas a encuestar a todas aquellas que se encontraban pastoreando su ganado en los terrenos de la Comunidad Campesina Villa de Junín durante el tiempo de realización del trabajo, haciendo un total de 30 encuestas. Las preguntas consideradas en la encuesta estuvieron distribuidas en 4 campos: Las 3 primeras preguntas estuvieron relacionadas a generalidades acerca de datos importantes de los encuestados como edad, procedencia y actividad económica a la que se dedican; las siguientes 2 preguntas estuvieron relacionadas a la forma en la que los encuestados valoran los recursos naturales; mientras que el tercer grupo de preguntas contempló la actividad de champeo. El cuarto campo de 5 preguntas estuvo referido a aspectos históricos de la Reserva y las 3 últimas preguntas se orientaron a conocer el grado de acceso a la información que tienen los pobladores. Las respuestas de las preguntas fueron procesadas en una hoja de cálculo y expresadas en términos de porcentajes.

3.3.3 Para evaluar el porcentaje de terreno champeado, a lo largo del tiempo, dentro de los terrenos de la comunidad de Villa Junín.

Teniendo como punto de referencia la percepción de los pobladores de la zona se agruparon los terrenos champeados de la siguiente manera:

- Terrenos champeados recientemente
- Terrenos champeados hace un año
- Terrenos champeados hace más de dos años

A continuación se midió la extensión de terreno champeado dentro de cada una de las unidades de estudio de 100m², mencionadas en el punto 3.3.1, (Figura 4) para obtener el área del terreno champeado para cada una de las divisiones temporales hechas por los habitantes de la zona.

3.3.4 Para analizar la variación a lo largo del proceso de sucesión de la diversidad, equidad y riqueza de la flora, durante el intervalo temporal de un año, de las zonas perturbadas por la actividad de champeo.

Previo a la réplica del champeo en los terrenos de la comunidad de Villa Junín, se procedió a reconocer las principales especies de plantas de la zona de estudio, tanto de la formación vegetal de bofedal como de la de césped de puna.

Para el reconocimiento de las plantas se procedió a realizar una colecta tradicional de las especies encontradas en cada una de las unidades de estudio señaladas en la Figura N° b (pampa 1, pampa 2 y pampa 3, bofedal 1 y bofedal 2). Cada una de las muestras colectadas fue prensada y llevada a una estufa a menos de 40°C durante una semana para su secado, asimismo se tomaron fotografías de las muestras en el campo para su posterior identificación.

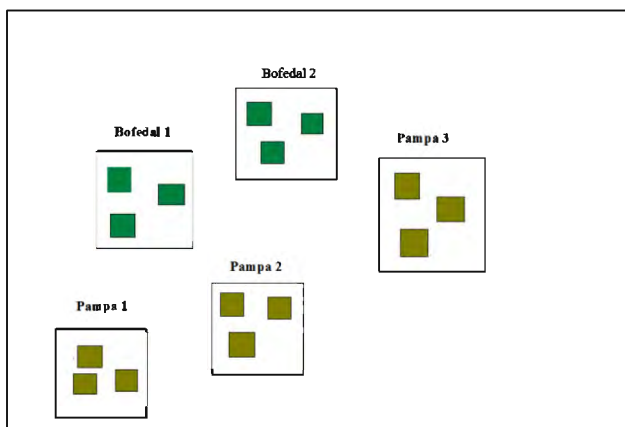
La identificación de las especies de plantas se hizo con la ayuda de claves botánicas y la comparación de las especies con aquellas que se encuentran en el Herbario del Departamento de Biología de la Universidad Nacional Agraria La Molina, así como con fotografías de colecciones botánicas disponibles en línea. Para la nomenclatura de las especies se siguieron los mismos parámetros señalados en el punto 3.3.1.

Para la réplica del champeo se procedió a extraer toda la cobertura vegetal de cada uno de los 3 cuadrados de 1 metro de lado, mencionados en el punto 3.3.1 (Figura N° 5B). La extracción de la cobertura vegetal (champeo) se realizó con un azadón y con la ayuda de una persona de la Comunidad de Villa Junín dedicada normalmente a esta actividad en el mes de diciembre del 2004 (Anexo 4, Figura A)

A partir del mes siguiente al champeo y con una frecuencia de evaluación mensual, se procedió a evaluar durante un año la cobertura vegetal en cada uno de los 3 cuadrados de un metro de lado ubicados en las pampas 1;2 y 3, y los bofedales 1 y 2 de la zona de estudio. La evaluación de la cobertura se hizo teniendo en cuenta el método del cuadrado sugerido por Matucci y Colma en 1982, en el que la cobertura está representada por la proporción de terreno ocupado por la proyección perpendicular de las partes aéreas de los individuos en unidades muestrales puntuales, descrito en el punto 3.3.1, con un total de 75 unidades muestrales puntuales para cada unidad de estudio (pampa 1, pampa 2, pampa 3, bofedal 1 y bofedal 2). La Figura 6 presenta un esquema ampliado de la disposición de los cuadrados monitoreados en cada una de las formaciones vegetales a lo largo del proceso de sucesión.

Figura 6

Esquema de la Disposición de los Cuadrados Monitoreados por Formación Vegetal



El valor de la cobertura obtenido para cada especie se procesó con el Programa PAST para encontrar el índice de diversidad alfa de Shannon y Wiener (H), así como la riqueza y la equidad de cada unidad de estudio, teniendo en cuenta que el valor de H obtenido a través del programa PAST debe ser multiplicado por un factor de corrección igual a 1.44 para dar un valor más real de la medida de diversidad.

A continuación, se promediaron los valores de diversidad alfa de las unidades de estudio similares entre sí, con la finalidad de obtener un valor de la diversidad alfa promedio mensual, tanto de la pampa como del bofedal y se procedió a realizar una prueba t de Student con el Programa estadístico PAST para verificar la existencia de diferencias significativas entre los valores de la diversidad mensual en la pampa y en el bofedal. Se procedieron a calcular también los intervalos de confianza para cada valor mensual de diversidad alfa promedio con el fin de verificar la existencia de diferencias significativas entre estos valores.

Adicional al cálculo de la diversidad alfa promedio se procedió a integrar todos los datos de cobertura vegetal de la pampa y del bofedal para obtener valores de diversidad, riqueza y equidad regionales o gamma.

Tanto en el análisis de diversidad alfa promedio como en la diversidad gama se hizo una prueba de correlación de la diversidad con la riqueza y con la equidad para explicar cuál de los dos valores permite explicar mejor el valor de la diversidad obtenido. A continuación se compararon los valores mensuales de diversidad alfa promedio de la pampa y el bofedal a lo largo del tiempo utilizando para ello un análisis de varianza (ANOVA) y un diseño de bloques completos al azar (DBCA) que fueron procesados en el programa estadístico Minitab. El modelo aditivo lineal de la prueba es el siguiente:

- Tratamientos: Tipo de cobertura vegetal: Pampa y Bofedal
- Bloques : Meses

$$Y_{ij} = \mu + \tau_i + \beta_j + \varepsilon_{ij}$$

Donde:

- Y_{ij} = diversidad alfa en el j-ésimo mes y en el i-ésimo tipo de cobertura vegetal
- U =Media de la diversidad alfa
- T_i = Efecto del i-ésimo tipo de cobertura vegetal
- B_j = Efecto del j-ésimo mes
- E_{ij} = Error experimental del j-ésimo bloque en el i-ésimo tipo de cobertura vegetal

Con la finalidad de explicar mejor el proceso de sucesión de la vegetación tanto en la pampa como en el bofedal se procedió a realizar una evaluación de verificación de la recuperación de la vegetación al cabo de tres años y diez meses de llevado a cabo el champeo, los datos de esta evaluación fueron integrados a los análisis explicados en los párrafos anteriores. Durante esta salida de verificación se evaluaron además, la diversidad de Shannon y Wiener para una zona control² y otra impactada dentro de cada unidad muestral (3 pampas y 2 bofedales), bajo la metodología explicada anteriormente. Los datos obtenidos de esta evaluación fueron analizados con una prueba t de Student de datos pareados para verificar la semejanza o diferencia de ambas zonas.

Asimismo, en la salida de verificación se hizo una colecta de insectos en la zona de control e impacto para determinar cómo el champeo ha afectado la diversidad de la artropofauna y si el tiempo de recuperación fue el necesario para recuperar no sólo la comunidad de plantas sino también la de otros grupos taxonómicos, siendo la artropofauna la más sencilla de evaluar y la que mayor información sobre el estado del terreno puede dar. Para la colecta de insectos se procedió a cortar una superficie de 25 cm x 25 cm de cobertura tanto en la zona control como en la impactada y luego separar con una pinza entomológica todos los individuos de la artropofauna. A continuación se procedió a reconocer especies funcionales o morfoespecies y a contarlas para calcular el índice de diversidad de Shannon y Wiener para la zona control y la zona impacto, realizando con estos datos un análisis t de Student de datos pareados para verificar la diferencia o semejanza de la diversidad de artropofauna entre la zona control y la zona impactada.

Los datos de diversidad de plantas y de diversidad de artropofauna fueron sometidos a un análisis de correlación de Spearman utilizando el Programa estadístico PAST,

² La zona que se tomó como control fue aquella que no había sido champeada al menos en los últimos cinco años, según lo afirmado por los pobladores de la zona, y que estaba ubicada cerca de la zona que había sido sometida a champeo para la realización del presente estudio.

diferenciando los valores de las zonas control, las zonas impactadas y la suma de ambos tratamientos.

Asimismo, para evaluar cómo la sucesión afecta la productividad de la vegetación se procedió a sacar un cuadrado de 25 cm x 25 cm de vegetación con una profundidad aproximada de 3 cm de cada una de las unidades muestrales de la pampa y el bofedal, tanto de la zona control como de la impactada. A continuación se extrajo la biomasa (parte aérea de las plantas y raíces) de cada cuadrado para secarla en una estufa a 40°C durante 1 semana y luego pesarla para determinar los g. de biomasa/día /m² de cada zona evaluada. Debido a que es importante considerar el tiempo para el cálculo de la productividad se hizo una primera extracción de la vegetación siguiendo la metodología ya descrita en el mes de octubre del 2008 y la segunda extracción en el mes de enero del 2009. Para verificar la diferencia de la productividad en las zonas control y las zonas impactadas se procedió a realizar una prueba t de Student con los valores de productividad de la pampa y del bofedal.

Con la finalidad de explicar mejor cómo ha ido variando la vegetación a lo largo del proceso de sucesión se procedió a realizar un análisis de componentes principales de los valores de cobertura de la pampa y el bofedal con la ayuda del programa PAST. Este análisis permitió identificar seres sucesionales en el tiempo.

Debido a que se reconoce que en la puna la variable limitante para el desarrollo de la vegetación es la precipitación, se procedió a realizar un análisis de correlación entre la precipitación del año 2005 y los valores de diversidad mensual que fueron hallados para este año tanto en la pampa como en el bofedal. Los valores de precipitación fueron tomados de la estación meteorológica de Junín ubicada a 11° 8'7" Latitud Sur y 75° 59' 59" Longitud Oeste.

Teniendo en cuenta que uno de los objetivos fundamentales de esta investigación es poder evaluar el tiempo que tardan tanto la pampa como el bofedal para recuperarse

luego de haber sido champeados, se realizaron dos pruebas adicionales: La primera fue un análisis de t de student entre los valores promedio de diversidad anual de la pampa que tenía 1 año, 2 años, 3 años y más de 3 años de champeada, para comparar la diversidad de la vegetación presente en estos años y establecer el tiempo adecuado para volver a champear una zona, que sería aquel en el que la diferencia entre los valores de diversidad temporal pierde significancia.

La segunda prueba fue un análisis de condición de la vegetación luego de realizado el champeo. Este análisis se hizo tomando en cuenta el método desarrollado por el investigador J. Dyksterhuis quien sostenía que la condición de pastizal debe ser medida como la similaridad porcentual de la vegetación actual a la vegetación clímax para el sitio del pastizal (Flores, 1993). En el caso de esta investigación se asume como valor clímax la cobertura vegetal existente antes del champeo, por tratarse de un pastizal que a juzgar por los pobladores de la zona ya estaba listo para champear (es decir, se tomó en cuenta un clímax culturalmente determinado). La fórmula de similaridad porcentual al clímax usada fue:

$$SPC = \frac{2w}{a+b}$$

Donde:

SPC= Similaridad porcentual al clímax

A= la suma de los valores de las especies para la vegetación presente

B= la suma de los valores de las especies para el clímax

W= la suma de los valores en común.

Comparando luego los resultados con cuatro clases de condición basadas en índices de similaridad, que son: 0-25% pobre, 26-50% regular, 51-75% buena, 76-100% excelente.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN:

4.1 De la descripción de la heterogeneidad espacial de la zona terrestre de la Reserva Nacional de Junín.

Cuadro 2

Formaciones Vegetales de la Zona Terrestre de la Reserva Nacional de Junín

Descripción de los Ambientes		Formación Vegetal	Sup (Ha) 1986	Sup (Ha) 2000	Símbolo
Pastizales hidromórficos influidos por fluctuaciones del lago	Superficies cenagosas y cuerpos acuáticos con pastizales dispersos	Pajonales de puna y bofedales dispersos	2252.79	2879.49	SCP
	Pastizales hidromórficos con numerosos cuerpos de agua	Bofedales	5039.21	1535.12	PHA
	Pastizales hidromórficos: vegetación de porte almohadillado, suelo muy húmedo con pendiente notable. (Bofedales)	Bofedales	10857.61	9117.79	PHB
	Pastizales no hidromórficos: Pendiente casi plana con vegetación de porte achaparrado (pajonal y césped de puna, asociados a bofedales)	Césped de puna y pajonales de puna	2892.79	6411.94	PNH
Pastizales de altiplanicies y laderas no influidos por fluctuaciones del lago		Pajonales de puna, vegetación de roquedales	535.28	2730.52	PAL
Total			21 577.68	22 674.86	
Número de Clases (S)			5	5	
Índice de Shannon y Weanner (H)			1.85	2.05	
Riqueza (d)			0.40	0.40	
Equidad (e)			0.80	0.88	

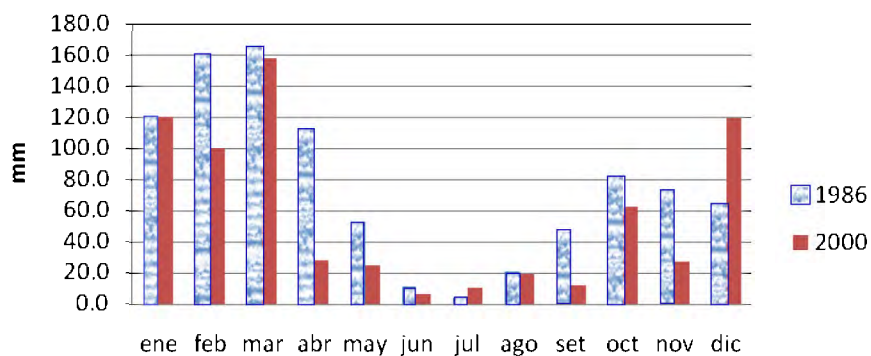
El Cuadro 2 muestra la existencia de heterogeneidad en la zona terrestre de la Reserva Nacional de Junín, reflejada en cinco tipos de formaciones vegetales identificados. El reconocimiento de la heterogeneidad espacial permite demarcar aquellos lugares que le dan individualidad al espacio bajo estudio. Al respecto, se ha elegido trabajar con la vegetación como factor para el reconocimiento de la heterogeneidad espacial debido a que las plantas son uno de los elementos más visibles de los ecosistemas que tienen una respuesta relativamente rápida a los cambios ambientales (Matteucci, 1998).

Del análisis del Cuadro 2 se desprende también que la heterogeneidad no es constante a lo largo de tiempo, ya que la superficie terrestre aumenta en 1097.18 has el año 2000 con relación a 1986, probablemente debido a una menor cantidad de precipitaciones, lo que dejó expuesta una mayor superficie terrestre ese año (Figura 7). Para verificar la variación en la heterogeneidad espacial en base a las formaciones vegetales de la Reserva Nacional de Junín, se procedió a determinar los índices de diversidad de Shannon y Wiener, riqueza y equidad para los años 1986 y 2000. Los resultados de este análisis muestran que hay una mayor diversidad de formaciones vegetales en el año 2000 en comparación con 1986, diferencia que se podría explicar en razón de la mayor superficie terrestre de este último año, debido a una disminución en el contenido de humedad de los suelos, factor crítico para la vegetación de la zona altoandina.

La riqueza es la misma para los años 1986 y 2000, mientras que la equidad es mayor en el año 2000. El análisis de la diversidad, riqueza y equidad temporal de las formaciones vegetales de la Reserva Nacional de Junín es importante porque permite visualizar la dinámica de esta zona, la misma que según varios estudios realizados en ecosistemas de este tipo depende del contenido de humedad del suelo, siendo la precipitación el principal conductor de cambio.

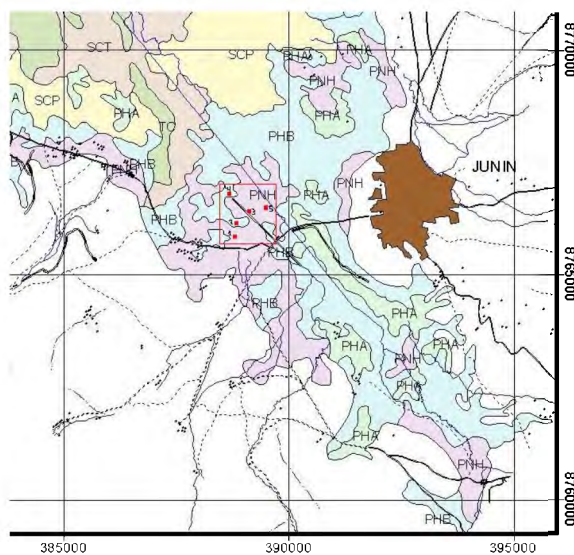
Figura 7

Precipitación de la Estación de Carhuamayo de los Años 1986 y 2000



Teniendo en cuenta que la imagen satelital del año 2000 es la más reciente a la época de estudio y que es la que mayor diversidad y equidad presenta entre las formaciones vegetales, ha sido tomada como referencia para la verificación en campo de la heterogeneidad espacial presente en los terrenos de la comunidad de Villa Junín. Las zonas utilizadas para la verificación en campo de las formaciones vegetales se presentan en la Figura 8, marcadas con puntos rojos y denominadas de acuerdo a los tipos de formaciones vegetales que presentan.

Figura 8
Reserva Nacional de Junín Año - 2000



Cuadrado	Unidad de Estudio	Ubicación			
1	Pampa 1 (PNH)	1.	0388793, 8765722	3.	0388806, 8765866
		2.	0388733, 8765796	4.	0388869, 8765786
2	Bofedal 1 (PHB)	1.	0388523, 8766078	3.	0388510, 8766228
		2.	0388455, 8766140	4.	0388588, 8766156
3	Pampa 2 (PNH)	1.	0388245, 8766420	3.	0388245, 8766562
		2.	0388178, 8766486	4.	0388319, 8766500
4	Bofedal 2(PHB)	1.	0388319, 8766688	3.	0388422, 8766778
		2.	0388326, 8766792	4.	0388405, 8766678
5	Pampa 3 (PNH)	1.	0389216, 8767020	3.	0389291, 8766902
		2.	0389324, 8767000	4.	0389194, 8766934

El Cuadro 3 presenta los resultados hallados tras la caracterización de cada una de las formaciones vegetales. Es importante mencionar que debido a que el terreno se encontraba inundado por las lluvias durante la evaluación fue difícil caminar y trazar cuadrados perfectos para esta caracterización.

Cuadro 3
Verificación de las Formaciones Vegetales en los Terrenos de la Comunidad de Villa Junín

Variables	Unidades de Estudio				
	Pampa 1	Bofedal 1	Pampa 2	Bofedal 2	Pampa 3
Pendiente (°)	5	8	5	9	5
Suelo					
pH	7.6	7.7	7.5	7.7	7.8
Conductividad eléctrica (mmh/cm)	0.74	0.58	0.7	0.58	0.39
Humedad (%)	64.86	100	55.3	95	70.11
Materia orgánica (%)	26.1	64.6	27.4	50.4	39.5
Clase textural	Suelo orgánico	Suelo orgánico	Suelo orgánico	Suelo orgánico	Suelo orgánico
Especies de plantas identificadas					
<i>Hypochaeris taraxacoides</i>	3	5	5	4	3
<i>Calamagrostis vicunarum</i>	28	0	33	0	17
<i>Carex ecuadorica</i>	15	17	20	18	28
<i>Distichia muscoides</i>	0	39	0	42	0
<i>Lachemilla pinnata</i>	10	5	4	3	13
<i>Plantago rigida</i>	9	4	7	5	12
<i>Aciachne pulvinata</i>	0	0	0	0	2
<i>Werneria pygmaea</i>	10	0	6	0	0
<i>Picnophyllum</i> sp	0	5	0	3	0
Taxa S	6	6	6	6	6
Individuos	75	75	75	75	75
Dominance D	0.2309	0.338	0.2871	0.3817	0.2487
Shannon H	2.3184	1.97856	2.12256	1.81728	2.19888
Margalef	1.158	1.158	1.158	1.158	1.158
Equitability J	0.8987	0.7671	0.8226	0.7041	0.852

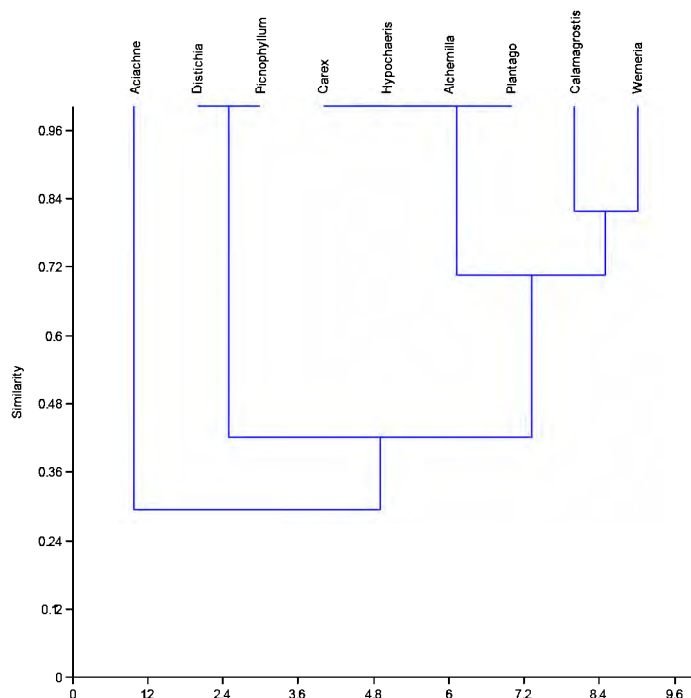
El Cuadro 3 muestra también que las pampas presentan un terreno casi plano con igual grado de pendiente (5°), mientras que la pendiente en los bofedales es mayor. Asimismo,

se muestra que no hay diferencias significativas en los valores de pH de los suelos, siendo en los cinco casos ligeramente básico. La conductividad eléctrica de los suelos es la misma para los bofedales y en promedio menor que la conductividad de la pampa. La humedad del suelo es mayor en los bofedales que en la pampa, así como sucede con el contenido de materia orgánica, a pesar de que las 5 muestras de suelo pertenecen a la clase textural de suelos orgánicos.

Respecto a la vegetación, la diversidad de plantas, en promedio, es mayor en la pampa que en los bofedales, llegándose a identificar algunas especies de plantas características de cada formación vegetal. En la pampa por ejemplo fue característica la especie *Calamagrostis vicunarium*, mientras que en el bofedal fueron características las plantas de porte almohadillado como *Distichia muscoides* y *Picnophyllum* sp. Compartiendo el resto de las especies entre ambos tipos de formaciones vegetales, por lo que se puede decir que éstas tienen un nicho más amplio que las señaladas anteriormente.

