

UNIVERSIDAD CATÓLICA SEDES SAPIENTIAE

FACULTAD DE INGENIERÍA AGRARIA



Restauración ecológica de praderas altoandinas para la mejora de las
pasturas naturales en el sector Apas, Huancaya, Yauyos

TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE
INGENIERO AMBIENTAL

AUTORA

Carla Corina Julián Ibarra

ASESORA

María Mercedes Medina Muñoz

Lima, Perú

2020

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

ACTA N° 008.- 2020/UCSS/FIA/DI

Siendo las 11:00 a.m. del día 19 de febrero de 2020, en el Auditorio de la Sede Lima, Local Central - Universidad Católica Sedes Sapientiae, el Jurado de Tesis, integrado por:

- | | |
|---|-----------------|
| 1. M. Sc. Wilfredo Mendoza Caballero | Presidente |
| 2. Mg. José Víctor Ruiz Ccancce | Primer Miembro |
| 3. Ing. Ind. Mario Antonio Anaya Raymundo | Segundo Miembro |
| 4. Mg. Sc. María Mercedes Medina Muñoz | Asesor |

Se reunieron para la sustentación de la tesis titulada: **“RESTAURACIÓN ECOLÓGICA DE PRADERAS ALTOANDINAS PARA LA MEJORA DE LAS PASTURAS NATURALES EN EL SECTOR APAS, HUANCAYA, YAUYOS”**., que presenta la bachiller en Ciencias Ambientales, la **Sra. Carla Corina Julián Ibarra** cumpliendo así con los requerimientos exigidos por el reglamento para la modalidad de titulación; la presentación y sustentación de un trabajo de investigación original, para obtener el Título Profesional de **Ingeniero Ambiental**.

Terminada la sustentación, el Jurado luego de deliberar acuerda:

APROBAR

DESAPROBAR

La tesis, con el calificativo de *Buena* y eleva la presente Acta al Decanato de la Facultad de Ingeniería Agraria, a fin de que se declare EXPEDITA para conferirle el TÍTULO de INGENIERO AMBIENTAL.

Firmado en Lima, 19 de febrero de 2020.

M. Sc. Wilfredo Mendoza Caballero
PRESIDENTE

Mg. José Víctor Ruiz Ccancce
1° MIEMBRO

Ing. Ind. Mario Antonio Anaya Raymundo
2° MIEMBRO

Mg. Sc. María Mercedes Medina Muñoz
ASESOR

DEDICATORIA

El siguiente trabajo de tesis está dedicado especialmente a mis padres, quienes estuvieron presentes en cada una de mis etapas de vida apoyándome e inculcándome valores y principios, e incentivándome a ser mejor cada día. También agradezco a cada uno de mis hermanos, quienes siempre me aconsejaron a ser persistente en la vida y me apoyaron en todo este proceso.

Gracias a cada uno de ustedes, Carla Julián.

AGRADECIMIENTOS

- A Dios, por la vida de cada uno de mis seres queridos, también porque cada día me permite estar junto a los míos y poder gozar de salud, además me bendice con alimento, cobijo y trabajo.
- A mis padres, por haberme enseñado valores y por proporcionarme la mejor educación y lecciones de vida. En especial a mi madre, por siempre enseñarme que a pesar de las circunstancias de la vida uno tiene que dar lo mejor de sí para poder salir adelante. En especial a mi padre, por haberme enseñado que la familia siempre es lo primero y por siempre estar ahí para nosotros. A mis hermanos por su apoyo incondicional.
- A mi asesora de tesis Mg.Sc. María Mercedes Medina por su valioso y constante asesoramiento y sugerencias para realizar esta investigación, así como por su amistad brindada, muchas gracias.
- Al Patronato Nor Yauyos Cochas por el financiamiento de la tesis de investigación y por acompañarme en este proceso, especialmente a la Sra. Carmela Landeo.
- A nuestra Alma Mater la Universidad Católica Sede Sapientiae, Facultad de Ingeniería Agraria, Programa de Estudio de Ingeniería Ambiental por formarme profesionalmente y por reforzarme los valores primordiales de la vida.
- Al Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SERNANP) por permitirme realizar investigación en la Reserva mediante la Resolución Jefatural N° 006-2016-SERNANP-JEF.
- A la Jefatura de la Reserva Paisajística Nor Yauyos Cochas por el apoyo institucional y permitir el desarrollo de este trabajo en la Reserva, además agradecer especialmente el apoyo de los guardaparques Heber y Abdon.
- A la Comunidad Campesina de Huancaya, por apoyarnos en las faenas comunales y confiar en este proceso de restauración, por siempre estar dispuestos a ayudarnos y además por darnos cobijo en tan hermosos paisajes.

ÍNDICE GENERAL

	Pág.
Índice general.....	v
Índice de tablas	viii
Índice de figuras	x
Índice de apéndices.....	xiii
Resumen	xiv
Abstract.....	xv
Introducción.....	1
Objetivos.....	6
CAPITULO I: MARCO TEÓRICO	7
1.1. Antecedentes	7
1.2. Bases teóricas especializadas	13
1.2.1. Restauración ecológica.....	13
1.2.2. Restauración activa.....	13
1.2.3. Restauración pasiva.....	13
1.2.4. Servicios ambientales	14
1.2.5. Ecosistema de referencia	14
1.2.6. Área de restauración.....	14
1.2.7. Área de interés comunitario	15
1.2.8. Pastos naturales o pastizales.....	15
1.2.9. Praderas altoandinas	15
1.2.10. Técnica de aislamiento	16
1.2.11. Abono orgánico	17
1.2.12. Técnica de translocación	17
1.2.13. Especie dinamogenética	17
1.2.14. Diversidad florística	18
1.2.15. Composición florística	18
1.2.16. Monitoreo de los proyectos de restauración.....	19
1.2.17. Forraje	19
1.2.18. Capacidad de carga.....	19
1.2.19. Análisis costo-efectividad	19
CAPITULO II: MATERIALES Y MÉTODOS	21
2.1. Diseño de la Investigación	21

2.2.	Lugar y fecha.....	21
2.3.	Descripción del experimento.....	23
2.3.1.	Delimitación del área de restauración	23
2.3.2.	Delimitación de las parcelas internas	23
2.3.3.	Aplicación de tratamientos en las parcelas internas.....	25
2.4.	Tratamientos.....	27
2.5.	Unidades experimentales.....	27
2.6.	Identificación de las variables y su medición	28
2.6.1.	Parámetros de la estructura cuantitativa de la vegetación.....	29
2.6.2.	Evaluación de la importancia ecológica.....	30
2.6.3.	Índices de la diversidad florística.....	30
2.6.4.	Evaluación de la capacidad de carga.....	34
2.7.	Diseño estadístico del experimento.....	39
2.8.	Análisis estadístico de datos.....	40
2.9.	Materiales	40
2.9.1.	Materiales de campo.....	40
2.9.2.	Materiales gabinete.....	40
CAPITULO III: RESULTADOS		41
3.1.	Evaluación de la diversidad florística en las parcelas demostrativas.....	41
3.2.	Composición florística de las parcelas demostrativas.....	43
3.2.1.	Composición florística de la Parcela 1 – Tratamiento abono.....	44
3.2.2.	Composición florística de la Parcela 2 – Tratamiento translocación	48
3.2.3.	Composición florística de la Parcela 3 – Tratamiento abono y translocación	52
3.2.4.	Composición florística de la Parcela testigo	56
3.3.	Índice de valor de importancia (IVI).....	58
3.3.1.	Índice de valor de importancia a nivel de especie en el tratamiento abono	58
3.3.2.	Índice de valor de importancia a nivel de especie en el tratamiento translocación.....	61
3.3.3.	Índice de valor de importancia a nivel de especie en el tratamiento abono y translocación.....	64
3.3.4.	Índice de valor de importancia a nivel de especie en la parcela testigo	67
3.4.	Índice de diversidad florística	69
3.4.1.	Diversidad alfa	69
3.4.2.	Diversidad beta (Métodos clasificación y ordenación).....	80

3.5.	Capacidad de carga para ganado vacuno y alpaquero	85
3.5.1.	Clasificación de las plantas de acuerdo a la respuesta al pastoreo	85
3.5.2.	Evaluación y condición de los pastos naturales para ganado vacuno	88
3.5.3.	Evaluación de la capacidad de carga para el ganado alpaquero evaluado con el tratamiento abono	96
3.6.	Evaluación de los costos en cada uno de los tratamientos aplicados a las parcelas de restauración.....	97
CAPITULO IV: DISCUSIONES		99
4.1.	Evaluación de la diversidad florística en las parcelas demostrativas.....	99
4.2.	Composición florística de las parcelas demostrativas.....	100
4.3.	Índice de valor de importancia (IVI).....	103
4.4.	Índice de diversidad florística	105
4.5.	Capacidad de carga para ganado vacuno y alpaquero.....	106
4.6.	Evaluación de los costos en cada uno de los tratamientos aplicados a las parcelas de restauración.....	109
CAPITULO V: CONCLUSIONES		111
CAPITULO VI: RECOMENDACIONES		114
REFERENCIAS		116
TERMINOLOGÍA		128
APÉNDICES		131

ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. <i>Coordenadas de las parcelas de restauración</i>	24
Tabla 2. <i>Tratamientos experimentales</i>	27
Tabla 3. <i>Índice de especies decrecientes (D)</i>	35
Tabla 4. <i>Índice forrajero (IF)</i>	36
Tabla 5. <i>Índice de suelo desnudo, roca y pavimento de erosión (BRP)</i>	36
Tabla 6. <i>Índice de vigor</i>	37
Tabla 7. <i>Determinación de la condición del pastizal</i>	38
Tabla 8. <i>Capacidad sustentadora recomendable para diferentes condiciones de pastizales nativos</i>	39
Tabla 9. <i>Especies encontradas en los transectos evaluados</i>	41
Tabla 10. <i>Lista de las especies presentes en el T1 – 1° monitoreo, ordenadas según el Índice de valor de importancia</i>	59
Tabla 11. <i>Lista de las especies presentes en la T1 – 6° monitoreo, ordenadas según el Índice de valor de importancia</i>	60
Tabla 12. <i>Lista de las especies presentes en el T1 – 1° monitoreo, ordenadas según el Índice de valor de importancia</i>	62
Tabla 13. <i>Lista de las especies presentes en el 6° monitoreo, ordenadas según el Índice de valor de importancia</i>	63
Tabla 14. <i>Lista de las especies presentes en el T1 – 1° monitoreo, ordenadas según el Índice de valor de importancia</i>	65
Tabla 15. <i>Lista de las especies presentes en el T1 – 6° monitoreo, ordenadas según el Índice de valor de importancia</i>	66
Tabla 16. <i>Lista de las especies presentes en la Parcela Testigo – 1° monitoreo, ordenadas según el Índice de valor de importancia</i>	68
Tabla 17. <i>Lista de las especies presentes en la Parcela Testigo – 6° monitoreo, ordenadas según el Índice de valor de importancia.</i>	68
Tabla 18. <i>Valores de los estimadores de riqueza y la representatividad del muestreo de las especies durante el periodo de estudio a nivel de transectos (T1 y TC) presentes en los diferentes tratamientos aplicados al área de restauración, además, el transecto del área de referencia</i>	72

Tabla 19. <i>Matriz de similaridad de los ocho transectos evaluados y el transecto de referencia.....</i>	83
Tabla 20. <i>Palatabilidad de especies vegetales de acuerdo al ganado bovino y alpacas.....</i>	86
Tabla 21. <i>Palatabilidad de las especies presentes en la parcela 1 donde se aplicó el Tratamiento abono.....</i>	89
Tabla 22. <i>Palatabilidad de las especies presentes en la parcela 1 donde se aplicó el Tratamiento translocación.....</i>	90
Tabla 23. <i>Palatabilidad de las especies presentes en la parcela 1 donde se aplicó el Tratamiento abono y translocación.....</i>	91
Tabla 24. <i>Palatabilidad de las especies presentes en la parcela testigo donde no se aplicó ningún tratamiento.....</i>	91
Tabla 25. <i>Índice de especies decrecientes (D), Índice forrajero (IF), Índice suelo desnudo, roca y pavimento de erosión (B.R.P.) e Índice de vigor presentes en la parcela 1, 2,3 y testigo.....</i>	94
Tabla 26. <i>Condición de los pastizales y su coloración del área de restauración, según las parcelas evaluadas.....</i>	94
Tabla 27. <i>Capacidad de carga animal y soportabilidad de las parcelas 1, 2, 3 y testigo para el ganado vacuno.....</i>	96
Tabla 28. <i>Índices de evaluación de pastizales en la parcela 1 – Tratamiento abono, para el ganado alpaquero.....</i>	97
Tabla 29. <i>Costos utilizados en los diferentes tratamientos.....</i>	98

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
<i>Figura 1.</i> Mapa de ubicación de la comunidad campesina de Huancaya y las parcelas de restauración.....	22
<i>Figura 2.</i> Ubicación del área de investigación, parcela 1 – Aplicación de tratamiento abono, 2 - Aplicación de tratamiento translocación y 3 - Aplicación de tratamiento translocación y abono.	25
<i>Figura 3.</i> Representación de las 13 familias encontradas en las parcelas demostrativas...	42
<i>Figura 4.</i> Variación de la riqueza de especies discriminadas por tratamiento.....	43
<i>Figura 5.</i> Distribución del número de especies de plantas discriminadas por familia presentes en la parcela 1 – Tratamiento abono..	44
<i>Figura 6.</i> Variación de las alturas de la especie <i>Festuca dolichophylla</i> en los T1 y TC en la parcela 1 – Tratamiento abono	45
<i>Figura 7.</i> Variación de las alturas de la especie <i>Calamagrostis tarmensis</i> en los T1 y TC en la parcela 1 – Tratamiento abono.....	46
<i>Figura 8.</i> Variación de las alturas de la especie <i>Bromus lanatus</i> en los T1 y TC en la parcela 1 – Tratamiento abono.....	48
<i>Figura 9.</i> Distribución del número de especies de plantas discriminadas por familia presentes en la parcela 2 – Tratamiento translocación.....	49
<i>Figura 10.</i> Variación de las alturas de la especie <i>Festuca dolichophylla</i> en los T1 y TC en la parcela 2 – Tratamiento translocación..	50
<i>Figura 11.</i> Variación de las alturas de la especie <i>Jarava ichu</i> en el T1 en la parcela 2 – Tratamiento translocación.....	51
<i>Figura 12.</i> Variación de las alturas de la especie <i>Bromus lanatus</i> en el T1 y TC en la parcela 2 – Tratamiento translocación..	52
<i>Figura 13.</i> Distribución del número de especies de plantas discriminadas por familia presentes en la parcela 3 – Tratamiento abono y translocación.....	53
<i>Figura 14.</i> Variación de las alturas de la especie <i>Festuca dolichophylla</i> en los T1 y TC en la parcela 3 – Tratamiento abono y translocación.....	54
<i>Figura 15.</i> Variación de las alturas de la especie <i>Jarava ichu</i> en los T1 y TC en la parcela 3 – Tratamiento abono y translocación..	55
<i>Figura 16.</i> Variación de las alturas de la especie <i>Bromus lanatus</i> en los T1 y TC en la parcela 3 – Tratamiento abono y translocación.....	56

<i>Figura 17.</i> Distribución del número de especies de plantas discriminadas por familia presentes en la parcela testigo.....	57
<i>Figura 18.</i> Representación de las alturas de la <i>Bromus lanatus</i> en el T1 y TC en la parcela 0 – Parcela Testigo..	57
<i>Figura 19.</i> Distribución de los valores del IVI para 16 especies de plantas en dos períodos de monitoreo - Parcela Abono.....	61
<i>Figura 20.</i> Distribución de los valores del IVI para 16 especies de plantas en dos periodos de monitoreo – Parcela Translocación..	64
<i>Figura 21.</i> Distribución de los valores del IVI para 15 especies de plantas en dos periodos de monitoreo – Parcela Abono y Translocación..	67
<i>Figura 22.</i> Distribución de los valores del IVI para 14 especies de plantas en dos periodos de monitoreo - Parcela Testigo.....	69
<i>Figura 23.</i> Variación espacial y temporal de la riqueza de especies de plantas entre cuatro tratamientos durante un periodo de seis meses.....	71
<i>Figura 24.</i> Representación de la curva de acumulación de especies durante el periodo de estudio a nivel de transectos (T1 y TC) presentes en los diferentes tratamientos aplicados al área de restauración (Abono – A, Translocación – S, Abono y translocación – AS y Testigo).....	75
<i>Figura 25.</i> Representación del Índice de Simpson a nivel de transectos (T1 y TC) presentes en los diferentes tratamientos aplicados al área de restauración (Abono/ T1-A y TC – A, Translocación/T1-S y TC-S, Abono y Translocación/ T1-AS y TC-AS, por último, la parcela Testigo/ T1-T y TC-T.....	76
<i>Figura 26.</i> Representación del Índice inverso de Simpson a nivel de transectos (T1 y TC) presentes en los diferentes tratamientos aplicados al área de restauración (Abono/ T1-A y TC – A, Translocación/T1-S y TC-S, Abono y Translocación/ T1-AS y TC-AS, por último la parcela Testigo/ T1-T y TC-T..	77
<i>Figura 27.</i> Representación del Índice de Margalef a nivel de transectos (T1 y TC) presentes en los diferentes tratamientos aplicados al área de restauración (Abono/ T1-A y TC – A, Translocación/T1-S y TC-S, Abono y Translocación/ T1-AS y TC-AS, por último la parcela Testigo/ T1-T y TC-T.	78

<i>Figura 28.</i> Representación del Índice de Shannon - Wiener (H') a nivel de transectos (T1 y TC) presentes en los diferentes tratamientos aplicados al área de restauración (Abono/ T1-A y TC – A, Translocación/T1-S y TC-S, Abono y Translocación/ T1-AS y TC-AS, por último Testigo/ T1-T y TC-T..	79
<i>Figura 29.</i> Representación del Índice de Pielou (J) a nivel de transectos (T1 y TC) presentes en los diferentes tratamientos aplicados al área de restauración (Abono/ T1-A y TC – A, Translocación/T1-S y TC-S, Abono y Translocación / T1-AS y TC-AS, por último la parcela Testigo/ T1-T y TC-T.	79
<i>Figura 30.</i> Representación del dendrograma de Bray – Curtis mediante el análisis de Clúster, basado en datos de abundancia relativa, de los ocho transectos evaluados (T1 y TC) en los diferentes tratamientos aplicados (Abono – A, Translocación – S, Abono y Translocación – AS, Testigo – T y área de referencia (A-REF)..	82
<i>Figura 31.</i> Representación del análisis de ordenación NMDS (Nonmetric Multidimensional Scaling) a nivel de transectos (T1 y TC) presentes en los diferentes tratamientos aplicados al área de restauración (Abono/T1-A y TC-A, Translocación/T1-S y TC-S, Abono y Translocación/T1-AS y TC-AS, por último, la parcela Testigo/T1-T y TC-T, en el último monitoreo realizado en el mes de septiembre..	85

ÍNDICE DE APÉNDICES

Pág.

Apéndice 1. Variables de abundancia, frecuencia y dominancia de las especies presentes en la parcela 1 – tratamiento abono – 1° monitoreo.....	131
Apéndice 2. Variables de abundancia, frecuencia y dominancia de las especies presentes en la parcela 1 – tratamiento abono – 6° monitoreo.....	131
Apéndice 3. Variables de abundancia, frecuencia y dominancia de las especies presentes en la parcela 2 – tratamiento translocación – 1° monitoreo	132
Apéndice 4. Variables de abundancia, frecuencia y dominancia de las especies presentes en la parcela 2 – tratamiento translocación – 6° monitoreo	132
Apéndice 5. Variables de abundancia, frecuencia y dominancia de las especies presentes en la parcela 3 – tratamiento abono y translocación – 1° monitoreo	133
Apéndice 6. Variables de abundancia, frecuencia y dominancia de las especies presentes en la parcela 3 – tratamiento abono y translocación – 6° monitoreo	133
Apéndice 7. Variables de abundancia, frecuencia y dominancia de las especies presentes en la parcela testigo – 1° monitoreo	134
Apéndice 8. Variables de abundancia, frecuencia y dominancia de las especies presentes en la parcela testigo – 6° monitoreo	134
Apéndice 9. Porcentaje de la similitud entre los transectos evaluados durante el proceso de restauración con respecto al transecto del área de referencia en los diferentes meses de monitoreo.....	135
Apéndice 10. Palatabilidad de especies vegetales para el ganado vacuno y alpaquero	137
Apéndice 11. Registro fotográfico del proceso de restauración ecológica.....	138

RESUMEN

El presente trabajo de investigación fue realizado en el Sector Apas, Huancaya-Yauyos, el objetivo de la investigación fue desarrollar el proceso de restauración ecológica de praderas altoandinas mediante parcelas demostrativas para la mejora de las pasturas naturales. El sector Apas está conformado por varios tipos de comunidades vegetales, especialmente del pajonal de puna, que está sometido a diversos factores externos que perturban sus procesos naturales, sobre todo por el sobrepastoreo, por ello se realizó el proceso de restauración ecológica, orientados a su recuperación estructural y funcional. En esa medida, en este trabajo se analizaron cuatro variables de las especies vegetales presentes y aquellas que fueron introducidas en las parcelas demostrativas. Se registró la abundancia, riqueza, cobertura y altura promedio de las especies en el transecto 1 (T1) y transecto control (TC) en tres parcelas demostrativas. En la parcela 1, se aplicó el tratamiento abono (A), en la parcela 2 se aplicó el tratamiento translocación (S) y en la parcela 3 se aplicó la combinación de ambos tratamientos (AS), que fueron monitoreados durante seis meses después de aplicarlos.

Los resultados fueron los siguientes: en los seis meses evaluados se encontraron 34 especies a nivel de todos los transectos de monitoreo, de las cuales las familias más representativas son Asteraceae y Poaceae. Las especies que tuvieron un Índice de Valor de Importancia más alto fueron *Calamagrostis vicunarum* (Weed.) Pilg., *Lachemilla pinnata* (Ruiz & Pav.) Rothm., y *Bromus lanatus* Kunth. Asimismo, el transecto TC-A perteneciente a la parcela 1, presentó una mayor similaridad al área de referencia con una similitud de 29.2 %. En todo el proceso de restauración se observaron cuatro especies de alta deseabilidad, 16 especies poco deseables y siete especies indeseables para el ganado vacuno. Concluyéndose que la soportabilidad es regular para el ganado vacuno, por ende tiene una capacidad de carga de 8.36 UA/22 ha/año.

Palabras Clave: Restauración ecológica, pajonal de puna, abono, translocación, capacidad de carga.

ABSTRACT

The present investigation work was carried out in the Apas sector, Huancaya - Yauyos, the objective of this study is: to develop the process of ecological restoration of the mountain ecosystems through demonstration plots for the improvement of natural pastures. The Apas sector is made up of several types of plant communities, especially the ones called “pajonal de puna” which are subdued to various external factors that disturb their natural processes, especially by overgrazing; therefore, the process of ecological restoration is carried out, oriented to its structural and functional recovery. Considering the previous information, there are 04 species located in this zone what have been analyzed and also those that were introduced in the demonstration plots. We recorded information such as: the abundance, reachness, coverage and average height of the species in transect 1 (T1) and transect control (TC) in three demonstration plots. In plot number 1, the fertilizer treatment (A) was applied, in plot number 2 the translocation treatment (S) was applied and in plot number 3 the combination of both treatments (AS) was applied and monitored for six months after applying them.

The results were as follows: in the six months evaluated, 34 species were found at the level of all the monitoring transects, being Asteraceae and Poaceae the most representative families. The species that had a higher Importance Value Index were *Calamagrostis vicunarum*, *Lachemilla pinnata* and *Bromus lanatus*. Likewise, the TC-A transect belonging to plot number 1 showed a greater similarity in the reference area with a similarity of 29.2%. Throughout the restoration process there were observed 4 highly desirable species, 16 a little undesirable species and 7 undesirable species for cattle. All this came into a conclusion that the supportability is regular for cattle, so it has a carrying capacity of 8.36 AU / 22 ha / year.

Key words: Ecological restoration, pajonal de puna, fertilizer, translocation, carrying capacity.

INTRODUCCIÓN

Durante los últimos siglos derivado de la forma de vida del ser humano se han generado cambios sin precedentes en la composición y estructura de los ecosistemas (Cairns y Heckman, 1996); por lo tanto, la crisis ambiental se ha incrementado causando la reducción apresurada de los distintos servicios ambientales que proporcionan los ecosistemas, tales como captación de agua, regulación de gases, ciclos de materia, proceso de formación del suelo, protección de la biodiversidad, retención de suelo, etc. Las diferentes actividades de producción realizadas de manera no sostenible (ganadería, agricultura e industriales) han causado que los ecosistemas se degraden a pasos agigantados, sumándose a ello el impacto del cambio climático global hacia estos ecosistemas, la cual causa efectos negativos para la humanidad (Vargas, 2011).

En la actualidad otra de las preocupaciones es la degradación de los ecosistemas altoandinos, puesto que en su mayoría estos brindan servicios ambientales de gran importancia para las poblaciones ubicadas en las partes alta, media y baja. Según la Convención de Ramsar y Grupo de Contacto de Humedales Altoandinos (2008), la alta fragilidad de estos ecosistemas está asociada a actividades naturales y antrópicas. Puesto que se están perdiendo de manera acelerada, sobre todo por el mal manejo y el desconocimiento de su importancia económica y ecológica. De tal manera que la inadecuada política actual y el manejo inapropiado de los recursos naturales son causas principales de la pérdida y deterioro constante de estos ecosistemas y de sus servicios ambientales (servicios hidrológicos, almacenamiento de carbono, entre otros); se está produciendo también, la pérdida de la agrobiodiversidad debido a la introducción de cultivos comerciales y la ocupación de la tierra antes dedicada a cultivos nativos. Asimismo, la pérdida de conocimientos ancestrales para la gestión local de los recursos naturales como el agua, la agrobiodiversidad, el suelo y el buen vivir (Programa de Desarrollo Económico Sostenible y Gestión Estratégica de los Recursos Naturales [PRODERN], 2012).

Por ende, como alternativa a los diversos problemas mencionados está la restauración ecológica que tiene por finalidad recuperar los ecosistemas que han sufrido algún tipo de

alteración. Dicha restauración ecológica hoy en día está adquiriendo notoriedad, y ello está motivando a que cada vez más, las poblaciones se involucren en proyectos de esta naturaleza (Gálvez, 2002), al ser un proceso social que tiene como objetivo la recuperación de ecosistemas que son de importancia socioeconómica para una población, trayendo consigo beneficios que impulsarán la mejora de la calidad de vida de los involucrados.

En Perú se han realizado escasos proyectos de restauración ecológica (RE), uno de los casos más exitosos es el proyecto piloto de RE de humedales altoandinos, con la participación activa de las comunidades campesinas de los distritos de Huayana y Pomacocha (provincia de Andahuaylas) y el Gobierno Regional de Apurímac (Ministerio del Ambiente [MINAM], 2015). Este proyecto fue impulsado por el PRODERN con el propósito de rehabilitar los bofedales y puquiales para mantener un flujo continuo de agua para el riego de cultivos y pasturas.

Por consiguiente, la restauración ecológica participativa es una alternativa que está cobrando un interés a nivel nacional impulsado por la norma nacional de compensación (Resolución Ministerial N° 398, 2014), que establece dos lineamientos de compensación ambiental en el marco del Sistema Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA), siendo estas la restauración y la conservación. En referencia a la restauración, se debe saber que esta surge como una estrategia para la compensación ambiental tanto para restituir la biodiversidad como por la funcionalidad de los ecosistemas. Además, se promueve la recuperación de áreas que han sido degradadas perdiendo su estructura, composición y funcionalidad como ecosistemas. De ello se desprende como principal objetivo, lograr el retorno de un ecosistema a su estado previo, del cual fue sacado como consecuencia de alguna actividad humana (Sánchez *et al.*, 2005).

En ese orden de ideas, el presente trabajo de investigación se realizó en la comunidad campesina de Huancaya (Distrito Huancaya, Provincia Yauyos, Dpto. Lima), está ubicada dentro de la Reserva Paisajística Nor Yauyos Cochas (RPNYC) perteneciente a la red de áreas naturales gestionadas por el Servicio Nacional de Áreas Naturales del Perú (SERNANP). Esta fue la primera área natural protegida constituida con esta categoría, cuyo

principal objetivo es conservar los ecosistemas y paisajes en armoniosa relación con las actividades de las comunidades campesinas (Instituto Nacional de Recursos Naturales [INRENA], 2006). Sin embargo, esta área está siendo afectada a consecuencia del cambio climático.

Según lo informado por Quintero *et al.* (2013, p. 10)

La provisión del servicio ecosistémico hidrológico en la actualidad enfrenta amenazas naturales y antrópicas. Por ejemplo, a causa de la desglaciación por efecto del cambio climático en el distrito de Tanta, se identificó una pérdida del 73.3 % de la superficie glaciar entre los años 1962 y 2006.

Tal circunstancia está alterando sus ciclos naturales pues trae consigo consecuencias visibles e irreversibles, disminuyendo su capacidad de brindar servicios ambientales a su entorno.