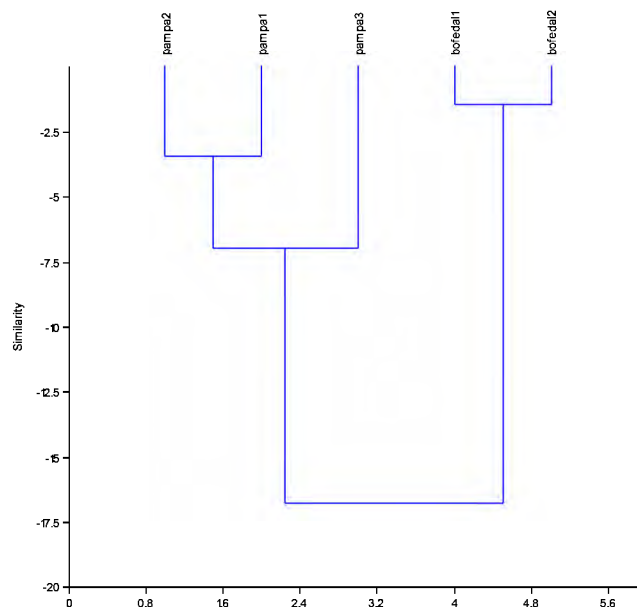
Para verificar la agrupación de la vegetación de acuerdo a lo señalado en el párrafo anterior se procedió a realizar un agrupamiento de especies teniendo en cuenta el índice de similaridad de Simpson que muestra en la Figura 9.

Figura 9
Agrupación de la Vegetación de Acuerdo al Índice de Similaridad de Simpson



De acuerdo a la Figura 9 se puede apreciar que existe una mayor similaridad entre las especies de *Calamagrostis vicunarum* y *Werneria pygmaea*, debido probablemente a que sólo se les encontró en la pampa, mientras que por otro lado se muestran similares la *Distichia muscoides* y el *Picnophyllum* sp debido a que estas plantas fueron encontradas sólo en el bofedal. El resto de especies se encuentran formando un grupo intermedio, que se puede encontrar tanto en la pampa como en el bofedal. Especial atención merece la especie *Aciachne pulvinata*, que sólo se encuentre en la pampa 3, lo que justifica su lejanía de los demás grupos. Este hecho podría llevar a inferir que la pampa 3 tiene alguna característica que la hace diferente de las otras unidades muestrales, lo cual se ha verificado a través de un análisis multivariado de cluster utilizando la medida euclídeana para evaluar la similaridad entre las unidades de estudio (Figuras 10 y 11)

Figura 10
Agrupación de las Zonas de Estudio Considerando las Especies de Plantas Encontradas

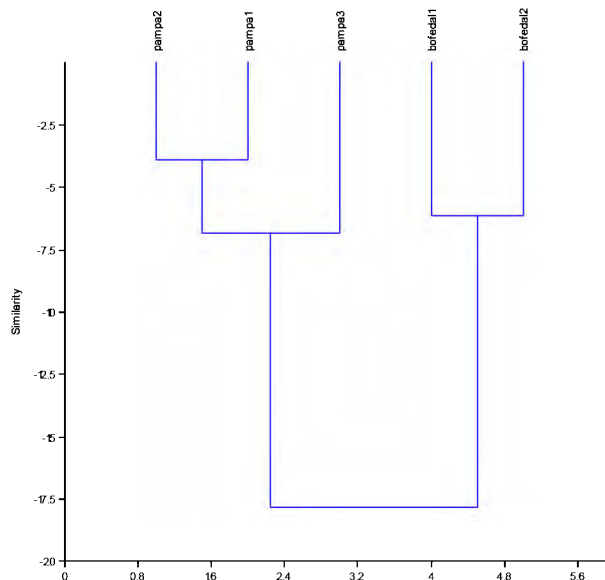


La Figura 10 muestra la agrupación de las unidades de estudio que fueron caracterizadas para verificar la existencia de heterogeneidad en los terrenos de la comunidad de Villa Junín y de este modo validar la imagen satelital fotointerpretada del año 2000. La variable utilizada para la agrupación de las unidades de estudio fue la cobertura vegetal, logrando como resultado la similaridad entre el bofedal 1 y el bofedal 2. Así como entre la pampa 1 y 2 siendo la pampa 3 la que más difiere de las otras dos, posiblemente debido a que, según lo señalado por pobladores locales, ha sido la zona más impactada por el champeo y el pastoreo, debido a su cercanía a la ciudad de Junín, lo que se traduce en una reducción de los costos de transporte para llegar a este lugar.

Los resultados encontrados en la Figura 10 fueron corroborados con el análisis de cluster presentado en la Figura 11 en la que se presenta una agrupación de las unidades de estudio tomando como variables la pendiente del terreno, las propiedades del suelo y el índice de diversidad de Shannon y Wiener.

Figura 11

Agrupación de Zonas de Estudio Considerando la Pendiente, las Características del Suelo y el Índice de Diversidad

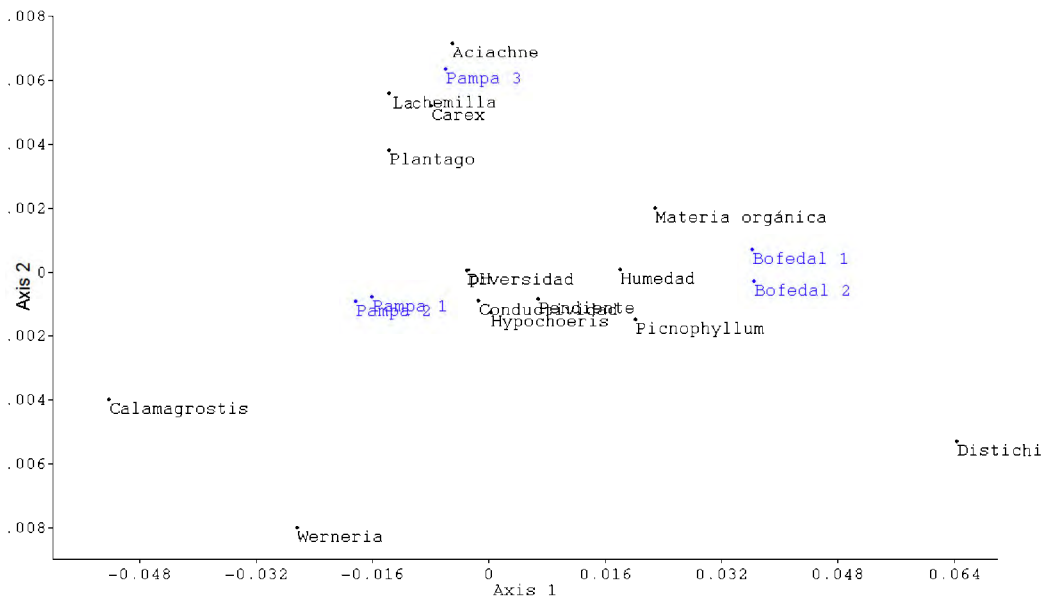


Los resultados de la Figura 11 corroboran los resultados hallados en la Figura 10, en ellos se puede apreciar que hay similitud entre los bofedales 1 y 2, así como entre las pampas 1 y 2 siendo la pampa 3 la que se aleja un poco de las dos primeras, por la razones ya anteriormente explicadas.

Finalmente, fue importante integrar todos los datos obtenidos tras la caracterización de las cinco unidades de estudio en un análisis de correspondencia, para ordenar las variables, obteniendo como resultado la Figura 12.

Figura 12

Análisis de Correspondencia de las Unidades de Estudio



El análisis de correspondencia de la Figura 12 muestra que las pampas 1 y 2 son muy parecidas, al igual que los bofedales 1 y 2, mientras que la pampa 3 es la que difiere de las otras pampas. Se puede deducir también que las especies *Distichia muscoides* y *Picnophyllum* sp son frecuentes sólo en los bofedales, mientras que las especies *Calamagrostis vicunarum* y *Werneria pygmaea* son especies características de las pampas. Las especies de *Aciachne pulvinata*, *Carex ecuadorica*, *Plantago rigida* y

Lachemilla pinnata están más correlacionadas con la pampa 3, zona que según la percepción de los pobladores es la más degradada; probablemente estas especies podrían caracterizar estadios iniciales de la sucesión o estar adaptadas a crecer en ecosistemas degradados. Esto coincide con lo señalado por Monasterio (2006) en el que mencionan que las especies *Aciachne pulvinata* y *Lachemilla pinnata* son especies que suelen aparecer como colonizadoras en ecosistemas que han estado bajo condiciones de pastoreo intenso, o en otras palabras en ecosistemas degradados, al igual que *Agrostis breviculmis*, *Taraxacum officinalis*, *Rumex acetocella*, *Geranium sp*, *Acaulimalva acaule*.

Asimismo es importante mencionar que en lo que se refiere a variables físicas, la materia orgánica y el contenido de humedad del suelo están más asociados a los bofedales, probablemente por presentar los mayores valores en éstos. La diversidad y el pH se correlacionan ligeramente mejor con la pampa que con los bofedales, mientras que la correlación de la pendiente es mejor con los bofedales que con la pampa.

Finalmente, el análisis total de los resultados permite deducir la existencia de dos grupos diferenciados de formaciones vegetales en el área de estudio. El primero está conformado por las zonas denominadas pampa 1, pampa2 y pampa 3, que presentan pendientes de terreno casi planas con vegetación de porte achaparrado, en su mayoría, teniendo como especies distintivas a *Calamagrostis vicunarum* y *Werneria pygmaea*; este tipo de formación vegetal se conoce como césped de puna. Tal como lo describen Flores *et al.* (2005), el césped de puna se caracteriza por tener una vegetación baja de hierbas rizomatosas que ocupan terrenos más o menos planos, con suelos poco pedregosos y medianamente húmedos, en los que predominan especies que se asocian en matas o que forman cojines planos o convexos, siendo las plantas más comunes: *Aciachne pulvinata*, *Aciachne acicularis*, *Calamagrostis vicunarum*, *Agrostis breviculmis*, *Calamagrostis minima*, *Dissanthelium calycinum*, *Dissanthelium macusaniense*, *Festuca peruviana*, *Werneria nubigena*, *Werneria pygmaea*, *Baccharis caespitosa*, *Senecio repens*, *Gamochoeta oreophila*, *Cuatrecasasiella isernii*, *Gentianella*

chrysosphaera, *Gentiana sedifolia*, *Nototriche pinnata*, *Geranium pavonianum* y *Lachemilla pinnata*.

Las pampas presentan un menor contenido de humedad y materia orgánica que el grupo conformado por las zonas denominadas bofedal 1 y bofedal 2, que presentan pendientes entre los 7° y 8° , una vegetación de porte almohadillado, gran contenido de humedad y materia orgánica, cuyas especies distintivas son *Distichia muscoides* y *Picnophyllum* sp. Los bofedales son lugares donde el suelo está permanentemente inundado que se aprecian mucho como bebederos naturales para el ganado durante las épocas secas. En estos lugares se establece una flora herbácea, donde el componente más importante es la *Distichia muscoides* (Flores *et al.* 2005).

Si se analiza la Figura 12 se puede inferir que las condiciones que marcan la existencia del bofedal son el contenido de humedad y materia orgánica, de tal forma que si el contenido de humedad del suelo se reduce por un mal manejo del agua o la pérdida excesiva de cobertura vegetal, el bofedal podría adquirir la apariencia de pampa; al mismo tiempo se podría decir que si la pampa, con excepción de la pampa 3, incrementa su contenido de humedad, se podría lograr la aparición de un bofedal. Llama la atención de manera especial la pampa 3, la misma que parece mostrar un comportamiento patológico de pobreza, lo cual la aleja de las otras pampas, producto de una sobreextracción de la vegetación reportada por los pobladores de la zona. Es decir que si la pampa es impactada con mucha intensidad, podría caerse en una especie de trampa que tenga un incremento en el número de especies que no son valoradas para fines energéticos ni para la alimentación del ganado.

Asimismo, el análisis de correspondencia de la Figura 12 podría permitir inferir acerca de una secuencia de sucesión que comenzaría con un estadio similar a la pampa 3 en el que hay dominancia de especies pioneras, suelo pobre en materia orgánica y baja diversidad de especies, para luego avanzar hacia un estadio que contenga a la pampa 2 y 3, con un

mayor número de especies tardías desarrolladas y un incremento de la diversidad. Finalmente, el estadio más desarrollado quedaría representado por los bofedales 1 y 2 que tienen una alta diversidad de plantas y un mayor contenido de materia orgánica.

Las zonas heterogéneas encontradas en el campo coinciden con las identificadas en el mapa de formaciones vegetales presentado en la Figura 4, en la cual se evidencia que el pastizal no hidromórfico (PHN) contiene a las pampas 1; 2 y 3 que han sido agrupadas también en las Figuras 10; 11 y 12. Asimismo el terreno que corresponde al pastizal hidromórfico – bofedal (PHB), contiene a las zonas de bofedal 1 y 2 agrupadas en las Figuras 10; 11 y 12.

También es importante mencionar que las formaciones vegetales se mantienen dinámicas a lo largo del tiempo, en razón del contenido de humedad del suelo que condiciona un incremento o disminución de los pastizales no hidromórficos (pajonales, vegetación de roquedales y césped de puna), y bofedales. Por lo tanto, cualquier proceso de manejo y conservación de pastizales en esta zona debe tener en cuenta la dinámica de la heterogeneidad del terreno, adecuando acciones específicas para cada tipo de formación vegetal. Especialmente porque los ecosistemas andinos de alta montaña tienen como características básicas la inestabilidad climática, la heterogeneidad fisiográfica, la diversidad biológica y una rica diversidad cultural, de tal forma que se hace necesario desarrollar propuestas de manejo viables para hacer frente a esa diversidad, a pesar de la variabilidad ambiental. Para lograrlo se debe reducir la incertidumbre del ambiente teniendo en cuenta leyes como la ley de la variedad necesaria o ley de Ashby que en su forma más simple menciona que el único control de la variedad es la variedad o sólo que la variedad puede absorber la variedad (Earls, 1989, citado por Torres, 1992) En este mismo documento se menciona que Earls sostiene que hay dos formas de absorber la variedad una de ellas consiste en adquirir más respuestas apropiadas para controlar las incertidumbres y la otra consiste en diseñar constricciones sobre el sistema para reducir la variabilidad al nivel que se puedan manejar las respuestas para hacerle frente.

4.2 De la descripción de la intensidad y los métodos de extracción de champa en los terrenos de la Comunidad de Villa Junín.

El Cuadro 4 presenta un resumen de los principales sucesos ocurridos en la historia de la Reserva Nacional de Junín analizadas con el enfoque del ciclo adaptativo (Holling *et al*, 2000). La información histórica ha sido tomada de los relatos de Vásquez y Vegas (1985) y de Salazar (1974). Los resultados de este análisis histórico ayudarán a comprender mejor la historia del manejo de pastos en la Reserva Nacional de Junín y a identificar la fase del ciclo adaptativo en el que se encuentra actualmente la Reserva con fines a proponer medidas de manejo adecuadas.

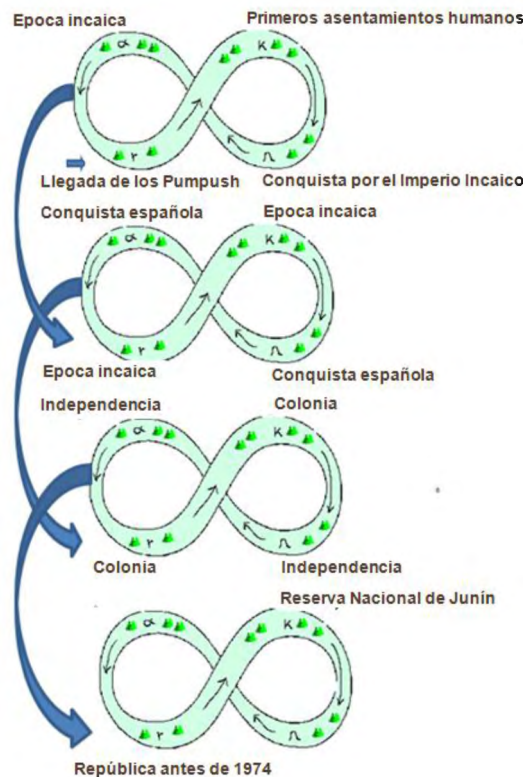
Cuadro 4
Principales Sucesos en la Reserva Nacional de Junín y las Fases en el Ciclo Adaptativo

Evento histórico	Duración del ciclo	Fase del ciclo	Características de la fase
Llegada de los Pumpush a la altiplanicie de Junín	Sin fecha	Explotación	Hombre recolectores, cazadores, pescadores, extracción de sal
Desarrollo de Primeros asentamientos humanos	250 años aprox.	Conservación	Inicio del cultivo de papa amarga y de maca, descubrimiento de la ganadería de camélidos.
Conquista por el Imperio Incaico	5 años aprox.	Liberación	Conflictos con los Incas para evitar la conquista de su pueblo, se implementan nuevas estrategias para el manejo de la tierra y el uso de los recursos
Época Incaica	80 años aprox.	Reorganización y posterior explotación de recursos hasta llegar a la conservación	Se concreta la reorganización y se vuelve a la extracción de la Sal y a los cultivos de papa amarga y maca, además de la ganadería, se instala un nuevo sistema de administración del territorio que se conserva hasta la conquista de los españoles
Conquista española	5 años aprox.	Liberación y reorganización	Luego de la conquista de los españoles se adjudica Junín al repartimiento de Martín de Alcántara.
Colonia	250 años	Explotación	Se crea el pueblo de los Reyes. Durante la Colonia se aprovecharon los pastos para la ganadería de manera intensa, el problema de tierras era uno de los más importantes. La estructura social funcionaba en base al sistema de haciendas.

Independencia	4 años	Liberación y reorganización	Por las guerras de independencia se dejaron muchos campos de cultivo y las estructuras políticas y sociales creadas se desmoronaron. Se reorganizan los sistemas de administración de tierras
República Antes de 1974	183 años	Explotación	Se comienza la administración comunal de la Tierra (1928). Conflictos por el uso de pastizales entre los hacendados y la comunidad. Durante esta época se comienzan a aprovechar los recursos de la Minería y comienzan a almacenarse los pasivos ambientales a gran escala con el inicio de la producción industrial de cobre por la Cerro de Pasco Copper Corporation. Asimismo se comienza a hacer el uso de las aguas del lago Junín con fines energéticos.
Reserva Nacional de Junín	36 años (1974)	Conservación	Cuando se crea la Reserva Nacional de Junín se da inicio a un periodo de conservación de los recursos de Junín. Sin embargo el uso que se hace de los pastos que se encuentran dentro de la reserva puede llevar a liberar capital acumulado que motivaría que la resiliencia del ecosistema baje.

Fuente: Vásquez y Vegas (1985) y Salazar (1974).

Figura 13
Representación Histórica de las Etapas del Ciclo Adaptativo de la Reserva Nacional de Junín



La Figura 13 ilustra la evolución histórica de la Reserva Nacional de Junín a mesoescala, considerando básicamente eventos sociopolíticos que tuvieron lugar en nuestro país. Esta representación es parte de un ciclo anidado en el que la macroescala está determinada por los procesos geológicos que tuvieron y tienen lugar en la zona, así como por los grandes cambios climáticos. La microescala queda representada por los cambios que se dan al interior de la dinámica natural de los pastos que se extraen tanto con fines energéticos como para la alimentación del ganado.

A mesoescala, como lo señala la Figura 13, se puede ver que La Reserva Nacional de Junín ha pasado al menos 4 veces por el ciclo adaptativo, durante estas etapas, los grandes eventos históricos de conquistas han significado el paso brusco de estructuras socioeconómicas organizadas a estructuras en las que el capital acumulado del ecosistema y la conectividad de sus componentes baja drásticamente para adaptarse a nuevos moldes de gestión. El presente de la Reserva Nacional de Junín resulta interesante pues se encuentra en una etapa de conservación con gran capital acumulado (motivo por el cual esta es una zona protegida) y una gran conectividad entre los componentes, aparentes ventajas que a la par se convierten en un riesgo para la resiliencia del ecosistema, pues éste se va haciendo cada vez más vulnerable a cualquier práctica inadecuada que afecte alguna parte del capital acumulado (por más pequeña que esta sea) debido a la alta conectividad que existe entre todos los elementos.

Una de estas prácticas inadecuadas que podría llegar a poner en riesgo la integridad de la Reserva Nacional de Junín es la extracción inadecuada de champa, que aparentemente durante los últimos años está reduciendo la calidad de los pastos, según lo afirmado por los mismos pobladores de la zona.

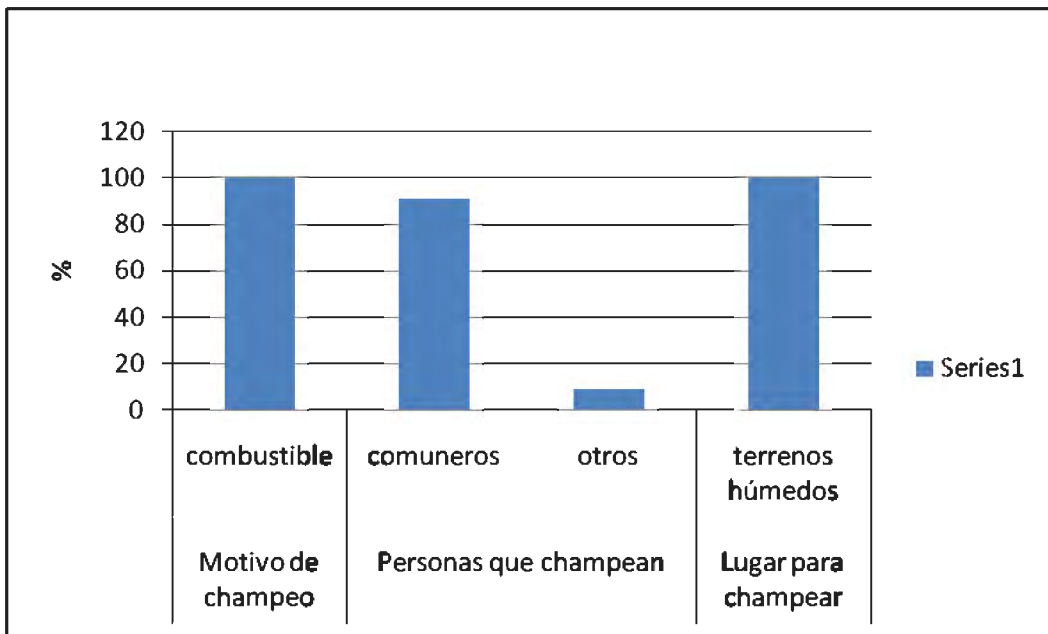
Con la finalidad de conocer de cerca la percepción de los pobladores que usan los pastos en la Reserva Nacional de Junín, se aplicó una encuesta que tuvo como tema central la actividad de champeo. La percepción se refiere a la forma en la que el mundo adquiere

significado para nosotros, cómo se ve el mundo. El reconocimiento del conocimiento local es importante para plantear opciones de desarrollo

Los resultados de las encuestas se muestran a continuación ordenados en 5 subtemas.

a. Información General sobre la Extracción de la Champa

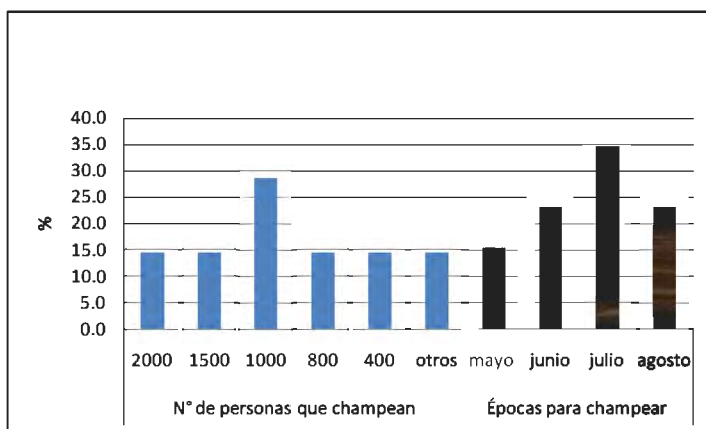
Figura 14
Generalidades del Champeo



La Figura 14, señala que el 100% de los encuestados afirman que la champa se extrae para usarla como combustible a falta de otras fuentes de energía y de recursos para conseguirlas. Asimismo, se señala que el 90.9% de las personas que se dedican a champear son comuneros y que prefieren extraer la champa en los terrenos húmedos que corresponden a la formación vegetal de los bofedales.