El suceso más representativo del cambio climático sobre estos ecosistemas altoandinos es la presencia de eventos extremos, tales como, periodos prolongados de sequía, periodos cortos de lluvias torrenciales y fríos extremos durante el invierno. Hay que decir que estos sucesos no son ajenos a la realidad de la comunidad campesina de Huancaya, ya que las altas prolongaciones de sequía están causando inestabilidad en el ciclo hidrológico, reduciendo así las épocas de recarga en las partes altas, hecho que afecta directamente las actividades productivas del lugar, tales como la agricultura, la acuicultura, la ganadería, además del consumo directo por parte de la población. Igualmente, se están dando procesos degradativos de la cobertura vegetal en los pastizales naturales, disminuyendo su capacidad de producción forrajera y su capacidad protectora del suelo, la cual está causando problemas en la ganadería, que, dicho sea de paso, es una de las principales actividades productivas de Huancaya (Bulege, 2011). Cotarma y Salazar (2012) han argumentado que la ganadería y agricultura son fuentes esenciales para el desarrollo económico de la comunidad de Huancaya. Actualmente, la mayor parte de los comuneros se dedican a la actividad ganadera, vendiendo su ganado ovino y bovino a intermediarios para su comercialización, adicionalmente generan ingresos económicos complementarios con el aprovechamiento de los derivados de estos ganados. Sin embargo, el ganado tanto ovino como vacuno no son

ganados estabulados, entonces estos se alimentan de las pasturas altoandinas pertenecientes a las tierras comunales de Huancaya. Estas pasturas no están creciendo adecuadamente a consecuencia de la ausencia de lluvias, siendo un efecto directo el no crecimiento de especies palatables para el ganado y el limitado crecimiento de las especies presentes, que causa que el ganado no se encuentre bien alimentado. Se debe agregar que el desconocimiento, la falta de apoyo y el asesoramiento para una adecuada planificación y manejo comunal de los pastizales, además de la pérdida de conocimientos campesinos sobre pastos nativos y su manejo suman la problemática de este ecosistema altoandino.

Es de igual importancia el hecho de que en la RP NYC existen problemas de pérdida de suelo como consecuencia del uso inadecuado del mismo. La eliminación de la cobertura vegetal debido a un uso inapropiado como es el sobrepastoreo, las quemadas, etc. deja sin protección el suelo frente al impacto de la torrencialidad de las precipitaciones, aumenta la escorrentía superficial en las pendientes (INRENA, 2006).

Debido a la problemática descrita, el presente trabajo de investigación “Restauración ecológica de praderas altoandinas para la mejora de las pasturas naturales en el sector Apas, Huancaya, Yauyos” se realizó mediante parcelas piloto en los pastizales altoandinos probando diferentes tipos de tratamientos de recuperación, y así evaluar la pregunta de investigación: *¿Cuál de los tratamientos promueve la recuperación y el crecimiento de la pastura en menor tiempo y a menor costo para la población local?* referido al tratamiento que resulte más costo efectivo, esto es, que recupere de manera más rápida la biomasa de forraje y con menor costo. Esta investigación buscó recuperar el servicio ecosistémico de provisión de forrajes para ganado y mejorar los sistemas de producción ganaderos de alta montaña contribuyendo con la disminución de la vulnerabilidad a la variabilidad climática, fortaleciendo su capacidad adaptativa. Además, al existir una mejor oferta de pasturas para el ganado de la población, puede traer consigo beneficios evidentes para la población, puesto que el ganado es el sustento económico más significativo de los comuneros, para así mejorar la calidad de vida de las 80 familias de la comunidad. Es por ello, que la restauración y la conservación de este ecosistema son de suma importancia tanto ambiental, como económica y social, pues permite generar el bienestar y la continua participación de la población, ya que deben ser activos en todo el proceso para que la restauración sea sostenible en el tiempo.

Después de lo descrito anteriormente, se dio inicio al proyecto con las instalaciones de las cercas para el aislamiento general del área, continuó con el levantamiento de información de la línea base en la que se tomaron datos de los siguientes parámetros: número de especies, cobertura y altura de la flora presente en el pajonal del sector Apas; seguido por la aplicación de los tres tratamientos en las parcelas piloto, además de la instalación de las parcelas testigo. Luego de la aplicación de los tratamientos se continuó con los monitoreos mensuales, siendo un total de seis, donde se investigaron los mismos parámetros analizados en el levantamiento de la línea base.

OBJETIVOS

Objetivo general

Desarrollar el proceso de restauración ecológica de praderas altoandinas mediante parcelas demostrativas para la mejora de las pasturas naturales en el sector Apas, Huancaya - Yauyos.

Objetivos específicos

- Evaluar la diversidad y composición florística en las parcelas demostrativas de manera mensual, para así evidenciar los resultados.
- Comparar la restauración activa mediante las técnicas de translocación de la especie clave y la aplicación de abono en las parcelas demostrativas, para así determinar la capacidad de carga de las pasturas.
- Determinar cuál de los tratamientos es el más costo-efectivo para la comunidad campesina de Huancaya.

CAPITULO I: MARCO TEÓRICO

1.1. Antecedentes

Bacca y Burbano (2018) investigaron sobre la restauración ecológica de disturbios antrópicos presentes en la zona alto andina de la Granja Experimental Botana de la Universidad de Nariño, Colombia. El objetivo de este trabajo fue evaluar la metodología de restauración con el fin de identificar las especies nativas más importantes para este proceso. Los sitios en evaluación fueron: bosque de referencia, área de uso agrícola y área de uso pecuario; en los suelos de las áreas disturbadas adicionaron fertilizante orgánico, además, seleccionaron especies nativas del bosque de referencia (especies con un tamaño entre 20 y 50 cm) para ser sembradas en 3 parcelas demostrativas. Los autores indicaron que los resultados más representativos fueron que las especies nativas *Anthurium andreanum* Linden y *Sansevieria trifasciata* Prain son potenciales y pioneras para la restauración, porque presentaron un mejor hábito de crecimiento herbáceo. Por ejemplo, predominó un mayor crecimiento en las especies presentes en el bosque de referencia con un máximo de 45 cm de altura en la especie *S. trifasciata*, seguido del área para uso pecuario con un máximo de 25 cm en la especie *A. andreanum*, y el área que obtuvo un menor crecimiento fue el área usada para uso agrícola con un máximo de 7 cm de altura. Los autores concluyeron que evidenció una menor tasa de crecimiento en el área de uso agrícola con respecto a las especies viables para el proceso de restauración, por ende estas áreas disturbadas presentan un mayor tiempo de alteración y deben de ser restauradas con mayor severidad. En referencia al crecimiento vertical y horizontal de las especies, aquellas que presentaron mejores resultados fueron: *A. andreanum* para el suelo de bosque de referencia, *Oreopanax floribundum* (Kunth) en suelos de uso pecuario y *O. floribundum* en suelos bajo uso agrícola.

Díaz-Páez y Polanía (2017) realizaron un estudio referente a la experiencia piloto de nucleación con especies nativas para restaurar una zona degradada por ganadería en el norte de Antioquia, Colombia. El objetivo fue evaluar la eficiencia del rescate de plántulas de especies nativas en núcleos para rescatar un área sometida a la ganadería extensiva. Este estudio fue elaborado en parches de bosque, en la cual realizaron la colecta de 50 estacas y además, en un parche de bosque vecino se recolectaron plántulas sanas. Tanto las plántulas como estacas fueron plantadas directamente en 10 núcleos, realizando el monitoreo de la supervivencia y vigor cada 20 días. Adicionalmente, recolectaron estacas y plántulas de un bosque de referencia, realizándole un pre-tratamiento (sumergir las estacas en cristales de *Aloe vera* (L.) Burm. f., para estimular el enraizamiento), y después de 3 meses, trasplantaron a los núcleos de vegetación. Los resultados más representativos según Díaz-Páez y Polanía fue que obtuvo un 50 % de sobrevivencia para las estacas de la especie *Clusia multiflora* en los núcleos sin pre-tratamiento y las plántulas de la misma especie obtuvieron un porcentaje completo de sobrevivencia, posteriormente a una repoblación de núcleos, obtuvo una sobrevivencia del 95 % para diferentes plántulas, entre ellas las especies *Bocconia* sp., *Clusia* sp., entre otras. Los autores concluyeron que las plántulas rescatadas presentaron alto potencial de establecimiento y asociación con otros organismos, lo que puede promover procesos de restauración.

Villalta *et al.* (2016) realizaron un estudio sobre la evaluación de pasturas y capacidad de carga animal en el fundo Carolina, perteneciente a la Universidad Nacional del Altiplano. Este estudio tuvo como objetivo “determinar la condición de la biomasa de las especies vegetales y carga animal actual, durante el año 2015, en el fundo Carolina” (p. 305). El estudio acaparó tanto la época húmeda como la época seca utilizando el método de transección al paso y, evaluó la capacidad de carga mediante la metodología de Flores y Malpartida (1998). En el fundo Carolina han determinado tres asociaciones de pastos, siendo estas: *Festuca dolichophylla* J. Presl - *Jarava ichu* Ruiz & Pav. - *Calamagrostis vicunarum* (asociación A), *Festuca dolichophylla* - *Muhlenbergia fastigiata* (J. Presl) Henrard (asociación B) y *Festuca dolichophylla* - *Jarava ichu* - *Margyricarpus pinnatus* (Lam.) Kuntze (asociación C). En la época húmeda la asociación A fue la que obtuvo mayor promedio con respecto a la materia verde y materia seca, 2785.33 kg y 633.16 kg, respectivamente. Mientras que, en la época seca la asociación C fue la que presentó mayor cantidad de materia verde con 1608.233 kg y la asociación A dio un promedio de 820.170

kg de materia seca. Con respecto a la capacidad de carga animal obtuvo un promedio de 0.475 UO/ha-año, lo que significa que una hectárea proporciona suficiente alimento para mantener a 0.425 UO al año. Los autores concluyeron que la asociación A fue la que obtuvo mayor producción de materia seca, teniendo una carga promedio de 1.156 UO, y la capacidad de carga animal del fundo Carolina resultó en promedio 0.475 UO/ha-año, indicando que existe sobrepastoreo actualmente, siendo un exceso de 1.415 UO/ha-año.

Tacuna *et al.* (2015) investigaron la influencia de la revegetación con especies nativas y la incorporación de materia orgánica en la recuperación de pastizales degradados, tuvieron como objetivo determinar la influencia de la revegetación con gramíneas nativas, siendo estas las especies claves *Festuca humilior* Nees & Meyen y *Calamagrostis macrophylla* (Pilg.) Pilg., agregando materia orgánica para restablecer el estatus ecológico de una pradera en condición pobre. Aplicaron cuatro tratamientos experimentales, siendo estos: Revegetación con *F. humilior* con adición de materia orgánica (T1: Fehu + MO), revegetación con *F. humilior* sin adición de materia orgánica (T2: Fehu), revegetación con *C. macrophylla* con adición de materia orgánica (T3: Cama + MO) y revegetación con *C. macrophylla* sin adición de materia orgánica (T4: Cama). Las medidas de las parcelas de evaluación fue de 25 m x 25 m (p. 193) y los parámetros evaluados fueron porcentaje de mortalidad, vigor de esquejes, tasa de infiltración, contenido de humedad del suelo, y por último, la condición del pastizal como indicador de respuesta ecológica de cada tratamiento. Los resultados más representativos fueron que: “en ambas especies la magnitud de mortalidad fue superior cuando los esquejes no recibieron la aplicación de materia orgánica” (p. 194), sin embargo, encontraron mayor mortalidad de *C. macrophylla* ya sea con o sin materia orgánica. De igual manera, al agregar materia orgánica observaron la recuperación del volumen de las especies nativas claves, también aumentó la tasa de infiltración final después de agregar materia orgánica, teniendo una variación de 0.1 a 0.2 cm/min. Finalmente, la condición ecológica del pastizal mejoró significativamente de pobre a regular con la aplicación de los tratamientos. Los autores concluyeron que el efecto de la revegetación con especies nativas claves restablecieron la cobertura vegetal, densidad de las especies presentes, tasa de infiltración y humedad del suelo, obteniendo resultados muy positivos luego de la adición de materia orgánica.

Fiallos *et al.* (2015) realizaron una investigación sobre la restauración ecológica del suelo aplicando biochar (carbón vegetal), y su efecto en la producción de alfalfa (*Medicago sativa* L.). En este estudio, aplicaron diferentes niveles de carbón vegetal triturado - biochar (10, 20, y 30 t/ha) en 12 unidades experimentales, y esto bajo un diseño de bloques completamente al azar (DBCA). Las variables medidas fueron el tiempo de ocurrencia de prefloración (forma visual), cobertura basal y aérea (método de la línea de Canfield), altura de la planta, la producción de forraje verde (método del cuadrante) y materia seca (deshidratación) y por último, el número de hojas por tallo y tallos por planta. Los resultados más representativos encontrados por los autores fueron que el nivel de 30 t/ha de carbón vegetal en el primer corte se alcanzó el menor tiempo de floración, la mayor cobertura basal (39.35 %), aérea (86.0 %), la mejor altura (87.98 cm), el mayor número de hojas por tallo (103.45) y sobre todo, la mayor producción en forraje, y en el segundo corte se alcanzó la mejor cobertura basal (86.55 %) y aérea (95.42 %), así como la mayor producción en forraje. Finalmente, concluyeron que la aplicación de 30 t/ha de carbón vegetal fue el más eficiente de los tratamientos, pues mejoró la calidad del suelo siendo el carbón vegetal un adecuado restaurador de suelo.

Hernández *et al.* (2014) investigaron sobre el crecimiento de *Baccharis macrantha* Kunth y *Viburnum triphyllum* Benth., dos especies nativas útiles en restauración ecológica, plantadas en un pastizal andino, en el departamento de Boyacá, Colombia. El objetivo de este estudio fue “la evaluación del efecto de la aplicación de nutrientes sobre el crecimiento de *Baccharis macrantha* y *Vaccharis triphyllum*, con el propósito de generar información de estas especies nativas con fines de restauración ecológica de pastizales” (p. 29). El área de estudio fue cercada para aislar el área de la presión del pastoreo. Los tratamientos establecidos fueron: T1 (*B. macrantha* con nutrientes), T2 (*B. macrantha* sin nutrientes), T3 (*V. triphyllum* con nutrientes) y T4 (*V. triphyllum* sin nutrientes). Las plantas de las dos especies, con alturas entre 60 y 70 cm, lograron una aclimatación en la zona de estudio durante 40 días, luego procedieron a plantarlas en temporada de lluvias al tresbolillo, nueve individuos por parcela a una distancia de 1 m x 1 m en hoyos de 25 cm x 25 cm de diámetro y 40 cm de profundidad, para un total de 27 individuos por tratamiento. Realizaron la fertilización en tres ocasiones: 15 días antes de la plantación, 15 días y 5 meses después, el seguimiento fue mensual por nueve meses, y los parámetros evaluados fueron: estado fitosanitario, cobertura y altura promedio de las especies. Los resultados obtenidos del estado fitosanitario fueron que en el

mes inicial de la plantación todos los individuos de los cuatro tratamientos presentaron estado fitosanitario 1 (planta completamente sana). Mientras el tiempo transcurría, la plantación pasaba a estado fitosanitario 3 en tres tratamientos (T1: 14.8 %, T2: 3.7 % y T3: 14.8 %). El estado fitosanitario 4 presentó individuos muertos (T1: 7.4 % y T2: 3.7 %). Posteriormente, los porcentajes de mortalidad fueron bajos, por lo tanto los individuos de ambas especies se fueron adecuando al estado fitosanitario 1. Los resultados con respecto a la altura y cobertura fueron que la especie *B. macrantha* con nutrientes presentó un incremento de cobertura y un aumento con respecto a la altura, mientras, *V. triphyllum* con nutrientes presentó una reducción en referencia a la cobertura y altura. Los autores concluyeron que la especie *B. macrantha* con la adición de nutrientes presentó un adecuado desarrollo de la cobertura y altura de sus individuos. Por ende, esta especie podría ser idónea para los procesos de restauración en praderas naturales.

Cuevas y Zalba (2013) estudiaron el efecto del tipo de corte y de tratamientos en el mantillo para la restauración de pastizales naturales invadidos por *Pinus halepensis* Mill. Este estudio tuvo como objetivo “evaluar el proceso de recuperación de la vegetación natural ante alternativas de corte y extracción de los pinos y analizar las acciones complementarias de restauración...” (p. 316). La evaluación de este estudio fue desarrollado en el Parque Provisional Ernesto Tomquist, Argentina; donde delimitaron seis áreas de 26 m x 12 m divididas en dos bloques, en cada bloque aplicaron tres tipos de corte: tala o corte completo (TC), tala parcial (TP) y sin corte o control (ST). En cada una de las parcelas delimitadas instalaron ocho sub-parcelas contiguas, con una medida de 2 m x 2 m, asignándoles tratamientos complementarios al azar: remoción total de las acículas de pino, agregado de suelo extraído de áreas de pastizal no invadido, remoción de acículas y alteración mecánica del suelo superficial y control sin intervención. Los parámetros evaluados durante 22 meses después de la aplicación de tratamientos fueron: cobertura total, riqueza específica y cobertura de especies exóticas para cada combinación de tratamientos. Los resultados obtenidos fueron que el porcentaje de cobertura de la vegetación, la riqueza de especies y la cobertura de exóticas resultaron significativos mayormente en las áreas donde se cortaron todos los pinos, estos parámetros obtuvieron resultados de intermedio en las áreas donde se redujo la densidad de árboles y significativamente inferior en las áreas sin talar. Concluyeron que los sitios talados demostraron un aumento con respecto a la cobertura y riqueza de las

especies presentes, siendo este aumento constante en los meses de monitoreo, sin embargo, estos valores no llegaron a alcanzar a los resultados obtenidos en el área de referencia.

Fajardo *et al.* (2011) realizaron un estudio sobre el uso de los hongos micorrízicos arbusculares (HMA) en las prácticas de restauración ecológica en la península de Macanao, Venezuela. Este estudio tuvo como objetivo “caracterizar las comunidades de HMA presentes en las parcelas restauradas y las no restauradas (sucesionales), con el fin de utilizar este parámetro como indicador del nivel de recuperación del ecosistema” (p. 932). El estudio consistió en la selección de dos parcelas (RH1 y RH2), en las que aplicaron hidrogel (polímero de amida acrílica) y dos parcelas en las que solo se sembraron plantas mas no se aplicó ningún tratamiento (RS1 y RS2), siendo estos los controles. Además, seleccionaron un área similar, pero bajo la sucesión natural, dos de ellas con mayor exposición a la desecación (NRS1 y NRS2) y las otras dos en un lugar con mayor humedad del suelo (NRH1 y NRH2). En cada una de las parcelas caracterizaron la vegetación presente y realizaron un análisis del suelo, tomando muestras de suelo de 200 g con una alícuota para evaluar las comunidades de HMA. Los resultados obtenidos con referencia a la caracterización de la vegetación fueron que NRH1 y NRH2 mostraron una mayor riqueza de especies de flora con respecto a NRS1 y NRS2; la parcela que presentó mayor desarrollo estructural de la vegetación fue RH1, donde había presencia de una especie sucesional tardía, *Bulnesia arborea* (Jacq.) Engl. En cuanto al análisis de suelo, observaron una mejoría en los valores de la materia orgánica y de fósforo disponibles en las parcelas restauradas con relación a las no restauradas. Por último, con respecto a la comunidad de HMA diferenciaron un total de 44 morfoespecies en las muestras de suelo de cada parcela. Los autores concluyeron que en las parcelas no restauradas, la mayor riqueza de especies se han encontrado en NRH1 y NRH2, esto se puede atribuir a la humedad presente en el suelo. En cuanto a las parcelas con mayor humedad, sean estas restauradas o no, encontraron bajos porcentajes de colonización, por ende, la colonización micorrízica no presenta una relación directa con el grado de recuperación de las parcelas.

1.2. Bases teóricas especializadas

1.2.1. Restauración ecológica

Según la Sociedad para la Restauración Ecológica [SER] (2004) el concepto de la restauración ecológica hace referencia al proceso de asistir la recuperación de un ecosistema que ha sido degradado, dañado o destruido. Es una actividad intencional que interrumpe los procesos responsables de la degradación, elimina las barreras bióticas y abióticas a la recuperación del ecosistema, e inicia o acelera la sucesión ecológica a través del establecimiento de propágulos de las especies del ecosistema de referencia (Murcia y Guariguata, 2014).

1.2.2. Restauración activa

La restauración activa es la participación del hombre en la inducción de la recuperación. Implica tomar acciones específicas de mayor envergadura que pueden ayudar al desarrollo de la sucesión para lograr la recuperación del ecosistema (Van Andel y Aronson, 2006). Estas acciones abarcan normalmente la eliminación de especies exóticas invasoras, control de herbívoros y ganado, control de erosión, fertilizaciones, enriquecimiento, relocalización y reintroducción de fauna (Hobbs y Harris, 2001). El empleo de una u otra alternativa dependerá de la resiliencia del ecosistema y del potencial de regeneración natural de este (Clewel y Aronson, 2007).

1.2.3. Restauración pasiva

La sucesión natural o restauración pasiva basa su estrategia en la regeneración natural, la cual depende de diferentes factores que limitan los mecanismos naturales de regeneración, entre ellos pueden mencionarse: el estado del banco de semillas, el grado de conectividad de paisajes, la lluvia de semillas, el tamaño del área perturbada, la fuente de semillas y los agentes dispersores. En la restauración pasiva, la intervención consiste en retirar o eliminar los factores tensionantes o los disturbios que causan la degradación del sistema para que se regenere por sí solo (SER, 2004).

1.2.4. Servicios ambientales

Los servicios ambientales son aquellos que brindan, principal pero no exclusivamente, las áreas silvestres (sean bosques, pantanos y humedales, arrecifes, manglares, llanuras, sabanas u otros), es decir, las áreas que en su conjunto conforman ecosistemas, paisajes, cuencas hidrográficas y ecorregiones. Estos servicios todavía no se valoran adecuadamente y en general no se pagan, con excepción de unos pocos países. Incluyen, entre otros servicios ambientales, a los siguientes: (a) mitigación de las emisiones de gases con efecto invernadero; (b) conservación de la biodiversidad; (c) protección de recursos hídricos, en términos de calidad, distribución en el tiempo y cantidad de agua; (d) belleza escénica y (e) mitigación de los impactos de desastres asociados con fenómenos naturales (Espinoza *et al.*, 1999).

1.2.5. Ecosistema de referencia

El ecosistema de referencia es una parte fundamental en un proyecto de restauración ecológica, puesto que un proyecto se planifica a partir de éste y consecutivamente se evalúa el grado de éxito del proyecto en base al ecosistema de referencia. Típicamente la referencia representa un punto o puntos de desarrollo ubicados dentro de la trayectoria ecológica del ecosistema en restauración. En otras palabras, se espera que el ecosistema en restauración emule ciertos atributos de la referencia, la cual puede consistir en uno o varios sitios específicos que contienen el ecosistema modelo, una descripción escrita o una combinación de ambos. La información de relevancia en relación a la referencia incluye sus componentes bióticos y abióticos (SER, 2004).

1.2.6. Área de restauración

Las áreas de restauración son aquellas áreas que están en un proceso precipitado de degradación ambiental, en la cual es indispensable implementar diversas acciones que ayuden al restablecimiento y rehabilitación de las condiciones naturales de un ecosistema. El proceso de restauración puede estar destinada a la recuperación de tierras que ya han dejado de ser fértiles por el avanzado estado de deterioro en la que se encuentran o a la recuperación de su funcionalidad para que a futuro se realice un aprovechamiento sostenible (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales, 2006).

1.2.7. Área de interés comunitario

La elección del área de interés comunitario para el proceso de restauración es de suma importancia en los proyectos de restauración, puesto que involucra la participación de la comunidad. Siendo lo más idóneo que la comunidad participe en la elección de los sitios prioritarios, ya sea por algún beneficio relacionado a los servicios ambientales, tales como: producción de agua, retención del suelo, entre otros, o por ser recursos naturales que sean de uso común para la población (Vargas, 2011).

1.2.8. Pastos naturales o pastizales

Los pastos naturales son superficies que están cubiertas por una vegetación herbácea perenne y temporal, ocupada primordialmente por gramíneas, ciperáceas y rosáceas; existen diversos factores ambientales que influyen en su composición vegetal, sean estos: humedad del suelo, características edafológicas como el contenido de materia orgánica y su textura (Tapia y Flores, 1984).

Los pastizales de la sierra peruana están localizados en la región montañosa, denominado Puna en el centro y sur de la sierra y Jalca en el norte. Esta región está habitada por muchos siglos, y muestra aun un bienestar de la población que depende de la ganadería para su ingreso familiar y que tiene como base fundamental las praderas nativas altoandinas (Flórez y Malpartida, 1987).

1.2.9. Praderas altoandinas

Las praderas altoandinas conforman una variedad de plantas nativas, debido a la presencia de diferentes factores ambientales forman diversos tipos de comunidades vegetales. Además, las praderas naturales son usadas como principal fuente de recursos forrajeros para el suministro de alimento para el ganado (Miranda y Ccana, 2014).

- a. Pajonal de puna:** Está constituido principalmente por gramíneas, tanto en el estrato superior como en el inferior. El estrato superior está formado por matas o manojos

amacollados de gramíneas de hasta 90 cm de alto, aislados unos de otros, con tallos y hojas duras y rígidas; hasta punzo-cortantes cuando maduran tipo “paja”, conocidos vulgarmente como ichu (*Jarava ichu*, familia Poaceae). En este estrato, es común encontrar algunas especies arbustivas que conviven con las herbáceas (Dirección General de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural [DGEVFPN], 2011).

- b. Césped de puna:** Esta comunidad vegetal crece en zonas de plano inclinado a ondulado suave, presentan un drenaje moderado, y comúnmente se desarrollan en asociación a la vegetación herbácea; estas plantas cespitosas de menor tamaño se caracterizan porque presentan un tallo simple con ligeras ramificaciones; en esta comunidad también hay presencia de plantas arrosetadas que presentan hojas muy juntas y a nivel del suelo, y además plantas de porte almohadillado. Esta comunidad vegetal está conformada por diversas proporciones de especies de los siguientes géneros: *Liabum*, *Nototriche*, *Hypochoeris*, *Opuntia*, *Aciachne*, *Calamagrostis*, *Azorella*, *Perezia*, *Werneria*, entre otros (Ortiz, 2014).

- c. Bofedal:** Este tipo de humedal altoandino se presenta en terrenos planos o de ligera pendiente, teniendo como característica principal la presencia de niveles altos de humedad, sea esta subterránea o superficial, permanente o temporal. Debido a la abundante humedad que presentan estas áreas, las especies vegetales presentes mantienen constantemente un color verdoso que se diferencia con las áreas aledañas. Esta comunidad vegetal presenta como especie característica a la *Distichia muscoides* Nees y Meyen, la cual tiene la apariencia de almohadillas, con ramificaciones muy juntas que permite su fácil acceso sin necesidad de mojarse los pies (Flórez *et al.*, 1992).

1.2.10. Técnica de aislamiento

Esta técnica hace referencia al aislamiento de un área para eliminar factores externos que causan algún tipo de disturbio del terreno, y así permitir la regeneración natural del sitio sin necesidad de tener algún tipo de intervención antrópica, o direccionar la regeneración natural para acelerar los cambios progresivos en una comunidad ecológica (Iniciativa de Liderazgo y Capacitación Ambiental [ELTI], 2013). Además, esta técnica consiste en la instalación de

una barrera natural o artificial para alejar a los factores tensionantes y promover la restauración pasiva.

1.2.11. Abono orgánico

Tapia y Fries (2007), manifiestan que los abonos orgánicos están constituidos por desechos de origen animal, vegetal o mixto que se añaden al suelo con el objeto de mejorar sus características físicas, biológicas y químicas. Especialmente, el abono orgánico de cuy es uno de los estiércoles de mejor calidad, junto con el de caballo, por sus propiedades físicas y químicas, por lo que usualmente es usado por los agricultores como abono directo (Cordero, 2010).

1.2.12. Técnica de translocación

Movimiento de individuos silvestres procedentes de una población existente a otras localidades o a la población más cercana de la misma especie. En este tipo de medidas, se procede a la retirada de los ejemplares silvestres presentes en un enclave natural, cuando se trata de una zona susceptible de recibir perturbaciones (sobre todo si estas son irreversibles, quedando por lo tanto destruidas), y su posterior traslado e implantación en otras áreas donde no se produzcan las perturbaciones que amenazaron la supervivencia, sirviendo además como banco de plantas ya desarrolladas y dispuestas a ser reintroducidas (Oltra *et al.*, 2007).

Existen tres tipos de translocación: (a) introducción (transferir organismos fuera de su rango nativo histórico); (b) reintroducción (movimiento deliberado de organismos a parte de su rango nativo, de donde fueron extraídos en épocas remotas); y (c) reforzamiento (transferir organismos para incrementar el número de individuos de una población existente) (IUCN, 2013, citado por Ramos, 2017, p.3).

1.2.13. Especie dinamogenética

También conocido como especie clave, estas son aquellas que construyen la mayor parte de la masa de la vegetación, tienen mayor cobertura y producen cambios en el ambiente que promueven el avance de la sucesión (Dotor y García, 2011).

- **Chilhuar**, *Festuca dolichophylla*, es una gramínea perenne, amacollada, con cañas de 50-70 cm de altura. Lígula menor de 1 mm de largo, membranáceo, ciliado. Láminas foliares de 10-35 cm de largo, generalmente sobrepasa al tallo y panoja, algo rígidas, de ápice agudo o algo subulado, involutas, la lámina más superior de la caña algo aplanada, finamente pubescente en el haz, los pelos cortos y algo densos. Panoja de 9-17 cm de largo, contraída, angosta, con las ramas adpresas o adpreso-ascendentes, desnudas en la base en una corta distancia. Espiguillas 4-5 floras, de 9-11 mm de largo, con pedicelos glabrescentes. Glumas desiguales, agudas o subagudas, glabras, la inferior de 3-3.5 mm de largo y la superior de 3.8-5 mm de largo. Lema inferior de 6-7 mm de largo, oblongo-lanceolada, a veces ligeramente acuminada o brevemente aristada, finamente escabrosa hacia el ápice (Tovar, 1993).