Figura 15

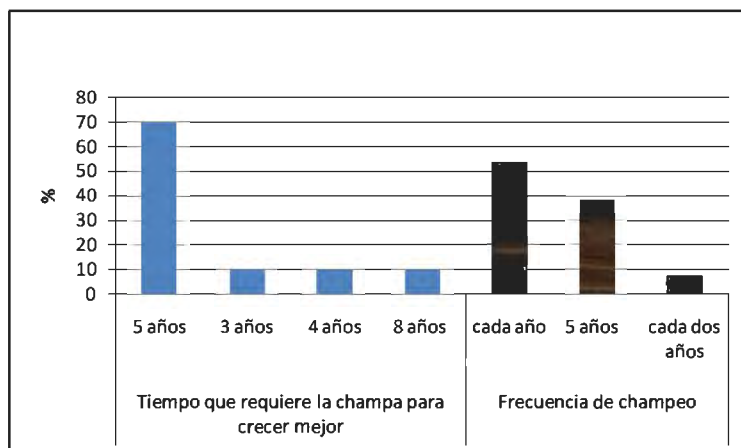
N° de Personas Dedicadas al Champeo y Épocas Preferidas Para Realizar Esta Actividad



La Figura 15 muestra que las mejores épocas para champear son mayo, junio, julio y agosto; épocas de menos precipitación en la Reserva, siendo el mes de julio el preferido para el 34.6% de los encuestados. Asimismo, el 28.6% de los encuestados señalaron que el número de personas que champean asciende a 1000 dentro de los terrenos de la Comunidad de Villa Junín, usualmente champean adultos varones, aunque ya hay muchos jóvenes que también realizan esta actividad.

b. Dinámica del Champeo

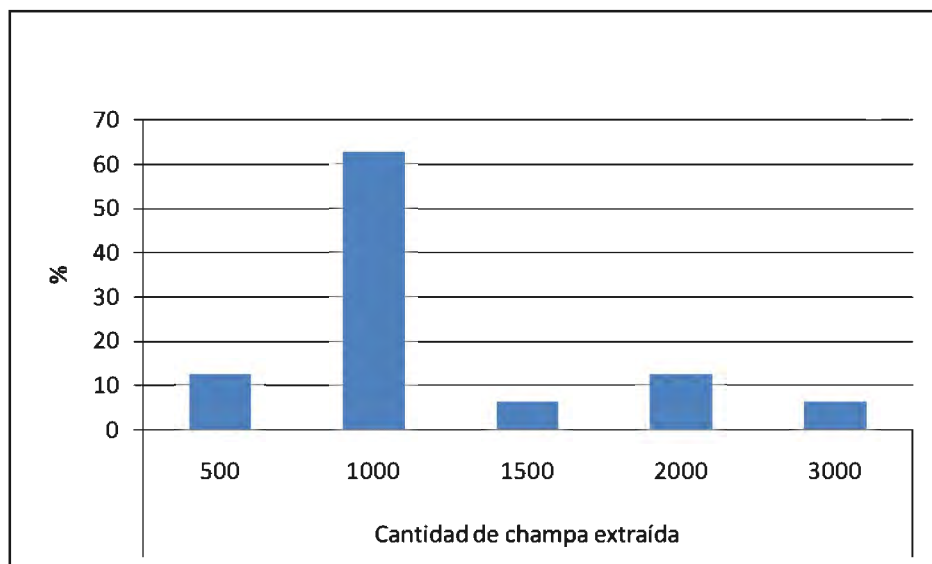
Figura 16
Dinámica del Champeo



La Figura 16 muestra que la mayoría de los pobladores encuestados afirman que la recuperación de la champa toma aproximadamente un periodo de 5 años, (70% de la población) y 3; 4 y 8 años según el 30% de los encuestados. Sin embargo, el 53.8% de las personas afirman que regresan a champear una misma zona cada año, el 7.7% cada dos años y el 38.5% cada 5 años. La extracción anual de champa se traduce en un problema para el proceso de recuperación de las especies de plantas champeadas, sin embargo también se muestra una relativa contradicción entre lo que saben los comuneros y lo que hacen. Aunque probablemente esto se puede explicar afirmando que año a año los comuneros regresan a champear a la misma zona, pero no extraen el pasto que fue ya cortado el año anterior.

Figura 17

Champa Extraída Anualmente

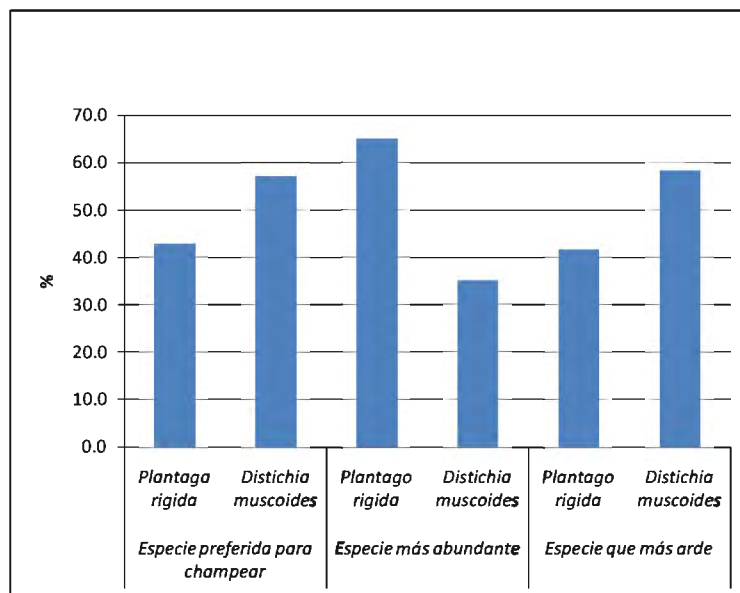


La Figura 17 da cuenta de que el 62.5% afirma que se extraen 1000 champas por comunero, cantidad que es permitida por la Jefatura de la Reserva Nacional de Junín. Las champas son extraídas utilizando un azadón con una dimensión aproximada de 70 cm *

35 cm y una profundidad de 2 a 3 cm en la zona plana de la Reserva y de 3 a 8 cm en el bofedal, debido a la dificultad de calcular los cortes con el azadón en el terreno húmedo. Una vez que la champa es extraída se voltea y acarrea cerca a las chozas donde se coloca para ser secada al sol. Si se toma en cuenta el tamaño de cada champa y el número promedio de champas anuales que extrae cada uno de los aproximadamente 1000 comuneros que champean, eso hace un total de 24.5 has de terreno, champeadas anualmente dentro de los terrenos de la comunidad de Villa Junín.

c. Calidad de la champa

Figura 18
Percepción Sobre las Especies de Plantas para el Champeo



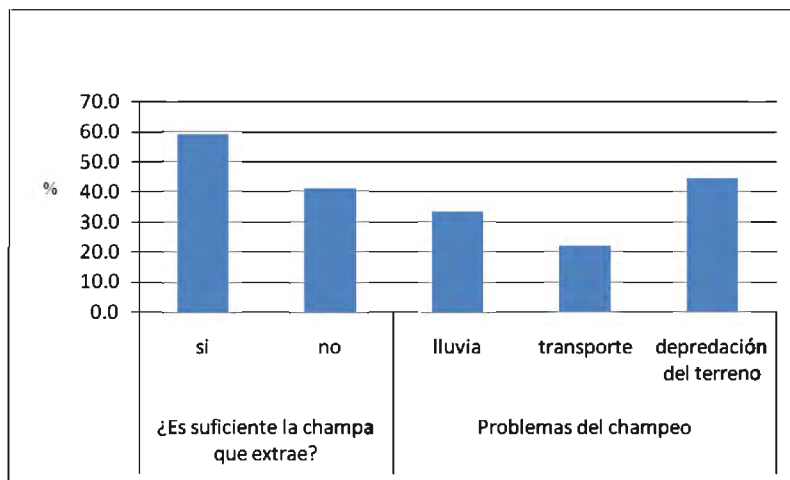
La Figura 18 muestra que el tipo de pasto que los comuneros prefieren extraer es el que ellos conocen como “cuncush” (*Distichia muscoides*), al ser la especie que arde mejor bajo su percepción, seguido por el “pasto estrella “ (*Plantago rigida*) Esto coincide con lo señalado en la Figura 14 en la que se muestra que la zona preferida para extraer los pastos son las zonas húmedas o bofedal, probablemente por la facilidad para extraer mayor capa orgánica del suelo, propiedad que los comuneros aprecian porque le da valor

agregado a la capacidad del pasto como combustible. Esta afirmación se puede corroborar con los resultados del análisis calorimétrico al que fue sometida la vegetación de césped de puna y de bofedal, obteniéndose como resultado que el césped de puna rinde 400.82 Kcal/ 100 g., mientras que el bofedal rinde 415.53 Kcal/100g.

Al respecto, también es importante mencionar que el pasto más abundante según la percepción de los encuestados es el *Plantago rigida* seguido por *Distichia muscoides*.

d. Problemas asociados al Champeo

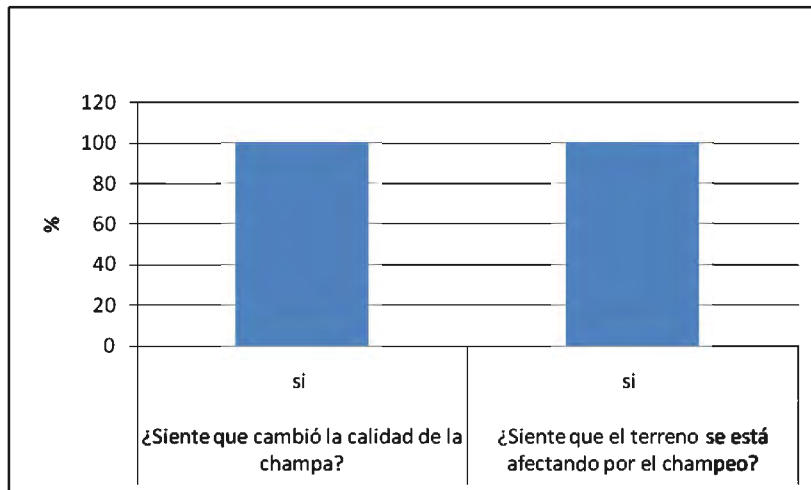
Figura 19
Problemas con el Champeo



La Figura 19 muestra que el 58.8% de las personas afirman que la cantidad de 1000 champas extraídas anualmente por los comuneros es suficiente para satisfacer las demandas de combustible que tienen, mientras que el 41.2% afirma que esta cantidad no es suficiente. En este punto conviene resaltar que la Jefatura de la Reserva Nacional de Junín ha tratado de ordenar la actividad de champeo, otorgando permisos de extracción a las personas que así lo requieran, hecho que no ha contado con la aprobación de muchos comuneros al considerarlo como una forma de limitar sus acciones dentro de sus terrenos, lo cual ha creado algunos conflictos entre los Comuneros y la Jefatura de la Reserva, este

hecho podría perjudicar acciones futuras que se quieran emprender en la Reserva para mantener su integridad.

Figura 20
Consecuencias del Champeo



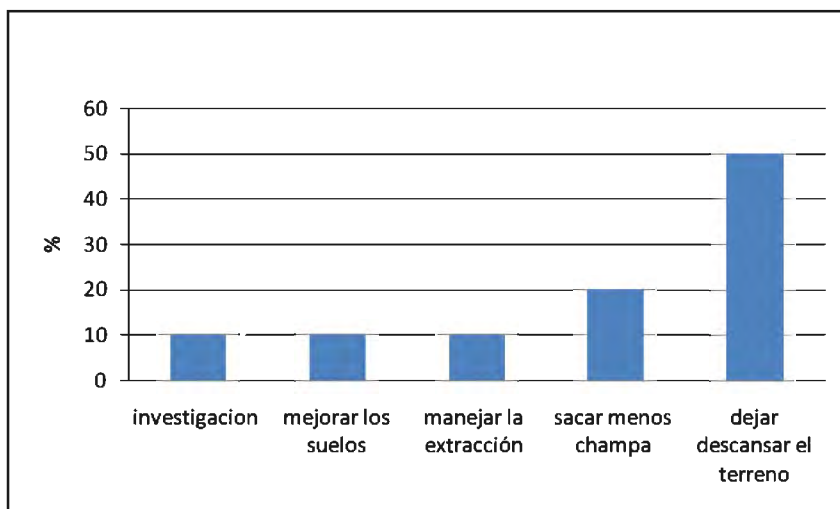
La Figura 20 muestra que el 100% de los encuestados afirman que la calidad de la champa no es la misma de antes, debido a que no se le da el tiempo suficiente para recuperarse entre las actividades de champeo, a que ha habido un exceso en la cantidad de champa extraída y a la contaminación que afecta la calidad de los suelos donde crece la champa.

Asimismo, a pesar de que el champeo ha sido una práctica tradicional desde tiempos muy antiguos, la percepción que tienen los encuestados de que los pastos están perdiendo su capacidad de recuperación rápida, podría deberse a que hay un incremento en el número de personas que champean ya que éstas son jóvenes y que probablemente están perdiendo la experticia y técnica de los mayores para extraer la champa. Asimismo, de acuerdo a las conversaciones con los comuneros se puede percibir su preocupación por la baja en la calidad de los pastos, lo cual estaría afectando el pastoreo del ganado ovino.

Los factores que más influirían en la diferente recuperación de la vegetación entre el bofedal y la pampa son la profundidad de champeo (se extraen hasta 7 cm. de suelo en el bofedal y 3 cm. en la pampa), y la retención de humedad del suelo. Los bofedales retienen mayor cantidad de agua, lo cual provoca su inundación durante las épocas de lluvia y el reinicio del proceso de sucesión.

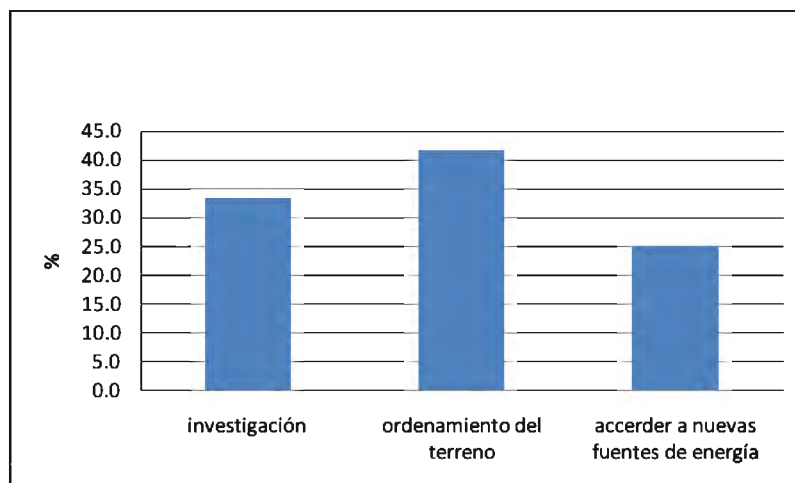
e. Respuestas frente a los problemas asociados al champeo

Figura 21
Acciones para Recuperar los Pastos



La Figura 21 muestra la percepción de los pobladores acerca de lo que se necesita para recuperar la calidad de los pastos en la Reserva Nacional de Junín y lo que estarían dispuestos a hacer los comuneros para lograrlo. Al respecto, el 50% afirma que lo que se necesita es dejar descansar el terreno y el 20% está dispuesto a extraer menos champa con la finalidad de dejar que el terreno se recupere, el 30% restante se distribuye equitativamente entre investigación, el manejo para extracción y el mejoramiento de los suelos.

Figura 22
Acciones que se Deberían Hacer para Mejorar la Calidad de los Pastos



La Figura 22 refleja las expectativas de los pobladores para recuperar la calidad de los pastos, al respecto el 41.7% afirma que es importante que se promuevan acciones de ordenamiento del terreno (señalar las zonas de donde se debe extraer la champa año a año), 33.3 % investigación y 25% expresa que es importante que se les proporcione nuevas fuentes de energía.

Finalmente, se podría decir que la organización social de las comunidades campesinas en la que los miembros son mutuamente interdependientes, por la necesidad de explotar ciertos recursos en común y maximizar el bienestar colectivo en un ambiente caracterizado por ofrecer las mínimas condiciones de vida (Lichtenstein *et al*, 2002), hace necesario que se tomen medidas colectivas para ordenar de manera adecuada la extracción de los pastos de tal forma que todos los comuneros se vean favorecidos, teniendo en cuenta la percepción que tienen de esta actividad y la disposición a hacer lo posible para hacer sostenible el champeo.

Hasta el momento se ha evidenciado que no hay un orden y estrategia determinada para el champeo lo que ha provocado que los pastos pierdan su poder energético, según lo

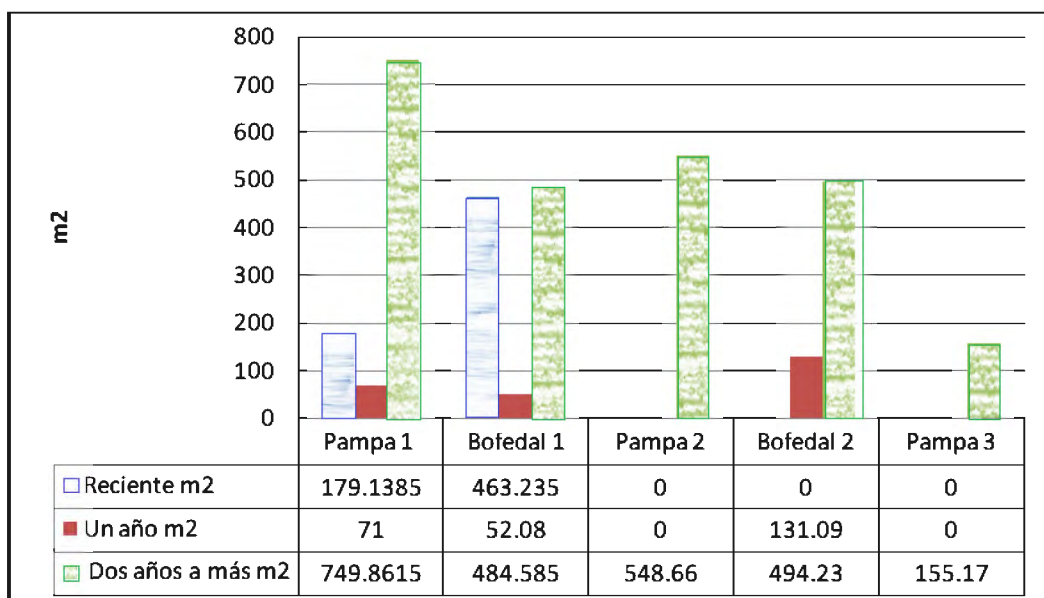
afirmado por los habitantes de la zona, razón por la cual se ven forzados a extraer cada vez mayor cantidad de recursos para satisfacer sus demandas. El terreno champeado causa un impacto visual que atenta contra el objetivo de creación de la Reserva Nacional de Junín de preservar las bellezas paisajísticas de la zona. Además, frena el proceso de sucesión del ecosistema pudiendo llegar a hacer que se pierda el capital acumulado y la conectividad de los capitales de la zona, esto incrementaría la vulnerabilidad del ecosistema a cualquier perturbación, pudiendo llegar a estar expuesto a caer en una trampa de la pobreza, estado patológico del ciclo adaptativo del cual es muy difícil salir.

4.3 De la evaluación de la extensión de los distintos parches sucesionales, considerando el tiempo en el que fueron champeados

La Figura 23 detalla la superficie champeada a través del tiempo en la zona de estudio de la Reserva Nacional de Junín.

Figura 23

Superficie Champeada a Través del Tiempo en la Reserva Nacional de Junín



La Figura 23 muestra que la zona que más se ha champeado en los últimos años es la pampa 1, lo cual se puede explicar si se toma en cuenta que después de la pampa 3 ésta es la que más cerca se encuentra a la carretera que conecta los distritos de Junín y Óndores. Sin embargo, según el relato de los comuneros, la pampa 3 ha sido la que mayor presión de champeo ha tenido años atrás, sin embargo, esta área actualmente no es muy utilizada para champear porque, según los mismos pobladores, “los pastos han perdido su calidad para arder como antes”. Es importante mencionar que durante la evaluación se encontraron ovejas pastoreando en cada una de las unidades de estudio.

En el campo los pobladores sólo pudieron reconocer las zonas champeadas recientemente, las que tenían un año de champeadas y las que tenían de dos años a más, no pudiendo definir periodos de champeo más exactos entre estas últimas, lo cual hubiese permitido un análisis más detallado para cumplir con este objetivo de investigación.

No obstante es importante resaltar que la Figura 23 permite inferir que los pobladores esperan un tiempo de barbecho de al menos dos años antes de volver a champear una misma zona, afirmación que no coincide con lo manifestado en las encuestas, en las que el 53.8% de los pobladores afirmaron que regresan a champear una misma zona cada año. Esto se podría explicar interpretando que cada año los pobladores regresan a una misma zona pero no extraen el pasto que tiene un año de recuperación, sino aquel que tiene al menos dos. Probablemente debido a que en un año los pastos no son lo suficientemente grandes como para tener un buen rendimiento como combustible.

Cada proceso de extracción de champa se convierte en una perturbación que libera el capital acumulado en el ecosistema subconectándolo (Holling,1992) para dar paso a una etapa de reorganización en la que el sistema se hace más vulnerable a la aparición de novedades y a la pérdida de recursos, en este punto es importante tomar medidas encaminadas a conservar los atributos del ecosistema para que la vegetación se recupere adecuadamente (Walker *et al*, 2002), considerando en todo momento el ordenamiento de la actividad de champeo y el mejor manejo del pastoreo.

4.4 Del análisis de la variación a lo largo del proceso de sucesión de la diversidad, equidad y riqueza de la flora, durante el intervalo temporal de un año, de las zonas perturbadas por la actividad de champeo.

Cuadro 5
Listado de Plantas de la Pampa y el Bofedal de la Zona de Estudio

FAMILIA	ESPECIE	PAMPA	BOFEDAL
División: Briophyta Clase: Briopsida Familia: Amblystegiaceae	<i>Cratoneuron filinum</i>		X
División: Magnoliophyta Clase: Magnoliopsida Familia: Gentianaceae	<i>Gentianella</i> sp	X	X
	<i>Gentiana sedifolia</i>	X	X
División: Magnoliophyta Clase: Magnoliopsida Familia: Ranunculaceae	<i>Ranunculus flagelliformis</i>	X	X
División: Magnoliophyta Clase: Magnoliopsida Familia: Asteraceae	<i>Hypochaeris taraxacooides</i>	X	X
	<i>Werneria pygmaea</i>	X	X
	<i>Perezia pinnatifida</i>	X	X
	<i>Paranephelius ovatus</i>	X	
	<i>Senecio</i> sp	X	
División: Magnoliophyta Clase: Magnoliopsida Familia: Plantaginaceae	<i>Plantago rigida</i>	X	X

División: Magnoliphyta Clase: Liliopsida Familia: Cyperaceae	<i>Eleocharis acicularis</i>	X	X
	<i>Carex ecuadorica</i>	X	X
División: Magnoliphyta Clase: Liliopsida Familia: Poaceae	<i>Aciachne pulvinata</i>	X	X
	<i>Calamagrostis vicunarum</i>	X	X
	<i>Paspalum</i> sp	X	X
	<i>Dissanthelium</i> sp	X	
División: Magnoliphyta Clase: Magnoliopsida Familia: Rosaceae	<i>Lachemilla diplophylla</i>	X	X
	<i>Lachemilla pinnata</i>	X	
División: Magnoliphyta Clase: Magnoliopsida Familia: Geraniaceae	<i>Geranium</i> sp	X	
División: Magnoliphyta Clase: Magnoliopsida Familia: Polygalaceae	<i>Monina</i> sp	X	
División: Magnoliphyta Clase: Magnoliopsida Familia: Polygonaceae	<i>Muehlenbeckia volcanica</i>		X
División: Magnoliphyta Clase: Liliopsida Familia: Juncaceae	<i>Distichia muscoides</i>		X
División: Magnoliphyta Clase: Magnoliopsida Familia: Cariophyllaceae	<i>Picnophyllum</i> sp		x

El Cuadro 5 muestra el listado de plantas encontradas para la pampa y el bofedal dentro de los terrenos de la comunidad campesina Villa de Junín durante el periodo de investigación. Del cuadro se puede deducir que hay mayor número de especies en la pampa que en el bofedal, probablemente debido a que las plantas de bofedal requieren de una adaptación especial para sobrevivir en condiciones de alto contenido de humedad en el suelo. Las fotografías de alguna de las plantas encontradas se muestran en el Anexo 3.

Respecto a la vegetación de la zona es importante mencionar que son en su mayoría plantas de tamaño pequeño que crecen muy cerca al suelo, especialmente en las pampas, mientras que las plantas del bofedal se asocian en comunidades de porte almohadillado que modifican el patrón de velocidad del viento, temperatura y disponibilidad de agua, lo cual ha llevado a pensar a investigadores como Molina y un grupo de expertos que estas plantas pueden actuar como plantas nodrizas al ser una de las formas de vida mejor adaptadas a las extremas condiciones de las zonas de alta montaña (Molina- Montenegro *et al.* 2000). Por su parte Körner, 2000 describe a las plantas de altura como de larga vida, con un sistema radicular bien desarrollado, que les permite hacer frente a situaciones adversas y asegurar los servicios ecosistémicos en los sistemas de montaña.

Con la finalidad de conocer el proceso de recuperación de la cobertura vegetal, tras el champeo, en los terrenos de la Comunidad de Villa Junín se hizo una evaluación mensual de ésta durante un año y una posterior verificación del proceso, después de tres años y 10 meses. Los resultados de los estudios de cobertura promedio para la pampa y el bofedal se muestran en las Figuras 24 y 25, respectivamente.

Figura 24
Cobertura de la Vegetación de la Pampa a lo Largo del Proceso de Sucesión

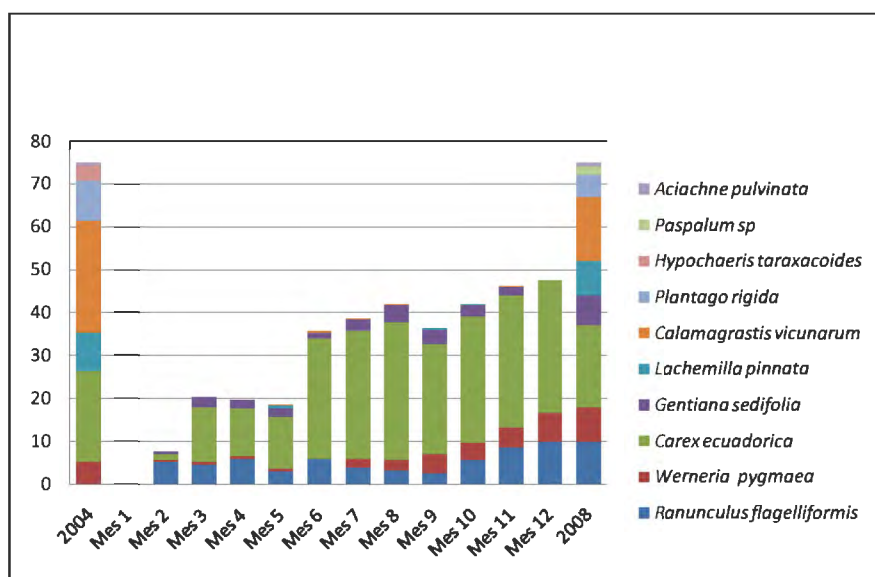
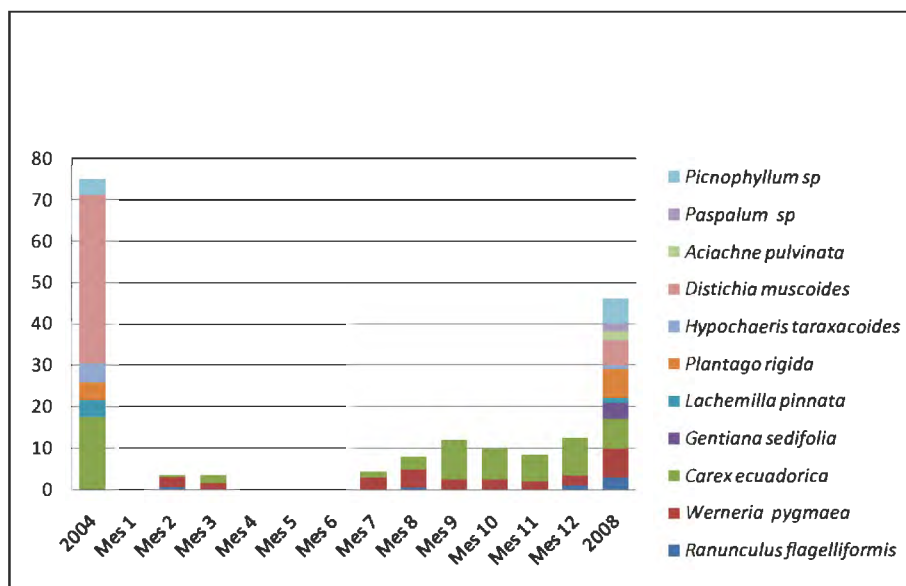


Figura 25
Cobertura de la Vegetación del Bofedal a lo largo del Proceso de Sucesión



La Figura 24 muestra el crecimiento de la vegetación de césped de puna en la pampa de los terrenos de la comunidad de Villa Junín; en ella se puede observar que en el mes de enero, uno después del champeo, no hay crecimiento aparente de ninguna planta, siendo la cobertura vegetal cero.

En el mes de febrero se observó el crecimiento de las especies pioneras del proceso de sucesión que son: *Ranunculus flagelliformis* (especie dominante al inicio), *Carex ecuadorica*, *Werneria pygmaea* y *Gentiana sedifolia*. A lo largo del primer año de monitoreo se hace evidente el predominio de *Carex ecuadorica*, que disminuye en la evaluación hecha a 3 años y 10 meses después del champeo, en la que también se hace evidente el aumento de la población de *Werneria pygmaea*, *Gentiana sedifolia*, la reaparición de *Paspalum sp*, *Lachemilla pinnata*, *Plantago rigida* y *Calamagrostis vicunarum*, especies que probablemente sean representativas de estadios tardíos de la sucesión.

La Figura 24 muestra también que al cabo del primer año del champeo la cobertura vegetal sólo se ha logrado recuperar aproximadamente en un 50%, mientras que al cabo de 3 años y 10 meses se ha logrado, en líneas generales una recuperación del 100% de la cobertura vegetal, manteniendo aún diferencias en la composición de la flora y su abundancia.

La Figura 25 muestra el desarrollo de la vegetación en el bofedal a lo largo del proceso de sucesión. En esta figura, se puede apreciar que un mes después del champeo no hay vegetación. A los dos meses aparecen las especies pioneras de la sucesión que estarían representadas por *Werneria pygmaea*, *Ranunculus flagelliformis* y *Carex ecuadorica*, las mismas especies pioneras que en la pampa, pero con predominio de *Werneria pygmaea* inicialmente y el incremento de la cobertura de *Carex ecuadorica* hacia el final del primer año de evaluación, lo que la llevó a ser la especie dominante. Estudios conducidos por Astorga en 1982 en el Centro Chuquibambilla de la Universidad Nacional del Altiplano a 3 910 m.s.n.m demostraron que una comunidad vegetal

dominada por *Calamagrostis antoniana* pasó a una comunidad con codominancia de *Carex ecuadorica* (38%) y *Poa gilgiana* (20%) luego de una perturbación, demostrando así la facilidad que tiene *Carex ecuadorica* a crecer rápidamente en ambientes perturbados, tal como pasó en el caso de los terrenos de la Comunidad de Villa Junín.

La Figura 25 muestra también que la sucesión en el bofedal no es un proceso continuo sino que sufre avances y retrocesos a lo largo del tiempo, por ejemplo en los meses de abril, mayo y junio las parcelas de evaluación estuvieron inundadas, hecho que mermó la presencia de las especies pioneras. En el mes de julio se reinició la sucesión teniendo como especies pioneras a *Wermeria pygmaea* y *Carex ecuadorica*. Esta última especie comenzó un rápido crecimiento que la llevó a ser dominante durante el primer año de la sucesión.

En el bofedal el proceso de sucesión es mucho más lento que en la pampa; lo cual se traduce en el hecho de que al cabo del primer año de la sucesión, la cobertura vegetal se había recuperado apenas en 17%, mientras que al cabo de los tres años y diez meses se ha logrado la recuperación de la cobertura en sólo el 61%. No obstante es importante tener en cuenta que a pesar de que la cobertura no se ha recuperado por completo después de más de tres años, sí hay una mayor diversidad de especies, entre las que reaparecen *Hypochaeris taraxacoides*, *Paspalum sp*, *Plantago rigida* y *Distichia muscoides* (con una menor cobertura). Asimismo, se hace evidente una mayor cobertura de *Pycnophyllum sp*, y la aparición de *Aciachne pulvinata* y *Gentiana sedifolia*. Todas estas, especies características de estadíos tardíos de la sucesión.

Sin embargo si se tiene en cuenta la Figura 43 en la que se muestra que la productividad de los bodefales es mayor que la productividad de la pampa en la zona control, se podría esperar una mayor tasa de recuperación de lo bodefales frente a la pampa luego de una perturbación. Sin embargo, la misma Figura muestra que la productividad del bofedal es menor que la productividad de la pampa en la zona impactada, lo cual hace que la

recuperación de los bofedales luego del impacto sea más lenta que en la pampa, lo cual se puede explicar teniendo en cuenta que hay diferencias significativas en la productividad de los bofedales que pueden ser explicadas por la duración de la estación de crecimiento de la vegetación y por las precipitaciones (disponibilidad de agua) además de las diferencias de la vegetación en su capacidad de responder a los factores ambientales (Squeo *et al* , 2006). En el caso de los terrenos de Villa Junín, el champeo ocasiona un impacto que no sólo retira vegetación sino que además extrae suelo suficiente como para dejar espacios en los que pueda empozarse el agua por mucho tiempo haciendo difícil el crecimiento de la plantas, tal como pasó durante el desarrollo de esta investigación.

Del análisis de la Figura 25 se puede desprender también que la evaluación inicial de la cobertura vegetal da como resultado un predominio de *Distichia muscoides* que crece junto a otras 5 especies más, mientras que luego de tres años y diez meses de ocurrida la perturbación por el champeo, la cobertura de *Distichia muscoides*, disminuye y hace posible que se le pueda encontrar junto con 10 especies diferentes, lo cual lleva a inferir que la *Distichia muscoides* tiene un rol importante en el ordenamiento de las comunidades vegetales en los bofedales de la Reserva Nacional de Junín.

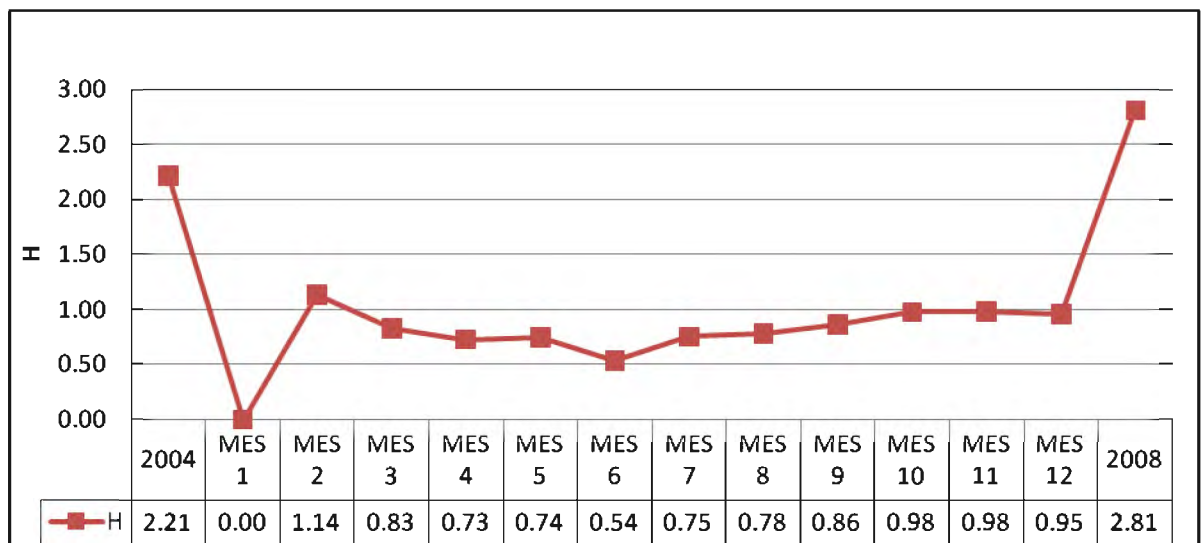
Al respecto es importante señalar las plantas del género *Distichia* son muy cotizadas para ser usadas como combustible en varias zonas del país y fundamentalmente para la preparación de tierra vegetal en los viveros de plantas, lo cual deja los suelos de puna expuestos a la erosión de agua y de los vientos, haciendo que la regeneración natural de los bofedales asociados a *Distichia* sea lenta y difícil debido a las bajas temperaturas que ocasionan disminución de la actividad microbiológica y en la tasa de descomposición orgánica. Los especialistas han señalado que la depredación de *D. muscoides* ocasiona daños irreversibles, pues esta especie se reproduce en un período de 80-100 años (Necochea, 1998, citado por Flores, *et al*, 2005)

Debido a que en las Figuras 24 y 25 se evidencia un crecimiento en la diversidad a lo largo del proceso de sucesión con una disminución en la cobertura de las especies pioneras, se podría inferir la sucesión en los terrenos de la comunidad de Villa Junín sigue un modelo de facilitación, tal como lo menciona Molina-Montenegro *et al* (2000), cuando describen que la sucesión en las zonas frías no se caracteriza por ser del tipo clásica con reemplazo de especies y cambio direccional, sino por seguir un modelo de facilitación según el cual un grupo de especies pioneras (nodrizas) son capaces de colonizar un sitio particularmente inhóspito para el establecimiento de otras especies. Sin embargo, Molina- Montenegro *et al* (2000) mencionan también que mientras más riguroso sea el ambiente, la sucesión busca el establecimiento y sobrevivencia de los individuos de cualquier especie que se capaz de colonizar y vivir bajo esas condiciones sin tener en cuenta la posibilidad de establecer interacciones positivas o negativas para la sobrevivencia de los individuos. Por ello probablemente es que se nota un proceso de sucesión más ordenado en la pampa que en el bofedal que está expuesto a sufrir con mayor intensidad los embates de las variables ambientales.

La biomasa de especies pioneras es alta en los estadios iniciales de la sucesión pero desciende en periodos avanzados, esto explica por qué *Carex ecuadorica* empieza a hacerse dominante en los primeros meses de la sucesión y disminuye tanto a los 3 años y 10 meses de evaluación. Adicionalmente a esto vale la pena mencionar que la germinación de las especies pioneras requiere de buenas condiciones de luz y humedad en el suelo para crecer por ello aparecen primero en suelos desnudos, pero que fracasan al establecerse en parcelas con un año o dos años de sucesión, lo mismo que pasa con las especies tardías al pretender establecerse en suelos desnudos. A pesar de que la tasa de germinación de especies tardías puede incluso ser más alta que la de especies pioneras aún en estados iniciales de la sucesión, éstas no tienen mucho éxito debido a la dinámica de competencia entre estadios pioneros y avanzados (Kleijn, 2003).

Con la finalidad de entender mejor la dinámica de la sucesión en los terrenos de la comunidad de Villa Junín se ha hecho un análisis de la diversidad temporal de la zona, teniendo en cuenta la cobertura de las especies desde el momento previo a la perturbación, y mensualmente durante un año (tiempo estimado en el que los pobladores vuelven a champpear) hasta los tres años y diez meses después de ocurrida la perturbación con el fin de verificar la recuperación de la cobertura vegetal. Los resultados se muestran en las Figuras 26 y 30 para la pampa y el bofedal respectivamente.

Figura 26
Diversidad Alfa de la Cobertura de Plantas en la Pampa



La Figura 26 muestra la evolución de la diversidad alfa promedio o diversidad local, obtenida en la pampa de los terrenos de la Comunidad de Villa Junín, teniendo en cuenta la cobertura de la vegetación; en ella se puede apreciar un diversidad inicial de Shannon y Wiener igual a 2.21, la misma que baja a 0 en el primer mes de su evaluación (enero) luego de sufrir la extracción total de la cobertura vegetal (champeo). Al segundo mes, la diversidad muestra un gran incremento de hasta 1.14, probablemente debido a la precipitación favorable del primer mes del año, tal como se discutirá más adelante. A

partir del tercer mes la diversidad desciende continuamente hasta el sexto mes, en el que se observa un incremento en la diversidad que se prolonga hasta el décimo primer mes del año. El décimo segundo mes la diversidad desciende ligeramente de 0.98 hasta 0.95, comprobándose con ello que la diversidad no logra recuperarse al cabo del primer año de perturbación. Como un intento de verificar los resultados, el año 2008 se volvió a hacer una evaluación de la diversidad encontrándose un valor de 2.81, que está por encima de la diversidad inicial previa al champeo, lo cual podría corroborar lo mencionado por Oriens en 1980, acerca de que los ecosistemas naturales se hacen más diversos y por lo tanto más estables con el tiempo después de una perturbación, sugiriendo que la sucesión secundaria genera diversidad.

El Cuadro 6 presenta una prueba t-student realizada con el programa PAST para verificar la significación de las diferencias mensuales de la diversidad mensual encontrada en la pampa para el periodo de estudio, se han considerado para este cálculo los valores promedio de la cobertura mensual para la pampa. Considerando como hipótesis nula que no hay diferencias significativas entre los valores mensuales de la diversidad, hay evidencias estadísticas para afirmar que hay diferencias significativas entre las diversidades mensuales del año 2004 con el mes 1, el mes 12 con el año 2004, del mes 12 con el año 2008 y del año 2004 y con el año 2008. Este último resultado lleva a inferir que la diversidad que se logra en la pampa luego del champeo no es la misma que se tenía antes de la perturbación. La Figura 27, que muestra el valor de la diversidad alfa de la pampa y sus intervalos de confianza, permite corroborar los resultados obtenidos con la prueba estadística.

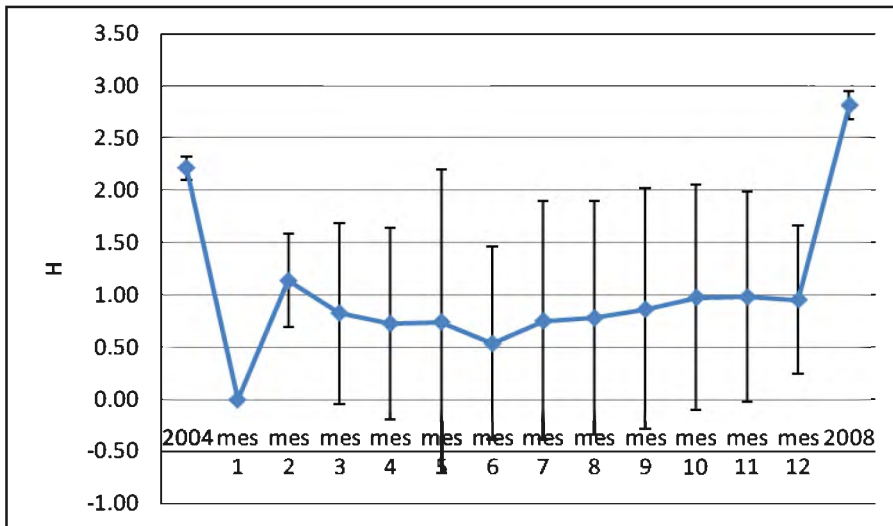
Cuadro 6

Significación de las Diferencias Mensuales de la Diversidad Alfa de la Pampa

Comparaciones	Valor t – student	p
2004 y mes 1	19.239	0.000
mes 1 y mes 2	-2.110	0.073
mes 2 y mes 3	-0.792	0.444
mes3 y mes 4	-2.443	0.808
mes 4 y mes 5	-0.110	0.919
mes 5 y mes 6	1.804	0.081
mes 6 y mes 7	-0.934	0.353
mes 7 y mes 8	0.109	0.914
mes 8 y mes 9	-0.586	0.560
mes 9 y mes 10	-0.281	0.779
mes 10 y mes 11	-0.116	0.908
mes 11 y mes 12	0.411	0.682
mes 12 y 2004	5.8129	0.000
mes 12 y 2008	-9.014	0.000
2004 y 2008	-3.036	0.003

Figura 27

Intervalos de Confianza para la Diversidad Alfa de la Pampa



Es importante explicar si la diversidad encontrada en la pampa es producto de la riqueza de especies o más bien producto de la equidad en el número de individuos por especie. Para poder responder a esta interrogante se realizó un análisis de correlación entre la diversidad y la riqueza, así como entre la diversidad y la equidad; cuyos resultados se presentan en las Figuras 28 y 29, respectivamente.