1.2.14. Diversidad florística

El concepto de diversidad tiene dos componentes principales: la riqueza de especies (McIntosh, 1967) y la equitatividad (Lloyd y Ghelardi, 1964). El primero se refiere al número de especies en una comunidad y el segundo a las proporciones relativas de cada especie, teniendo en cuenta que puede haber especies dominantes y especies raras en una comunidad (Krebs, 1999). La diversidad permite distinguir entre dos comunidades con idéntica riqueza y composición florística, en la cual las especies difieren en cuanto a su abundancia relativa (Sonco, 2013).

1.2.15. Composición florística

La composición florística se entiende como la enumeración de las especies de plantas presentes en un lugar, usualmente teniendo en cuenta su densidad, su distribución y su biomasa (Cano y Stevenson, 2009). La composición florística y la vegetación son muy importantes por cuanto permiten conocer las especies que conforman un área geográfica, así como su distribución y fisonomía (Mendoza y Cano, 2011).

1.2.16. Monitoreo de los proyectos de restauración

El monitoreo de los procesos de restauración ecológica provee información sobre los cambios suscitados a partir de los tratamientos de restauración aplicados, permitiendo evaluar la eficiencia e idoneidad de las estrategias de restauración empleadas y por ende estableciendo la base para la toma de decisiones respecto al manejo futuro del proceso (Vargas y Mora, 2008).

1.2.17. Forraje

Se define como cualquier parte comestible no dañina de una planta, que tiene un valor nutritivo y que está disponible para ser consumida por los animales. Una planta o parte de la planta tiene que llenar varios requisitos antes de que pueda ser considerada como forraje. El más importante de éstos, es la aceptabilidad por parte de los animales, la disponibilidad y su aporte de nutrientes. Respecto a esta última condición, muchas de las plantas consideradas como tóxicas o dañinas no pueden ser clasificadas como especies forrajeras porque ellas no proveen nutrientes cuando son consumidas, más bien en lugar de ello, causan trastornos, daño, y en ocasiones, la muerte (Farfán y Farfán, 2012).

1.2.18. Capacidad de carga

Holechek *et al.* (2011), definen la capacidad de carga como el número promedio de animales domésticos y/o silvestres que pueden ser mantenidos en una unidad de superficie en forma productiva por un determinado período de pastoreo, sin dar lugar a que la pradera se deteriore. Este concepto también puede ser entendido como el nivel de defoliación que permita a las plantas del pastizal recuperarse del pastoreo y además proporcione suficiente residuo para protección del suelo (Ortmann *et al.*, 2001).

1.2.19. Análisis costo-efectividad

El objetivo del análisis costo-efectividad es evaluar y contrastar los valores obtenidos en un estudio para así seleccionar la opción más efectiva a un menor costo y tiempo posible (Barnsbee *et al.*, 2018). Este análisis es de gran importancia en los proyectos de restauración

ecológica, puesto que, nos da una perspectiva más amplia del proyecto donde no solo se consideran datos biológicos, sino también se toma en cuenta la economía y la gestión ambiental, la cual permitirá mejorar la toma de decisiones para la recuperación de ecosistemas (Ruiz, 2019).

CAPITULO II: MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Diseño de la Investigación

El presente trabajo de investigación posee un enfoque cuantitativo, puesto que se enfocó en resolver la pregunta de investigación: ¿Cuál de los tratamientos promueve la recuperación y el crecimiento de la pastura en menor tiempo y a menor costo para la población local? En otras palabras, comprobó que uno de los tratamientos evaluados recuperó de manera más rápida las pasturas destinadas para el consumo de ganado y a un menor costo a diferencia de los otros tratamientos.

Se debe de agregar que este trabajo de investigación fue un estudio experimental puesto que se intervino la zona de Apas para probar tres tratamientos experimentales sobre parcelas demostrativas de pasturas altoandinas en condiciones controladas, evaluando la diversidad y composición florística de las parcelas para así identificar el estado actual del pastizal en la zona Apas y como este, evoluciona a través del tiempo luego de aplicar los tratamientos, utilizando la metodología del cuadrante según Mostacedo y Fredericksen (2000). Esta recopilación de datos permitió evaluar la capacidad de carga de cada una de las parcelas con el fin de determinar la soportabilidad de estas, siguiendo los pasos metodológicos de Lazo (2012). Entonces, el dato de soportabilidad de las parcelas permitió determinar cual de ellos era el más costo efectivo, para así replicarlo en las otras áreas comunales de la comunidad campesina de Huancaya, por ende la elección de este proyecto también involucró al componente social, además del componente científico.

2.2. Lugar y fecha

El área de estudio fue definida por la comunidad campesina de Huancaya y el SERNANP, puesto que esta zona pertenece a la comunidad, siendo tierras comunales. El área total es de 221 661 m² equivalente a un aproximado de 22 hectáreas; se colocó un cerco instalado de

1.32 km y, además, se tuvo un cerco natural de 1.19 km. El sector Apas se encuentra a una altitud de 4 388 m.s.n.m., cuyas coordenadas de localización son latitud de 12°05'46.93" S y longitud de 75°46'58.97" O sobre el meridiano de Greenwich.

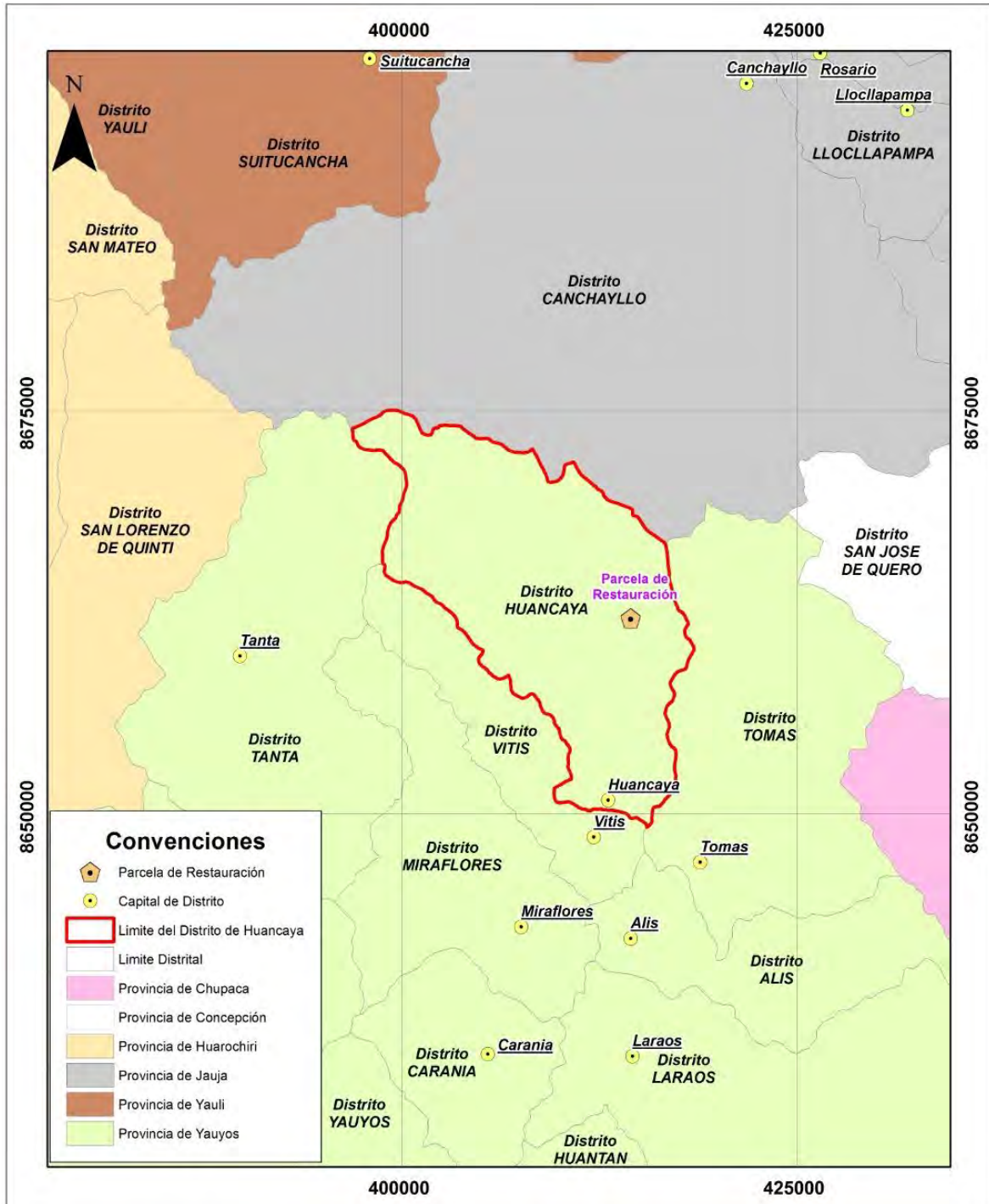


Figura 1. Mapa de ubicación de la comunidad campesina de Huancaya y las parcelas de restauración. Fuente: Elaboración propia.

Este número total de hectáreas comprende entre sus ecosistemas más representativos pajonales, bofedales, césped de puna y una laguna altoandina, sin embargo, el ecosistema en investigación fue el pajonal, que es el más importante en comparación con los demás ecosistemas mencionados.

Con referencia a las fechas relacionadas al proyecto de investigación, este inició en el mes de noviembre del 2017, con las instalaciones de las cercas para el aislamiento general del área y de las parcelas internas. En el mes de enero del 2018, se llevó a cabo la faena comunal para la aplicación de los 3 tratamientos en las parcelas piloto, además de la instalación de las parcelas testigo. Posteriormente, se llevó a cabo los monitoreos mensuales en los meses de febrero hasta setiembre del 2018.

2.3. Descripción del experimento

2.3.1. Delimitación del área de restauración

Para este proceso se empleó la técnica de aislamiento, la cual consiste en separar esta área del entorno con un cerco natural (llamado así por ser una zona inaccesible) y un cerco instalado, este último consistió en cercar el área con postes de rollizo (diámetro de 4" y altura de 2 m), estos postes se colocaron estratégicamente alrededor de la zona de restauración y fueron bordeados con la malla ganadera (1.20 m x 6 hilos x 1 hilo de alambre de púas). Es importante tener en cuenta que las praderas altoandinas son ecosistemas homogéneos y por esta razón el ecosistema de referencia se referencia con las parcelas testigo.

2.3.2. Delimitación de las parcelas internas

Las parcelas internas o parcelas de restauración activa se establecieron dentro del área total cercada (Figura 2), estas parcelas fueron ubicadas al azar dentro del área y en cada parcela se registraron las coordenadas y la altitud, fueron las siguientes coordenadas GPS (Global Positioning System) (Tabla 1).

Tabla 1

Coordenadas de las parcelas de restauración

Parcelas	Coordenadas UTM		Altitud (m.s.n.m.)
	X (Este)	Y (Norte)	
Parcela 1 - Abono	041 44 79	866 21 11	4375
Parcela 2 - Translocación	041 46 84	866 23 34	4381
Parcela 3 – Translocación y Abono	041 46 26	866 24 24	4401

Fuente: Elaboración propia.

- a. **Parcela testigo:** La delimitación del área testigo fue de 900 m² (30 m x 30 m), en esta parcela solo se colocaron cuatro pequeñas estacas (30 cm) en cada esquina para poder diferenciar el área sin intervención y unidas con rafia. Estas varillas fueron cubiertas por brea para impermeabilizarlos. La ubicación de esta parcela testigo fue contigua a las parcelas con algún tipo de tratamiento.

- b. **Parcelas restauradas:** Se implementaron tres parcelas internas de un área de 900 m² (30 m x 30 m) cada una, puesto que dentro de ellas se aplicaron los tratamientos. Estas parcelas internas fueron cercadas como medida de prevención para que el área quedara en total aislamiento y no fuera expuesta a los factores externos que pudieran perturbar el proceso de restauración. Estas parcelas tienen las mismas condiciones aplicadas al área de restauración total, ya que fueron cercadas con rollizos y malla ganadera para su total aislamiento.

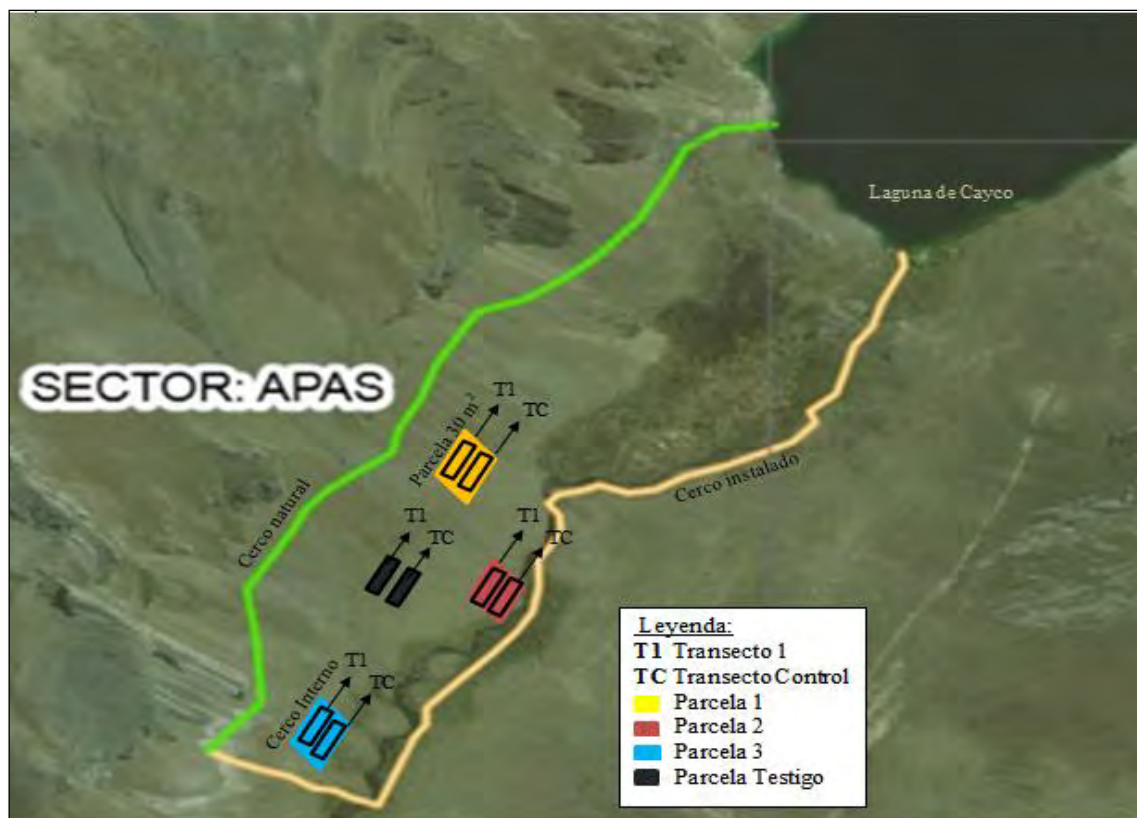


Figura 2. Ubicación del área de investigación, parcela 1 – Aplicación de tratamiento abono, 2 - Aplicación de tratamiento translocación y 3 - Aplicación de tratamiento translocación y abono. Fuente: Elaboración propia.

2.3.3. Aplicación de tratamientos en las parcelas internas

Translocación de especie dinamogenética

En las parcelas demostrativas 2 y 3 se aplicó el tratamiento de translocación, este método consiste en el movimiento intencionado de un organismo a una parte de su área nativa de la cual ha desaparecido, o de la cual ha sido extraído en tiempos históricos como resultado de las actividades humanas o catástrofes naturales (International Union Conservation Nature [IUCN], 1987). Para este tratamiento se utilizó la especie *Festuca dolichophylla*, conocida comúnmente como “chilwar”. Los muñones se obtuvieron de una zona conservada cercana al área de restauración, y se sembraron al comienzo de la época de lluvia (enero) para así garantizar su permanencia en la época seca, asimismo, se escogieron los mejores individuos especialmente por su coloración y su estado juvenil.

Para el establecimiento de estos individuos mediante la técnica de translocación se utilizaron ejemplares con un diámetro de 2.5 cm, que fueron establecidos dejando un espacio aproximado de 2 m entre ellos. Los individuos utilizados en el proceso fueron podados a nivel foliar y a nivel de la raíz para así activar su crecimiento y establecimiento en el suelo.

La técnica de translocación de una especie clave recupera la estructura y función de la comunidad ecológica, en este estudio se utilizó la especie dinamogenética *Festuca dolichophylla* por su capacidad de respuesta y adaptación, que son propios de un ecosistema de alta montaña, y además, proporciona condiciones favorables para el desarrollo de otras especies. Tapia y Flores (1984) reconocen a la *Festuca dolichophylla* como una especie forrajera de calidad y que poseen una alta resistencia a la helada, la cual hace que la alta deseabilidad de esta especie este presente aún en la época de sequía. Se debe de agregar que algunas comunidades campesinas han revalorizado la práctica de translocación de pastos nativos como la especie *Festuca dolichophylla* (Quispe, 2010).

Aplicación de abono seco

En las parcelas 1 y 3 se aplicó el abono seco, que está compuesto específicamente de excremento de cuy y fue agregado al momento de translocar los individuos en la parcela 3 y de manera externa (alrededor de las plantas presentes) en la parcela 1.

En la parcela 3 se utilizó un aproximado de 100 g de abono que se aplicó directamente en el hoyo de siembra, utilizando un total de dos sacos de abono (50 kg) y en la parcela 1 un aproximado de ocho sacos de abono de 50 kg, el abono fue esparcido en forma de voleo en toda la parcela interna. Este método hace referencia a la siembra directa por voleo la cual consiste en dispersar uniformemente las semillas sobre todo el área (Tannfeld, 2011). En este caso, el proceso fue similar, el abono se distribuyó en toda la parcela interna, tanto alrededor de las plantas presentes como del suelo desnudo.

El criterio empleado para la adición del abono orgánico en las parcelas 3 y 1 se basó en los aportes de los pobladores de la Comunidad Campesina de Huancaya, teniendo en cuenta la

relación que tienen con sus creencias, costumbres, hábitos y conocimientos ancestrales. Por ende, la participación de la comunidad en este proceso de restauración ecológica fue de gran importancia puesto que, se obtuvo conocimientos sobre la cosmovisión de los pueblos andinos y su compromiso con el adecuado desarrollo del proyecto. Se debe de agregar que, el uso de abono de cuy empleado en el proyecto se presentó como una oportunidad de alianzas entre las instituciones involucradas, este fue adquirido en la agropecuaria Inka Cuy SAC, la cual está dedicada a la cría de cuyes para consumo humano.

Adicionalmente, la aplicación de abono seco incrementa la tasa de crecimiento de las especies presentes en las parcelas demostrativas, incluso permite el desarrollo de las especies en condiciones desfavorables por la cantidad de nutrientes que aporta a nivel del suelo.

2.4. Tratamientos

En la Tabla 2 se observan los diferentes tratamientos aplicados a la parcela 1, 2, 3 y parcela testigo.

Tabla 2

Tratamientos experimentales

Nº	Parcela	Tratamientos
P	T I – Parcela Testigo	Sin aplicación
P 1	T II – Parcela Abono	Aplicación de abono seco + aislamiento
P 2	T III – Parcela Translocada	Translocación de especie dinamogénica + aislamiento
P 3	T IV – Parcela Translocada y Abono	Translocación de especie dinamogénica + aislamiento + aplicación de abono seco

Fuente: Elaboración propia.

2.5. Unidades experimentales

Para todos los tratamientos se establecieron transectos de monitoreo de 15 m x 1 m; cada parcela interna de 30 m x 30 m contó con dos transectos siendo el original (T1) y su réplica

o control (TC). Estos transectos fueron monitoreados mensualmente, siendo estas parcelas permanentes.

El número total de transectos fueron ocho (original y réplica) pertenecientes a las parcelas internas 0, 1, 2 y 3. Los transectos 1 y control fueron ubicados en sentido perpendicular a la pendiente, para asegurar la homogeneidad en la recolección de datos y separada aproximadamente por 15 m de distancia una de otra.

2.6. Identificación de las variables y su medición

Dentro de los transectos de monitoreo de 15 m x 1 m se realizó la medición de la cobertura y altura de cada especie utilizando la técnica del cuadrante. Esta técnica se basa en utilizar un cuadrado para muestrear la vegetación, las dimensiones de los cuadrantes dependen de la forma de vida a evaluar. Para este trabajo se realizó el muestreo en vegetación herbácea, por ende se recomienda utilizar un cuadrante con medida de 1 m x 1 m, este se coloca sobre la vegetación para evaluar parámetros como: densidad, cobertura y frecuencia de las especies (Mostacedo y Fredericksen, 2000). Las variables que se tomaron en campo fueron las siguientes:

- **Altura de la planta**, se procedió a medir la altura de las plantas presentes en los transectos, siendo estas la especie dinamogénica y otras, para así determinar el promedio de la altura de las plantas por especie, los resultados obtenidos se expresaron en centímetros (cm).
- **Cobertura**, se utilizó la técnica del cuadrante para estimar la cobertura. Esta consiste en utilizar un marco de madera de 1 m² con subdivisiones de 10 cm x 10 cm, totalizando un total de 100 subdivisiones representando el 100 % de la cobertura vegetal. Esta técnica fue utilizada dentro de los transectos de 15 m x 1 m, los resultados obtenidos se expresaron en porcentaje (%).

Los datos que se tomaron para cobertura fueron referentes a todas las especies presentes en el cuadrante, además de mantillo, suelo desnudo, roca y estiércol. Todos estos datos fueron obtenidos por cada m², por ende, se obtuvieron 15 colectas de datos por el transecto total (15

m x 1 m) y estos fueron promediados para obtener un cuadro resumen de todo el transecto de monitoreo en general.

La toma de datos se realizó mensualmente, en un total de seis meses después de aplicados los tratamientos (febrero, abril, mayo, junio, julio y septiembre).

Las variables evaluadas en campo, tales como: altura y cobertura de las especies presentes y translocadas permitieron evaluar diversos parámetros e índices, las cuales se describen a continuación:

2.6.1. Parámetros de la estructura cuantitativa de la vegetación

- a. **Abundancia (Densidad relativa):** La abundancia es medida por medio de la densidad. Este parámetro hace referencia al número de individuos de una especie hallados en un espacio determinado (Mostacedo y Fredericksen, 2000).

$$\text{Densidad de una especie} = \frac{\text{N}^\circ \text{ de individuos de una especie}}{\text{Área muestreada}}$$

$$\text{Densidad relativa} = \frac{\text{Densidad de una especie}}{\text{Densidad total de las especies}} \times 100$$

- b. **Frecuencia (Frecuencia relativa):** La frecuencia hace referencia a la probabilidad de hallar una especie en una unidad muestral particular, y esta se calcula en porcentaje. Esto significa que el porcentaje hallado es la proporción de veces que se calcula las unidades muestrales con relación a un total (Mostacedo y Fredericksen, 2000).

$$\text{Frecuencia} = \frac{\text{N}^\circ \text{ de ocurrencia de una especie}}{\text{N}^\circ \text{ total de sitios muestreados}}$$

$$\text{Frecuencia relativa} = \frac{\text{Frecuencia de una especie}}{\text{Frecuencia total de las especies}} \times 100$$

- c. **Dominancia (Dominancia relativa):** La dominancia de una especie se manifiesta cuando ocurre un predominio de este sobre la composición y forma de la comunidad. Por ende, la especie dominante posee gran éxito ecológico y notoriedad dentro de la comunidad vegetal (Soler *et al.*, 2012).

$$\text{Dominancia relativa} = \frac{\text{Dominancia de la especie}}{\text{Dominancia de todas las especies}} \times 100$$

2.6.2. Evaluación de la importancia ecológica

Para evaluar la importancia ecológica se utilizó el Índice de Valor de importancia por especie (IVI), debido a que este índice proporciona información sobre la importancia ecológica relativa de cada especie dentro de una comunidad vegetal.

- **Índice de Valor de Importancia (IVI):** Es el parámetro que mide el valor de las especies basado en tres parámetros principales, que son la dominancia, la densidad y la frecuencia, en resumen, la sumatoria de los tres parámetros mencionados da como resultado el IVI, este valor representa la importancia ecológica de cada especie en una comunidad vegetal. Para calcular el IVI, se debe de tener los datos de cobertura, densidad y frecuencia, y estos convertirlos en valores porcentuales. El total de cada uno de los valores transformados debe de sumar 100, por ende, el valor de IVI debe de ser equivalente a 300.

2.6.3. Índices de la diversidad florística

➤ **Diversidad alfa**

Según Sugg (1996) la diversidad alfa es el número de especies que viven y están adaptadas a un hábitat homogéneo, cuyo tamaño determina el número de especies por la relación área-especie, en la cual a mayor área mayor cantidad de especies.

a. Riqueza de especies (S)

La riqueza de especies es una expresión mediante la cual se obtiene una idea rápida y sencilla de la diversidad (Gaston, 1996; Magurran, 1988), este se refiere específicamente al número total de especies que se encuentran presentes, restándole importancia al valor de las mismas (Gotelli y Colwell, 2001), lo que le confiere una gran importancia en los estudios de la biodiversidad.

b. Índice de Simpson – dominancia

$$\lambda = \sum p_i^2$$

En donde p_i es la abundancia proporcional de la especie i , en otras palabras, la abundancia de la especie i , está dividido entre el número total de individuos de la muestra. Este índice muestra la probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar, pertenecientes a un mismo hábitat, correspondan a una misma especie. Las especies más dominantes influyen directamente con los valores del índice de Simpson (Magurran, 1988; Peet, 1974).

c. Índice de Margalef – diversidad

El índice de Margalef hace referencia a la riqueza específica de una unidad muestral, suponiendo que existe una relación funcional entre la riqueza y el número total de individuos $S=k\sqrt{N}$ donde k es constante (Magurran, 1988). Si esto no se mantiene, puede existir una variación en el índice con respecto al tamaño de la muestra. El índice de Margalef es igual a 0 cuando se tiene una sola especie (Moreno, 2001, p. 26).

$$D_{Mg} = \frac{S - 1}{\ln N}$$

Donde:

S = número de especies.

N = número total de individuos.

d. Índice de diversidad de Shannon – Weiner - equidad

$$H' = - \sum p_i \ln p_i$$

Donde p_i =abundancia proporcional de la i-ésima especie.

$p_i = N_i/N$ (abundancia de la especie i-ésima entre la abundancia total de todas las especies).

Este índice se utiliza para cuantificar la diversidad específica, por ende representa la uniformidad de la importancia de los valores a través de todas las especies de la muestra. A partir de ello, se puede decir que se escogen individuos a azar y que cada una de las especies se encuentra representada en la muestra. Cuando el índice obtiene valores entre cero, es porque solo se considera una sola especie, pero cuando adquiere el valor del logaritmo de S, se concluye que cada una de las especies están presentes en la muestra con un mismo número de individuos (Magurran, 1988).

e. Índice de Pielou – equidad

Este índice de equidad es adecuado para usarse con la medida de diversidad de Shannon-Wiener (Hair, 1987). Además, este estimador es independiente del número de especies (Ares, 1971). Su valor va de 0 a 1, de forma que 1 corresponde a situaciones en las que todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 1988).

$$J' = \frac{H'}{H' \max}$$

Donde:

$H' \max = \ln S$.

J' = Índice de equidad de Pielou.

H' = Índice de Shannon-Wiener.

S = Riqueza de especies.

➤ **Diversidad beta**

La diversidad beta es el grado de recambio de las especies o cambio biótico de los factores ambientales (Whittaker, 1972). Los índices pertenecientes a la diversidad beta no poseen un máximo valor, mientras este sea más alto mayor será el valor del índice beta, Entonces, las comunidades vegetales tendrán menos especies en común (Polo, 2008).

Se realizará el análisis de la diversidad con métodos de clasificación y ordenación, estos métodos multivariados de ordenación y clasificación sirven para poder comparar gráficamente las diferentes comunidades en términos de la diversidad beta (Magurran, 2004).

a. Análisis de clúster – clasificación

Es una técnica multivariante de clasificación matricial simple e intuitivamente significativo, de manera que es una forma explícita para identificar grupos de datos y permite encontrar estructura en los mismos. El análisis de clúster se basa pues en agrupamientos de muestras o de especies que tienen propiedades en común, tales como la distribución de la abundancia, el hábito de crecimiento, la demanda de variables ambientales y edáficas, etc. (Matteucci y Colma, 1982). Se debe decir que estos sitios con mayor similitud son combinados para formar un solo clúster, el análisis prosigue agrupando sucesivamente los sitios similares hasta construir el dendrograma completo (Gallegos, 2009, citado por Sonco, 2013, p. 43). Así, las muestras que se unen en un clúster tienen mayor similitud entre sí que las correspondientes a otros clústeres (Magurran, 2004).

b. Análisis NMDS – ordenación

El método NMDS (Non-Metric Dimensional Scaling) evalúa la dimensionalidad de los datos (McCune y Grace, 2002), ordenando las muestras con base en los rangos de similitud entre ellas (Borg y Groenen, 1997).

Este análisis da como resultado un diagrama que representa de manera gráfica la relación entre las parcelas y las especies. En el diagrama las parcelas más similares tienden a agruparse con las especies más importantes entre ellas (Sonco, 2013). En este caso, dicho análisis fue realizado con el programa PAST.