Figura 28
Diversidad y Riqueza en Pampa

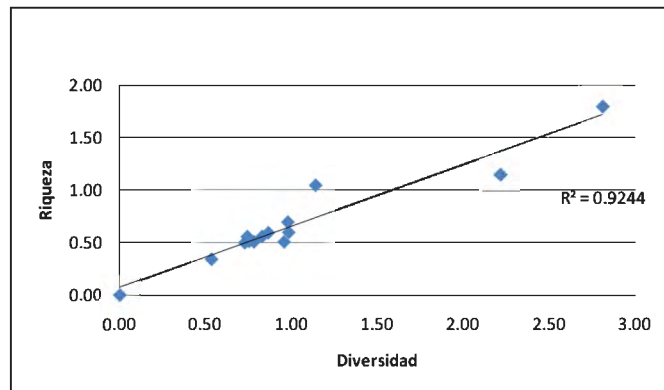
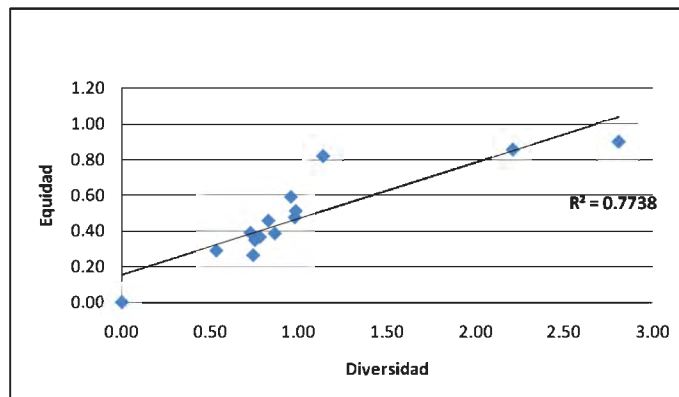


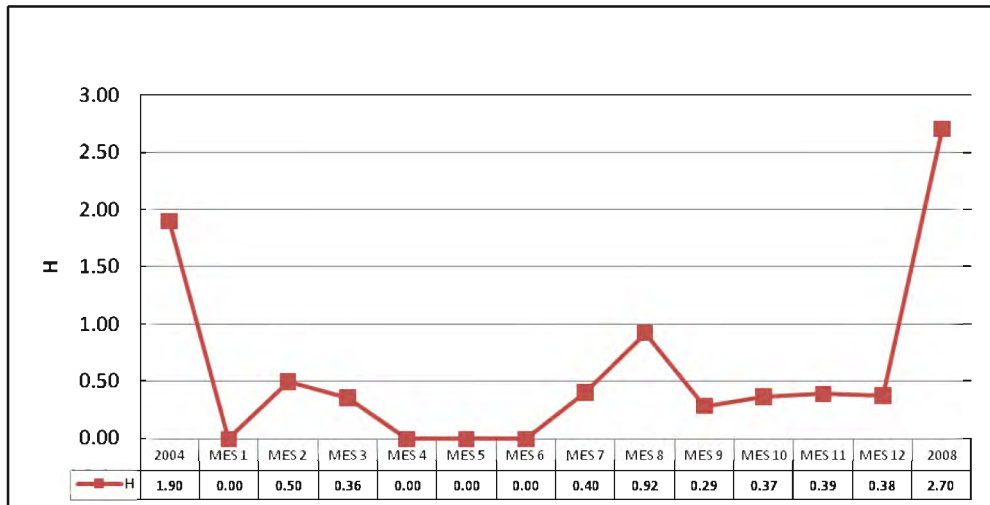
Figura 29
Diversidad y Equidad en Pampa



Del análisis de las Figuras 28 y 29 se puede desprender que ligeramente hay una mejor explicación de la diversidad de la pampa con la riqueza que con la equidad, es decir a lo

largo de la sucesión hay un aumento en la variedad de especies más que en la cobertura de cada una de ellas.

Figura 30
Diversidad Alfa de Plantas en el Bofedal



La Figura 30 muestra un valor inicial de diversidad para el bofedal, según el índice de Shannon y Wiener de 1.90 antes de la perturbación. Al cabo del primer mes la diversidad es igual a 0, mientras que la diversidad sube a 0.5 en el segundo mes y baja a 0.36 en el segundo mes. En los meses cuarto, quinto y sexto de la sucesión la diversidad baja a 0 debido a que en estos meses las parcelas de evaluación estuvieron inundadas por las precipitaciones, tal como se explicará más adelante. El séptimo mes la diversidad sube a 0.40 y el octavo mes a 0.92, luego desciende al noveno mes y vuelve a recuperarse al décimo mes, terminando el primer año de la sucesión con una diversidad igual a 0.38. En este sentido es importante mencionar que el patrón de sucesión en el bofedal sigue un ritmo mucho más difícil de predecir por sus continuos cambios, que la sucesión que tiene lugar en la pampa. Sin embargo al cabo del tercer año y diez meses de evaluación, tras la perturbación, la diversidad se ha logrado recuperar hasta lograr un valor de 2.70, por

encima de la diversidad inicial de 1.90, lo cual ratifica una vez más lo señalado por Oriens en 1980 cuando afirma que la sucesión secundaria genera diversidad.

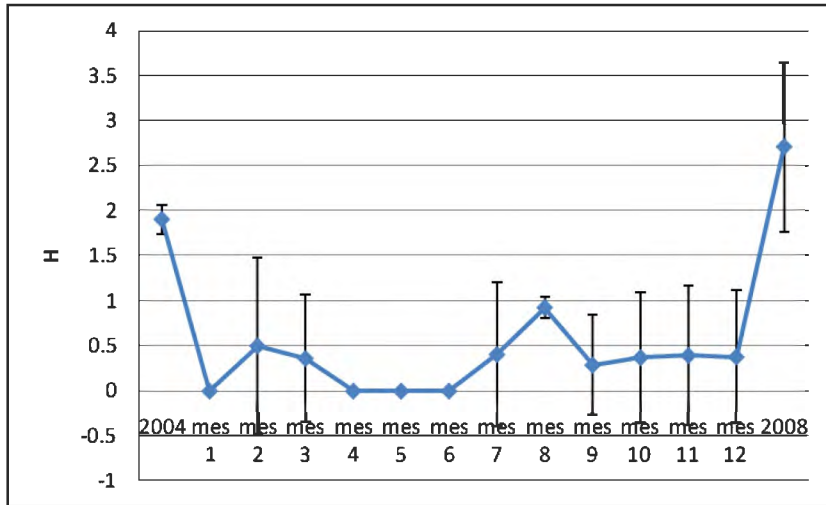
Para comparar la significación de las diferencias mensuales de la diversidad alfa del bofedal se realizó una prueba t – student, cuyos resultados se muestran en el Cuadro 7.

Cuadro 7
Significación de las Diferencias Mensuales de la Diversidad Alfa del Bofedal

Comparaciones	Valor t	p
2004 y mes 1	12.587	0.000
mes 1 y mes 2	-2.398	0.062
mes 2 y mes 3	0.507	0.627
mes3 y mes 4	3.214	0.032
mes 6 y mes 7	-3.431	0.019
mes 7 y mes 8	-0.967	0.350
mes 8 y mes 9	1.289	0.214
mes 9 y mes 10	-0.184	0.855
mes 10 y mes 11	0.276	0.786
mes 11 y mes 12	-0.854	0.403
mes 12 y 2004	2.5728	0.018
mes 12 y 2008	-6.232	0.000
2004 y 2008	-5.862	0.000

De acuerdo al Cuadro 7 se puede afirmar que hay evidencia estadística para afirmar que hay diferencias significativas entre las diversidades del 2004 y el mes 1; el mes 3 y el mes 4; el mes 6 y 7; el mes 12 y el 2008, el mes 12 y el 2004 así como el 2004 y el 2008. Este último resultado permite inferir que la diversidad de plantas en el bofedal luego de 3 años y 10 meses de ocurrida una perturbación por actividad de champeo no es la misma que la diversidad de plantas antes del impacto. Los resultados mostrados en el Cuadro 7 se pueden verificar con la Figura 31 que muestra el valor de la diversidad mensual del bofedal y sus intervalos de confianza.

Figura 31
Intervalos de Confianza para la Diversidad Alfa del Bofedal



Para explicar la diversidad en el bofedal, se ha realizado un análisis de correlación entre la diversidad y la riqueza; así como entre la diversidad y la equidad, los resultados de estos análisis se muestran en las Figuras 32 y 33, respectivamente.

Figura 32
Diversidad y Riqueza en Bofedal

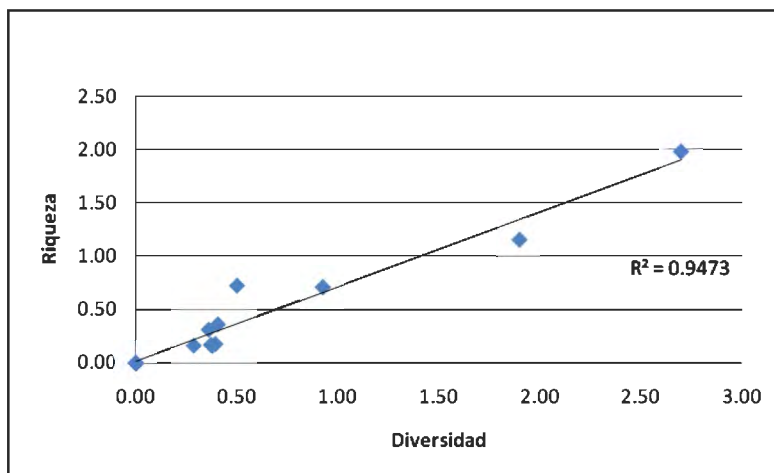
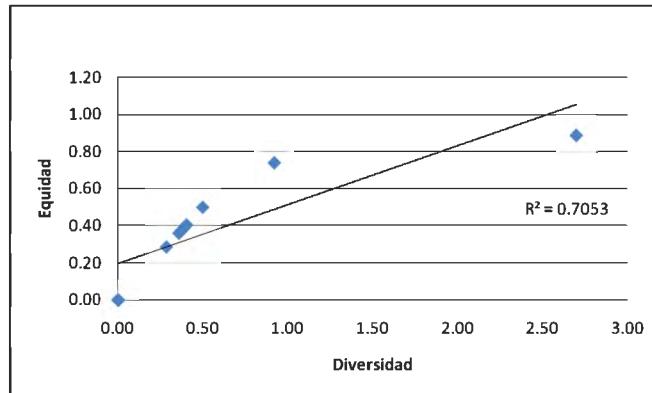


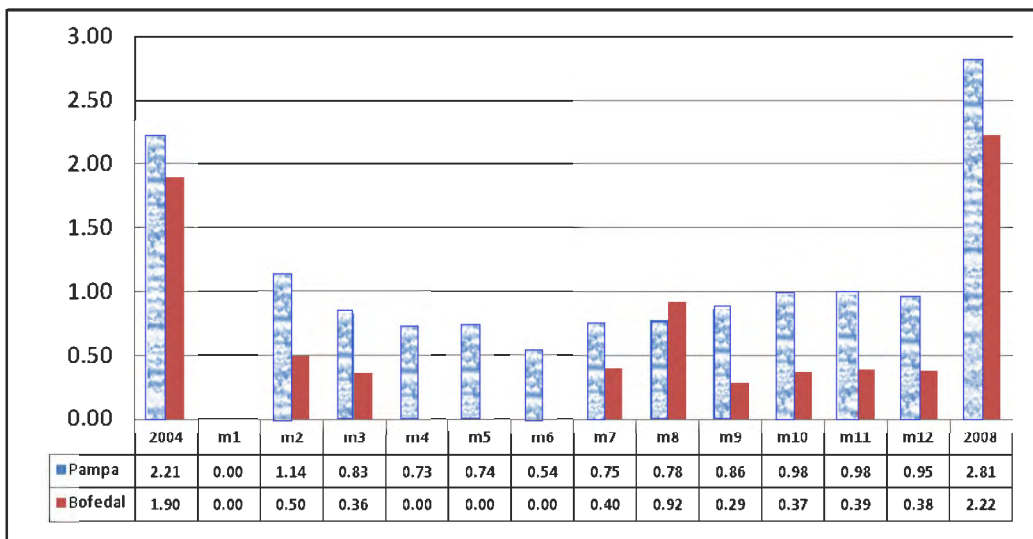
Figura 33

Diversidad y Equidad en Bofedal



Del análisis de las Figuras 32 y 33 se puede desprender que la diversidad en el bofedal se explica mejor por la riqueza que por la equidad, probablemente debido a que como ya se mencionó la *Distichia muscoides* de alguna forma tiende a restringir la variedad de las especies, por lo tanto esta especie podría ser una especie clave, ya que tiene efectos sobre la diversidad de las especies.

Figura 34
Diversidad Alfa Promedio de Pampa y Bofedal



La Figura 34 muestra la comparación de la diversidad alfa en la pampa y el bofedal a lo largo del proceso de sucesión, en esta figura se puede ver claramente que la diversidad alfa promedio del bofedal es menor que la diversidad de la pampa durante todo el año, con excepción del mes de setiembre en el que la diversidad del bofedal supera la diversidad de la pampa. Sin embargo, si se hace un análisis para verificar las diferencias existentes entre las diversidades alfa de la pampa y el bofedal a lo largo del tiempo, se obtiene con el Programa Minitab versión 14.0 el Cuadro 8

Cuadro 8
ANOVA con DBCA para la diversidad alfa de la Pampa y el Bofedal a lo Largo del Tiempo

Source	DF	SS	MS	F	P
Meses	13	12.0042	0.92340	27.42	0.000
Veg.	1	1.5416	1.54160	45.77	0.000
Error	13	0.4378	0.03368		
Total	27	13.9836			

S = 0.1835 R-Sq = 96.87% R-Sq(adj) = 93.50%

Los resultados de la tabla permiten afirmar a un nivel de significación de 5% que existen diferencias significativas entre la diversidad alfa de la pampa y el bofedal a lo largo del tiempo.

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos se puede afirmar que si se quiere hacer un plan de manejo de la vegetación de la pampa y el bofedal se debe considerar que la pampa y el bofedal son diferentes y por lo tanto necesitan planes de manejo diferenciados. Asimismo, en la Figura 34 se puede apreciar que al cabo de 3 años y 10 meses después de la perturbación, la diversidad de plantas logra superar el valor de la diversidad inicial.

Si se toma en cuenta los experimentos desarrollados por Shear en el año 2000, en los que demostró que la diversidad dentro de un ecosistema tiende a estar correlacionada

positivamente con la estabilidad de la comunidad de plantas, debido a que ésta responde a las perturbaciones de mejor manera cuando es más variada, se podría inferir que la pampa tenderá a recuperarse mejor luego de las perturbaciones, incluyendo el champeo, pues la presencia de muchas especies en el ecosistema, cumpliendo la misma función, asegura una redundancia funcional que juega un rol fundamental para mantener la habilidad de respuesta de los ecosistemas a los cambios y perturbaciones. Algunos estudios han demostrado que los ecosistemas de pasturas más ricos son más resistentes a las sequías que los ecosistemas pobres y que la pérdida de especies adicionales ha causado progresivamente un mayor impacto en la resiliencia de la comunidad (De Leo y Levin, 1997).

Hasta ahora se ha analizado la diversidad alfa, que es el promedio de las diversidades de cada de las unidades de estudio, sin embargo es importante analizar también los resultados de manera más amplia, abarcando un espacio regional, para lo cual se ha calculado también la diversidad gamma de la pampa y del bofedal. Los resultados se presentan en la Figura 35.

Figura 35
Diversidad Gamma de la Pampa y el Bofedal

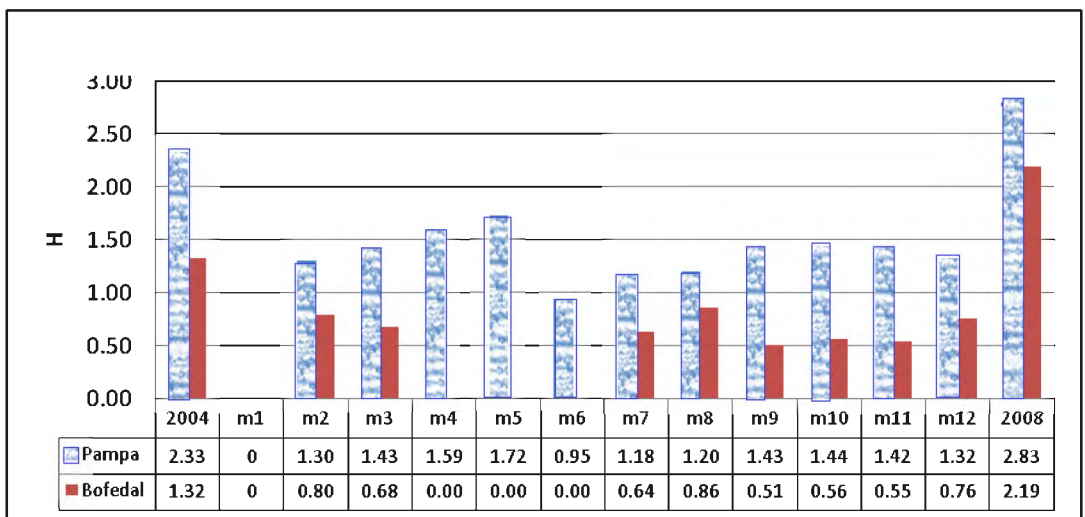


Figura 36

Diversidad Gamma y Riqueza en el Bofedal

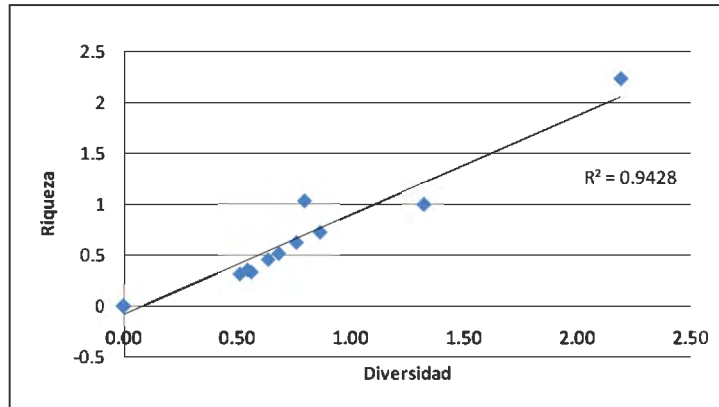


Figura 37

Diversidad Gamma y Equidad en el Bofedal

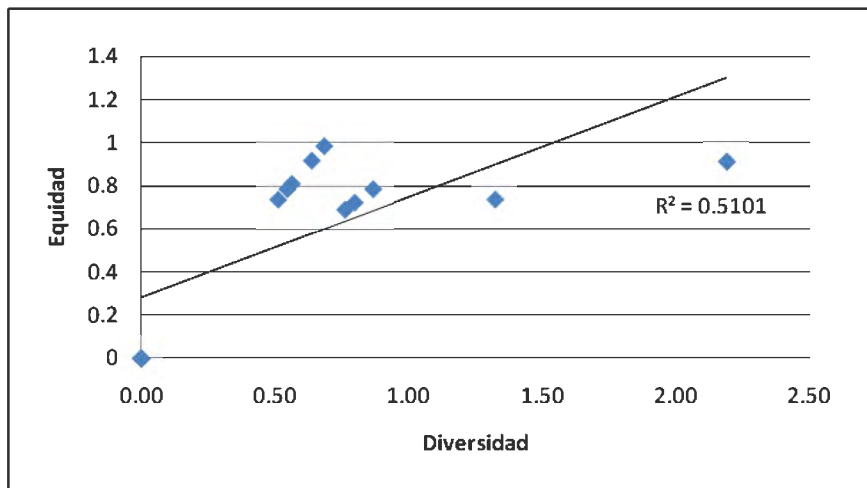


Figura 38

Diversidad Gamma y Riqueza en la Pampa

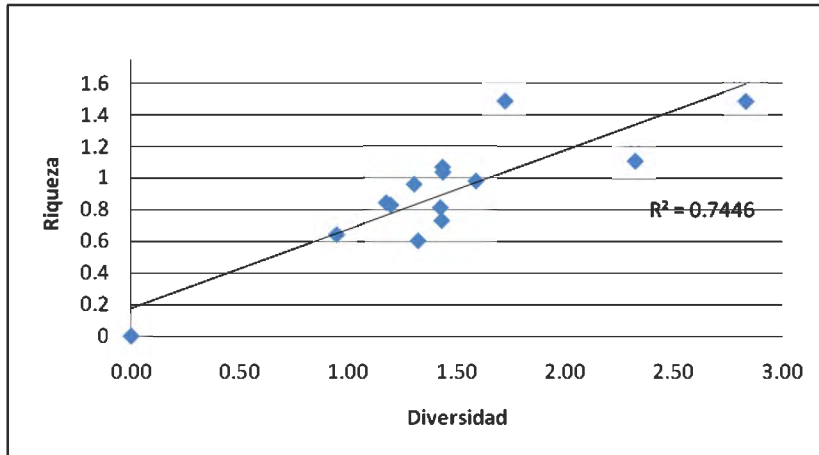
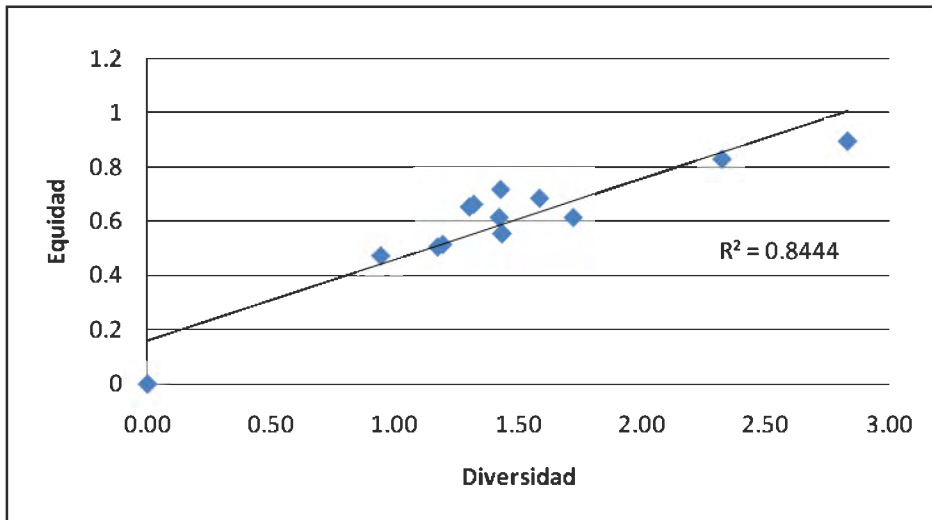


Figura 39

Diversidad Gamma y Equidad en la Pampa



Las Figura 35 muestra que la diversidad gamma de la pampa es mayor que la diversidad gamma del bofedal, tal como sucede con las diversidad alfa que se presentan en la Figura

34. Asimismo, se puede apreciar que la diversidad gamma aumenta tras la perturbación en una sucesión secundaria. Si se comparan las Figuras 35 y 34, se puede apreciar que salvo excepción del mes de agosto para el bofedal la diversidad gamma es mayor que la diversidad alfa.

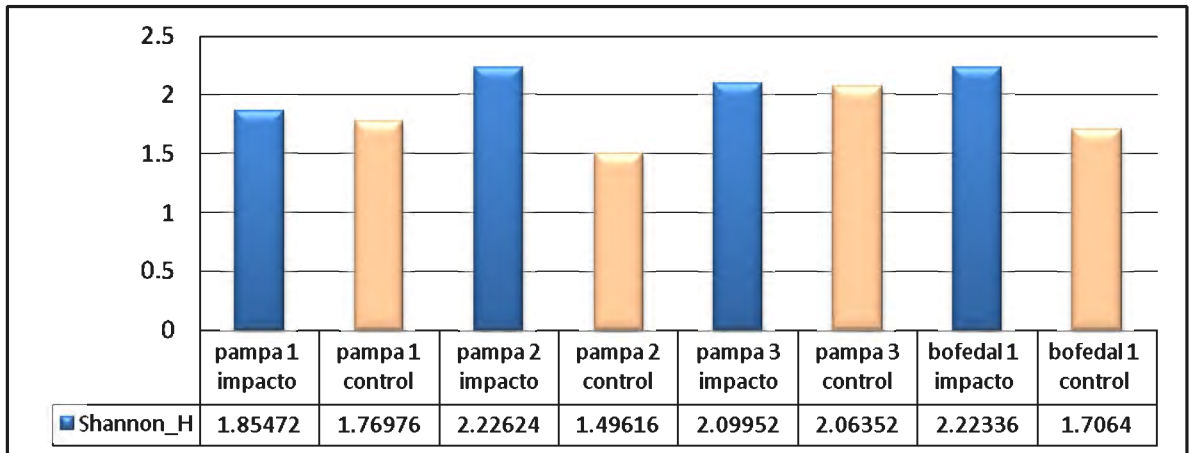
De acuerdo a las Figuras 36 y 37, la diversidad gamma de los bofedales se explica mejor por la riqueza, mientras que las Figuras 38 y 39 muestran que la diversidad gamma de la pampa queda mejor explicada por la equidad. En este sentido, es importante recordar que un descenso en la equidad de las especies puede llevar a una declinación en la riqueza en parte debido a que las especies raras, aquellas que están en comunidades con baja equidad, están en gran riesgo de extinción. De este modo una baja en la equidad podría directamente guiar a una baja en la productividad, o indirectamente se podría producir una baja productividad por una baja riqueza (Forest *et al*, 2008)

Según Odum en 1959, citado por Gayton en el año 2003, los estados iniciales de la sucesión se caracterizan por una baja diversidad que se eleva en los estadios intermedios y que vuelve a bajar ligeramente hacia estadios avanzados. Los ciclos de vida se alargan con la sucesión y hay una interrelación alta entre las especies, así como un gran énfasis en la longevidad sobre la reproducción de especies. Esta secuencia de ciclos de diversidad que suben y bajan, resulta difícil de explicar en el estudio realizado ya que un año de monitoreo resulta insuficiente para ver estas tendencias, que podrían tal vez visualizarse si se construyera un modelo para simular la evolución de la diversidad en las zonas champeadas.

Para verificar la variación de la diversidad entre las zonas impactadas por el champeo y aquellas que no lo han sido, se realizó una evaluación control- impacto de la diversidad a los tres años y diez meses de ocurrida la perturbación, en las pampas 1,2 y 3; así como en

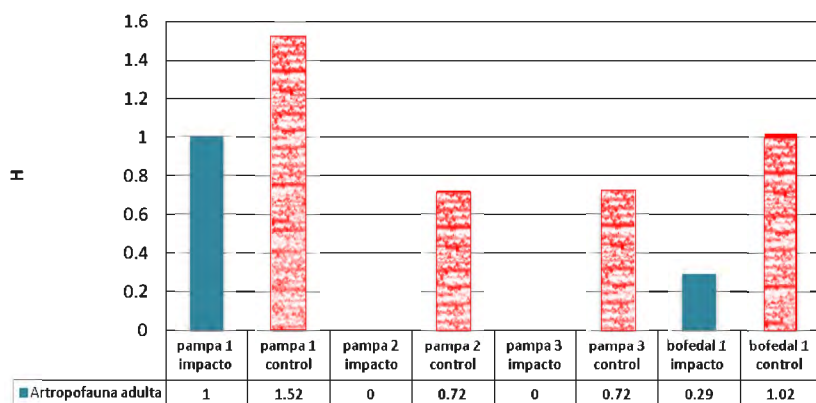
el bofedal 1, no siendo posible hacerlo en el bofedal 2 ya que no se pudo contar con una zona control para la evaluación pues toda la zona había sido recientemente impactada.

Figura 40
Diversidad de Plantas Control - Impacto



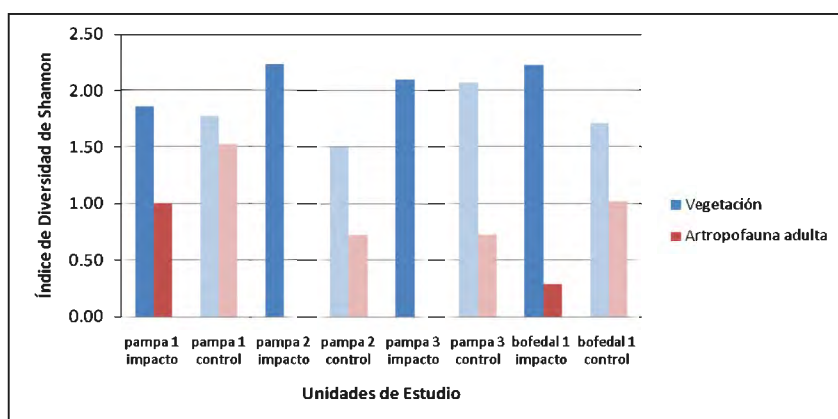
La Figura 40 muestra la diversidad de plantas en base a su cobertura, evidenciando que la diversidad en las zonas impactadas es mayor a la diversidad en las zonas, lo cual corrobora una vez más lo mencionado por Orians en 1980 acerca de que los ecosistemas naturales se hacen más diversos en el tiempo después de una perturbación. Esto es en parte explicado por los estudios de efectos del pastoreo sobre la vegetación alpina que hizo Körner en 1995, en los que demostró que un control adecuado del pastoreo podría favorecer la riqueza de las especies vegetales y por lo tanto la estabilidad de los ecosistemas, debido a la mayor probabilidad de supervivencia de algunas especies o morfotipos (tipos funcionales). Para verificar la diferencia existente entre las diversidades de la zona control y de la zona impactada, se realizó un análisis t de datos pareados. El resultado obtenido fue un t calculado = 2.024 y un valor de p = 0.1361, con lo cual se puede decir que no hay evidencia estadística para asegurar que hay diferencias significativas entre las diversidades de la zona control y de la zona impactada que fueron analizadas.

Figura 41
Diversidad de la Artropofauna Adulta



La Figura 41 muestra el patrón seguido por la diversidad de artropofauna adulta en las zonas impactadas por el champeo y en las zonas de control a los tres años y diez meses de ocurrida la perturbación. Como se puede apreciar contrario a lo que sucede con la vegetación, la diversidad de la artropofauna es mayor en la zona de control que en la zona impactada (Figura 42); sin embargo al realizar un análisis de varianza de la diversidades se obtuvo como resultado un valor de $t = -13.22$ y un valor de $p = 0.0009362$ con lo cual se puede afirmar que hay evidencia estadística de la diferencia existente en la diversidad de la artropofauna de la zona control y de la zona impactada.

Figura 42
Diversidad de la Artropofauna y la Vegetación



Entre la artropofauna se hallaron mayormente especies de Colémbola y Coleóptera. Los Colémbola son un grupo de microartrópodos bien investigado cuyos miembros pueden ser afectados por cambios en el suelo y la cobertura vegetal. Según un estudio realizado en campos de cultivo abandonados de Alemania hay un bajo retorno de especies de Colémbola luego de una perturbación. Sin embargo se ha encontrado una asociación positiva entre la diversidad de Colémbola y la vegetación (Chauvat *et al*, 2007). Todo esto se puede explicar para la zona de estudio, pues al haber habido una perturbación en los terrenos con el champeo y con una tasa lenta de retorno de la artropofauna, su diversidad es menor en la zona impactada que en la zona de control. Lo cual prueba que la vegetación se recupera mucho más fácilmente que la comunidad de animales y que podría ser esta última la que ayudaría a corroborar si un ecosistema perturbado se ha recuperado totalmente o no.

Para verificar la existencia de algún tipo de correlación entre la diversidad de plantas y la diversidad de artropofauna se hizo una prueba de correlación de Spearman utilizando el programa PAST, obteniendo los resultados que se muestran en el Cuadro 8 a un $\alpha= 0.05$ con un valor $r_{st}= 0.738$

Cuadro 9

Correlación de Spearman para Diversidad Vegetal y Diversidad de la Artropofauna

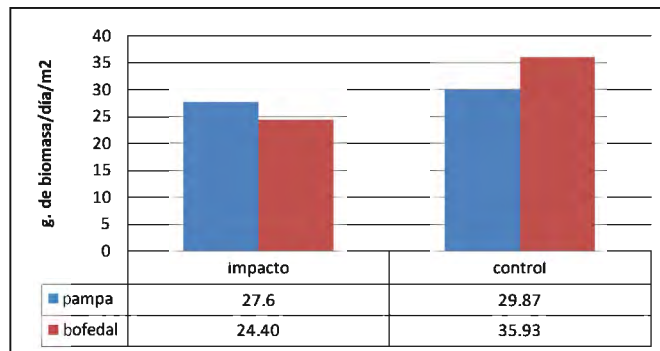
Correlación	rsc	p
Zona control	0.10541	0.89459
Zona impactada	- 0.63246	0.36754
Impacto más control	-0.74704	0.033

De acuerdo a los resultados mostrados en el Cuadro 9 y considerando como hipótesis nula la ausencia de correlación entre la diversidad de la vegetación y la diversidad de artropofauna, se puede decir en el caso de la zona control que al ser $r_{sc} < r_{st}$ y $p > 0.05$ se acepta la hipótesis nula, al igual que en la zona impactada; sin embargo estos resultados podrían estar sesgados por el número de pares de datos trabajados para cada uno que suman 4, lo cual se traduce en muy pocos grados de libertad. No obstante, estos resultados permiten explicar que en una zona bajo condiciones normales (zona control), no hay correspondencia entre las diversidad de dos taxa diferentes (plantas, artrópodos), cada uno sigue su propio patrón de riqueza y equidad; mientras que en una zona impactada habría una tendencia hacia una correlación negativa entre las plantas y la artropofauna que se puede verificar cuando se analiza el conjunto de datos (impacto más control) en los que $r_{sc} > r_{st}$, con una mayor número de grados de libertad, que permite concluir afirmando que hay evidencia estadística para afirmar que existe una correlación negativa entre la diversidad de la vegetación y la diversidad de la artropofauna de la zona. Es decir, a mayor diversidad de vegetación, le corresponde una menor diversidad de artropofauna. Lo cual podría explicarse por el bajo retorno de especies de *Colémbola* a una zona luego de un impacto a pesar de que la diversidad de la vegetación de esta zona se haya recuperado aún por encima de una zona no impactada. De alguna forma entonces se puede afirmar que la perturbación ayuda a sintonizar las diversidades de dos taxa en un proceso de sucesión, sin embargo pasado el efecto de la perturbación cada taxón se desarrolla independientemente del otro.

Si se hace una analogía con el ciclo adaptativo, se podría decir que al “champear” una zona, ésta se libera reduciendo así el capital acumulado de vegetación y artropofauna. La vegetación se reorganiza mucho más rápido que la artropofauna y por lo tanto la diversidad en esta etapa de reorganización es alta para la vegetación y baja para la artropofauna, lo cual puede explicar también los resultados presentados en el Cuadro 9.

La recuperación de la diversidad está en parte explicada por la productividad, especialmente en aquellos lugares en los que la equidad explica la diversidad, por lo tanto se hizo un análisis de productividad tanto para la pampa como para el bofedal en las zonas controladas y en las zonas impactadas.

Figura 43
Productividad del Bofedal y de la Pampa Control – Impacto



En la Figura 43, se puede apreciar que hay una mayor productividad promedio en las zonas de control que en las zonas impactadas, lo cual se puede justificar por el hecho de que hay una mayor cantidad de suelo y raíces en los controles que favorecen la productividad; contrario a lo que sucede en las zonas impactadas en las que al extraerse la vegetación, también se extrae biomasa del suelo reduciendo la productividad de la zona por una demora en la respuesta para la recuperación de la vegetación.

En el control el bofedal presenta una mayor productividad que la pampa mientras que en la zona impactada el bofedal tiene menor productividad, ello se puede explicar teniendo en cuenta el hecho de que se extrae una mayor cantidad de suelo con el champeo del bofedal, de 7 a 8 cm de profundidad, que con el champeo de la pampa (3 cm de profundidad).

El Cuadro 10 presenta una comparación control – impacto de la productividad del bofedal y de la pampa para la zona de estudio. Considerando como hipótesis nula la ausencia de diferencias significativas entre la productividad del bofedal y de la pampa para los tratamientos control e impacto, se puede deducir con un $\alpha=0.05$ que en ambos casos no hay evidencia estadística para afirmar que hay diferencias significativas entre la productividad de las zonas control e impacto. Asimismo, ambos valores revelan también un mayor parecido en la productividad control- impacto de la pampa que en el bofedal.

Cuadro 10

Comparación Control – Impacto de la Productividad de la Pampa y el Bofedal

	Promedio control	Promedio impacto	t	p
Pampa	29.87	27.6	-0.2467	0.846
Bofeda I	35.93	24.40	-1.048	0.485

En comunidades naturales, la diversidad de planta se incrementa primero y luego decrece con la productividad de los hábitats porque una vez que se haya ganado diversidad comienza a haber mayor biomasa de cada una de ellas inhibiendo en algunos casos el crecimiento de las especies menos abundantes. Si se tiene en cuenta que a bajos niveles de productividad los nutrientes se convierten en el factor limitante y que a altos niveles de productividad, las nuevas plantitas se ven inhibidas por competencia, la diversidad será máxima a niveles de productividad intermedios (Stein *et al* 2008). Este mismo enunciado ha sido verificado por Olff *et al* en 1994, en cuyo estudio menciona que la decreciente productividad está asociada con un incremento gradual en diversidad.

Muchos otros estudios de conjuntos sintetizados han encontrado que bajo determinadas circunstancias un incremento en la diversidad contribuye a una producción más grande y más estable de biomasa debido a la complementariedad de nichos, al menos en lugares

con niveles de diversidad bajos. En algunos ecosistemas se podría esperar un fuerte efecto competitivo de producción sobre la riqueza, afectándose la complementariedad de nichos (Grace *et al*, 2007)

En entornos naturales de bajo contenido de nutrientes el aumento de biodiversidad parece incrementar la productividad según los estudios de Tilman (1988). Sin embargo en estudios experimentales de praderas en entornos de alto contenido de nutrientes o enriquecidos un aumento de productividad aumenta la dominación y reduce la diversidad (Carson y Barret, 1988). En otras palabras un aumento de diversidad podría aumentar la productividad, pero un aumento de productividad casi siempre reduce la diversidad (Odum, 2006)

Ahora vale la pena preguntarse si para efectos de champeo se requiere favorecer una alta diversidad o una alta productividad. Según lo señalado por las personas de la comunidad, en la Figura 18 se prefiere tener una alta productividad de *Distichia muscoides* y de *Plantago rigida*, por ser las dos especies que más rendimiento tienen para ser usadas con fines energéticos.

Con la finalidad de explicar mejor cómo ha ido variando la vegetación a lo largo del proceso de sucesión evaluado, se ha realizado un análisis de componentes principales que ha permitido ordenar los valores de cobertura para la pampa y el bofedal tal como se presenta en las Figuras 44 y 45. Los valores utilizados para este análisis de componentes principales se presentan en los Cuadros 11 y 12

Cuadro 11
Cobertura de Plantas de La Pampa

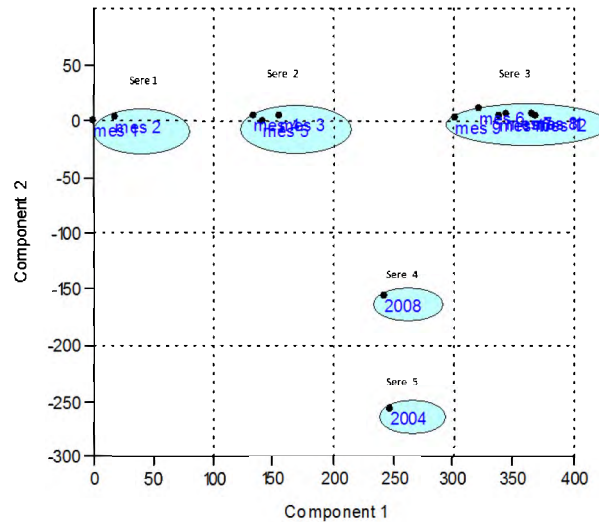
Especie	2004	Mes 1	Mes 2	Mes 3	Mes 4	Mes 5	Mes 6	Mes 7	Mes 8	Mes 9	Mes 10	Mes 11	Mes 12	2008
<i>Ranunculus flageliformis</i>	0	0	5	5	6	3	6	4	3	3	6	9	10	10
<i>Werneria pygmaea</i>	5	0	0	1	1	1	0	2	2	4	4	5	7	8
<i>Carex ecuadorica</i>	21	0	1	13	11	12	28	30	32	26	29	31	31	19
<i>Gentiana sedifolia</i>	0	0	1	2	2	2	1	3	4	3	3	2	0	7
<i>Lachemilla pinnata</i>	9	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	8
<i>Calamagrostis vicunarum</i>	26	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15
<i>Plantago rigida</i>	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5
<i>Hypochoeris taraxacoides</i>	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Paspalum sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Aciachne pulvinata</i>	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

Cuadro 12
Cobertura de Plantas Del Bofedal

Especie	2004	Mes 1	Mes 2	Mes 3	Mes 4	Mes 5	Mes 6	Mes 7	Mes 8	Mes 9	Mes 10	Mes 11	Mes 12	2008
<i>Ranunculus flageliformis</i>	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	3
<i>Werneria pygmaea</i>	0	0	3	2	0	0	0	3	5	3	3	2	3	7
<i>Carex ecuadorica</i>	18	0	1	2	0	0	0	2	3	10	8	7	9	7
<i>Gentiana sedifolia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Lachemilla pinnata</i>	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Plantago rigida</i>	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7
<i>Hypochoeris taraxacoides</i>	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Distichia muscoides</i>	41	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
<i>Aciachne pulvinata</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Paspalum sp</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Picnophyllum</i>	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6

Figura 44

Seres Sucesionales Temporales en la Pampa



La Figura 44, muestra que los datos de cobertura vegetal se han agrupado a lo largo de dos componentes (componente 1, explica el 57% de la varianza y el componente 2 el 35% de la varianza) en 5 seres sucesionales temporales repartidos de la siguiente manera:

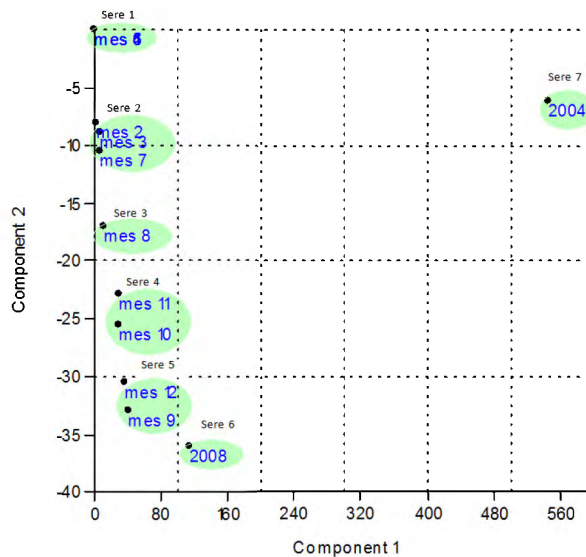
- Sere 1: Mes1 y 2
- Sere 2: Mes 3; 4 y 5
- Sere 3: Mes 6; 7; 8 ; 10, 11 y 12
- Sere 4 : 2008
- Sere 5: 2004

La pampa muestra un proceso de sucesión bastante ordenado en el incremento de la cobertura vegetal, comenzando con un estadio inicial en los meses de enero y febrero,

que luego va progresando hacia los meses de marzo, abril y mayo; y que se incrementa más en la segunda mitad del año 2005. Se notan así dos momentos en la primera mitad del año 2005 (seres 1 y 2) y un sólo momento un poco menos dinámico en la segunda mitad del año 2005.

El año 2008, tres años y diez meses después del champeo, aún no es similar al año 2004 a pesar de que la diversidad es mayor, probablemente esta diferencia sea explicada en razón de la diferencia en la composición de especies y de la equidad de las mismas entre ambos periodos. Sin embargo el sere del 2008 es mucho más cercano al del 2004 que el resto de seres sucesionales encontrados.

Figura 45
Seres Sucesionales Temporales en el Bofedal



La Figura 45 muestra 7 seres sucesionales en el bofedal, distribuidos en dos componentes (componente 1 explica el 86% de la varianza y el componente 2 el 8%) que se pueden clasificar de la siguiente manera:

- Sere 1: Mes 1; 4; 5 y 6
- Sere 2: Mes 2; 3 y 7
- Sere 3: Mes 8
- Sere 4: Mes 10 y 11
- Sere 5: Mes 9 y 12
- Sere 6: 2008
- Sere 7: 2004

Como se puede apreciar en la Figura 45, el proceso de sucesión en el bofedal no ha sido constante sino que ha tenido muchos avances y retrocesos a lo largo del tiempo, el primero de ellos se presentó en el mes de abril cuando se inundó el terreno y la cobertura vegetal comenzó un descenso que continuó hasta el mes de junio, razón por la cual marzo y julio aparecen juntos en el mismo sere sucesional. En agosto hubo una evolución normal hacia setiembre pero en octubre se muestra más bien un retroceso que continúa hasta noviembre para luego avanzar hacia diciembre, lo que explica que diciembre y setiembre se encuentren en el mismo sere sucesional. Teniendo en cuenta que el componente 2 permite explicar sólo el 8% de la varianza se puede decir que en el proceso de sucesión del bofedal no ha habido posibilidad para que haya una recuperación importante de la vegetación y que eso ha permitido que se puedan diferenciar dos tipos de atractores en el análisis de componentes principales uno que representa la perturbación y el otro las condiciones antes de la perturbación. Probablemente el bofedal aún necesite más tiempo para sobrepasar el atractor de la perturbación.

Si se hace una analogía de los resultados encontrados en las Figuras 44 y 45 con las fases del ciclo adaptativo se podría decir en el caso de la pampa (Figura 44) que el sere 5 representa al estado **K** de conservación del ciclo adaptativo que luego del champeo sufre una liberación que coloca al sere 1 en la fase Ω que se reorganiza hasta llegar a la fase α que contiene al sere 2, que a su vez inicia un proceso de explotación del lugar que coloca

al sere 3 en la fase r que con el tiempo avanza hasta colocar al sere 4 muy cerca de la fase K del ciclo adaptativo.

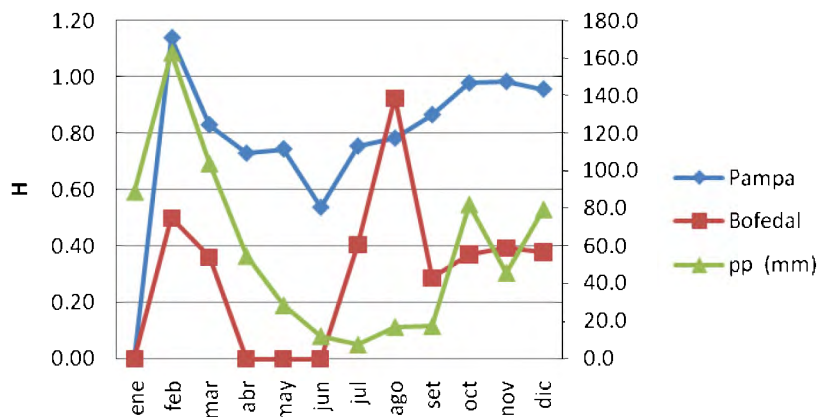
Por su parte en la Figura 45 que corresponde a la sucesión del bofedal, el ciclo adaptativo se hace un poco más complejo de explicar, teniendo así al sere 7 en la fase K que luego del champeo sufre una liberación que coloca al sere 1 en la fase Ω en la que se encuentra el mes siguiente al champeo (mes 1) así como los meses 4; 5 y 6, debido a que al cabo del tercer mes, que corresponde a la etapa de reorganización (α), el ecosistema vuelve a sufrir una liberación, después de haber avanzado ya en el mes 2 a una etapa de reorganización. En su conjunto la reorganización estaría representada por los seres 2 y 3. La explotación incluye a los seres 4 y 5, observándose en ellos un retroceso desde el mes 9 hacia el mes 10 que continúa retrocediendo al mes 11 para avanzar en el mes 12, lo cual hace posible que los meses 9 y 12 estén juntos en el sere 5. El sere 6 se coloca por su parte muy cerca a la explotación, avanzando hacia la conservación. Sin embargo como los seres del bofedal están mayormente distribuidos a lo largo del componente 2 que explica un pequeño porcentaje de la varianza se podría inferir que son muy parecidos entre sí y que los ciclos que se evidencian probablemente sean ciclos muy pequeños o no fácilmente perceptibles.