2.6.4. Evaluación de la capacidad de carga

a. Clasificación de las especies vegetales en respuesta a la presión del pastoreo

La evaluación de las especies presentes en un área frente a una mayor intensidad del pastoreo por el ganado se ha clasificado de tal manera que se pueda calcular las diferentes clases de condición de las praderas naturales en un terreno determinado. Si la presión de pastoreo es degradante, se produce entonces un cambio en la composición vegetal que las cubre; estas pueden medirse si se da una renovación de las especies perennes dominantes o se da el crecimiento de especies invasoras (Flórez *et al.*, 1992). Las especies vegetales son clasificadas en tres categorías, la cual se basa especialmente en la respuesta a la presión de pastoreo, asimismo, se considera de cierta forma la palatibilidad del ganado con respecto a la clasificación de las especies vegetales (Flórez, 2005) y estas son las que siguen:

- **Especies deseables:** También llamadas especies decrecientes; estas son especies forrajeras, con una alta palatibilidad, la cual componen una fuente significativa en la alimentación del ganado. Su importancia y vigor disminuyen a medida que se da un aumento en la presión de pastoreo. En comunidades "clímax", donde existe la vegetación potencial, las especies deseables simbolizan menos del 5 % del total de la composición florística (Flórez *et al.*, 1992).
- **Especies poco deseables:** También llamadas especies acrecentes; estas son de menor palatabilidad y producción baja; también están presentes en la comunidad clímax original. Y existen dos tipos: (i) tipo I: son especies forrajeras con una palatibilidad moderada y una buena producción tomando el lugar de las especies deseables a medida que se presentan situaciones externas que afecten las praderas como el sobrepastoreo, las sequías, la quema de estas, entre otras. Si el sobrepastoreo subsiste en las praderas, la proporción de las especies poco deseables también decrecen; (ii) tipo II: son especies básicamente no palatables y altamente competitivas. Estas especies también están

presentes en la comunidad clímax y se desarrollan rápidamente cuando las deseables y acrecentes de tipo I disminuyen en número a causa de la presencia del sobrepastoreo, la mayoría de estas especies vegetales no poseen algún valor forrajero. Se debe de agregar que las plantas con categoría tóxicas pertenecen a este tipo de especies (Flórez *et al.*, 1992, p. 18).

- **Especies indeseables:** Son especies no deseables provenientes de lugares ajenos y se desarrollan fácilmente en la comunidad ecológica, a consecuencia de la fragilidad de las praderas que continúan siendo expuestas a un nivel alto de carga animal. (Flórez *et al.*, 1992, p. 18).

b. Evaluación y condición de los pastos naturales

- **Composición de las especies decrecientes (D):** el índice de especies decrecientes está compuesta por el porcentaje total de estas, en un área determinada; siendo especies muy palatables para el ganado en pastoreo, entonces, este índice explica la calidad de las praderas en referencia a su palatabilidad; es por eso que en la mayoría de las situaciones el porcentaje de estas especies es mínimo porque son de preferencia para el ganado. En la Tabla 3 se determina el valor de las especies decrecientes.

Tabla 3

Índice de especies deseables o decrecientes (D)

% de especies decrecientes	Puntaje (0.5 Valor por punto)
70 a 100	35.0 a 50.0
40 a 69	20.0 a 34.5
25 a 39	12.5 a 19.5
10 a 24	5.8 a 12.0
0 a 9	0.0 a 4.5

Fuente: Programa de forraje. UNALM (1984).

- **Índice de densidad de forraje (IF):** para hallar este índice se realiza la sumatoria de las especies vegetales decrecientes y acrecentes permanentes para el ganado (Farfán y Durant, 1998), por ende, en este índice se muestra la cantidad de especies presentes expresado en porcentajes. En la Tabla 4 se puede observar los porcentajes del índice forrajero en relación a sus valores por punto.

Tabla 4

Índice forrajero (IF)

% de índice forrajero	Puntaje (0.2 valor por punto)
90 a 100	18.8 a 20.0
70 a 89	14.0 a 17.8
50 a 69	10.0 a 13.8
40 a 49	8.0 a 9.8
Menos de 40	0.0 a 7.8

Fuente: Programa de forraje. UNALM (1984).

- **Índice para suelo desnudo, roca y pavimento de erosión (BRP):** Flórez (2005) indicó que para calcular este índice se realiza la sumatoria del puntaje de suelo desnudo, roca y pavimento de erosión. Además, para calcular este índice se le debe de restar el % obtenido a un total de 100, siendo un índice indirecto en referencia a la cobertura del suelo (Tabla 5).

Tabla 5

Índice de suelo desnudo, roca y pavimento de erosión (BRP)

% de índice de suelo desnudo, roca y pavimento de erosión	Puntaje (de un total de 100 se resta el % obtenido, y se multiplica por 0.2)
10 a 0	18.0 a 20.0
30 a 11	14.0 a 17.8
50 a 31	10.0 a 13.8
60 a 51	8.0 a 9.8
Mayor de 60	0.0 a 7.8

Fuente: Programa de forraje. UNALM (1984).

- **Índice de vigor:** para calcular este índice se debe de tener en cuenta aquellas especies vegetales que son indicadoras de vigor, considerando el tipo de ganado a evaluar (Tabla 6). El parámetro de altura de la especie clave es usada como el estándar de medida, en el contexto de que se ha desarrollado en condiciones óptimas del medio ambiente. A la altura de esta especie clave se le determina el valor máximo de 100 %, la cual se compara con el promedio de las alturas de las especies vegetales en evaluación que deben estar en valores porcentuales.

Tabla 6

Índice de vigor

% índice de vigor	Puntaje (0.1 valor por punto)
80 a 100	8.0 a 10.0
60 a 79	6.0 a 7.9
40 a 59	4.0 a 5.9
20 a 39	2.0 a 3.9
Menos de 20	0.0 a 1.9

Fuente: Programa de forraje. UNALM (1984).

c. Determinación de la condición del pastizal

Pettit (1982), citado por Ortiz (2014), manifestó que la condición del pastizal está relacionada con el “estado de salud de la pradera” o la evolución natural del ecosistema, teniendo un valor ecológico de calidad y muy productivo. Entonces, para determinar la condición de los pastos naturales se calcularon los siguientes parámetros: Especies decrecientes (D), Índice forrajero (IF), Índice de suelo desnudo, roca y pavimento de erosión (B.R.P.) y el índice de vigor. Con estos índices se evaluó la condición de pradera como Excelente, Bueno, Regular, Pobre y Muy pobre (Tabla 7). Cada condición mencionada se le atribuye un rango porcentual (Ortiz, 2014), tales categorías son las siguientes:

- **Excelente**, cuando la pradera posee un alto porcentaje de cobertura vegetal, la presencia de especies deseables y poco deseables corresponden al 79 – 100 %, y no se visualiza la pérdida de suelos.
- **Bueno**, posee menor cobertura vegetal que una pradera en estado excelente, además hay presencia de pequeños lugares de suelo desnudo, las especies deseables y poco deseables están en un intervalo de 54 – 78 %.
- **Regular**, el porcentaje de cobertura vegetal disminuye en esta categoría, puesto que las especies deseables están en un rango menor de 37 – 53 %, y además presentan un limitado desarrollo. Se debe de agregar que en esta categoría hay presencia de arbustos y hierbas no deseables.

- **Pobre**, la disminución de la cobertura vegetal es visible, pues es evidente la presencia de suelo desnudo, cárcavas, plantas anuales y arbustos no deseables. El rango porcentual de las especies vegetales deseables y poco deseables es de 23 – 36 %.
- **Muy pobre**, en esta categoría la cobertura vegetal es pobre, puesto que se encuentra suelo desnudo y cárcavas en mayores porcentajes a comparación de las otras categorías, además están presentes las plantas anuales y arbustos tóxicos, como por ejemplo el género *Astragalus* “garbancillo”. Se debe de agregar que el valor porcentual de las especies deseables y poco deseables están por debajo del 22 %.

Tabla 7

Determinación de la condición del pastizal

Puntaje	Condición de la pradera	Color
79 a 100	Excelente	Verde claro
54 a 78	Bueno	Verde oscuro
37 a 53	Regular	Amarillo
23 a 36	Pobre	Marrón
0 a 22	Muy Pobre	Rojo

Fuente: Programa de investigación en pastos y forrajes. UNALM (1980).

d. Determinación de la soportabilidad (Capacidad de Carga Animal)

Se debe decir que la condición de la pradera determina la capacidad de carga de un pastizal. Para el cálculo de la carga animal de un terreno se centra en la capacidad receptiva según la condición de la pradera, multiplicado por el área en estudio. Al respecto, se puede traer a colación a Miranda (1995), quien definió la capacidad de carga como el límite máximo de animales que una hectárea puede soportar sin afectar las condiciones óptimas de la pradera. Asimismo, la carga animal (CA) es definida como el número promedio de unidades animales que se asignan a una unidad de superficie por un determinado periodo de pastoreo, según Borreli (2001). La condición de la pradera y la capacidad de carga animal recomendada para diferentes tipos de ganado se calculan usando los valores de la Tabla 8. La unidad que se utiliza para expresar la capacidad de carga corresponde a la Unidad Animal (UA), de acuerdo con la definición dada por la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación [SAGARPA] (2011).

Al respecto, Flores (1987) estableció que la carga animal adecuada se establece a partir de la producción necesaria de pasturas para el sustento alimenticio de una unidad animal en el plazo mensual o anual, sin provocar daños a la condición del pastizal. El sobrepastoreo ha sido por muchos años un problema en el manejo de las praderas altoandinas causando un impacto negativo sobre la productividad y desertificación del pastizal, la cual ha provocado que las áreas altoandinas estén expuestas a una inestabilidad ecológica (Ortiz, 2014). Por ende, un sobrepastoreo continuo causará un deterioro de la condición del pastizal y una reducción consecuyente de la capacidad de carga (Farfán y Farfán, 2012). El hecho de que en la mayoría de las zonas altoandinas no se ha desarrollado un apropiado manejo de las praderas nativas es porque no existe una adecuada gestión de los pastizales naturales, este punto debe de convertirse en una de las actividades más relevantes de las Comunidades Campesinas, para así, poder autogestionar sus praderas de manera sostenible, con una adecuada capacidad de carga animal.

Para determinar la condición del sitio, se utilizan los valores que están en las Tablas 3, 4, 5 y 6, posteriormente se usan los índices de la Tabla 8 para determinar la soportabilidad o la capacidad de carga animal del terreno para diferentes tipos de ganado en pastoreo. Para este estudio, la soportabilidad se determinó en UA para bovinos con todos los tratamientos aplicados y para alpaca con el tratamiento más efectivo.

Tabla 8

Capacidad sustentadora recomendable para diferentes condiciones de pastizales nativos

CONDICIÓN	PUNTAJE	CARGA				
		Alpaca	Llama	Vicuña	Ovino	Vacuno
Excelente	79-100	2.7	1.8	4.4	4.0	1.0
Bueno	54-78	2.0	1.3	3.33	3.0	0.75
Regular	37-53	1.0	0.7	1.65	1.5	0.38
Pobre	23-36	0.33	0.2	0.55	0.5	0.13
Muy Pobre	0-22	0.17	0.1	0.28	0.25	0.07

Fuente: Programa de investigación en pastos y forrajes. UNALM (1980).

2.7. Diseño estadístico del experimento

El estudio se basó en un diseño de análisis de multivariados de similaridad, donde los datos obtenidos en campo de los diferentes tratamientos aplicados a las parcelas en estudio se le atribuyó un ANOSIM (Análisis de similitud de la matriz de abundancia) de una vía.

2.8. Análisis estadístico de datos

El análisis estadístico del presente trabajo se realizó mediante los programas Biodiversity Pro 2.0, Past ver. 2.17c y EstimateS 9.1.0. El primer programa mencionado permitió realizar el análisis de clúster, mediante la cual se realizó agrupamientos de las especies más similares según el parámetro de cobertura. El segundo programa realizó el análisis de ANOSIM, empleando como factor los tratamientos, para así determinar si existían diferencias o no en la composición florística entre las parcelas evaluadas, cada uno con diferente tratamiento. Adicionalmente, se evaluó el análisis de ordenamiento multidimensional no métrico (NMDS) y los índices alfa. Finalmente, el programa EstimateS 9.1.0. realizó el análisis de la estimación de la riqueza general con la finalidad de construir la curva de acumulación de especies mediante estimadores de riqueza no paramétricos.

2.9. Materiales

2.9.1. Materiales de campo

- Lápiz / Bolígrafo.
- Planillas de campo.
- Folder.
- Micas.
- Cámara fotográfica.
- Regla metálica de 30 cm.
- Regla metálica de 100 cm.
- Cuadrante de madera de 1 m x 1m.
- GPS.
- Rafia.
- Cinta métrica de 50 m.
- Estacas.
- Rollizos de madera.
- Malla ganadera.
- Grapas.
- Clavos.
- Abono seco de cuy.
- Tijeras de podar.
- Brea.
- Madera.

2.9.2. Materiales gabinete

- Lápiz / Bolígrafo.
- Marcadores.
- Computadora.
- Papel de escritorio.
- Libreta de notas

CAPITULO III: RESULTADOS

3.1. Evaluación de la diversidad florística en las parcelas demostrativas

La diversidad florística se evaluó dentro de las tres parcelas demostrativas donde se aplicaron sus respectivos tratamientos, estos fueron aplicados a nivel de toda la parcela de 30 m x 30 m, sin embargo, la evaluación mensual se realizó específicamente en los transectos de monitoreo de 15 m x 1 m, siendo estos transecto original (T1) y transecto réplica o control (TC).

En los seis meses evaluados se encontraron 34 especies (Tabla 9) a nivel de todos los transectos de monitoreo, estas especies están repartidas en 13 familias, de las cuales 29.42 % pertenecen a la familia Asteraceae, 26.48 % a la familia Poaceae, 8.82 % a la familia Cyperaceae, 5.88 % a la familia Fabaceae, 5.88 % a la familia Geraniaceae, 2.94 % a la familia Brassicaceae, 2.94 % a la familia Juncaceae, 2.94 % a la familia Orchidaceae, 2.94 % a la familia Plantaginaceae, 2.94 % a la familia Polygonaceae, 2.94 % a la familia Rosaceae, 2.94 % a la familia Saxifragaceae y 2.94 % a la familia Juncaceae.

Tabla 9

Especies encontradas en los transectos evaluados

FAMILIA	ESPECIE	FAMILIA	ESPECIE
	<i>Werneria nubigena</i> Kunth	Juncaceae	<i>Luzula peruviana</i> Desv.
	<i>Hypochaeris taraxacoides</i>	Orchidaceae	<i>Myrosmodes gymnandra</i> (Rchb. f.) C.A. Vargas
Asteraceae	<i>Perezia multiflora</i> (Humb. & Bonpl.) Less.	Plantaginaceae	<i>Plantago sp</i>
	<i>Belloa piptolepis</i> (Wedd.) Cabrera		<i>Calamagrostis vicunarium</i>
	<i>Gamochaeta americana</i> (Mill.) Wedd.	Poaceae	<i>Jarava ichu</i>
	<i>Werneria sp</i>		<i>Bromus lanatus</i>

Especies encontradas en los transectos evaluados (continuación)

FAMILIA	ESPECIE	FAMILIA	ESPECIE
	<i>Erigeron rosulatus</i> Wedd.		<i>Festuca dolichophylla</i>
	<i>Conyza artemisioides</i> Meyen & Walp.		<i>Aciachne pulvinata</i> Benth.
	<i>Bidens andicola</i> Kunth		<i>Muhlenbergia peruviana</i> (P. Beauv.) Steud.
	<i>Werneria caespitosa</i> Wedd.		<i>Calamagrostis tarmensis</i> Pilg.
Brassicaceae	<i>Lepidium bipinnatifidum</i> Desv.		<i>Dissanthelium mathewsii</i> (Ball) R.C. Foster & L.B. Sm.
	<i>Carex ecuadorica</i> Kük.		<i>Calamagrostis glacialis</i> (Wedd.) Hitchc.
Cyperaceae	<i>Scirpus rigidus</i> Boeckeler	Polygonaceae	<i>Paranephelius uniflorus</i> Poepp.
	<i>Cyperus niger</i> Ruiz & Pav.	Rosaceae	<i>Lachemilla pinnata</i>
Fabaceae	<i>Astragalus garbancillo</i> Cav.	Saxifragaceae	<i>Saxifraga magellanica</i> Poir.
	<i>Trifolium amabile</i> Kunth		
Geraniaceae	<i>Geranium sessiliflorum</i> Cav.	Juncaceae	<i>Urtica flabellata</i> Kunth
	<i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér. ex Aiton		

Fuente: Elaboración propia.

En la Figura 3 se muestran las 13 familias encontradas en términos de especies en las tres parcelas demostrativas en los seis meses evaluados.

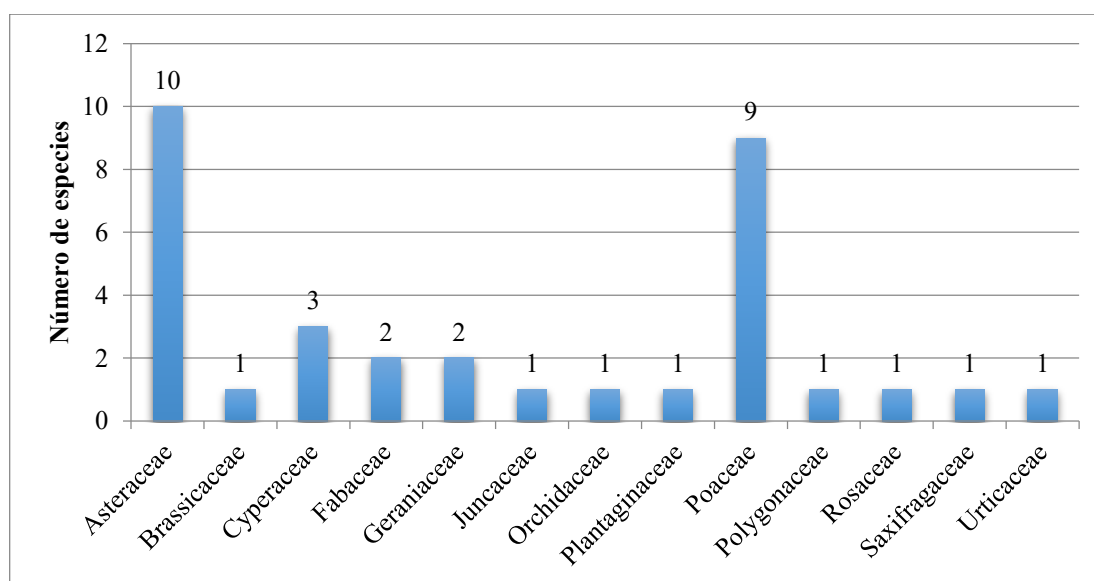


Figura 3. Representación de las 13 familias encontradas en las parcelas demostrativas.
Fuente: Elaboración propia.

La riqueza total de especies en las parcelas demostrativas fueron 34 (Figura 4), sin embargo, estas especies se han establecido en las parcelas dependiendo de la disponibilidad de agua, abono y nutrientes presentes en el suelo, variando el número de especies en cada parcela demostrativa.

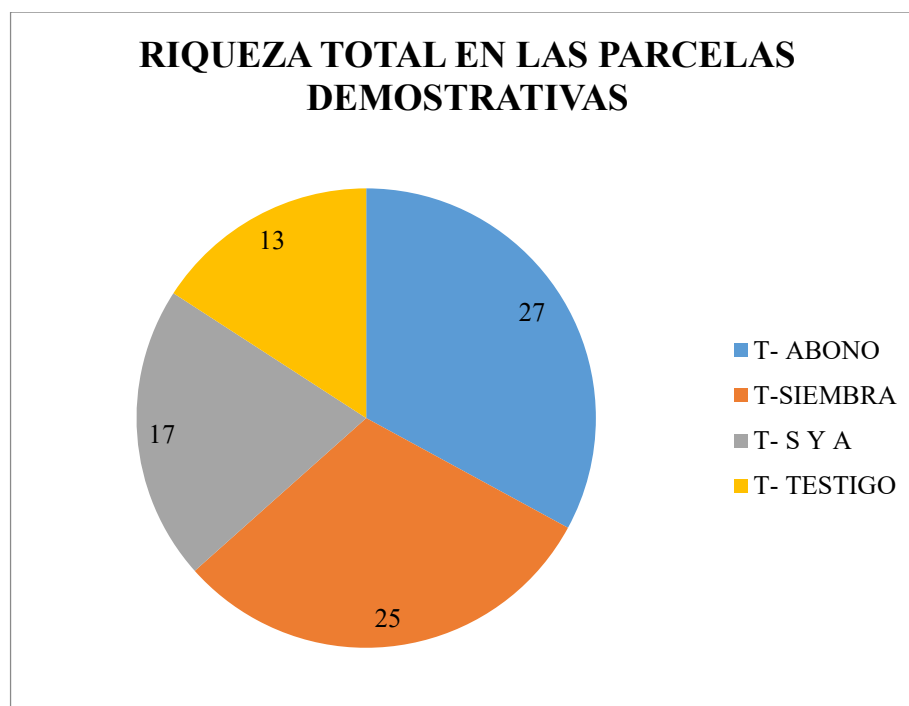


Figura 4. Variación de la riqueza de especies discriminadas por tratamiento.
Fuente: Elaboración propia.

En la parcela 1, fue donde se aplicó el tratamiento de abono al voleo, se observaron 27 especies, mientras tanto, en la parcela 2, en la que se realizó la translocación de la especie dinamogénica (*Festuca dolichophylla*), se obtuvieron 25 especies; en la parcela 3, donde se realizó el tratamiento de translocación de la especie mencionada adicionando abono, se observaron 17 especies, y por último, en la parcela testigo, donde no se realizó ningún tipo de intervención, solo se obtuvieron 13 especies, de modo que fue esta la parcela con menor número de especies encontradas.

3.2. Composición florística de las parcelas demostrativas

La hipótesis nula H_0 indica que no hay diferencias en la composición vegetal en las parcelas de restauración, mientras que la hipótesis alternativa H_1 indica que sí las había en la

composición vegetal en las parcelas de restauración. El análisis de similaridad ANOSIM dio un nivel de significancia de 0.035 % con un R global de 0.58.

3.2.1. Composición florística de la Parcela 1 – Tratamiento abono

En esta parcela se encontraron un total de 27 especies pertenecientes a 11 familias (Figura 5), siendo las más representativas Poaceae y Asteraceae, por el hecho de haber encontrado una riqueza de nueve y seis, respectivamente para cada familia. Las especies encontradas en la familia Poaceae fueron: *Jarava ichu*, *Bromus lanatus*, *Festuca dolichophylla*, *Calamagrostis tarmensis*, *Calamagrostis vicunarum*, *Dissanthelium mathewsii*, *Calamagrostis glacialis*, *Aciachne pulvinata* y *Muhlenbergia peruviana*. Y en la familia Asteraceae están presentes las siguientes especies: *Hypochaeris taraxacoides*, *Perezia multiflora*, *Belloa piptolepis*, *Bidens andicola*, *Werneria nubigena* y *Gamochaeta americana*. Otras familias observadas fueron las familias Geraniaceae, Plantaginaceae, Rosaceae, Saxifragaceae, Juncaceae, Juncaceae, etc., estas familias fueron las que obtuvieron un mínimo de especies en comparación a las otras dos familias mencionadas anteriormente.

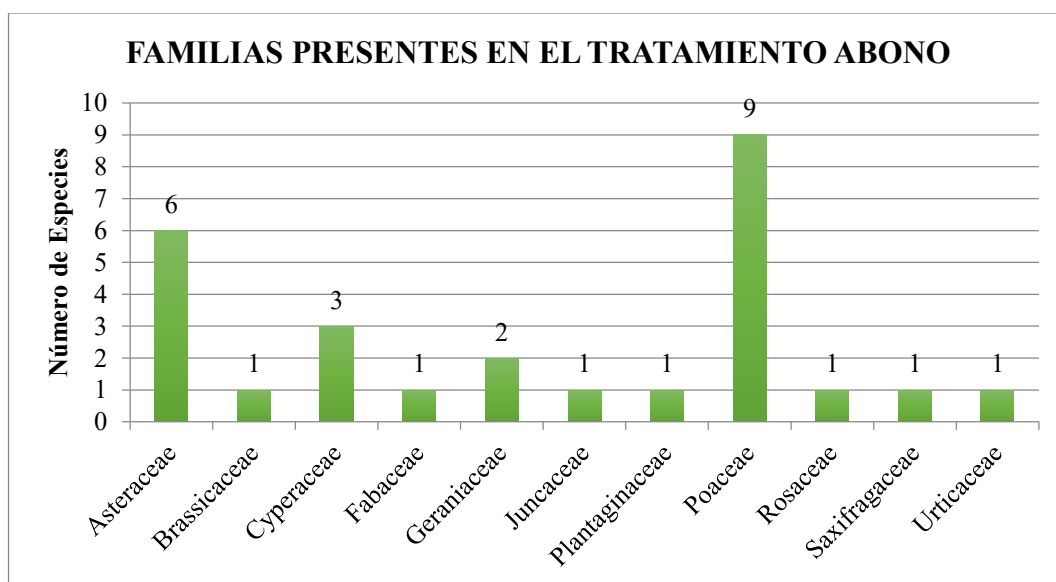


Figura 5. Distribución del número de especies de plantas discriminadas por familia presentes en la parcela 1 – Tratamiento abono. Fuente: Elaboración propia.

La especie *Festuca dolichophylla* tuvo una tasa de crecimiento de 4.08 y 4.3 cm en el T1 y T Control, respectivamente (Figura 6). Aquí la tasa de crecimiento promedio fue de 4.19 cm para la parcela 1. Esta tasa es la más alta en comparación a las otras parcelas (P2 y P3). En

cuanto al T1 la especie fue muestreada en la línea base (mes de noviembre) con una altura de 20.1 cm y luego fue monitoreada de manera mensual por seis meses, arrojando un dato de 44.6 cm el último mes (mes de septiembre), teniendo un total de crecimiento de 24.5 cm. Mientras que para el TC el comportamiento de esta especie fue similar puesto que para el monitoreo base tenía una altura promedio de 14.8 cm (mes de noviembre), luego de aplicar el tratamiento (mes de enero) se realizó el primer monitoreo (mes de febrero) observándose una altura de 19.98 cm habiendo crecido 5.18 cm en este periodo. Al final de las evaluaciones (mes de septiembre) se obtuvo una altura promedio de 40.6 cm, teniendo un total de crecimiento de 25.8 cm.

Festuca dolichophylla

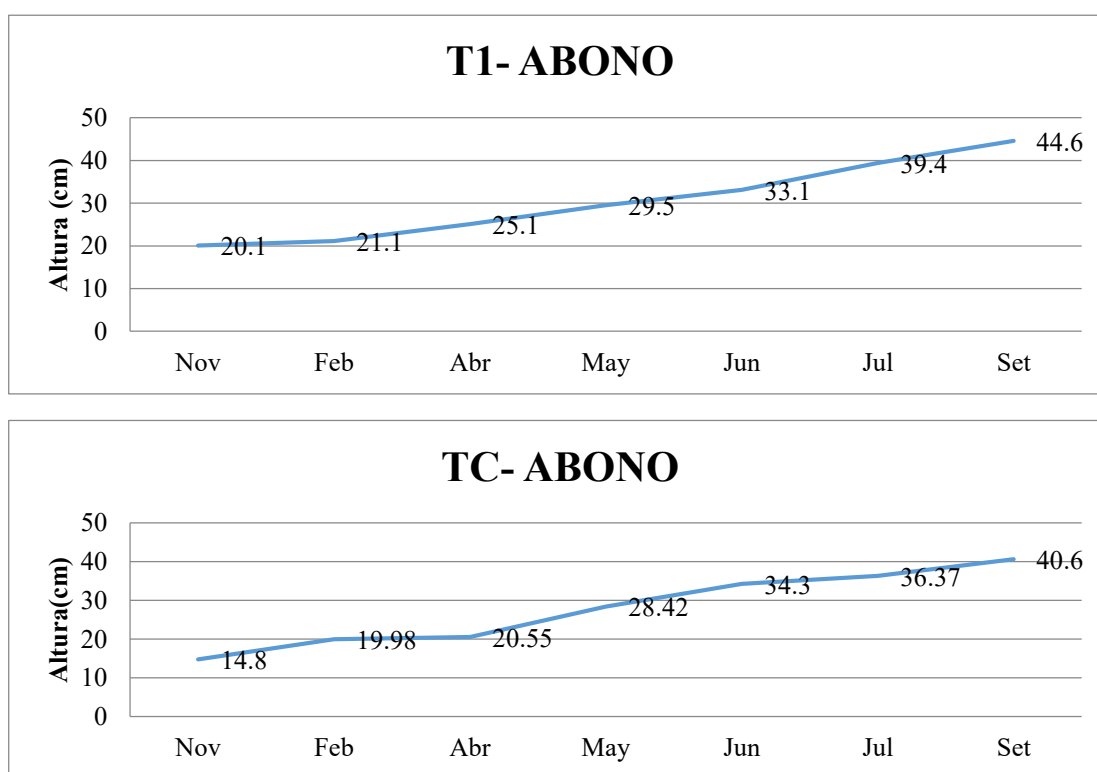


Figura 6. Variación de las alturas de la especie *Festuca dolichophylla* en los T1 y TC en la parcela 1 – Tratamiento abono. Fuente: Elaboración propia.

De igual importancia se tiene a la especie *Calamagrostis tarmensis*, perteneciente a la familia de las Poaceae, esta especie fue evaluada a partir del mes de junio (Figura 7), que fue el cuarto mes de monitoreo, se registró ese mes con una altura de 8.45 cm para el T1, esta especie fue registrada ya con esa altura debido a que en sus primeros estadios la morfología de las *Calamagrostis*, *Festuca* y *Jarava* son similares, por lo cual es difícil su diferenciación. De acuerdo con Davies (1988), en las gramíneas forrajeras “la tasa de brote

y crecimiento foliar y la vida media de estas, son parámetros que influyen directamente en la variación de la estructura que perciben los macollos durante su desarrollo”. Ya en el mes de septiembre se registró esta especie con una altura promedio de 17.62 cm, siendo su tasa de crecimiento de 4.58 cm para el T1 con un crecimiento total de 9.17 cm, asimismo, para el TC al inicio se registró con una altura de 8.06 cm y en el último registro con 18.88 cm, por ende, se tiene una tasa de crecimiento de 5.41 cm y un total de crecimiento de 10.82 cm.