Entonces, del análisis de las Figura 44 y 45 se puede deducir que los bofedales podrían ser más dependientes de las condiciones ambientales, en este caso de la precipitación que causó un reinicio de la sucesión por una inundación en un ambiente perturbado; mientras que las pampas tienen mayores posibilidades de autorregulación pues la sucesión continúa un proceso ordenado de incremento de la cobertura vegetal, tal como se explica en la teoría de la sucesión, a pesar de la precipitación. Esto también se debe a que la pampa al tener una pendiente muy baja puede escurrir mejor el exceso de agua, mientras que el impacto del champeo en el bofedal crea estructuras en el suelo que tienden a acumular el agua que luego terminan por “ahogar” a la vegetación. En algunos casos se

requiere construir algunos drenes para el manejo de bofedales en las épocas de mayor humedad con la finalidad de favorecer el crecimiento de las plantas (Florez, sf)

Con la finalidad de explicar la influencia de la precipitación en el desarrollo de la vegetación, expresado en el índice de diversidad de Shannon y Wiener, se ha elaborado la Figura 46 para comparar la cantidad de precipitación mensual con la diversidad de la pampa y el bofedal. Los datos de la precipitación han sido obtenidos de la estación meteorológica de Junín ubicada a 11° 8' 7" Latitud Sur y 75° 59' 59" Longitud Oeste.

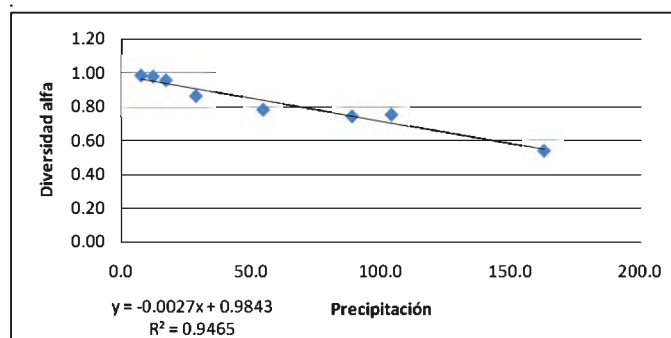
Figura 46
Relación entre la Diversidad Alfa y la Precipitación



Abril, mayo y junio los bofedales estuvieron inundados, aparentemente por las fuertes precipitaciones que se tuvieron en enero, febrero y marzo, en el mes de julio recién se vuelve a observar diversidad en el bofedal. Aparentemente esto demuestra la presencia de una demora de respuesta de la diversidad a la precipitación, lo cual se demuestra con la Figura 47 en la que se muestra una alta correlación de la precipitación con la diversidad en la pampa con una demora de respuesta de 4 meses. En ella también se puede apreciar que hay una relación inversa entre la precipitación y la diversidad, a mayor precipitación la diversidad tiende a bajar probablemente debido a que el suelo se inunda y esto hace difícil que las plantas que crecieron puedan mantenerse.

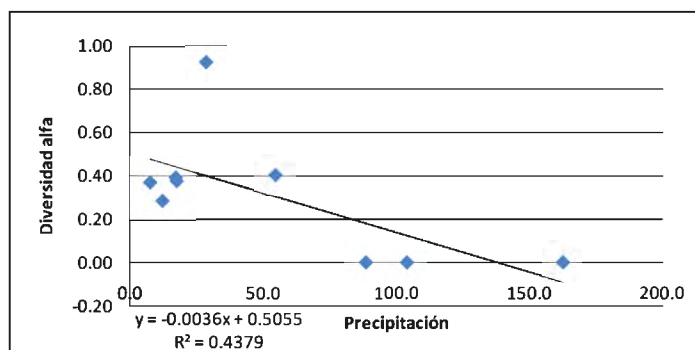
En este sentido se debe recordar que durante la época seca existe especial interés en el adecuado manejo de bofedales ya que son considerados ecosistemas altamente productivos que llegan a ser la única fuente de alimento para el ganado hasta que se reinicie el periodo de lluvias (Florez, sf)

Figura 47
Correlación Entre la Precipitación y la Diversidad de la Pampa



En la Figura 48 se muestra la correlación que existe entre la Diversidad alfa promedio y la precipitación para el bofedal, índice de correlación máxima que presenta una demora de respuesta de 3 meses. Es decir que los efectos de la precipitación de un mes determinado se ven luego de tres meses.

Figura 48
Correlación entre la Precipitación y la Diversidad alfa promedio en el Bofedal

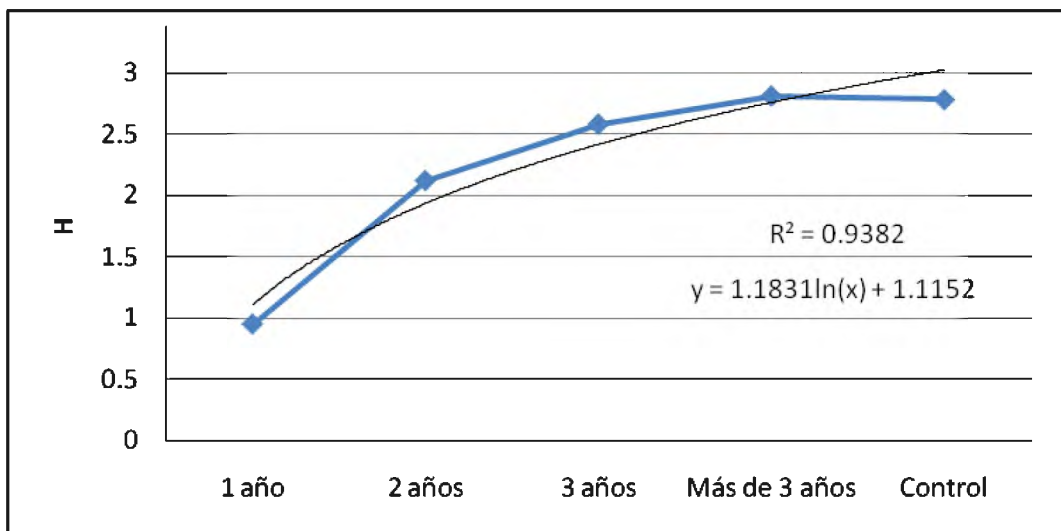


Aunque sería recomendable realizar una prueba de covarianza para verificar los efectos de la precipitación sobre la sucesión, esta no es posible de hacer porque los efectos de la precipitación no son inmediatos (presentan demoras de respuestas) tal como se presenta en las Figuras 47 y 48 para la pampa y el bofedal, respectivamente.

Finalmente se procedió a evaluar la recuperación de los pastizales a lo largo del tiempo, para ello se ha calculado la diversidad de plantas de la pampa en diferentes épocas de champeo, obteniendo la Figura 49. No fue posible hacer lo propio con los terrenos de bofedal debido a que no era factible reconocer las épocas en las que fueron champeados los terrenos, debido a que las pendientes y la profundidad de champeo hacen difícil este reconocimiento.

Figura 49

Sucesión de la Pampa a lo Largo del Tiempo



Como una forma de verificar si hay o no diferencias significativas entre el valor de la diversidad entre cada una de las épocas evaluadas se hizo una prueba t –student entre las diversidades, obteniéndose como resultado el Cuadro 13

Cuadro 13
Prueba t- Student para Parches Temporales de Diversidad

Unidades temporales de estudio	Valor t	P (same)
Control y más de tres años	a. 0.54286	0.58819
Tres años y más de 3 años	b. 1.006	0.31701
Dos años y tres años	c. 2.1052	0.040418

De la Figura 49 y del Cuadro 13 se desprende que no hay diferencias significativas entre la zona control y la zona champeada hace tres años y diez meses. Lo mismo sucede con la diversidad evaluada para los tres años y tres años y diez meses, por lo tanto se podría inferir que el periodo en el que la diversidad está casi recuperada son tres años, volviéndose este también el periodo que se sugiere para volver a champear una misma zona. Asimismo es importante recordar que la productividad control – impacto a tres años y nueve meses de ocurrida la perturbación no presenta diferencias significativas.

Es importante tener en cuenta la secuencia sucesional de los pastos, en algunos casos porque se prefiere que los pastos se mantengan en estados desarrollados de la sucesión y en otros se prefiere mantenerlos en estados intermedios del proceso, sin embargo es importante recordar que sólo la población está en capacidad de decidir qué es lo que quieren hacer con sus pastos y cuál es la condición en la que desean mantenerlos para obtener un máximo beneficio de ellos, lo cual incluye, alta biomasa y productividad, mayor variedad de especies y pérdida mínima de nutrientes o energía, ya que una comunidad con estos atributos será más resiliente frente a cualquier perturbación.

Se han desarrollado varios tipos de estudios para lograr conocer el estado en el que se encuentran los pastizales especialmente con fines de uso ganadero, siendo la evaluación de la condición del pastizal una de las medidas más desarrolladas por manejadores de pastos forrajeros para saber cuál es el estado de la vegetación, comparando estadíos de la sucesión con clases de condición de los pastos en función al potencial de la vegetación

de cada zona, usualmente definido como el clímax del proceso de sucesión para el investigador J. Dyksterhuis (Flores, 1993)

Figura 50

Similaridad Porcentual al Clímax Cultural de la Pampa

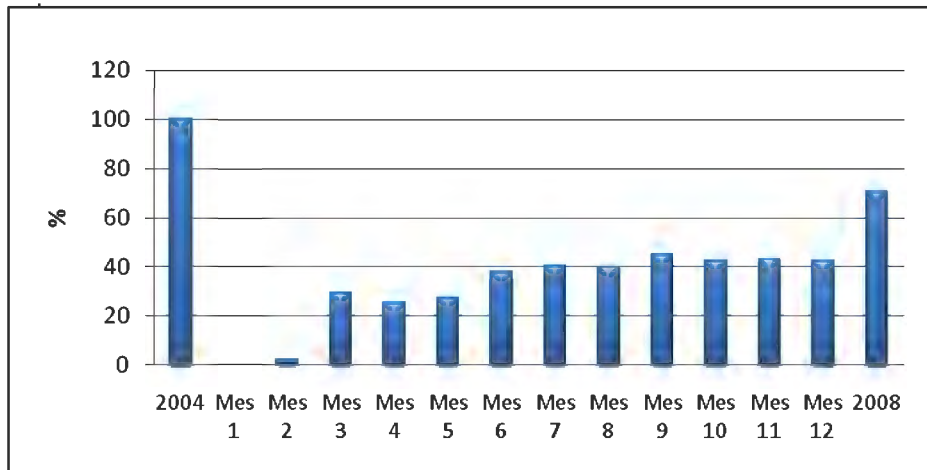
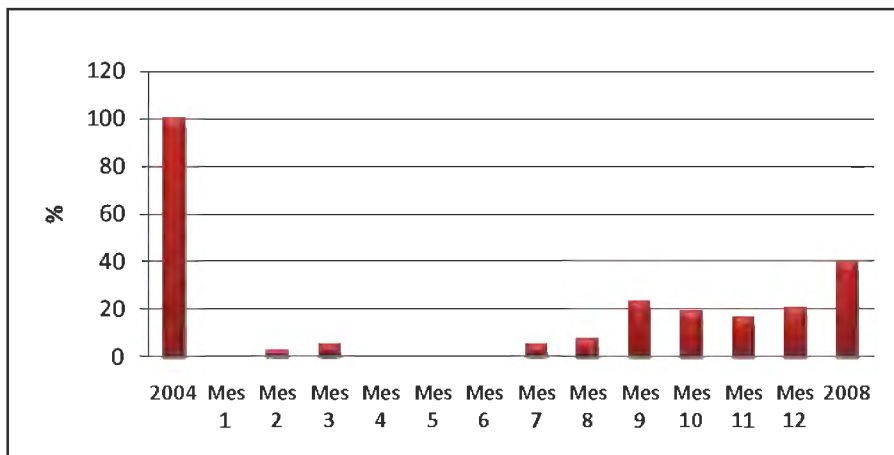


Figura 51

Similaridad Porcentual al Clímax Cultural del Bofedal



La Figura 50 presenta a similaridad porcentual al clímax de la pampa, en ella se puede apreciar que al cabo de un año del proceso de sucesión apenas se ha logrado una similaridad del 40%, mientras que a los tres años y diez meses la similaridad es del 70%, que según los índices de comparación señalados anteriormente podría traducirse en una condición del pastizal buena.

En el caso de a Figura 51, que muestra la similaridad porcentual al clímax del bofedal, se puede apreciar que al cabo de un año del proceso de sucesión, apenas se ha logrado una similaridad del 20%, mientras que a los tres años y diez meses, la similaridad es del 40%, definida como condición regular del pastizal.

Tras el resultado de ambas figuras se puede deducir que el bofedal tiene un recuperación mucho más lenta que la pampa y que se podría volver a champear la pampa al cabo de los tres años pero no el bofedal, ya que no se ha logrado la recuperación necesaria para dicha formación vegetal, a pesar que en la Figura 40 se muestre que el valor de la diversidad es incluso mayor luego de la perturbación que antes de la misma. Sin embargo, vale la pena resaltar que a pesar de que el valor de la diversidad sea muy importante, se deben de considerar otros aspectos para volver a champear una misma zona, como por ejemplo la composición florística y la biomasa de las especies claves para el champeo.

Finalmente respecto a la evaluación de la condición del pastizal que está muy ligada al pastoreo, es importante mencionar que los estudios desarrollados por Flores el año 1993 señalan que durante la temporada de lluvia la capacidad de carga se eleva debido al rejuvenecimiento de los pastos, mientras que en las sequías se somete al pastizal a una fuerte presión de pastoreo, lo que reduce la cantidad de pastos deseables e incrementa especies poco deseables desmejorando la calidad de la puna (Flores, 1993).

V. CONCLUSIONES

- Se ha evidenciado la heterogeneidad de la zona de estudio encontrándose dos grupos de formaciones vegetales: Pampa y bofedal.
- Históricamente la Reserva Nacional de Junín ha pasado al menos cuatro veces por el modelo de ciclo adaptativo propuesto por Holling *et al* (2000) partiendo de la explotación de los recursos, a la llegada de los Pumpush, hasta el estado actual de conservación, tras la creación del área natural protegida.
- La vegetación es la principal fuente de energía de la zona, siendo las especies más valoradas: *Distichia muscoides* y *Plantago rigida*. La extracción de los pastos se hace una vez al año especialmente en el mes de julio, otorgándose un permiso de 1000 champas (75cm*35cm y 3 cm de profundidad en la pampa, y 8 cm de profundidad en el bofedal) por cada uno de los aproximadamente 1000 comuneros que se dedican a esta actividad, de los cuales el 40% opina que esta cantidad no es suficiente para cubrir sus necesidades, originando conflictos entre la comunidad y la Oficina de la Reserva Nacional de Junín. Uno de los mayores problemas que se percibe del champeo es la degradación del terreno y la disminución de la calidad de los pastos con fines energéticos. Las medidas que los comuneros sugieren para mejorar estos problemas son dejar descasar el terreno champeado y el ordenar los lugares que se champean.
- Las zonas que más se champean son las que comprenden la pampa 1 y el bofedal 1, probablemente debido a que están más cerca a la carretera que conduce a la ciudad de Junín. La zona que menos se champea es la pampa 3 debido a que el terreno está muy pobre según lo afirmado por las personas de la zona.
- La sucesión secundaria en la pampa se inicia con las especies pioneras *Ranunculus flagelliformis* (dominante al inicio), *Carex ecuadorica*, *Werneria pygmaea* y *Gentiana*

sedifolia. La especie que predomina durante el primer año de sucesión es *Carex ecuadorica*. las especies tardías son *Paspalum* sp y *Calamagrostis vicunarum*.

- La sucesión secundaria en el bofedal se inicia con *Werneria pygmaea*, *Ranunculus flagelliformis* y *Carex ecuadorica* con predominio de *Werneria pygmaea* al inicio de la sucesión y luego un incremento de la abundancia de *Carex ecuadorica* durante el primer año. Las especies tardías son: *Hipochaeris taraxacoides*, *Paspalum* sp, *Plantago rigida*, *Distichia muscoides*, *Pycnophyllum* sp y *Gentiana sedifolia*.
- Al cabo del primer año de la sucesión, la cobertura vegetal en el bofedal se ha recuperado sólo un 17%, mientras que a los tres años y diez meses se ha logrado una recuperación del 61%. . En el caso de la pampa, la cobertura se ha recuperado en un 50% al cabo del primer año, mientras que a los tres años y 10 meses se ha logrado una recuperación del 100% de la cobertura. La evaluación con el índice de Shannon y Wiener mostró que la diversidad no logra recuperarse al cabo del primer año de perturbación ni en la pampa ni en el bofedal. No obstante, la evaluación de verificación llevada a cabo al cabo de 3 años y 10 meses permitió encontrar un valor de H que está por encima de la diversidad previa al champeo. Asimismo, la diversidad alfa promedio del bofedal es significativamente menor (al 5% de confianza) que la diversidad de la pampa durante casi todo el año, siendo esta diversidad mejor explicada por la riqueza que por la equidad.
- Una evaluación control - impacto permite identificar valores de diversidad mayores en las zonas impactadas que en la zonas control y valores no significativos de productividad primaria mayor en las zonas control que en las zonas impactadas. Asimismo, se ha evidenciado valores de diversidad de artropofauna mayores en la zona control que en las zonas impactadas.

- Según un análisis de componentes principales de la cobertura vegetal de la pampa y el bofedal, se puede inferir que la pampa muestra un proceso de sucesión bastante ordenado, mostrando un incremento progresivo de la cobertura a lo largo del tiempo, mientras que el bofedal tiene un proceso desordenado con avances y retrocesos, mostrando la presencia de dos atractores de sucesión, uno bajo patrones de perturbación y otro en ausencia de la misma. Asimismo, se puede deducir que los bofedales son más sensibles a la precipitación en la zona. Tanto en la pampa como en el bofedal a los tres años y diez meses después del champeo el escenario presente no se parece al escenario descrito previo a la perturbación, a pesar de que la diversidad de la vegetación es mayor.
- Un análisis de correlación entre la diversidad de la vegetación y la precipitación, permitió encontrar una relación negativa entre ambas variables con una demora de respuesta de 4 meses para la pampa y de 3 meses para el bofedal.
- Tras algunas pruebas de similaridad temporal de la pampa y el bofedal con el estadio “clímax”, definido como aquel que está listo para volverse a champear, se encontró que al cabo de tres años se puede volver a champear una pampa pues su diversidad vegetal está recuperada y la condición del pastizal es buena. En el caso del bofedal, el periodo de barbecho de tres años y diez meses no es suficiente porque la condición del pastizal aún es regular, se debe recordar que el bofedal tienen una dinámica más difícil de predecir en comparación con la pampa.

VI. RECOMENDACIONES

- Debido a que la actividad de champeo reduce la diversidad de especies vegetales a casi la mitad en un año, resulta adecuado sugerir que no se extraigan pastos de la misma zona cada año, sino que se establezca un periodo de barbecho de al menos 3 años para la pampa y un periodo mayor para el bofedal. En este sentido resulta transcendental hacer un manejo rotativo para la extracción de pastos.
- Fortalecer la gestión de la vegetación en la Reserva Nacional de Junín a través de educación sobre conservación de pastizales y **monitoreo** de la flora y vegetación de la RNJ.
- Llevar un control adecuado de los permisos concedidos para el champeo, regulando las dimensiones de la champa. La misma que debe tener como máximo un área de 75cm*35 cm y una profundidad de 3 cm., incluso en el bofedal ya que este parece estar sobreimpactado al extraerse mayor profundidad del suelo con el champeo.
- Establecer una cuota diferenciada de permisos concedidos para extraer champa en la pampa y en el bofedal, pues esta último tipo de formación vegetal es más difícil de recuperarse tras la perturbación (la diversidad de plantas es menor, es más fácil extraer mucha materia orgánica del suelo y permanece bajo el agua durante la época de lluvias, haciendo que la sucesión sea muy lenta).
- Dado que la *Distichia muscoides* es una planta importante para la comunidad, ya que las personas afirman que ésta es una de las plantas que mayor poder energético posee y que aparentemente estructura la comunidad de plantas del bofedal, se recomienda profundizar investigaciones acerca de su abundancia y dinámica.

- Es recomendable que se profundicen algunos aspectos de manejo de pastos en la Reserva Nacional de Junín tras el champeo en los que se evalúen estrategias para lograr una recuperación más rápida de los pastos teniendo en cuenta la heterogeneidad de la zona, alternativas de rotación de zonas de champeo y profundidad de champeo
- Modelizar el proceso de extracción de cobertura vegetal para obtener información de los posibles escenarios acerca de la cobertura de manejo frente a diferentes intensidades de champeo. Así como proponer un modelo que involucre la velocidad de la recuperación de la vegetación tanto en la pampa como en el bofedal teniendo en cuenta el efecto estocástico de la precipitación.

VII. BIBLIOGRAFÍA

ALIANZA PARA LA RESILIENCIA, 2007. Assessing and Managing Resilience in Social-Ecological Systems: A Practitioners Workbook. Version 1.0. Pg. 1 - 87.

ALLISON E. Helen and Richard J. Hobbs. Resilience, Adaptive Capacity, and the “Lock- in Trap” of the Western Australian Agricultural Region. En: Ecology and Society 9(1):3. Pg. 1 –25.

ASTORGA J., V. Choquehuanca, M. Rubio, F.C. Bryant. 1985. Tendencias Sucesionales Relacionadas con el Altiplano. En: Investigación sobre Pastos y Forrajes en el Perú Volumen II. de Texas Tech University. Estados Unidos. Pg. 1-19

BAZÁN Ruben, Sady García, Julio Nazario, Consuelo Romero, Manuel Valencia y Rubi Vega. 2000. Manual de Prácticas de Edafología. Departamento Académico de Suelos. Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima.

BRAKO L. y Zarucchi J. 1993. Catalogue of the Flowering Plants and Gymnosperms of Perú. Missouri Botanical Garden. Monographs. En Systematic Botany, 45: Pg. 1- 1286.

CARRILLO Antonio. 1982. Producción Primaria Neta de Estrato Herbáceo y Efecto del Ganado sobre su Composición Florística en la Reserva de Biosfera “La Michita”. Durango. Tesis para optar el título de biólogo. UNAM. México .D.F.

CHAUVAT Matthieu, Wolters Volkmar and Jens Dauber. 2007. Response of collembolan communities to land-use change and grassland succession. En: Ecography 30: Pg. 183_192.

COMIN Francisco. 2002. Restauración ecológica: Teoría versus práctica. En: Ecosistemas: Revista de Divulgación Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente. Año XI N°1 Enero- Abril. Pg 11-13

DAVIC Robert D. 2003. Linking Keystone Species and Functional Groups: A New Operational Definition of the Keystone Species Concept. En: Conservation Ecology 7(1): r11. Pg 1-14

DE LEO Giulio, Simon Levin.1997. The Multifaceted Aspects Of Ecosystem Integrity. En: Conservation Ecology. Vol. 1. Pg.1- 22.

FAILING Lee, Graham Horn and Paul Higgins. 2004. Using Expert Judgment and Stakeholder Values to Evaluate Adaptive Management Options. En: Ecology and Society 9(1): 3. Pg. 1-18

FLORES Enrique. 1993. Naturaleza y Uso de los Pastos Naturales. (Separata de la Facultad de Zootecnia). Pg. 1-14

FLORES Enrique. 1993. Principios de Inventariado y Mapeo de Pastizales. (Separata de la Facultad de Zootecnia). Universidad Nacional Agraria La Molina. Pg. 1-27

FLORES, Mercedes, José Alegría y Arturo Granda. 2005. Diversidad Florística Asociada a las Lagunas Andinas Pomacocha y Habascocha, Junín, [en línea]. Perú. Rev. peru biol ene./jul. 2005, vol.12, no.1 [Consultado el 01 Noviembre 2009], p.125-134. Disponible en http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1727-99332005000100011&lng=es&nrm=iso>. ISSN 1727-9933.