Calamagrostis tarmensis

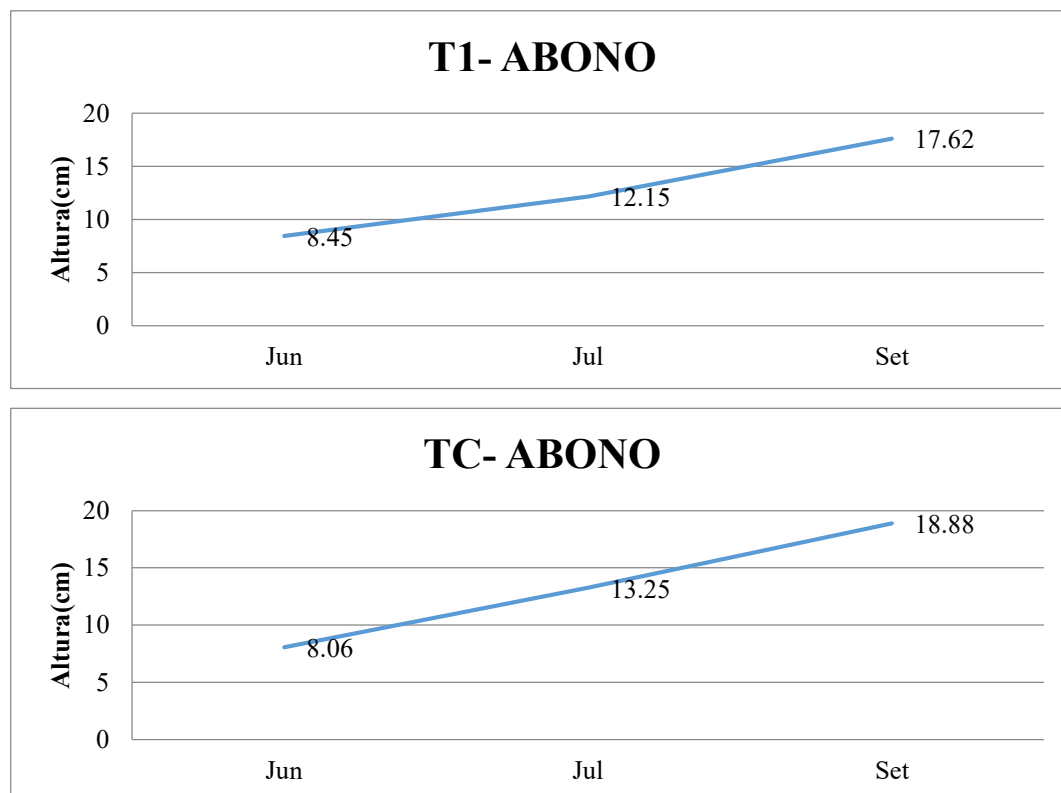


Figura 7. Variación de las alturas de la especie *Calamagrostis tarmensis* en los T1 y TC en la parcela 1 – Tratamiento abono. Fuente: Elaboración propia.

La presencia de la especie *Calamagrostis tarmensis* a partir del cuarto mes de monitoreo puede hacer referencia a la presencia de un banco de semillas en la zona de estudio. Los estudios de comunidades de pastizal sobrepastoreadas han mostrado que el banco de semillas puede ser muy importante, particularmente en los primeros estadios de la sucesión que sigue a las acciones de restauración. Respecto a ello, Partel *et al.* (1998); Holmes *et al.* (2000); Mayer *et al.* (2004); Götmark *et al.* (2005); Zalba y Ziller (2007) mencionaron que los estados de la pastura son condicionantes más severos para la persistencia de un banco de semillas adecuado para la restauración de las comunidades nativas. A las semillas sobrevivientes en el banco del suelo del sector directamente afectado por un disturbio se le

suman, como agentes de recolonización, las especies que sobrevivieron al disturbio, así como las semillas provenientes de plantas que crecen en el entorno. Debe saberse que la probabilidad de llegada de semillas depende de la distancia de la fuente y de la capacidad de dispersión de cada especie (Holmes y Cowling, 1997).

Un comportamiento diferente tuvo el *Bromus lanatus* en comparación con las dos especies descritas anteriormente, en el T1 se obtuvo la altura de 7.2 cm en el monitoreo base (mes de noviembre); luego de aplicar los tratamientos en el primer, segundo y tercer monitoreo se tuvo una altura de 12.1 cm, 18.23 cm y 22.9 cm respectivamente, con un promedio de crecimiento de 5.4 cm en los meses siguientes el crecimiento de la especie fue mínima con un crecimiento promedio de 0.83 cm. Estos resultados pueden estar ligados a la época húmeda y seca registrada en estos meses, se tiene un mayor crecimiento en los meses de noviembre, diciembre y abril correspondientes a los meses en los que hay presencia de lluvias, y un menor crecimiento en los meses de junio, julio y septiembre correspondientes a la época seca pues no hay presencia de lluvias y su desarrollo puede deberse a la presencia de humedad en el nivel freático, a la presencia de nutrientes (abono) en el suelo y a otros factores externos propios del lugar.

En el TC se registró una altura de 6.8 cm en el monitoreo base (Figura 8), luego de aplicar los tratamientos se observó la altura de 15.3 cm, con un crecimiento de 8.5 cm desde el mes de noviembre hasta febrero; en estos meses se observó el mayor crecimiento puesto que en los siguientes meses el crecimiento fue mínimo, el promedio de crecimiento entre los meses de abril, mayo y junio fue de 1.26 cm, en los dos últimos monitoreos su comportamiento fue diferente al T1 y a los meses anteriores del mismo tratamiento, en vez de que el crecimiento fuera ascendente, las alturas descendieron en los dos últimos meses, esta consecuencia se le puede atribuir al déficit hídrico, a que el crecimiento de las plantas forrajeras se detiene y ocurre la marchitez, a más largo plazo, la muerte de los tejidos reduciéndose así la cantidad de alimento disponible para el ganado (Morillo, 1994).

Bromus lanatus

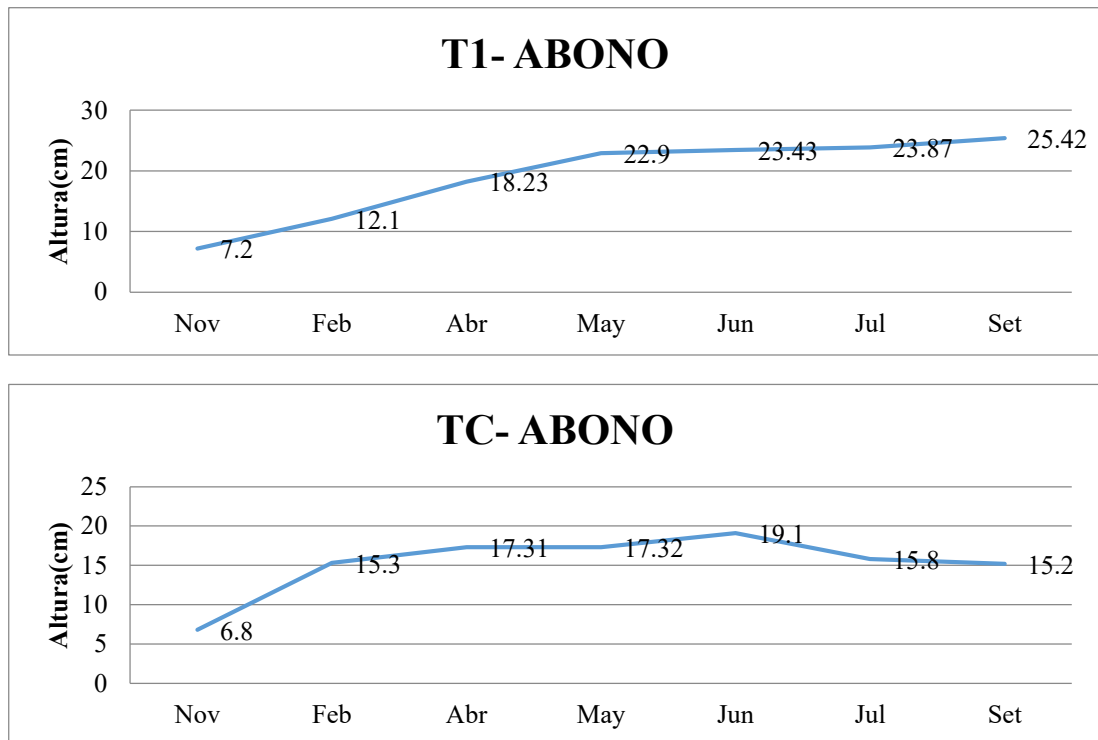


Figura 8. Variación de las alturas de la especie *Bromus lanatus* en los T1 y TC en la parcela 1 – Tratamiento abono. Fuente: Elaboración propia.

3.2.2. Composición florística de la Parcela 2 – Tratamiento translocación

En esta parcela evaluada se encontraron un total de 24 especies pertenecientes a 11 familias (Figura 9), siendo la familia Poaceae y Asteraceae las más importantes dado que cuentan con la mayor riqueza, que son ocho y cinco respectivamente; además de otras familias presentes, tales como Cyperaceae, Brassicaceae, Geraniaceae, Juncaceae, Orchidaceae, Polygonaceae, Rosaceae, Saxifragaceae y Juncaceae. En la familia de la Poaceae se tienen las siguientes especies: *Jarava ichu*, *Bromus lanatus*, *Festuca dolichophylla*, *Calamagrostis vicunarum*, *Dissanthelium mathewsii*, *Calamagrostis glacialis*, *Aciachne pulvinata* y *Muhlenbergia peruviana*. Mientras que en la familia de la Asteraceae se tienen a *Hypochaeris taraxacoides*, *Belloa piptolepis*, *Erigeron rosulatus*, *Werneria nubigena* y *Werneria* sp.

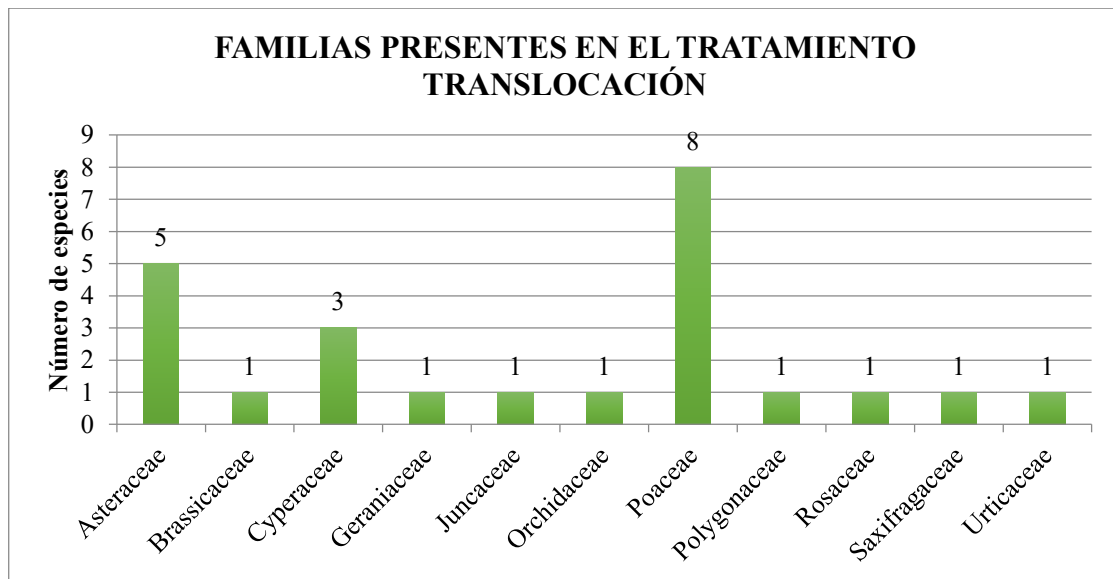


Figura 9. Distribución del número de especies de plantas discriminadas por familia presentes en la parcela 2 – Tratamiento translocación. Fuente: Elaboración propia.

En las evaluaciones de altura se consideraron aquellas especies que son de importancia forrajera, entonces las especies que se han desarrollado favorablemente en esta parcela son la especie que fue translocada, *Festuca dolichophylla*, además de *Jarava ichu* y *Bromus lanatus*. En referencia a la *Festuca dolichophylla* se observó que el crecimiento fue ascendente en el proceso de restauración (Figura 10), en el T1 se obtuvo una tasa de crecimiento de 2.96 cm. Se registró una altura de 20.1 cm en el levantamiento de la línea base, luego de aplicar el tratamiento se observó la altura de 24.06 cm en el primer monitoreo y 28.31 en el segundo monitoreo, siendo el promedio de crecimiento de 4.1 cm, en estos dos meses se observó un mayor crecimiento en comparación a los meses posteriores, puesto que el crecimiento se ralentiza teniendo un promedio de crecimiento de 2.3 cm; estos resultados es posible atribuírselos a la época húmeda (noviembre, febrero y abril), en la que hubo presencia de lluvias que favorecieron el desarrollo de la especie, mientras que en la época seca (mayo, junio, julio y septiembre) hubo presencia de heladas y ausencia de lluvias que ralentizaron el crecimiento de la especie, que fue muy mínimo.

Festuca dolichophylla

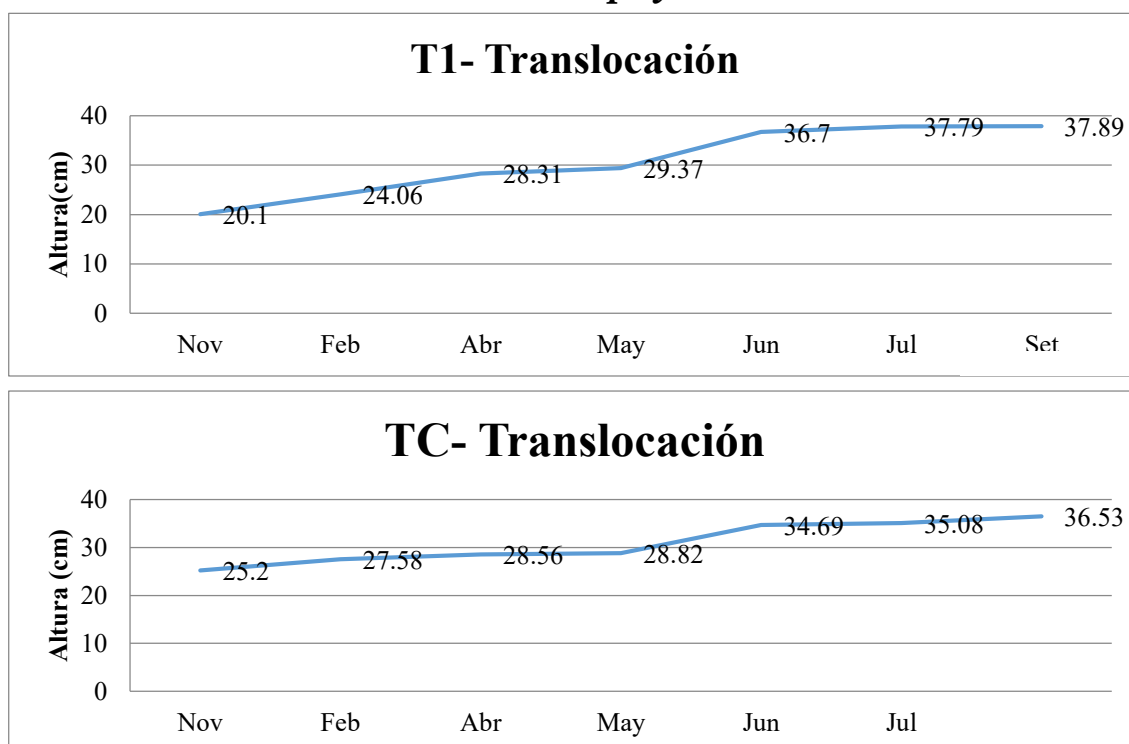


Figura 10. Variación de las alturas de la especie *Festuca dolichophylla* en los T1 y TC en la parcela 2 – Tratamiento translocación. Fuente: Elaboración propia.

En el TC el comportamiento de esta especie fue similar al T1, debido a que el crecimiento fue ascendente; en el monitoreo de línea base se registró la altura de 25.2 cm; los individuos evaluados fueron aquellos que estaban presentes antes de realizar la translocación; luego de aplicar el tratamiento se tiene un promedio de las alturas de los individuos presentes antes y después de la translocación, siendo la altura promedio de 27.58 cm para el primer monitoreo y de 36.53 cm para el último monitoreo, teniendo una tasa de crecimiento de 1.88 cm.

Adicionalmente, la especie *Festuca dolichophylla* se desarrolló durante el proceso de restauración de forma favorable puesto que aquellos individuos que fueron translocados se establecieron positivamente, teniendo una tasa de sobrevivencia de más del 95 %.

Cabe añadir que la *Jarava ichu* solo fue registrada en el T1 del tratamiento translocación; el crecimiento de esta especie también se dio de forma ascendente (Figura 11) teniendo una altura de 10.6 cm en el levantamiento de la línea base; después de la aplicación del

tratamiento se registró una altura de 12.9 cm para el primer monitoreo, 13.6 cm para el segundo; como en estos meses hubo presencia de lluvia, el crecimiento promedio de esta especie fue de 1.5 cm, mientras que en la época seca, perteneciente al tercer, cuarto, quinto y sexto monitoreo, el crecimiento promedio fue de 0.7 cm, en el que fue este menor respecto a la época húmeda, también se tuvo una tasa de crecimiento de 0.96 cm y el crecimiento total registrado desde la línea base hasta el último monitoreo fue de 5.8 cm.

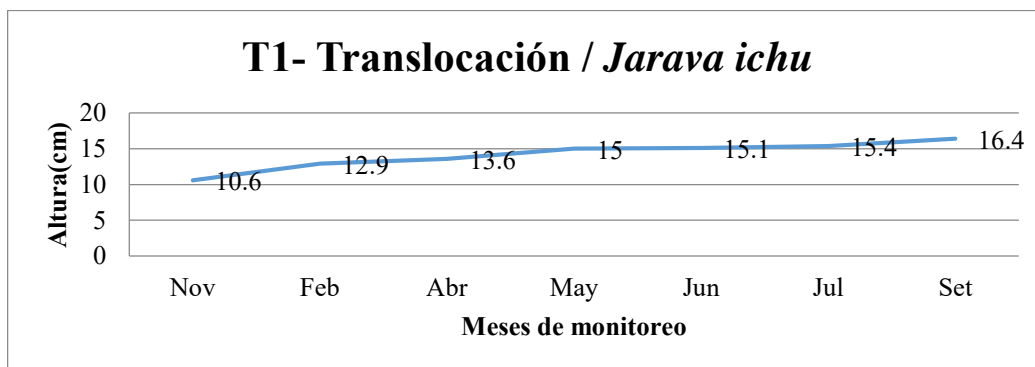


Figura 11. Variación de las alturas de la especie *Jarava ichu* en el T1 en la parcela 2 – Tratamiento translocación. Fuente: Elaboración propia.

Haciendo alusión al *Bromus lanatus*, hay que decir que esta especie tiene un comportamiento diferente al que tenían las especies descritas anteriormente, dado que primero tuvo un crecimiento ascendente en los primeros meses (noviembre, febrero y abril), posteriormente fue descendente (mayo y junio); después ascendió (julio) y finalmente descendió en el último mes (septiembre) (Figura 12). Estos comportamientos son similares en los dos transectos T1 y TC, por ejemplo, en el T1 en el registro de la línea base se tuvo la altura promedio de 8.1 cm; luego de aplicar los tratamientos, la altura ascendió a 15.23 cm en el primer monitoreo y 16.3 cm en el segundo monitoreo, luego descendió a 15.35 cm en el tercer monitoreo, siguió descendiendo a 12.2 cm en el cuarto monitoreo; ya para el quinto monitoreo la altura promedio ascendió a 14.2 cm y por último, en el sexto monitoreo la altura promedio descendió a 10.2 cm. La tasa de crecimiento en este transecto fue de 0.35 cm, esta tasa es mínima puesto que existen ascendencias y descendencias de la altura promedio de esta especie. Del mismo modo que el T1, el TC tuvo un comportamiento similar porque en el registro de la línea base se tiene una altura de 6.8 cm, luego de realizar la translocación, este ascendió a 15.26 cm para el primer monitoreo y 18.93 cm para el segundo, luego descendió a 17.27 cm y 10.9 cm, el tercer y cuarto monitoreo respectivamente; después de ello, la altura

promedio ascendió a 11.5 cm para el quinto monitoreo y finalmente la altura descendió a 10.3 cm para el último monitoreo. Este transecto tuvo una tasa de crecimiento de 0.58 cm.

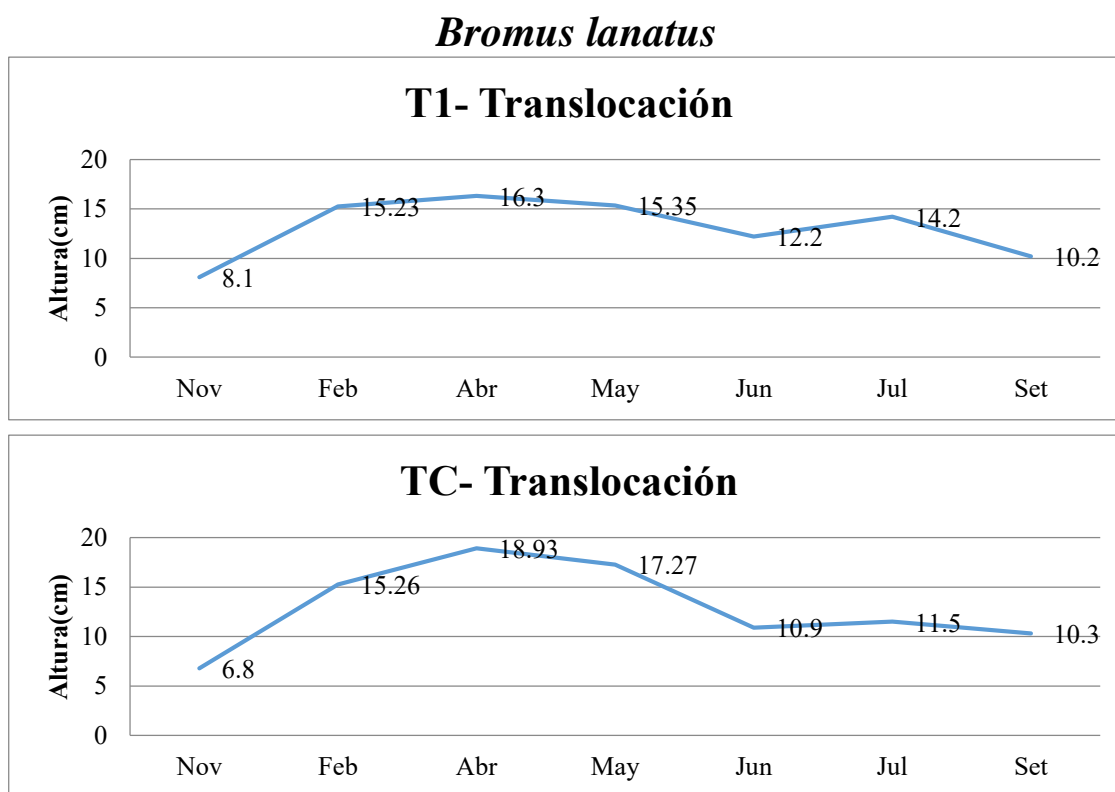


Figura 12. Variación de las alturas de la especie *Bromus lanatus* en el T1 y TC en la parcela 2 – Tratamiento translocación. Fuente: Elaboración propia.

3.2.3. Composición florística de la Parcela 3 – Tratamiento abono y translocación

Por su parte, en la parcela demostrativa 3 se registraron 17 especies pertenecientes a 8 familias (Figura 13); allí las familias que tuvieron mayor riqueza fueron la Poaceae y la Asteraceae, además de otras familias presentes como: Fabaceae, Geraniaceae, Juncaceae, Orchidaceae, Plantaginaceae y Rosaceae. En la familia de la Poaceae se tienen seis especies, mientras que en la familia de la Asteraceae se tienen cinco, las otras seis familias solo tienen una especie para cada una, siendo una riqueza mínima en comparación con las dos familias mencionadas anteriormente. En referencia a las familias con mayor riqueza se tiene que en la familia de la Poaceae se registraron las siguientes especies: *Jarava ichu*, *Bromus lanatus*, *Festuca dolichophylla*, *Calamagrostis vicunarum*, *Dissanthelium mathewsii* y *Aciachne pulvinata*. A su vez, en la familia de la Asteraceae se tienen a las siguientes especies:

Hypochaeris taraxacoides, *Perezia multiflora*, *Conyza artemisioides*, *Werneria nubigena* y *Lepidium bipinnatifidum*.

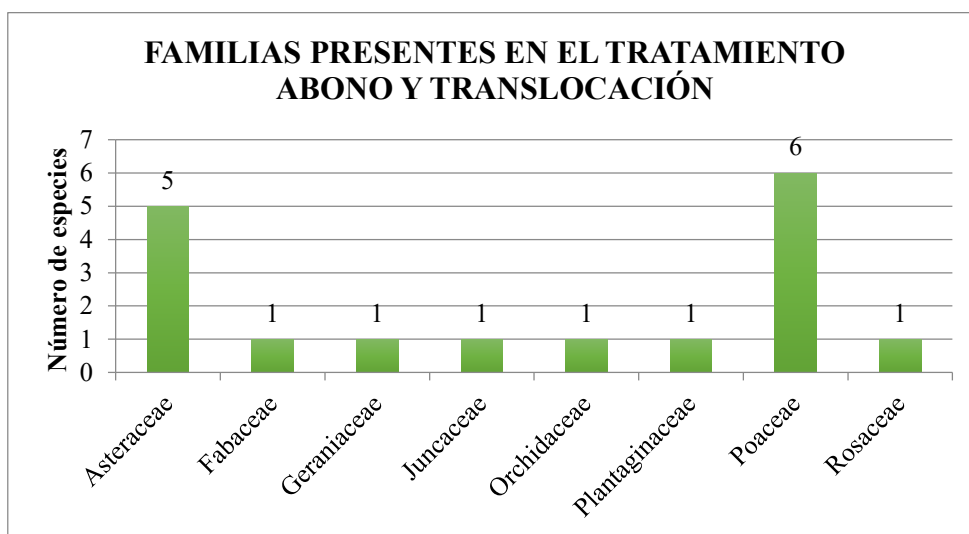


Figura 13. Distribución del número de especies de plantas discriminadas por familia presentes en la parcela 3 – Tratamiento abono y translocación. Fuente: Elaboración propia.

En este caso, se evaluó la variable altura en aquellas especies que son de importancia forrajera, como la *Festuca dolichophylla*, la *Jarava ichu* y la *Bromus lanatus*, estas tres especies pertenecientes a la familia de la Poaceae. Con referencia a la *Festuca dolichophylla* se tuvo que el crecimiento de esta especie es de manera ascendente tanto en el T1 como en el TC (Figura 14); en la línea base del transecto 1 se registró la altura promedio de los individuos presentes con 22.5 cm; después de aplicar el tratamiento se evaluaron los individuos presentes y translocados, teniendo una altura promedio de 27.82 cm para el primer monitoreo y 31.009 cm para el segundo. Se observó que en estos meses la altura promedio ascendió de manera rápida y favorable, con un crecimiento promedio de 4.25 cm; esto puede ser consecuencia de la época húmeda, por ende, hubo presencia de lluvias. En los siguientes meses se tuvo un crecimiento mínimo con un promedio de 1.29 cm por cada mes. Por lo tanto, la tasa de crecimiento en este transecto fue de 2.27 cm, teniendo como primer registro 22.5 cm y como último 36.17 cm, para un total de crecimiento de 13.67 cm.

Festuca dolichophylla

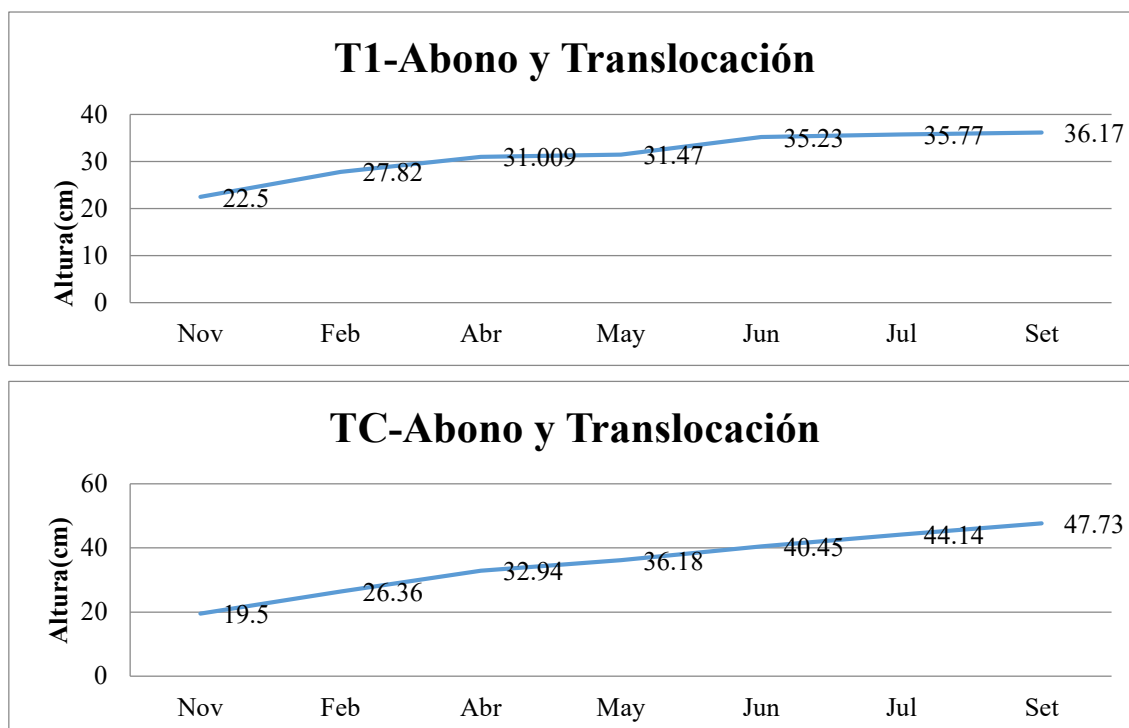


Figura 14. Variación de las alturas de la especie *Festuca dolichophylla* en los T1 y TC en la parcela 3 – Tratamiento abono y translocación. Fuente: Elaboración propia.

De modo similar, el comportamiento del TC es ascendente, en el registro de la línea base se tuvo una altura promedio de los individuos presentes de 19.5 cm, luego en el primer mes de monitoreo la altura promedio fue de 26.36 cm; este registro incluye a los individuos presentes antes de la aplicación del tratamiento y aquellos individuos que fueron translocados; la tasa de crecimiento en esta parcela fue de 4.7 cm, mientras que su crecimiento total desde el primero al último registro fue de 28.23 cm. Otra especie representativa en esta parcela fue la *Jarava ichu*, que se desarrolló también de forma ascendente tanto en el T1 como en el TC (Figura 15); registrando una altura de 15.4 cm para el registro de la línea base en el T1; luego de la aplicación del tratamiento, se observó una altura de 21.6 cm para el primer monitoreo, y en el último registro se tuvo una altura de 39.42 cm, teniendo una tasa de crecimiento de 4.003 cm y un crecimiento total de 24.02 cm. Asimismo, en el TC se tuvo como primer registro la altura promedio de 19.1 cm y como último registro 36.1 cm, teniendo una tasa de crecimiento de 2.83 y un crecimiento total de 17 cm.

Jarava ichu

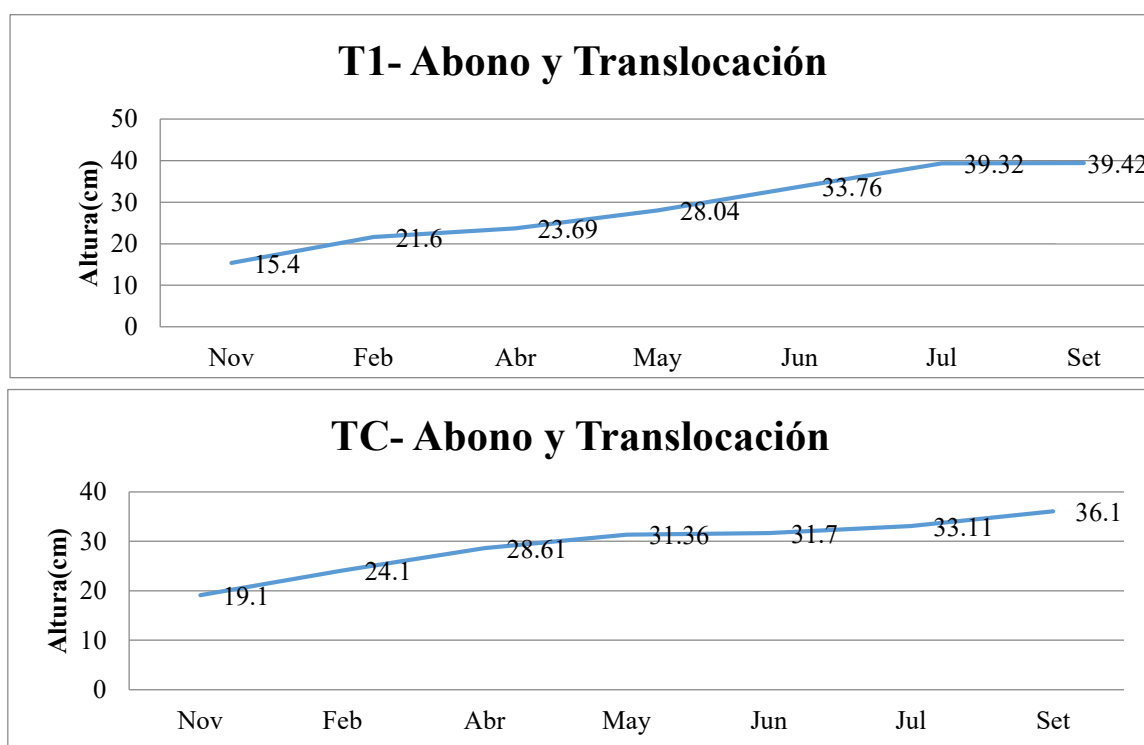


Figura 15. Variación de las alturas de la especie *Jarava ichu* en los T1 y TC en la parcela 3 – Tratamiento abono y translocación. Fuente: Elaboración propia.

Otra especie de importancia forrajera es *Bromus lanatus*, esta especie está presente tanto en el T1 como en el TC; su comportamiento en el primer transecto fue similar al que tuvieron las demás especies puesto que su desarrollo fue ascendente; su altura promedio registrada en la línea base fue de 9.4 cm, luego fue creciendo a 14.75 cm después de aplicar el tratamiento, en este intervalo de tiempo se presentó un mayor crecimiento, habiéndose desarrollado 5.35 cm de altura. En los demás meses el crecimiento fue mínimo comparado con el dato registrado en el primer monitoreo. Asimismo, en el transecto 1 se registró una tasa de crecimiento de 1.3 cm y el desarrollo de la especie desde el primer registro hasta el último fue de 7.8 cm.

En cuanto al TC, en el comportamiento del *Bromus lanatus* se observa que en primer lugar la altura promedio ascendió para el primer monitoreo (Figura 16), es decir, se registró el dato de 6.5 cm en la línea base para luego aumentar a 15.2 cm después de aplicar el tratamiento; más adelante, esta altura promedio descendió a 12.1 cm para el segundo monitoreo y finalmente ascendió consecutivamente en los siguientes monitoreos. Se tuvo una tasa de crecimiento de 1.66 cm y un crecimiento total de 10 cm en todo el proceso de monitoreo.

Bromus lanatus

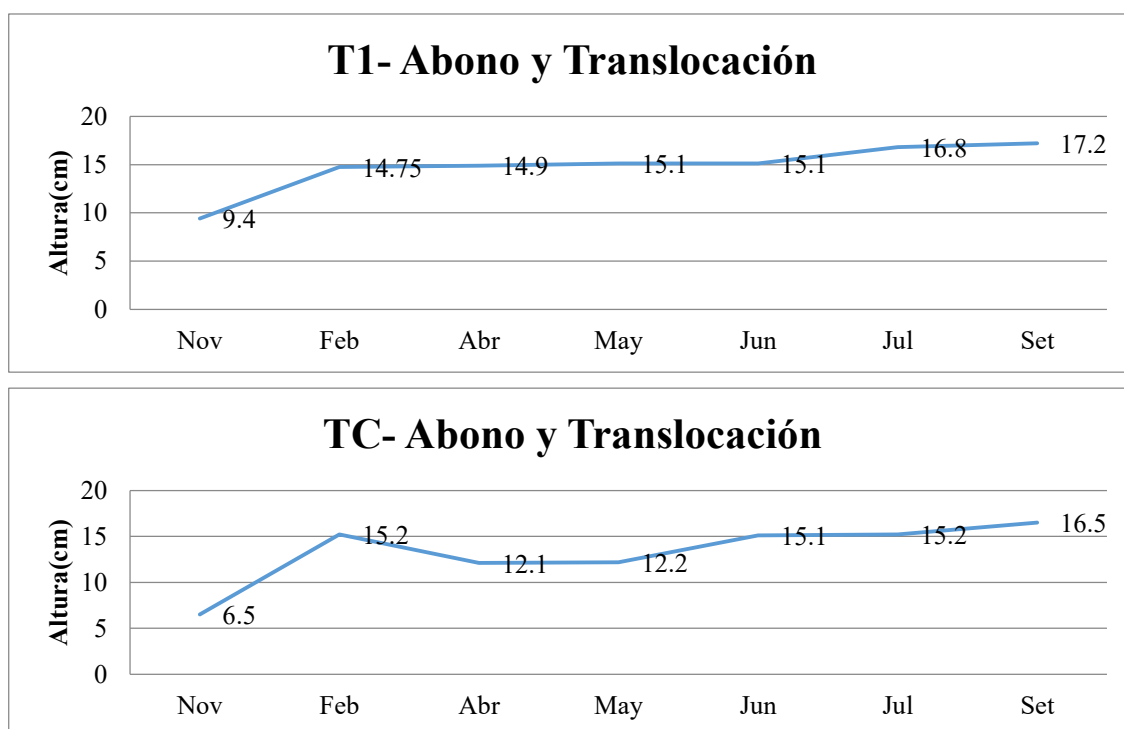


Figura 16. Variación de las alturas de la especie *Bromus lanatus* en los T1 y TC en la parcela 3 – Tratamiento abono y translocación. Fuente: Elaboración propia.

3.2.4. Composición florística de la Parcela testigo

En la parcela testigo se registraron 13 especies pertenecientes a siete familias (Figura 17), aquí las familias con mayor riqueza fueron la Poaceae y la Cyperaceae, además se registraron otras familias como la Asteraceae, Geraniaceae, Juncaceae, Plantaginaceae y Rosaceae. En la familia de la Poaceae se registraron cinco especies, tales como: *Bromus lanatus*, *Calamagrostis vicunarum*, *Dissanthelium mathewsii*, *Calamagrostis glacialis* y *Aciachne pulvinata*, mientras que en la familia de la Cyperaceae se registraron tres especies que son *Carex ecuadorica*, *Scirpus rigidus* y *Cyperus niger*.

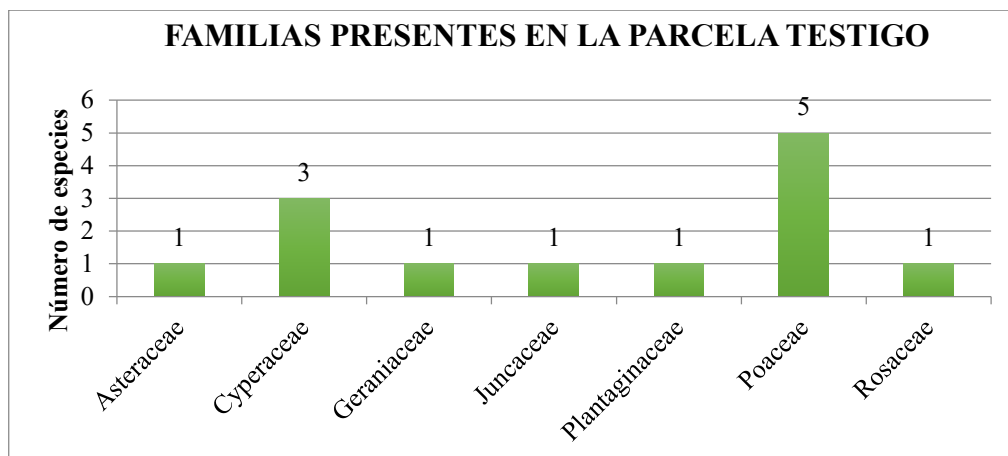


Figura 17. Distribución del número de especies de plantas discriminadas por familia presentes en la parcela testigo. Fuente: Elaboración propia.

La única especie presente en esta parcela de importancia forrajera fue la *Bromus lanatus*, que está presente tanto en el T1 como en el TC, y en ambos transectos tuvo el mismo comportamiento, puesto que la altura promedio ascendió en el primer y segundo monitoreo para luego descender en el tercer y cuarto, y finalmente ascendió en el quinto y sexto monitoreo (Figura 18).

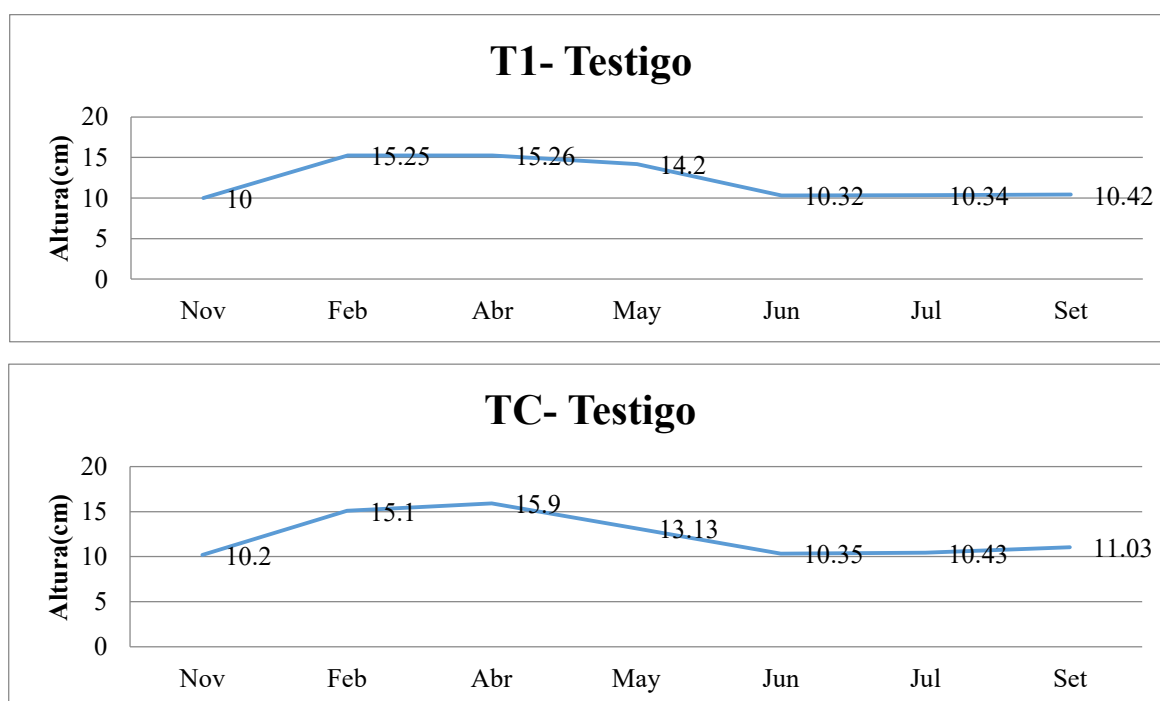


Figura 18. Representación de las alturas de la *Bromus lanatus* en el T1 y TC en la parcela 0 – Parcela Testigo. Fuente: Elaboración propia.

Para ejemplificar lo dicho se presentó con una altura promedio de 10 cm en el T1 en el registro de la línea base, luego en el primer y segundo monitoreo ascendió a 15.25 cm y 15.26 m, respectivamente. Posteriormente, descendió a 14.2 cm en el tercer monitoreo y siguió descendiendo para el cuarto monitoreo con 10.32 cm, y por último, ascendió a 10.34 cm y 10.42 cm para el quinto y sexto monitoreo. Este transecto tuvo una tasa de crecimiento de 0.07 y un crecimiento total de 0.42 cm. El comportamiento de esta especie en el TC fue similar a T1 debido a que en la línea base se tuvo una altura promedio de 10.2 cm, esta altura ascendió en los dos meses posteriores, aumentando a 15.1 cm para el primer monitoreo y 15.9 cm para el segundo; luego descendió a 13.13 cm para el tercer monitoreo y 10.35 cm para el cuarto mes en que este se realizó, y finalmente ascendió para el quinto y sexto monitoreo con una altura promedio de 10.43 cm y 11.03 cm respectivamente. En este transecto se tuvo una tasa de crecimiento de 0.13 cm y un crecimiento total de 0.83 cm.

3.3. Índice de valor de importancia (IVI)

En este índice se consideraron los datos recolectados en el primer monitoreo (mes de febrero) y en el último monitoreo (mes de septiembre) de cada tratamiento aplicado, para así considerar los datos del desarrollo de la especie inmediatamente después de aplicado el tratamiento, y luego del periodo total de monitoreo; posteriormente se realizó una comparativa entre ellos. Se han considerado las variables de abundancia, frecuencia y dominancia, siendo el IVI la sumatoria de sus valores relativos.

3.3.1. Índice de valor de importancia a nivel de especie en el tratamiento abono

Las especies con mayor importancia ecológica presentes en el Transecto 1 (T1) en el primer monitoreo son *Calamagrostis vicunarum* con el 33.5 % del IVI, *Bromus lanatus* con el 26.2 %, *Geranium sessiliflorum* con 19 % (Tabla 10), estas tres especies representan el 78.7 % del total de IVI, siendo estas especies las más representativas de este transecto, por consiguiente, las demás especies presentaron un porcentaje de IVI menor, las ocho especies restantes totalizaron un 21.3 %. En el primer monitoreo la riqueza fue 11, y la especie que presentó una mayor dominancia fue la *Calamagrostis vicunarum* mientras que la especie que presentó una menor dominancia fue la *Trifolium amabile* (ver Apéndice 1), además, hubo presencia de un solo individuo de la especie *Festuca dolichophylla*. Las tres especies con

mayor IVI presentaron una frecuencia de 15 cada uno, esto indica que estuvieron presentes en cada uno de los cuadrantes del transecto de monitoreo de 15 m x 1 m.

Tabla 10

Lista de las especies presentes en el T 1 – 1° monitoreo, ordenadas según el Índice de Valor de Importancia

ESPECIE	ABUN. REL. %	FREC. REL. %	DOM. REL. %	IVI
<i>Calamagrostis vicunarum</i>	35.4	19.2	45.8	33.5
<i>Bromus lanatus</i>	28.0	19.2	31.5	26.2
<i>Geranium sessiliflorum</i>	26.2	19.2	11.6	19.0
<i>Lachemilla pinnata</i>	7.4	11.5	3.3	7.4
<i>Carex ecuadorica</i>	0	10.3	4.9	5.1
<i>Werneria Nubigena</i>	1.4	9.0	0.5	3.6
<i>Lepidium bipinnatifidum</i>	0.8	5.1	0.4	2.1
<i>Aciachne pulvinata</i>	0	2.6	0.9	1.2
<i>Hypochaeris taraxacoides</i>	0.6	1.3	0.3	0.7
<i>Festuca dolichophylla</i>	0.1	1.3	0.7	0.7
<i>Trifolium amabile</i>	0.1	1.3	0.1	0.5

Fuente: Elaboración propia.

En el sexto monitoreo las especies con mayor índice de valor de importancia fueron la *Calamagrostis vicunarum* con el 49.2 % del IVI, esta especie presentó valores altos en la parte de abundancia, frecuencia y dominancia en comparación con las otras especies presentes; *Bromus lanatus* con 20.8 % y *Carex ecuadorica* con 11.8 % (Tabla 11). Estas tres especies representaron el 81.8 % del total del IVI, mientras que el otro 18.2 % representaron las especies con menor IVI, menores al 10 %, siendo estas la *Calamagrostis tarmensis*; la *Dissanthelium mathewsii*; la *Lachemilla pinnata*; la *Luzula peruviana*; la *Werneria nubigena*; *Urtica flabellata*; *Festuca dolichophylla* y *Muhlenbergia peruviana*. En el sexto y último monitoreo realizado al transecto 1 se registró 11 especies, la especie que presentó una mayor dominancia fue la *Calamagrostis vicunarum* (ver Apéndice 2), mientras que la *Muhlenbergia peruviana* fue la que presentó una menor dominancia. En este transecto también se registró solo un individuo de *Festuca dolichophylla*, por ende, se puede concluir que esta especie solo se desarrolló en la variable de altura y cobertura, en el primer monitoreo se registró con una cobertura de 0.6 % y en el último monitoreo con 0.9 %, más no varió la abundancia de dicha especie. Se debe señalar que las tres especies con mayor IVI (*Calamagrostis vicunarum*, *Bromus lanatus* y *Carex ecuadorica*) estuvieron presentes en

cada cuadrante monitoreado (1 m²), puesto que se registró una frecuencia de 15 para cada una.

Tabla 11

Lista de las especies presentes en la T1 – 6° monitoreo, ordenadas según el Índice de Valor de Importancia

ESPECIE	ABUN. REL. %	FREC. REL. %	DOM. REL. %	IVI
<i>Calamagrostis vicunarum</i>	68.4	20.3	58.8	49.2
<i>Bromus lanatus</i>	22.6	20.3	19.6	20.8
<i>Carex ecuadorica</i>	0	20.3	15.2	11.8
<i>Calamagrostis tarmensis</i>	3.8	13.5	2.7	6.7
<i>Dissanthelium mathewsii</i>	2.0	9.5	1.6	4.4
<i>Lachemilla pinnata</i>	1.7	4.1	0.2	2.0
<i>Luzula peruviana</i>	0.6	4.1	0.7	1.8
<i>Werneria Nubigena</i>	0.4	2.7	0.1	1.1
<i>Urtica flabellata</i>	0.2	2.7	0.03	1.0
<i>Festuca dolichophylla</i>	0.1	1.4	0.8	0.8
<i>Muhlenbergia peruviana</i>	0.2	1.4	0.1	0.6

Fuente: Elaboración propia.

Al comparar el IVI del primer y sexto monitoreo (Figura 19) se observa que la especie ecológicamente más importante en ambos meses fue la *Calamagrostis vicunarum*, el primer monitoreo con 33.5 % y el sexto con 49.2 %; el aumento del IVI para esta especie fue de 15.7 %. La especie *Bromus lanatus* también estuvo presente en ambos meses, en el primer monitoreo con 26.2 % mientras que en el sexto con 20.8 %, por lo cual hubo una reducción del IVI de 5.4 %; la biomasa de especies pioneras fue alta en los estadios iniciales de la sucesión pero descendió en periodos avanzados; esto explica por qué *Bromus lanatus* empezó con IVI mayor en el primer monitoreo y disminuyó en el sexto monitoreo. Otras especies presentes tanto en el primer como en el sexto monitoreo fueron la *Carex ecuadorica* y la *Festuca dolichophylla*, estas especies presentaron un mayor IVI en el sexto monitoreo, mientras que la *Lachemilla pinnata* y la *Werneria nubigena* presentaron un mayor IVI en el primer mes de monitoreo.

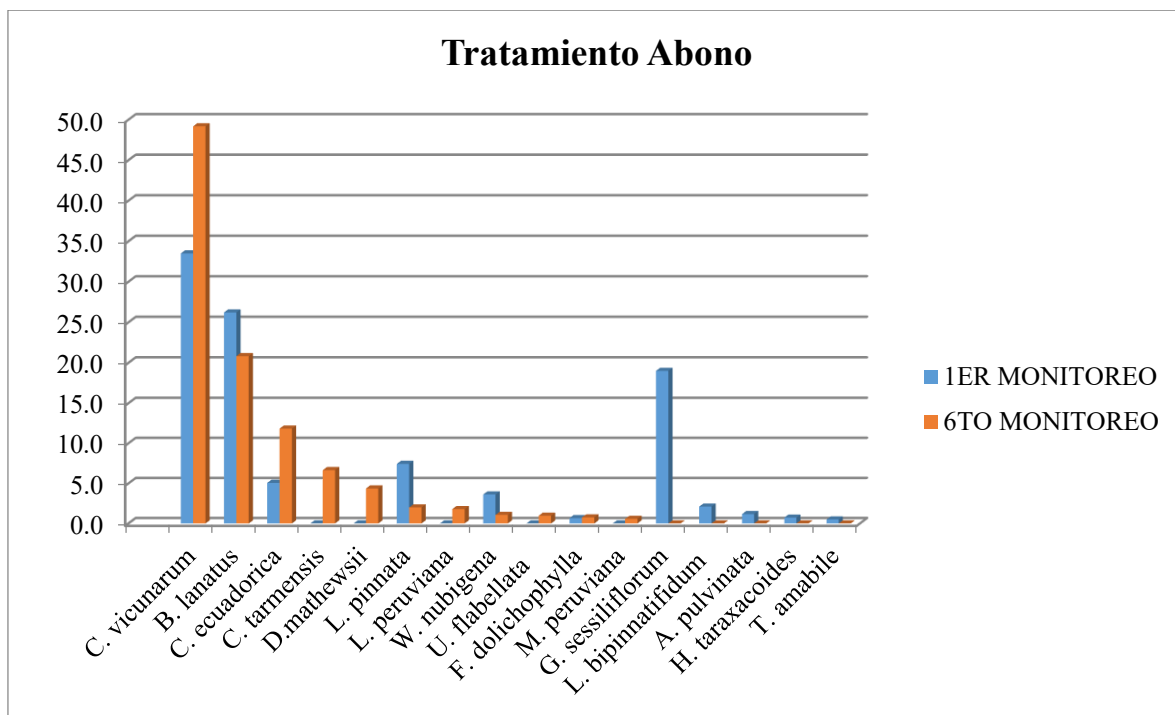


Figura 19. Distribución de los valores del IVI para 16 especies de plantas en dos períodos de monitoreo - Parcela Abono. Fuente: Elaboración propia.

3.3.2. Índice de valor de importancia a nivel de especie en el tratamiento translocación

Las especies con mayor importancia biológica en el primer monitoreo fueron la *Calamagrostis vicunarum* (32.9 %) del IVI, la *Lachemilla pinnata* (25.4 %) y la *Werneria nubigena* (20.9 %) (Tabla 12); estas tres especies representaron el 79.2 % del total del IVI; el otro 20.8 % restante corresponde a especies que presentaron un porcentaje de IVI menor al 10 %, tales como la *Festuca dolichophylla*, *Carex ecuadorica*, *Geranium sessiliflorum*, *Werneria sp*, *Lepidium bipinnatifidum*, *Bromus lanatus* y *Erigeron rosulatus*. Se debe agregar que en este transecto se registraron 10 especies, dentro de ellas la *Festuca dolichophylla* que presentó una abundancia de 21 individuos a lo largo de todo el transecto. Las primeras dos especies (*Calamagrostis vicunarum* y *Lachemilla pinnata*) con mayor valor ecológico estuvieron presentes en cada uno de los cuadrantes monitoreados, y la especie que presentó una mayor abundancia fue *Werneria nubigena*, mientras que la especie *Calamagrostis vicunarum* presentó una mayor frecuencia y dominancia (ver Apéndice 3).

Tabla 12

Lista de las especies presentes en el T1 – 1° monitoreo, ordenadas según el Índice de Valor de Importancia

ESPECIE	ABUN. REL. %	FREC. REL. %	DOM. REL. %	IVI
<i>Calamagrostis vicunarium</i>	26.8	21.1	50.9	32.9
<i>Lachemilla pinnata</i>	34.1	21.1	20.9	25.4
<i>Werneria nubigena</i>	36.6	5.6	20.3	20.9
<i>Festuca dolichophylla</i>	0.7	18.3	1.6	6.9
<i>Carex ecuadorica</i>	0	15.5	4.1	6.5
<i>Geranium sessiliflorum</i>	0.4	8.5	0.3	3.1
<i>Werneria sp</i>	0.3	4.2	0.3	1.6
<i>Lepidium bipinnatifidum</i>	0.2	2.8	0.1	1.1
<i>Bromus lanatus</i>	0.7	1.4	0.9	1.0
<i>Erigeron rosulatus</i>	0.1	1.4	0.5	0.7

Fuente: Elaboración propia.

Las especies con mayor importancia ecológica presentes en el sexto monitoreo fueron la *Calamagrostis vicunarium* con 32 % del total del IVI; la *Lachemilla pinnata* con 27.7 % y la *Aciachne pulvinata* con 10.3 % (Tabla 13). Estas tres especies representan el 70 % del total del IVI, mientras que el 30 % restante corresponde a aquellas especies que tuvieron como IVI un valor inferior al 10 %, tales como la *Dissanthelium mathewsii*, la *Carex ecuadorica*, la *Festuca dolichophylla*, la *Scirpus rigidus*, la *Calamagrostis glacialis*, la *Luzula peruviana*, entre otras. En este transecto se registró una riqueza de 12 especies, de las cuales la especie *Calamagrostis vicunarium* (ver Apéndice 4), presentó altos valores en frecuencia y dominancia, y un menor valor en abundancia, mientras que la especie *Lachemilla pinnata*, presentó mayores valores en abundancia y frecuencia, presentando un valor menor en dominancia. La especie *Festuca dolichophylla* en este último monitoreo fue registrada con 23 individuos, dos individuos más en comparación con el primer mes de monitoreo.

Tabla 13

Lista de las especies presentes en el 6° monitoreo, ordenadas según el Índice de Valor de Importancia

ESPECIE	ABUN. REL. %	FREC. REL. %	DOM. REL. %	IVI
<i>Calamagrostis vicunarum</i>	36.5	13.5	46.0	32.0
<i>Lachemilla pinnata</i>	52.6	13.5	17.3	27.7
<i>Aciachne pulvinata</i>	0	13.5	17.1	10.3
<i>Dissanthelium mathewsii</i>	5.4	13.5	5.6	8.2
<i>Carex ecuadorica</i>	0	11.7	6.9	6.2
<i>Festuca dolichophylla</i>	1.2	11.7	2.9	5.3
<i>Scirpus rigidus</i>	1.2	8.1	1.8	3.7
<i>Calamagrostis glacialis</i>	1.1	6.3	1.2	2.9
<i>Luzula peruviana</i>	1.1	5.4	0.8	2.4
<i>Geranium sessiliflorum</i>	0.4	0.9	0.1	0.5
<i>Bromus lanatus</i>	0.2	0.9	0.1	0.4
<i>Saxifraga magellanica</i>	0.2	0.9	0.1	0.4

Fuente: Elaboración propia.