FLOREZ Arturo. sf. Manual de Pastos Forrajeros Altoandinos. Serie Manuales N° 28. ITDG. Perú. [Consultado el 24 Enero 2010]. Pg. 49. Disponible en: <http://books.google.com.pe/books?id=ksVvmu5HSEQC&pg=PA40&dq=bofedales&cd=6#v=onepage&q=bofedales&f=false>

FOREST I. Isbell, David A. Losure, Kathryn A. Yurkonis and Brian J. Wilsey. 2008. Diversity_productivity relationships in two ecologically realistic rarity_extinction scenarios. En: Oikos 117: 996_1005

JAMES B. Grace, Michael Anderson, Melinda D. Smith, Eric Seabloom, Sandy J. Andelman, Gayna Meche, Evan Weiher, Larry K. Allain, Heli Jutila, Mahesh Sankaran, Johannes Knops, Mark Ritchie and Michael R. Willig. 2007. Does species diversity limit productivity in natural grassland communities? En: Ecology Letters, (2007) 10: 680–689

GAYTON, Donald. 2003. British Columbia Grasslands. Monitoring Vegetation Change. En: Forrex. Serie 7. United Kingdom. Pg. 1-14

GARIBALDI Ann y Nancy Turner. 2004. Cultural Keystone Species: Implications for Ecological Conservation and Restoration. En: Ecology and Society 9(3):1. Pg. 18.

GIL –SOTRES. Fernando, Carmen TRASAR – CEPEDA y M. del Carmen LEITRÓS. 2002. Influencia de la Fertilización Orgánica sobre la Evolución de las Propiedades Bioquímicas de Estériles de minas de Lignito. En Ecosistemas: Revista de Divulgación Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente. Año XI N°1 Enero- Abril. Pg 59-63.

GRUPO DE PÁRAMOS PUNAS Y JALLQAS DEL PERÚ: INSTITUCIONES Y ACCIONES EN BENEFICIO DE COMUNIDADES Y ECOSISTEMAS ALTOANDINOS. 2002. Informe elaborado por el Centro de Información y Desarrollo Integral de Autogestión (CIDIAG), Centro Internacional de la Papa (CIP), Consejo Nacional del Ambiente (CONAM), Consejo Nacional de Camélidos Sudamericanos (CONACS), Consorcio para el Desarrollo Sostenible de la Ecorregión Andina (CONDEDSAN), Instituto de Gestión de Cuencas Hidrográficas, Instituto Nacional de recursos Naturales (INRENA), Instituto de Montaña (IM), Instituto del Bien Común (IBC), Fondo Nacional de Áreas Protegidas por el Estado (PROFONANPE) Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM). Pg. 1-37

HARWELL Mark. 1999. A Framework for an Ecosystem Integrity Report Card. En: Bioscience. Pg 1 –24

HOLLING.C.S. 1992. Cross-Scale Morphology, Geometry, and Dynamics of Ecosystems. En: Ecological Monographs 62(4). The Ecological Society Of America. Pg. 447-502.

HOLLING C.S., C. Folke, L. Gunderson and K-G Maler. 2000 The Resilience Alliance in Draft Program Description The Resilience Alliance A Consortium Linking Ecological, Economic and Social Insights for Sustainability. En: The Resilience Alliance – Program Description. Pg. 1-20

IAIN Davidson y Fikret BERKES. 2003. Learning as Young Journey: Anishinaabe Perception of Social-ecological Environments as Adaptative Learning. Conservation Ecology 8(1):5. Pg. 1- 21

INRENA, 2000. Plan Maestro de la Reserva Nacional de Junín. Lima. Pg. 1-79.

JACOBS Jürgen. 1980 Diversidad, Estabilidad y Madurez En Ecosistemas Influidos Por Las Actividades Humanas. En: Conceptos Unificadores En Ecología. Editorial Blume.Pg. 236-262

KREBS Charles.1985. Ecología: Estudio de la Distribución y la Abundancia. Harla. México. Pg.1-753

KÖRNER Christian. 2000. El Cambio Global y los Ecosistemas de Alta Montaña (en línea) En: Gayana Bot. v.57 n.1. Concepción . Chile. Consultado el 1 de noviembre del 2009. Disponible en http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0717-66432000000100001&lng=es&nrm=iso&tlng=en.

KLEIJN David. 2003. Can Establishment Characteristics Explain the Poor Colonization Success of Late Successional Grassland Species on Ex-Arable Land ?. En: Restoration Ecology. Vol. 11 No. 2. Society for Ecological Restoration International. Pg 131-138.

LEPOSKY Dana, Emily Heyerdahl, Ken Lertzman, Dave Schaepe and Bob Mierendorf. 2003 -Historical Meadow Dynamics in Southwest British Columbia: a Multidisciplinary Analysis. En: Conservation Ecology 7 (3):5. Pg. 1-18

LEUSCHNER Christoph. 2000. Are High Elevations In Tropical Mountains Arid Environments For Plants? (en línea). En: Ecology 81(5) pg 1425- 1436. Consultado el 2 de diciembre del 2010. Disponible en <http://www.jstor.org/pss/177219>

LICHTENSTEIN Gabriela, Fernando Oribe, Maryanne Grieg –Gran, Sergio Mazzucchelli. 2000. Manejo Comunitario de Vicuñas en Perú. Estudio de Caso del Manejo Comunitario De Vida Silvestre. International Institute For Environment And Development (IIED).

LIETH Helmut.1980. Productividad primaria en los Ecosistemas: Análisis comparado de modelos globales. En Conceptos Unificadores En Ecología. Edit Blume. Barcelona. España. Pg. 85 –110

LUDWIG Donald. Brian Walker and Crawford Holling.1997. Sustainibility, Stability, and Resilience. En Conservation Ecology (1): 7 .Pg. 1 –24

MAGURRAN Anne 1987. Diversidad Ecológica y Su Medición. Bangor. Pg. 1- 200

MARGALEF Ramon1984.Energía. CECSA: Consejo Nacional Para La Enseñanza De La Biología. AC. Compañía Editorial Continental S.A. Del C.V. MÉXICO.

MARGALEF. R .1989 Reflexiones Sobre La Diversidad Y Significado De Su Expresión Cuantitativa. Universidad de Barcelona. España.

MARGALEF Ramón. 1993. Teoría de los Sistemas Ecológicos. Universidad de Barcelona 2^{da} Edición. España. Pg 1-290.

MATTEUCCI Silvia y Aida Colma. 1982. Metodología para el Estudio de la Vegetación. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. Washington D.C. Pg.1-168.

MATTEUCCI Silvia y Aida Colma. 1998. El papel de la Vegetación como indicadora del ambiente. En Sistemas Ambientales Complejos. Herramientas de Análisis Espacial. Eudeba. Buenos Aires. Pg. 293 – 32

MCNAUGHTON S.J. 1998. Root Biomass and Productivity In a Grazing Ecosystem: The Serengeti. Ecology 79:2.Pg 587-592

MILLER 1994. Tyler. Ecología y Medio Ambiente. Grupo Editorial Iberoamérica. México. Pg 867.

MOLINA – MONTENEGRO, Marco, Cristian Torres, María Parra y Lohengrin Cavieres. 2000. Asociación de Especies al Cojín *Azorella trifurcata* (GAERTN) HOOK (*Apiaceae*) en la Zona Andina de Chile Central (37°S). En *Gayana Bot.* 57 (2): 161-168

MONASTERIO Maximina, Julia K. Smith and Marcelo Molinillo. 2006 Agricultural Development and Biodiversity Conservation in the Paramo Environments of the Andes of Mérida, Venezuela. En: *Land Use Change and Mountain Biodiversity.* Pg. 307- 318

NEMARUNDWE Nontokozo, Wil de Jong y Peter Cronkleton. 2003. Escenarios Futuros como instrumento para el manejo forestal. Manual para capacitar facilitadores en el manejo de Escenarios Futuros. Centro para la Investigación Forestal Internacional (CIFOR). Indonesia. Pg. 1- 32

ODUM Eugene. 1997. Ecología: Vínculo entre las Ciencias Naturales y Sociales. Compañía Editorial Contibebtal , S.A. DE C.V. México. Pg. 1-295.

ODUM Eugene y Gary Barret, 2006 Fundamentos de Ecología. Quinta edición. THOMPSON. Estados Unidos. Pg 598.

ORGANIZACIÓN DE LOS ESTADOS AMERICANOS, 1999. Unidad de Desarrollo Sostenible y Medio Ambiente. Comisión Interamericana para el Desarrollo Sostenible (CIDS). Estrategia Interamericana para la Promoción de la Participación Pública en la Toma de Decisiones sobre Desarrollo Sostenible. Documento acordado en la Reunión del Grupo de Trabajo CIDS. Washington D.C. Pg.10-47

OLFF H, D.M. Pegtel, J.M Van Groenendael y J.P. Bakker. Germination Strategies During Grassland Succession. Journal of Ecology 1994. Pg. 82, 69-77

ORIANNS Gordon .1980.Diversidad Estabilidad y Madurez en los Ecosistemas Naturales. En Conceptos Unificadores En Ecología. Editorial Blume. Pg 174 – 189

PECO B, Sánchez G. Casado M. A. y Pineda F. D. 1991 Dinamismo De La Diversidad y Estructura Espacial En Pastizales Mediterráneos Periódicamente Perturbados.. En Diversidad Biológica. Symposium Internacional Celebrado en Madrid en Noviembre y Diciembre de 1989 Promovido Por La Fundación Ramón Areces, ADENA-WWF Y SCOPE. Madrid.

PONCE Felix, Vento Raymundo, Sims Brian. 2000. Comparative Study Of Influence Of Animal Traction And Light Tractors On Soil Compaction In Cuba. In Agricultural Mechanization In Asia, Africa And Latin America. Vol31. N°3. Pg. 19-23

PORTA J, López Acevedo M, Roquero C. 1994. Edafología Para La Agricultura y El Medio Ambiente. Ediciones Mundi Prensa. Madrid. Pg. 1- 807

PURVIS Andy y Andy Héctor. 2000. Introducción a La Biodiversidad . Nature. Vol. 405.Pg 212 – 219

SALISBURY B. Frank, Cleon W. Ross. 1984 *Fisiología Vegetal*. Grupo Editorial Iberoamerica. México D.F. Pg. 1- 759

SANCHEZ Edgar. 1997 *Variabilidad Espacial y Temporal de una Población de Vicuñas y Modelos Para Su Gestión*. Tesis Doctoral Para Optar el Grado de Doctor en Ciencias Biológicas.

SÁNCHEZ Edgar, Zulema Quinteros, Germán Arellano y Susana Gushiken. 1997. *Ecología General: Guía de Prácticas*. UNALM. Perú.

SARMIENTO Lina 2000. *Water Balance And Soil Loss Under Long Fallow Agriculture In The Venezuelan Andes*. *Mountain Research and Development* Vol. 20 N° 3 Pg. 246 – 253.

SARMIENTO Lina 2001. *Carbon And Nitrogen Dynamics In Two Soils With Different Fallow Times In The High Tropical Andes: Indications For Fertility Restoration*. *Applied Soil Ecology* 19 Pg. 79 –89.

STEIN Claudia, Harald Auge, Markus Fischer, Wolfgang W. Weisser y Daniel Prati. 2008 *Dispersal and seed limitation affect diversity and productivity of montane grasslands*. En: *Oikos* 117: 1469_1478.

SARMIENTO Lina, Julia K. Smith, Maximina Monasterio 2001. *Balancing Conservation Of Biodiversity And Economic Profit In The High Venezuelan Andes: Is Long Fallow Agriculture An Alternative*. *Pbioch24* qxd. Pg 285-295

SHEAR McCann Kevi. 2000. *The Diversity-Stability debate*. *Nature* Vol 405. Pg. 228-233

SQUEO Fa, E. Ibacache, B.G. Warner, D. Espinoza, R. Aravena & J.R. Gutiérrez (2006b) *Productividad y Diversidad Florística de la Vega Los Tambos, Cordillera de*

Doña Ana: Variabilidad Inter-anual, Herbivoría y Nivel Freático. In: Cepeda J (ed) Geoecología de la Alta Montaña del Valle del Elqui: 333-362. Ediciones Universidad de La Serena, La Serena, Chile. [Consultado el 17 Enero 2010]. Disponible en: captura.uchile.cl/jspui/bitstream/2250/.../1/Squeo%20F-Productividad.pdf

TICHIT Muriel, Genin Didier. 1997. Factors Affecting Herd Structure In A Mixed Camelid-Sheep Pastoral System In The Arid Puna Of Bolivia. In Journal Of Arid Environments, VOL 36. pg 167-180.

TOLA José, Infiesta Eva, Fernández Alberto. 1998. El Mundo De Los Animales: La Vida en los Grandes Ecosistemas. OCEÁNO. España .Pg. 1- 369.

TORRES, Juan, 1992. Los Agroecosistemas Andinos del Perú: La Oferta Ambiental de los Andes y Algunas Sugerencias para Optimizar su Utilización. En el Agroecosistema Andino: Problemas, Limitaciones, Perspectivas. Anales del Taller Internacional sobre el Ecosistema Andino. Centro Internacional de la Papa.Perú. Pg. 97- 108

VÁSQUEZ Eduardo y José Vegas. 1985. Estudio Socio – Económico y Desarrollo Rural en las Comunidades Colindantes al lago Junín. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Facultad de Ciencias Sociales. Lima. Pg. 1-48.

VOLKER Grimm and Christian Wissel. 1997 Babel, or the ecological stability discussions: an inventory and analysis of terminology and a guide for avoiding confusion. En Oecología 109. Pg. 323-334

WALKER Brian, Stephen Carpenter, John Anderies, Nick Abel, Graeme S. Cumming, Marco Janssen, Louis Lebel, Jon Norberg, Garry D. Peterson and Rusty Pritchard. 2002. Resilience Management in Social – ecological Systems: a Working Hypothesis for a Participatory Approach. En Conservation Ecology 6 (1):14. Pg. 1 – 20.

WALKER Brian and Jacqueline A. Meyers. 2004. Thresholds in Ecological and Social – Ecological Systems: a Developing Database. In *Ecology and Society*. 9(2):3. Pg. 1- 16

WALKER Brian, C.S. Holling, Stephen R. Carpenter and Ann Kinzig. 2004. Resilience, Adaptability and Transformability in Social – ecological Systems. In *Ecology and Society* 9 (2): 5 Pg. 1 – 9

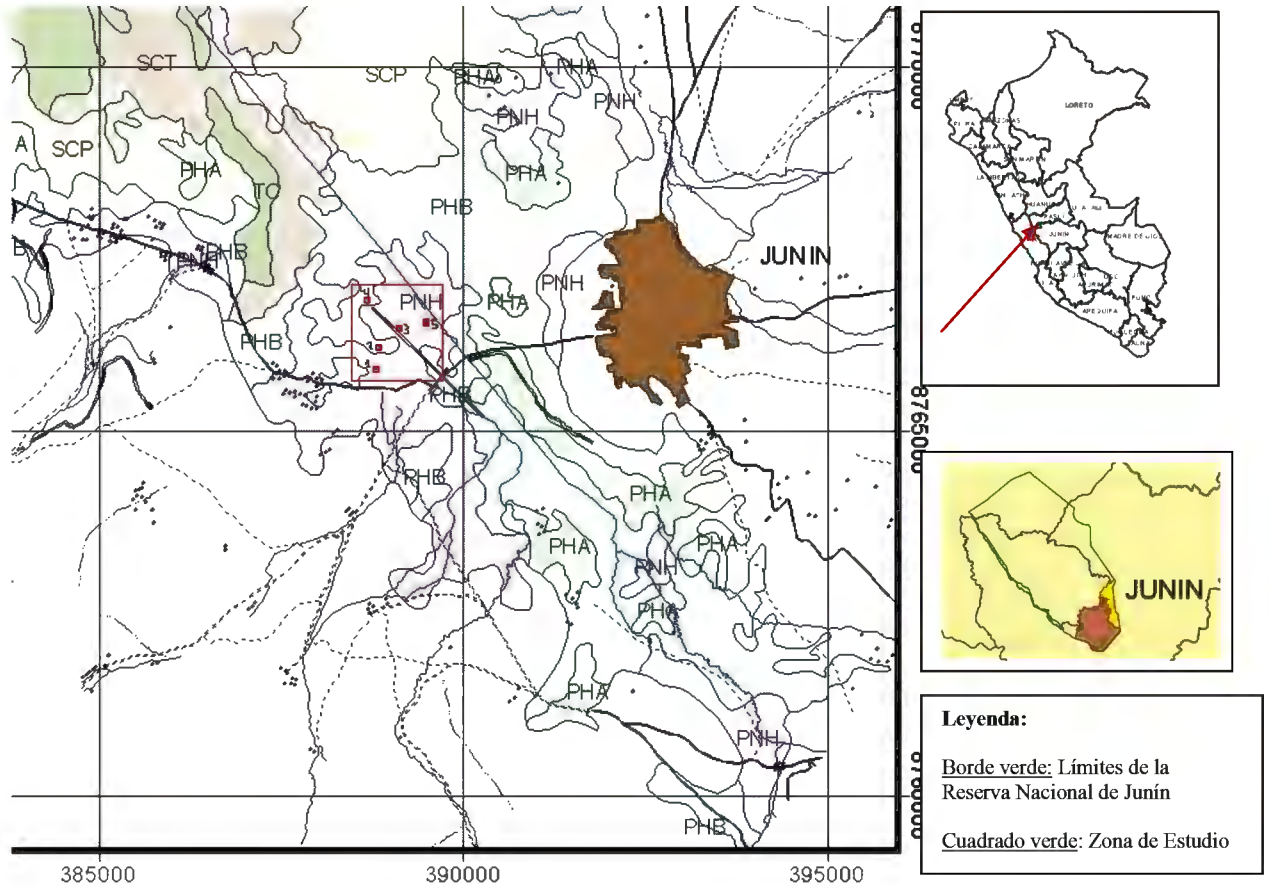
WALSH PERU. 2001. Plan de Conservación del Zambullidor de Junín. Informe Final.

WILCOX B.P Y F.C. Bryant. 1985. Efecto del Pastoreo sobre la Composición Florística de un Pastizal de Puna. En *Investigación sobre Pastos y Forrajes en el Perú Volumen II*. De Texas Tech University. Estados Unidos. Pg. 1-9

ZAMORA Regino.2002.La Restauración Ecológica: Una Asignatura Pendiente. En *Ecosistemas: Revista de Divulgación Científica y Técnica de Ecología y Medio Ambiente*. Año XI N°1 Enero- Abril. Pg 19- 2

ANEXO 1

Mapa de la Zona de Estudio



Anexo 2

ENCUESTA

Percepción de la Población Frente a los Recursos Existentes en la Reserva Nacional de Junín

GENERALIDADES:

1. ¿DÓNDE Y CUANDO HA NACIDO USTED?

2. ¿DE QUÉ ACTIVIDADES DEPENDE SU VIDA?

3. ¿TODO EL TERRENO LE PARECE IGUAL?

SÍ NO
POR QUÉ _____

RECURSOS NATURALES:

4. ¿QUÉ ENTIENDE USTED POR RECURSO?

5. ¿CUÁLES SON LOS 3 RECURSOS QUE MÁS LE INTERESAN DEL ESPACIO?

CHAMPA RANAS

TOTORALES AVES

OTROS _____

CHAMPEO:

6. ¿POR QUÉ SE EXTRAE CHAMPA?

7. ¿QUIÉN EXTRAE MÁS CHAMPA?

8. ¿CUÁNTA CHAMPA EXTRAE CADA PERSONA?

9. ¿ES SUFICIENTE LA CHAMPA QUE SE EXTRAE?

SÍ NO

POR QUÉ _____

10. ¿CUÁL ES EL TIPO DE CHAMPA QUE USTED PREFERE SACAR?

11. ¿CUÁL ES EL ESPACIO DE DONDE USTED PREFERE SACAR LA CHAMPA? ¿POR QUÉ?

12. ¿CUÁL ES LA CHAMPA MÁS ABUNDANTE?

13. ¿CUÁL ES LA CHAMPA QUE ARDE MEJOR?

14. ¿SIENTE QUE CAMBIÓ LA CALIDAD DE LA CHAMPA O ES IGUAL QUE ANTES?

SÍ NO

POR QUÉ _____

15. ¿SIENTE USTED QUE EL CHAMPEO ESTÁ AFECTANDO EL TERRENO?

SÍ NO

POR QUÉ _____

16. ¿QUÉ ESTARÍA USTED DISPUESTO A HACER PARA MEJORAR LA CONDICIÓN DE LA CHAMPA?

17. ¿QUÉ ACCIONES ESPERA QUE SE DESARROLLEN PARA MEJORAR LA CONDICIÓN DE LA CHAMPA?

INVESTIGACIÓN ORDENAMIENTO DEL TERRENO

ACCEDER ANUEVAS FUENTES DE ENERGÍA

OTROS _____

18. ¿EN CUANTO TIEMPO CRECE LA MEJOR CHAMPA?

1 AÑO 2 AÑOS 3 AÑOS 4 AÑOS 5 AÑOS

MENOS MÁS

19. ¿CUÁNTAS PERSONAS CHAMPEAN, APROXIMADAMENTE?

20. ¿CUÁLES SON LAS MEJORES ÉPOCAS PARA CHAMPEAR?

21. ¿CUÁLES SON LOS PROBLEMAS CON EL CHAMPEO?

22. ¿QUÉ MÉTODO USAN PARA CHAMPEAR?

23. DESPUÉS DE CUANTO TIEMPO REGRESA A CHAMPEAR?

HISTORIA:

24. ¿CÓMO ERA EL TERRENO HACE 10 AÑOS?

25. ¿QUÉ ACTIVIDAD ERA LA QUE MÁS DESARROLLABA?

26. ¿CÓMO LE GUSTARÍA VER EL TERRENO DE AQUÍ A 5 AÑOS?

27. ¿CUÁLES HAN SIDO LOS EVENTOS MÁS TRSCENDENTALES EN EL ESPACIO EN EL QUEVIVE?

28. ¿CUÁLES HAN SIDO LOS MAYORES CAMBIOS QUE HA SUFRIDO EL TERRENO?

INFORMACIÓN:

29. ¿ES FÁCIL ENCONTRAR INFORMACIÓN ACERCA DEL LUGAR DONDE VIVE?

SI

NO

POR QUÉ

30. CUÁLES SON LAS INSTITUCIONES CON MAYOR INFLUENCIA EN ESTE ESPACIO?

CONAM

INRENA

GOBIERNO LOCAL

COMUNIDADES

OTROS

31. QUÉ ENTIENDE POR RESERVA:

Anexo 3

Fotografías de las Plantas encontradas en la Reserva Nacional de Junín

Figura A



Werneria Pygmaea

Figura B



Hypochoeris taraxacoides

Figura C



Lachemilla diplofila

Figura D



Carex ecuadorica

Figura E



Lachemilla pinnata

Figura F



Gentiana sedifolia

Figura G



Calamagrostis vicugarum

Figura H



Plantago rigida

Figura I



Paranehelius ovatus

Figura J



Ranunculus flagelliformis

Figura K



Aciachne pulvianta

Figura L



Distichia muscoides

ANEXO 4

Fotografías Acerca del Trabajo Realizado Durante la Investigación





Figura C: Evaluación de extensión de zonas champeadas



Figura D: Champas secándose al sol para ser utilizadas con fines energéticos



Figura E: Pampa (a la izquierda) y bofedal (a la derecha) 3 años y 10 meses después de ocurrido el impacto. Se notan aún los bordes de las superficies champeadas