Al comparar los IVI del primer y sexto monitoreo en el Tratamiento Translocación se observó que la especie con mayor valor ecológico fue la *Calamagrostis vicunarum* (Figura 20), puesto que en el primer monitoreo presentó un IVI de 32.9 % y en el sexto monitoreo se registró con un IVI de 31.9 %; asimismo, se observó que hubo una reducción del IVI para esta especie en 1 %. Las especies más representativas que fueron registradas tanto en el primer como en el sexto monitoreo fueron la *Calamagrostis vicunarum*, la *Lachemilla pinnata*, la *Carex ecuadorica*, la *Festuca dolichophylla*, la *Geranium sessiliflorum* y la *Bromus lanatus*. Estas especies representaron el 75.8 % y el 71.7 % para el primer y sexto monitoreo del total del IVI, respectivamente.

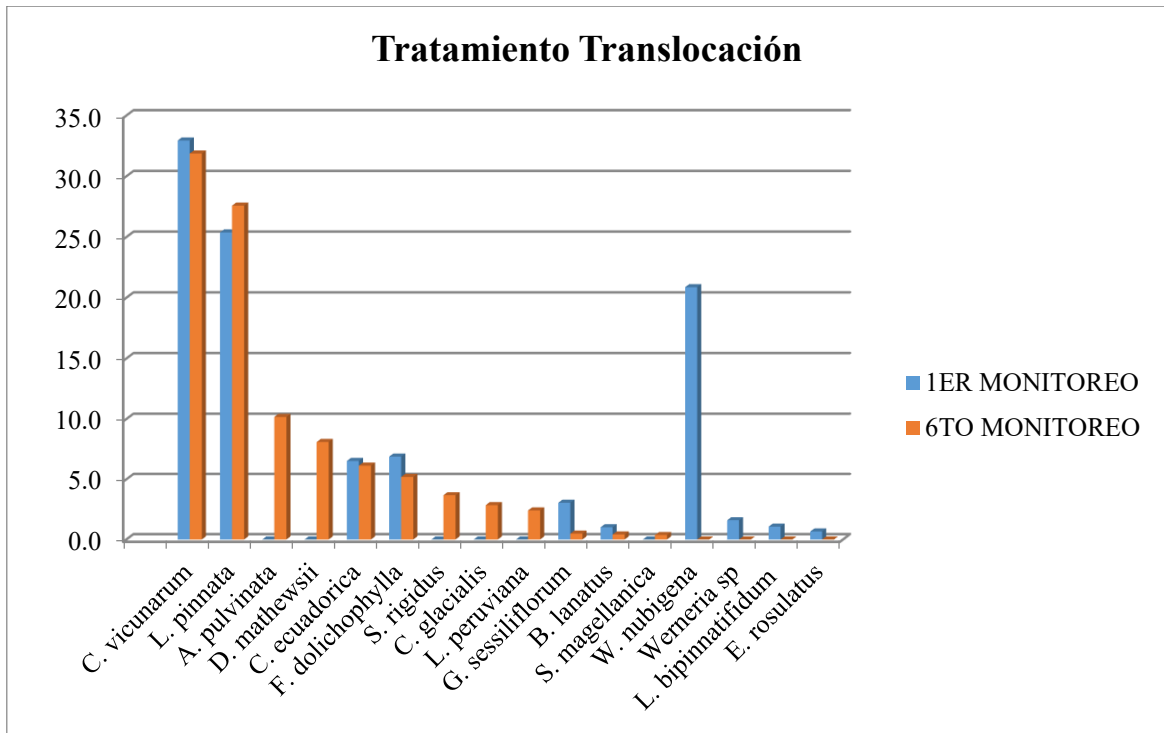


Figura 20. Distribución de los valores del IVI para 16 especies de plantas en dos periodos de monitoreo – Parcela Translocación. Fuente: Elaboración propia.

3.3.3. Índice de valor de importancia a nivel de especie en el tratamiento abono y translocación

Las especies con mayor índice de valor de importancia ecológica para el tratamiento abono y translocación en el primer monitoreo (mes de febrero) fueron la *Calamagrostis vicunarum* con 25.6 % del total del IVI, la *Lachemilla pinnata* con 25.1 % y la *Plantago sp.* con 11.6 % (Tabla 14), sumando un total de 62.3 % del total del IVI, y el 37.7 % restante corresponde a especies que presentaron un IVI menor a un 10 %, estas fueron la *Werneria nubigena*, la *Geranium sessiliflorum*, la *Perezia multiflora*, la *Jarava ichu*, la *Trifolium amabile*, la *Festuca dolichophylla*, la *Aciachne pulvinata*, la *Bromus lanatus* y la *Conyza artemisioides*; esta última especie es la que presentó un menor IVI con solo 0.7 %.

Este transecto registró una riqueza de 12 especies, de las cuales la *Calamagrostis vicunarum* presentó altos valores en las variables de frecuencia y dominancia (ver Apéndice 5), en comparación con la *Lachemilla pinnata*, que presentó un valor más alto solo en la variable de abundancia. En este transecto se registraron 14 individuos de la especie *Festuca*

dolichophylla y 16 de la *Jarava ichu*, ambas pertenecientes a la familia de la Poaceae y de alta palatabilidad para el ganado bovino.

Tabla 14

Lista de las especies presentes en el T1 – 1° monitoreo, ordenadas según el Índice de Valor de Importancia

ESPECIE	ABUN. REL. %	FREC. REL. %	DOM. REL. %	IVI
<i>Calamagrostis vicunarum</i>	19.8	14.9	42.0	25.6
<i>Lachemilla pinnata</i>	36.6	13.9	24.8	25.1
<i>Plantago sp</i>	18.8	5.0	10.9	11.6
<i>Werneria nubigena</i>	9.4	9.9	6.0	8.5
<i>Geranium sessiliflorum</i>	7.6	7.9	4.9	6.8
<i>Perezia multiflora</i>	5.6	7.9	3.6	5.7
<i>Jarava ichu</i>	0.5	10.9	2.3	4.6
<i>Trifolium amabile</i>	0.9	8.9	0.7	3.5
<i>Festuca dolichophylla</i>	0.4	8.9	1.2	3.5
<i>Aciachne pulvinata</i>	0	6.9	3.1	3.4
<i>Bromus lanatus</i>	0.3	3.0	0.4	1.2
<i>Conyza artemisioides</i>	0.2	2.0	0.1	0.7

Fuente: Elaboración propia.

En el sexto monitoreo para la Parcela 3, Tratamiento Abono y Translocación, se obtuvieron como especies de mayor valor ecológico a la *Calamagrostis vicunarum* con 41.3 % del total del IVI y la *Lachemilla pinnata* con 21.5 % (Tabla 15). Estos datos representaron el 62.8 % del total del IVI, mientras que el 37.2 % restante corresponde a otras especies que tuvieron un IVI menor al 10 % para cada una, tales como la *Jarava ichu*, la *Lepidium bipinnatifidum*, la *Werneria nubigena*, la *Plantago sp*, la *Geranium sessiliflorum*, la *Festuca dolichophylla*; la *Carex ecuadorica* y la *Dissanthelium mathewsii*, esta última especie es la que tuvo un menor IVI frente a las demás, con tan solo 0.42 % del IVI total. En este último monitoreo se registró la riqueza de 10 especies, la *Calamagrostis vicunarum* siguió manteniendo los valores más altos de las variables de abundancia, frecuencia y dominancia (ver Apéndice 6). Además, en este monitoreo se registraron 16 individuos de la especie *Festuca dolichophylla*, es decir, dos individuos más de las que tenía el primer monitoreo, y 24 individuos de la especie *Jarava ichu*, esto es, ocho individuos más que el registro del primer monitoreo.

Tabla 15

Lista de las especies presentes en el T1 – 6° monitoreo, ordenadas según el Índice de Valor de Importancia

ESPECIE	ABUN. REL. %	FREC. REL. %	DOM. REL. %	IVI
<i>Calamagrostis vicunarum</i>	42.9	16.9	64.2	41.3
<i>Lachemilla pinnata</i>	33.8	16.9	13.8	21.5
<i>Jarava ichu</i>	1.2	12.4	10.2	7.9
<i>Lepidium bipinnatifidum</i>	7.5	9.0	4.1	6.8
<i>Werneria Nubigena</i>	3.8	14.6	1.5	6.6
<i>Plantago sp</i>	6.2	7.9	2.1	5.4
<i>Geranium sessiliflorum</i>	3.6	10.1	1.5	5.1
<i>Festuca dolichophylla</i>	0.8	10.1	2.1	4.3
<i>Carex ecuadorica</i>	0	1.1	0.4	0.5
<i>Dissanthelium mathewsii</i>	0.1	1.1	0.1	0.42

Fuente: Elaboración propia.

Al comparar el IVI de los dos meses de monitoreo se puede ver que la especie con mayor importancia ecológica fue la *Calamagrostis vicunarum* (Figura 21) puesto que en el primer monitoreo se presentó con 25.6 % y en el sexto mes se registró con 41.3 %, de manera que se dio un aumento considerable de 15.7 %. La segunda especie con mayor valor ecológico fue la *Lachemilla pinnata*, pues en el primer monitoreo se presentó con 25.1 % y en el último con 21.5 %; se puede afirmar que en comparación con la primera especie, esta manifestó la tendencia a reducir su IVI en 3.6 %. Las especies más representativas en este transecto fueron aquellas que estaban presentes desde el primero al último monitoreo, y fueron la *Calamagrostis vicunarum*, la *Lachemilla pinnata*, la *Jarava ichu*, la *Werneria nubigena*, la *Plantago sp*, la *Geranium sessiliflorum* y la *Festuca dolichophylla*. Estas especies representaron el 85.7 % en el primer monitoreo y 92.1 % en el sexto.

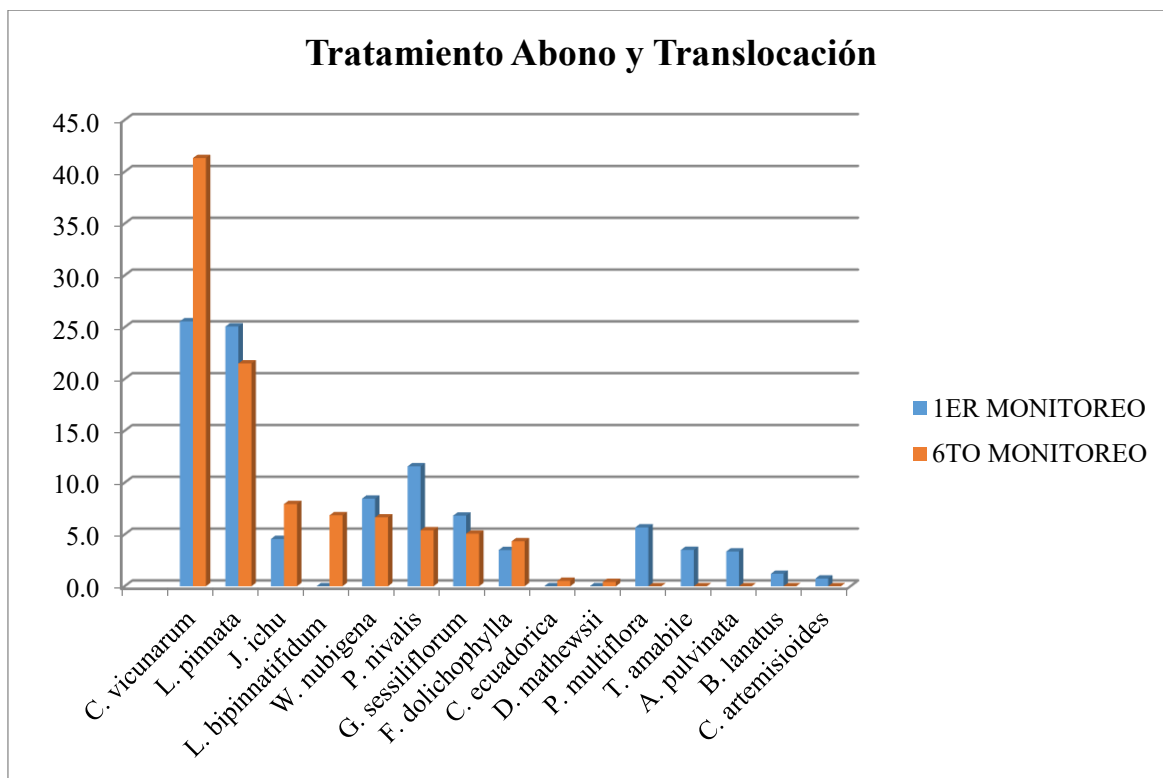


Figura 21. Distribución de los valores del IVI para 15 especies de plantas en dos periodos de monitoreo – Parcela Abono y Translocación. Fuente: Elaboración propia.

3.3.4. Índice de valor de importancia a nivel de especie en la parcela testigo

En la parcela Testigo las especies con mayor índice de valor de importancia ecológica en el primer monitoreo fueron la *Calamagrostis vicunarum* con 33 %, la *Lachemilla pinnata* con 26.4 % y la *Werneria nubigena* con 15.4 % (Tabla 16), sumando un total de 74.8 % del IVI total, el otro 25.2 % restante corresponde a especies que tuvieron IVI menores al 10 %, tales como: *Geranium sessiliflorum*, *Bromus lanatus*, *Carex ecuadorica*, *Perezia multiflora*, *Myrosmodes gymnantra*, *Scirpus rigidus* y *Aciachne pulvinata*, esta última especie es la que registró el menor IVI con un 2.3 %. En este transecto hubo una riqueza de 10 especies (ver Apéndice 7), de estas la única de importancia forrajera la *Bromus lanatus* que presentó un IVI de 4.3 %.

Tabla 16

Lista de las especies presentes en la Parcela Testigo – 1° monitoreo, ordenadas según el Índice de Valor de Importancia

ESPECIE	ABUN. REL. %	FREC. REL. %	DOM. REL. %	IVI
<i>Calamagrostis vicunarum</i>	29.3	17.4	52.1	33.0
<i>Lachemilla pinnata</i>	41.6	17.4	20.3	26.4
<i>Werneria nubigena</i>	20.6	15.1	10.4	15.4
<i>Geranium sessiliflorum</i>	2.4	14.0	2.4	6.3
<i>Bromus lanatus</i>	2.4	7.0	3.6	4.3
<i>Carex ecuadorica</i>	0	5.8	4.2	3.3
<i>Perezia multiflora</i>	1.8	7.0	1.0	3.3
<i>Myrosmodes gymnandra</i>	1.0	8.1	0.6	3.2
<i>Scirpus rigidus</i>	0.9	4.7	2.2	2.6
<i>Aciachne pulvinata</i>	0	3.5	3.3	2.3

Fuente: Elaboración propia.

En el sexto monitoreo las especies con mayor IVI fueron la *Lachemilla pinnata* con 40.7 % y la *Calamagrostis vicunarum* con 28.9 % (Tabla 17), con un total de 69.6 %, y el 30.4 % restante corresponde a otras especies, tales como: *Aciachne pulvinata*, *Geranium sessiliflorum*, *Dissanthelium mathewsii*, *Carex ecuadorica*, *Scirpus rigidus*, *Werneria nubigena*, *Cyperus niger*, *Bromus lanatus*, *Plantago sp.* y *Calamagrostis glacialis*, esta última especie es la que tiene un menor IVI con 0.5 %. En este último mes de monitoreo se registraron 12 especies, de las cuales la especie con valores más altos en las variables de frecuencia y dominancia fue la *Calamagrostis vicunarum* (ver Apéndice 8), mientras que la especie con mayores valores en la variable de abundancia fue la *Lachemilla pinnata*. En este sexto mes de monitoreo también se registró la especie *Bromus lanatus*, aunque esta presentó un número de individuos menor al primer monitoreo, 56 individuos para el primer monitoreo y 19 para el sexto, como puede verse, hubo un deceso considerable de individuos para esta especie.

Tabla 17

Lista de las especies presentes en la Parcela Testigo – 6° monitoreo, ordenadas según el Índice de Valor de Importancia

ESPECIE	ABUN. REL. %	FREC. REL. %	DOM. REL. %	IVI
<i>Lachemilla pinnata</i>	68.5	20.0	33.8	40.7
<i>Calamagrostis vicunarum</i>	23.2	21.4	41.9	28.9

ESPECIE	ABUN. REL. %	FREC. REL. %	DOM. REL. %	IVI
<i>Aciachne pulvinata</i>	0	10.0	11.0	7.0
<i>Geranium sessiliflorum</i>	4.1	10.0	3.9	6.0
<i>Dissanthelium mathewsii</i>	1.8	10.0	2.5	4.8
<i>Carex ecuadorica</i>	0	7.1	4.7	3.9
<i>Scirpus rigidus</i>	0.5	7.1	1.0	2.9
<i>Werneria nubigena</i>	0.8	4.3	0.4	1.8
<i>Cyperus niger</i>	0.4	4.3	0.4	1.7
<i>Bromus lanatus</i>	0.4	2.9	0.5	1.2
<i>Plantago sp</i>	0.2	1.4	0.1	0.6
<i>Calamagrostis glacialis</i>	0.04	1.4	0.03	0.50

Fuente: Elaboración propia.

Al comparar los IVI del primer y sexto monitoreo es posible observar que la especie con mayor valor ecológico en el primer monitoreo fue la *Calamagrostis vicunarum* con 33 % (Figura 22), puesto que en el sexto monitoreo presentó un IVI de 28.9 % habiendo una reducción de 4.1 %. Mientras que en el sexto monitoreo la especie con mayor IVI fue la *Lachemilla pinnata* con 40.7 %, y en el primer monitoreo presentó un IVI de 26.4 %, por ende, para el sexto monitoreo esta tuvo un aumento en el IVI de 14.3 %.

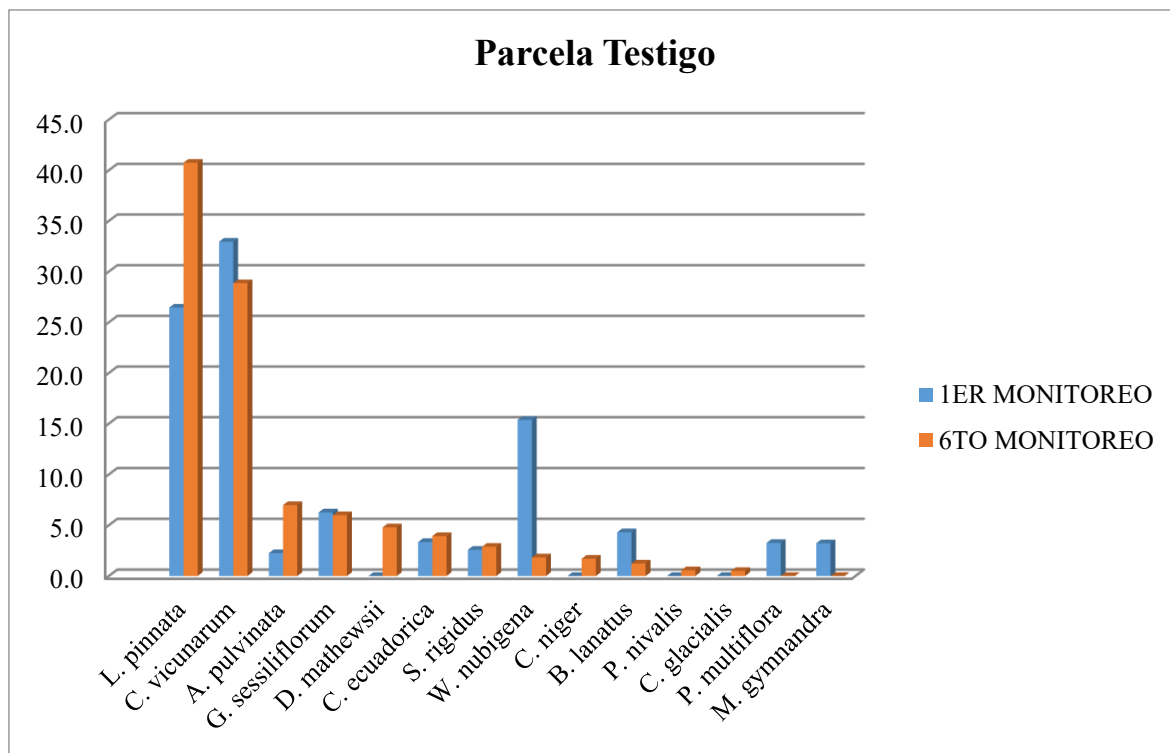


Figura 22. Distribución de los valores del IVI para 14 especies de plantas en dos periodos de monitoreo - Parcela Testigo. Fuente: Elaboración propia.

3.4. Índice de diversidad florística

3.4.1. Diversidad alfa

a. Riqueza a nivel de transectos

El transecto que registró una mayor riqueza fue el Transecto control (TC) correspondiente al Tratamiento abono (Figura 23), puesto que presentó un promedio de 16 especies presentes en el proceso de restauración. En el primer monitoreo se observó que la riqueza fue de 18 especies, luego se mantuvo constante en abril y mayo con 15 especies, seguido de los meses de junio, julio y agosto en los que la riqueza se mantuvo con 16 especies; debe decirse que hubo presencia de unas con alta palatabilidad, tales como la *Bromus lanatus*, la *Festuca dolichophylla* y la *Calamagrostis tarmensis*. El segundo tratamiento que tiene una mayor riqueza es el tratamiento translocación en sus dos transectos de monitoreo (T1 y TC), en ambos se registró un promedio de 12 durante todo el proceso de restauración; este se inició con una riqueza de 10 especies y terminó con una riqueza de 12. De igual manera, el tratamiento de abono y translocación con sus dos transectos y la parcela Testigo en su T1 tuvieron un promedio de riqueza de 11 especies, y por último, el tratamiento de abono (T1) y la parcela Testigo (TC) obtuvieron un promedio de 10 especies en todo el proceso de restauración, siendo los transectos que obtuvieron menor promedio de riqueza.

Es así como la riqueza total presente en el proceso de restauración fue de 34 especies pertenecientes a 13 familias, aquí fueron la familia de las Asteraceae y de las Poaceae las más representativas, debido a que estas fueron las familias que contaron con la mayor riqueza, 10 y 9 especies respectivamente. Entre las especies más importantes de la familia de las Asteraceae se tuvieron las *Werneria nubigena* y la *Hypochaeris taraxacoides*, y en la familia de las Poaceae se tiene a las especies *Calamagrostis vicunarum*, *Jarava ichu* y *Festuca dolichophylla*.

Se da lugar a decir que la familia de las Poaceae son características de los pajonales de puna, puesto que estas comunidades extensas están formadas básicamente por especies de los géneros *Festuca*, *Jarava*, *Calamagrostis* y *Poa*, que son gramíneas de hojas duras y

punzantes denominadas "ichus"; estas crecen en macollos, constituyendo así los extensos pastizales de los Andes (Tovar, 1993).

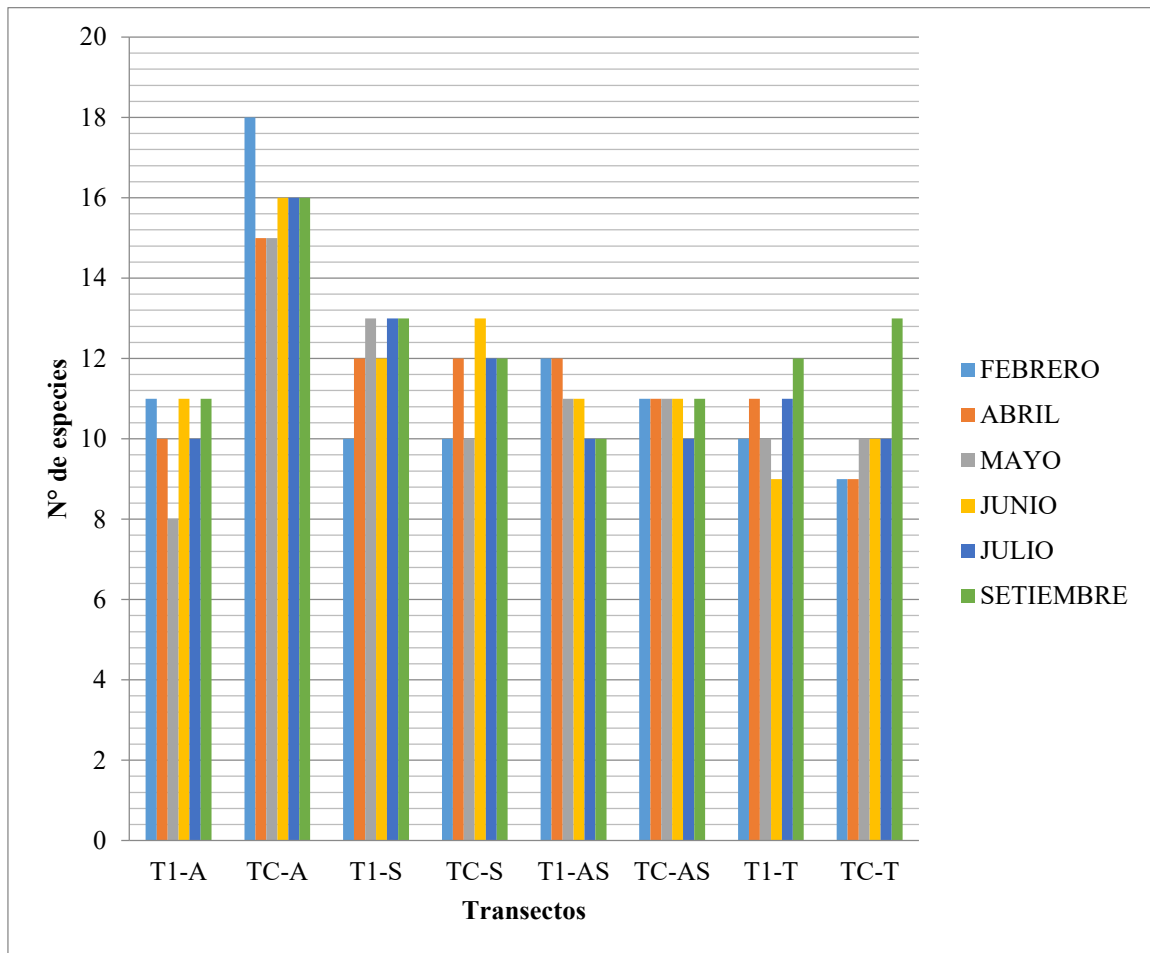


Figura 23. Variación espacial y temporal de la riqueza de especies de plantas entre cuatro tratamientos durante un periodo de seis meses. Fuente: Elaboración propia.

b. Estimación de la riqueza en general

La curva de acumulación de especies se construyó con la finalidad de obtener una aproximación de la riqueza (número de especies) del sitio restaurado en estudio y del sitio de referencia (Colwell y Coddington, 1994), ello a partir de los estimadores de riqueza no paramétricos Jackknife 1, Jackknife 2 y Bootstrap, que son usados cuando no se asume una homogeneidad ambiental en las muestras (Magurran, 2004). Igualmente, con los valores máximos calculados de riqueza se determinó el porcentaje de representatividad del estudio (Soberón y Llorente, 1993). Todos los estimadores se corrieron con 100 permutaciones, y además, se calcularon las especies raras, únicas (singletons) y duplicadas (doubletons), para determinar si se reducían a medida que el muestreo avanzaba; estas pruebas se realizaron

mediante el programa EstimateS 9.1.0. (Colwell, 2005). Por otra parte, según estos estimadores (Jacknife 1, Jacknife 2 y Bootstrap), la representatividad del muestreo varió entre 65 % y 90 % del total de las especies analizadas (Tabla 18).

Tabla 18

Datos de los estimadores de riqueza y la representatividad del muestreo de las especies durante el periodo de estudio a nivel de transectos (T1 y TC) presentes en los diferentes tratamientos aplicados al área de restauración, además, el transecto del área de referencia

S(OBS)	ÚNICOS	DUPLICADOS	JACK 1	JACK 2	BOOTSTRAP
11.3	10.64	0	10.64	0	10.64
15.13	7.48	7.35	18.57	18.57	16.7
17.45	6.9	4.63	22.08	23.61	19.7
19.14	6.65	3.64	23.87	25.98	21.22
20.44	6.5	3.63	25.56	27.83	22.8
21.5	6.44	3.72	26.91	29.22	24.06
22.39	6.55	3.71	28.16	30.63	25.18
23.14	6.45	3.69	28.99	31.46	26
23.79	6	3.8	29.21	31.29	26.43
24.35	5.89	3.76	29.78	31.82	27.02
24.85	5.68	3.66	30.07	32.03	27.39
25.3	5.38	3.71	30.28	31.95	27.76
25.7	5.09	3.57	30.34	31.88	27.95
26.07	5.04	3.48	30.83	32.4	28.46
26.41	4.96	3.28	31.09	32.75	28.73
26.73	4.84	3.13	31.28	32.96	28.96
27.03	4.81	2.85	31.56	33.52	29.18
27.31	4.73	2.68	31.58	33.54	29.25
27.58	4.71	2.49	32.03	34.23	29.63
27.83	4.01	2.29	32.63	35.19	30.08
28.08	4.01	2.11	32.84	35.56	30.26
28.31	4.06	1.99	33.16	36.04	30.52
28.54	4.26	1.73	33.7	37	30.9
28.76	4.24	1.62	33.84	37.22	31.03
28.98	4.16	1.44	34.22	37.88	31.3
29.2	4.04	1.42	34.32	38	31.41
29.4	4.01	1.33	34.73	38.64	31.69
29.61	3.7	1.24	35.19	39.37	32.02
29.81	3.95	1.16	35.71	40.21	32.37
30.01	3.93	1.09	35.95	40.59	32.54
30.21	3.78	1.02	36.3	41.16	32.78

Datos de los estimadores de riqueza y la representatividad del muestreo de las especies durante el periodo de estudio a nivel de transectos (T1 y TC) presentes en los diferentes tratamientos aplicados al área de restauración, además, el transecto del área de referencia (continuación)

S(OBS)	ÚNICOS	DUPLICADOS	JACK 1	JACK 2	BOOTSTRAP
30.41	3.35	0.98	36.69	41.76	33.05
30.6	3.57	0.94	37.18	42.5	33.39
30.8	3.53	0.89	37.34	42.76	33.49
30.99	3.46	0.78	37.62	43.28	33.68
31.18	3.42	0.72	37.97	43.84	33.91
31.37	3.37	0.66	38.3	44.38	34.14
31.56	3.2	0.61	38.58	44.84	34.33
31.74	3.23	0.58	38.69	45.02	34.41
31.93	3.24	0.59	39.07	45.55	34.67
32.12	3.17	0.56	39.42	46.1	34.91
32.3	3.17	0.56	39.64	46.42	35.06
32.49	3.12	0.55	39.97	46.91	35.29
32.69	3.15	0.55	40.24	47.32	35.48
32.85	3.13	0.57	40.62	47.86	35.74
33.04	3.11	0.59	41.25	48.76	36.18
33.22	3.05	0.61	41.46	49.04	36.33
33.4	3.01	0.64	41.93	49.7	36.66
33.58	2.98	0.69	42	49.75	36.73
33.76	2.91	0.71	42.35	50.24	36.98
33.94	2.81	0.74	42.78	50.84	37.28
34.12	2.72	0.76	43.22	51.47	37.59
34.29	2.43	0.8	43.48	51.8	37.78
34.47	2.32	0.84	43.9	52.37	38.09
34.65	2.29	0.89	44.25	52.83	38.35
34.82	2.06	0.95	44.49	53.1	38.54
35	2	1	44.82	53.53	38.78
Represent. (%)			78.1	65.4	90.3

Fuente: Elaboración propia.

La riqueza de especies observadas [S (OBS)] obs se asemeja al comportamiento del estimador Bootstrap, más no se le compara con las curvas de Jackknife uno y dos (Figura 24). El estimador Jack dos es el que más se diferencia de la curva de S (OBS), puesto que es la que se encuentra más alejada, estimando una riqueza mayor a 50 especies. Mientras tanto, el estimador que más se asemeja fue el Bootstrap al ser la curva más cercana a las especies observadas, estimando una riqueza de 38 especies acumuladas en todo el proceso. La

representatividad del muestreo indicó que la curva de las especies observadas en el proceso de restauración enseñaron una representatividad alta, sus valores alcanzaron la asíntota (Figura 24), es decir, que había menores probabilidades de que surgieran nuevas especies al continuar con el muestreo. Esto puede deberse al tipo de comunidad vegetal que se ha evaluado. Puesto que, los pajonales se caracterizan por estar conformadas por gramíneas *Festuca dolichophylla*, *Calamagrostis vicunarum*, entre otras, y con menor dominancia se encuentran en el estrato inferior hierbas de porte bajo. Se debe agregar además, que estas comunidades en su punto clímax han evidenciado este tipo de especies, tal es el caso en el transecto evaluado en el área de referencia en el que se evidenciaron estas especies en un punto máximo de crecimiento.

A medida que el proceso de monitoreo fue avanzando, las especies únicas mostraron un claro descenso; de manera que en un inicio se registraron un aproximado de 11 especies, que fueron disminuyéndose hasta haber dos especies al final del proceso; asimismo, el comportamiento de las especies duplicadas fue similar pues también se observó una disminución considerable, lo cual prueba que hubo una aceptable eficiencia del muestreo en toda el área (Figura 24).

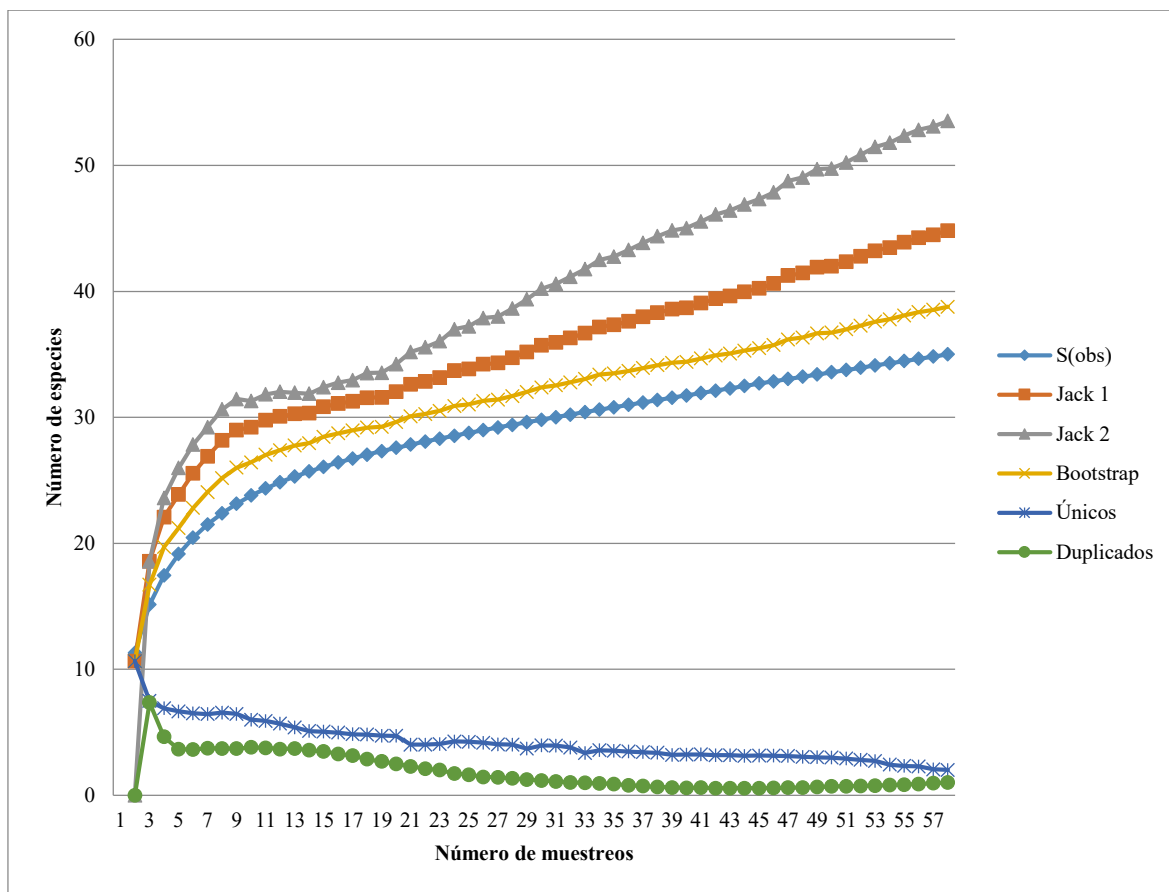


Figura 24. Representación de la curva de acumulación de especies durante el periodo de estudio a nivel de transectos (T1 y TC) presentes en los diferentes tratamientos aplicados al área de restauración (Abono – A, Translocación – S, Abono y translocación – AS y Testigo).
Fuente: Elaboración propia.

c. Índice de dominancia (Simpson)

Los valores encontrados con el índice de Simpson muestran que los transectos con mayor diversidad (Figura 25) fueron los transectos T1-AS (0.44) y el TC-AS (0.43) pertenecientes al tratamiento abono y translocación; el TC-S (0.43), perteneciente al tratamiento translocación y el T1-A (0.41); mientras que las que presentan una menor diversidad son los transectos TC-T (0.36), perteneciente a la parcela testigo; TC-A (0.34), en el tratamiento abono; el T1-T (0.30), perteneciente a la parcela Testigo y T1-S (0.28), perteneciente al tratamiento translocación de la parcela 2.

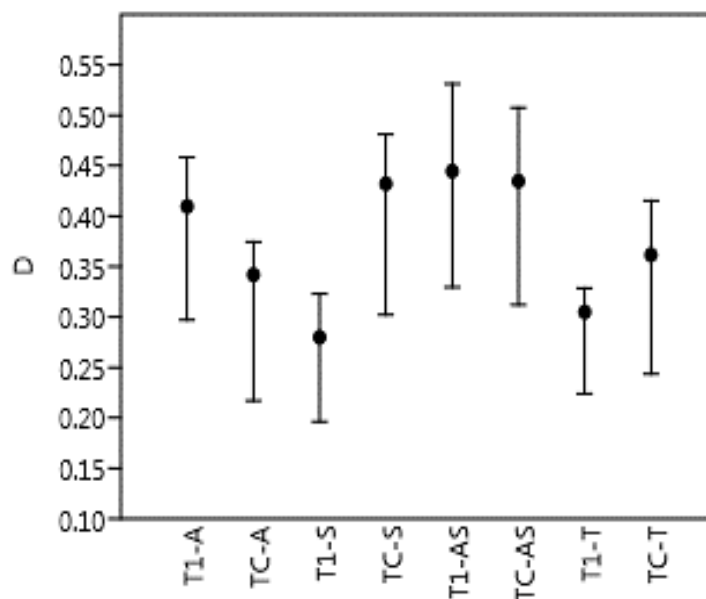


Figura 25. Representación del Índice de Simpson a nivel de transectos (T1 y TC) presentes en los diferentes tratamientos aplicados al área de restauración (Abono/ T1-A y TC – A, Translocación/T1-S y TC-S, Abono y Translocación/ T1-AS y TC-AS, por último, la parcela Testigo/ T1-T y TC-T. Fuente: Elaboración propia.

Las especies más dominantes que influyen en el alto valor del transecto T1-AS fueron dos, la *Calamagrostis vicunarum* (47.3%) y la *Lachemilla pinnata* (22.88%); por su parte, el transecto TC-AS tuvo por especies más dominantes la *Calamagrostis vicunarum* (41.32%) y la *Lachemilla pinnata* (29.52 %). De igual modo, en el transecto TC-S las especies más dominantes fueron tres, la *Calamagrostis vicunarum* (57.8 %), la *Lachemilla pinnata* (19.58 %) y la *Carex ecuadorica* (9.51 %). Por último, en el transecto T1-A se tuvo como especies más dominantes a las especies *Calamagrostis vicunarum* (49 %), *Bromus lanatus* (26.7 %) y *Carex ecuadorica* (12.68 %). Es menester señalar que los transectos que tuvieron menores valores de dominancia lo constituyeron el TC-T, en el que las especies más dominantes fueron la *Calamagrostis vicunarum* (50.9 %) y la *Lachemilla pinnata* (24.66 %), seguido por el transecto TC-A, que tuvo entre sus especies más representativas también a las especies *Calamagrostis vicunarum* (54.25 %) y la *Aciachne pulvinata* (8.43 %) y *Festuca dolichophylla* (7.31 %). En el transecto T1-T las especies más dominantes fueron la *Lachemilla pinnata* (46.28 %) y la *Calamagrostis vicunarum* (34.7 %). Finalmente, en el transecto T1-S las especies más dominantes fueron dos, la *Calamagrostis vicunarum* (47.48 %) y la *Lachemilla pinnata* (28.73 %). En definitiva, la especie con mayor dominancia presente en siete de los ocho transectos fue la *Calamagrostis vicunarum* y la *Lachemilla pinnata* se encontró como dominante en uno de los ocho transectos estudiados.

De acuerdo a los valores del Índice inverso de Simpson ($1/D$) se observó cómo los más diversos a los transectos T1-S ($1/D=0.72$) según la Figura 26, perteneciente al tratamiento translocación de la parcela 2; el T1-T ($1/D=0.70$), perteneciente a la parcela testigo, seguidos de los transectos TC-A ($1/D=0.66$), TC-T ($1/D=0.64$), pertenecientes a la parcela 1 del tratamiento abono y a la parcela Testigo respectivamente. Los transectos que presentaron valores menores fueron el T1- A ($1/D=0.59$), perteneciente a la parcela 1 del tratamiento abono; el TC-S ($1/D=0.57$) de la parcela 2; el TC-AS ($1/D= 0.57$) de la parcela 3 del tratamiento abono y translocación, y por último, el transecto T1-AS ($1/D=0.56$) de la parcela 3.

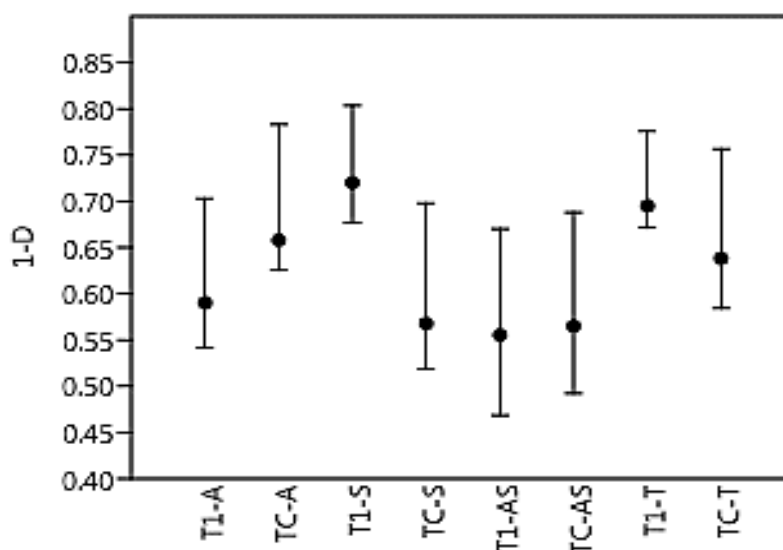


Figura 26. Representación del Índice inverso de Simpson a nivel de transectos (T1 y TC) presentes en los diferentes tratamientos aplicados al área de restauración (Abono/ T1-A y TC – A, Translocación/T1-S y TC-S, Abono y Translocación/ T1-AS y TC-AS, por último la parcela Testigo/ T1-T y TC-T. *Fuente:* Elaboración propia.

d. Índice de diversidad (Margalef)

El índice de Margalef indica la riqueza específica presente en cada parcela, y comparando los valores obtenidos se puede observar que el transecto TC-A perteneciente a la parcela 1 fue el que presentó mayor riqueza de especies (Figura 27) con un valor de 3.30, mientras que el que presentó menor riqueza específica fue el transecto T1-AS con un valor de 1.97. Realizando un análisis de la riqueza específica de los ocho transectos, todos ellos mostraron un bajo índice de Margalef ya que los valores obtenidos están por debajo de los valores de referencia; aquí los valores inferiores a 2.0 son considerados como relacionados con zonas de baja diversidad (en general resultado de efectos antropogénicos) y los valores superiores

a 5.0 son considerados como indicativos de alta biodiversidad (Margalef, 1995). Por consiguiente, todos los valores obtenidos son más cercanos al valor inferior de 2.0, que es indicativo de baja diversidad.

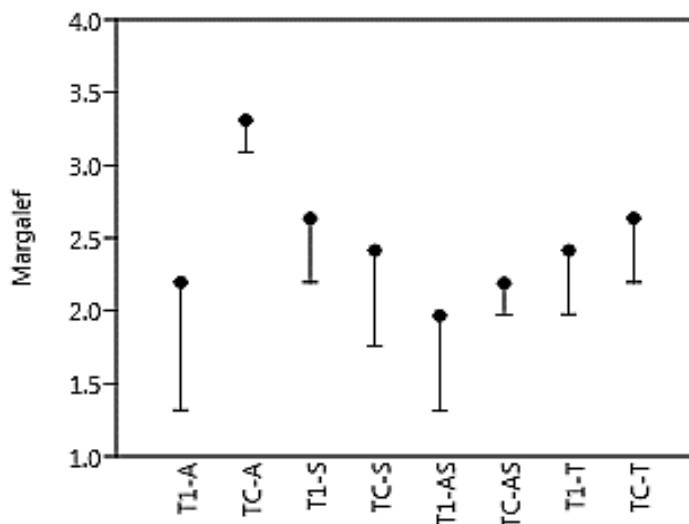


Figura 27. Representación del Índice de Margalef a nivel de transectos (T1 y TC) presentes en los diferentes tratamientos aplicados al área de restauración (Abono/ T1-A y TC – A, Translocación/T1-S y TC-S, Abono y Translocación/ T1-AS y TC-AS, por último la parcela Testigo/ T1-T y TC-T. *Fuente:* Elaboración propia.

e. Índice de equidad (Shannon – Weiner y Pielou)

Por su lado, el índice de Shannon – Wiener (H') indica que las parcelas con mayor diversidad y las que están representadas casi por el mismo porcentaje de cobertura, están en la parcela 1 y 2, estas son los transectos TC-A ($H'=1.56$) y T1-S ($H'= 1.60$), respectivamente (Figura 28). Seguidos por la parcela Testigo con sus dos transectos, el T1-T ($H'=1.46$) y el TC-T ($H'=1.43$), así como el transecto TC-AS ($H'=1.31$), perteneciente a la parcela 3; el TC-S ($H'=1.25$), propio de la parcela 2 y el T1-AS ($H'=1.24$), perteneciente a la parcela 3; el valor más bajo se tuvo en el transecto T1-A ($H'=1.18$), perteneciente a la parcela 1.

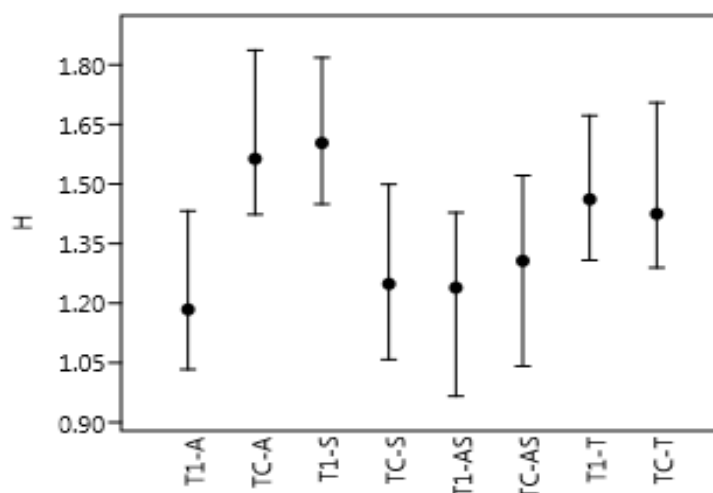


Figura 28. Representación del Índice de Shannon - Wiener (H') a nivel de transectos (T1 y TC) presentes en los diferentes tratamientos aplicados al área de restauración (Abono/ T1-A y TC – A, Translocación/T1-S y TC-S, Abono y Translocación/ T1-AS y TC-AS, por último Testigo/ T1-T y TC-T. Fuente: Elaboración propia.

Por otro lado, el Índice de Pielou (J) representa la equitatividad, por ende, todos los transectos fueron proporcionales a la diversidad (H') y los transectos que presentaron una distribución más equitativa fueron el transecto T1-S ($J=0.61$), perteneciente a la parcela 2, donde se aplicó el tratamiento translocación, y T1-T ($J=0.60$), perteneciente a la parcela testigo. Los transectos que presentaron una menor equitatividad fueron el TC-S ($J=0.50$) y el T1-A ($J=0.49$) (Figura 29).

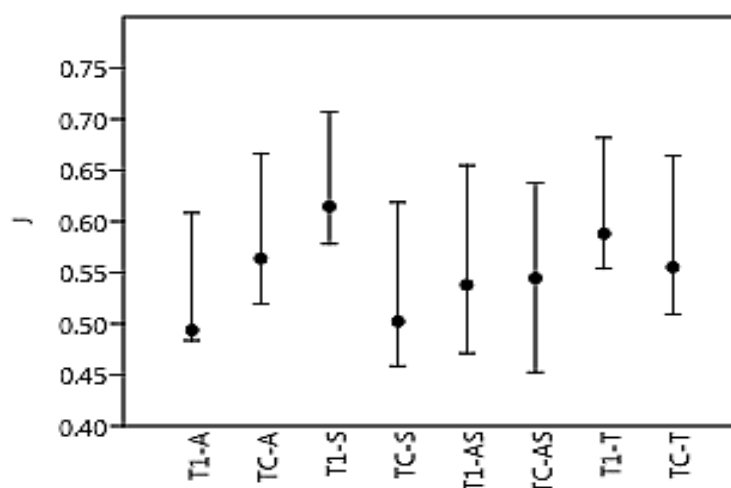


Figura 29. Representación del Índice de Pielou (J) a nivel de transectos (T1 y TC) presentes en los diferentes tratamientos aplicados al área de restauración (Abono/ T1-A y TC – A, Translocación/T1-S y TC-S, Abono y Translocación / T1-AS y TC-AS, por último, la parcela Testigo/ T1-T y TC-T. Fuente: Elaboración propia.

3.4.2. Diversidad beta (Métodos clasificación y ordenación)

a. Análisis de Clúster – clasificación

El análisis de clúster se realizó para comparar y categorizar los ocho transectos que se registraron en las cuatro parcelas, además de compararlos principalmente con el área de referencia. En el eje horizontal de este análisis se encuentran distribuidos los porcentajes de similitud, mientras que en el eje vertical se encuentran los transectos agrupados e identificados.

Asimismo, el dendrograma de Bray-Curtis se realizó con el programa Biodiversity Pro, en el que se establecieron unos agrupamientos de la vegetación en cada monitoreo, observándose unas diferencias o semejanzas entre ellos (disimilitud o similitud) con respecto a la composición de la vegetación. Se ha considerado el último monitoreo (mes de septiembre) para su análisis y los resultados de los diferentes monitoreos sobre la composición de la vegetación se puede observar en el Apéndice 9.

Por otra parte, en el dendrograma se puede notar que la similitud fue ligeramente baja entre los transectos de la misma parcela, aunque ligeramente alta entre los transectos de las diferentes parcelas (Figura 30). En la parcela 1 el transecto 1 y Control tuvieron una similitud de 63.08 %; en la parcela 2 presentaron una similitud de 68.73 %, en la parcela 3 una de 92.2 %, y por último, la parcela Testigo presentó una similitud de 73.63 % en el T1 y el TC. Esta similitud ligeramente alta entre los transectos de las diferentes parcelas indica que la diversidad beta (diversidad medida a nivel de conectividad y afinidad de hábitats) fue baja; por ello, es posible afirmar que la diversidad alfa fue bastante homogénea en el interior de los pastizales. Esto se puede explicar por el tipo de comunidad vegetal que se estudió, es decir, los pajonales de puna, que se caracterizan por la presencia de familias de Poaceas y Asteraceas, por ende, las parcelas presentaron una diversidad florística muy similar, sin embargo, una diferencia entre las coberturas por especie.

En la Figura 30 se observan claramente dos grupos definidos que presentaron mayor similitud, a diferencia de los otros transectos, la parcela 3 presentó una similitud de 92.2 % entre sus transectos TC-AS y el T1-AS, siendo este el porcentaje más alto. Seguido por el transecto T1-S y TC-T, perteneciente a la parcela 2 y parcela Testigo respectivamente, con una similitud de 84.28 %. Los transectos TC-S de la parcela 2 y T1-A perteneciente a la parcela 1 presentaron una similitud de 78.58 %. El transecto T1-T perteneciente a la parcela Testigo presentó una similitud de 78.33 % con el transecto T1 –S. En general presentó una similitud mayor al 50 % entre los transectos evaluados debido a una dominancia de la especie *Calamagrostis vicunarum* en todos los transectos evaluados durante los seis meses, superando el 50 % de la cobertura total en cada evaluación mensual.

La parcela 3 presentó el valor más alto en comparación a las demás parcelas, donde la especie *Calamagrostis vicunarum* fue la especie que predominó en esta parcela. Representó un valor de cobertura de 64.2 % para el transecto 1 y 63.5 % para el transecto control; además de eso, hubo presencia de otras especies en común, tales como la *Jarava ichu*, la *Werneria nubigena*, la *Lachemilla pinnata*, la *Geranium sessiliflorum*, la *Festuca dolichophylla* y la *Carex ecuadorica*, que representan el 35.8 % de la cobertura total para el transecto 1, y 36.5 % para el transecto control.

Adicionalmente, se encontró que la especie empleada en el proceso de restauración y la especie predominante conformaron los grupos de mayor similitud y presentaron diferentes mecanismos y estrategias de adaptación a su entorno, en este caso, a la respuesta de los diferentes tratamientos empleados; todo ello corrobora que la combinación de diferentes atributos funcionales y en diferentes proporciones pueden contribuir a que se den diferentes procesos ecosistémicos. Igualmente, explicaría la variación en los porcentajes de cobertura que hay en los transectos pertenecientes a una misma parcela, que se expresa en su mayoría en porcentajes ligeramente bajos de similitud. Puede decirse de acuerdo con Vásquez y Solorza (2018), que la estrategia de las especies empleadas está asociada a la adquisición de recursos, de allí que sea indispensable con el fin de lograr la recuperación de aquellas zonas disturbadas en la medida en que induce una rápida recuperación de la cobertura vegetal. Sin embargo, es claro que la restauración es a largo plazo, por lo cual se recomienda involucrar

grupos funcionales con rasgos conservativos, de tal manera que se continúe con los procesos de restauración ecológica, teniendo en cuenta el área de referencia.

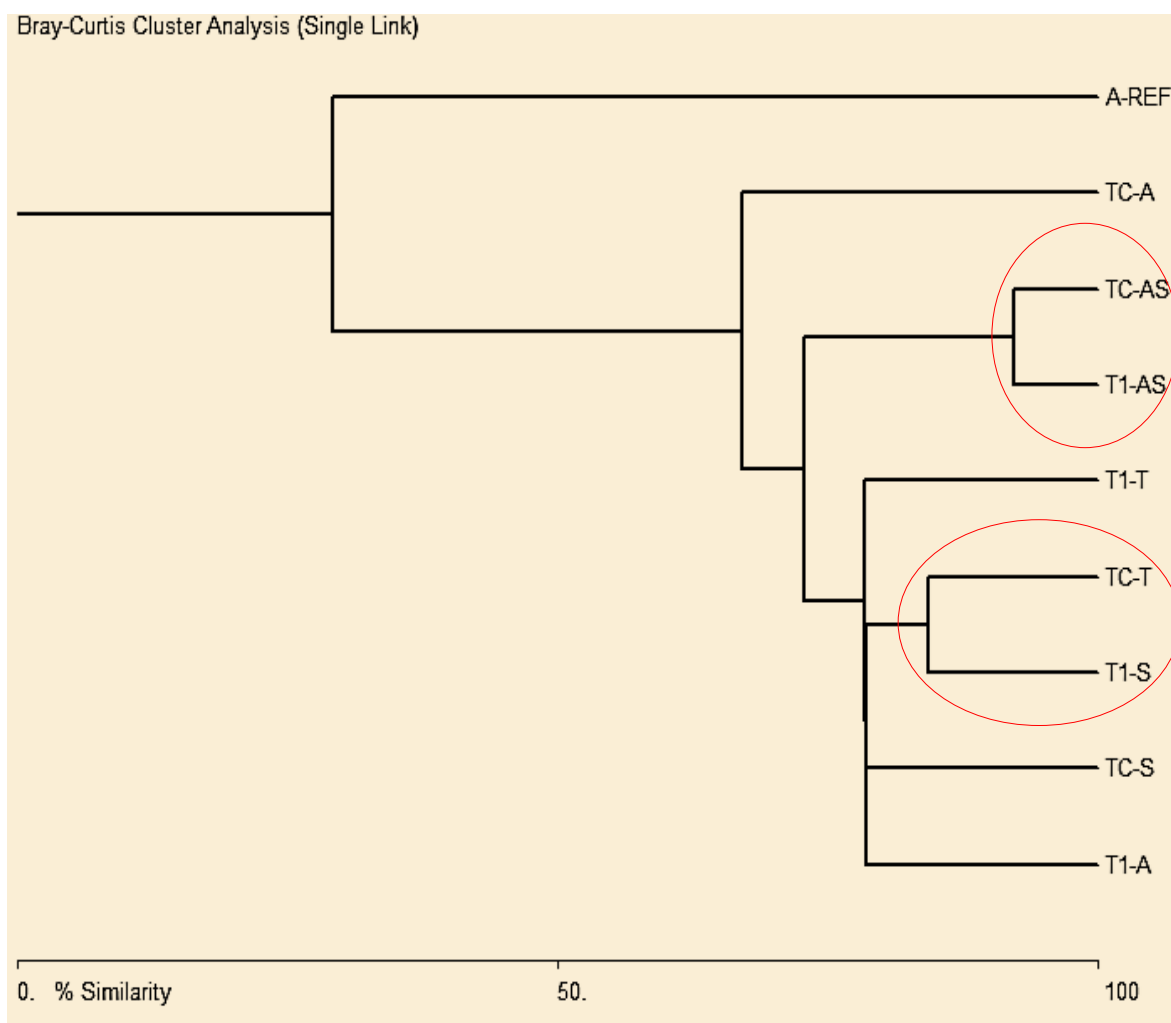


Figura 30. Representación del dendrograma de Bray – Curtis mediante el análisis de Clúster, basado en datos de abundancia relativa, de los ocho transectos evaluados (T1 y TC) en los diferentes tratamientos aplicados (Abono – A, Translocación – S, Abono y Translocación – AS, Testigo – T y área de referencia (A-REF)). *Fuente:* Elaboración propia.

Es preciso decir, que los resultados obtenidos muestran una ligera similitud entre los transectos evaluados durante el proceso de restauración, y a su vez, una diferencia de los transectos evaluados con respecto al transecto del área de referencia (Figura 30). El transecto TC-A, perteneciente a la parcela 1, presentó una mayor similitud con el área de referencia, con una similitud de 29.2 % (Tabla 19), frente a los otros transectos que oscilaron con valores más bajos de 17.71 % hasta 21.4 %. Se debe agregar que el valor máximo de similitud es repetitivo entre el transecto TC-A y el área de referencia en todos los meses de monitoreo (ver Apéndice 9).

Tabla 19

Matriz de similitud de los ocho transectos evaluados y el transecto de referencia

	T1-A	TC-A	T1-S	TC-S	T1-AS	TC-AS	T1-T	TC-T	A-REF
T1-A	*	63.0836	56.448	78.5882	60.4514	62.7533	48.9853	69.4451	17.7151
TC-A	*	*	64	66.1339	61.2	63.7	50.9714	67.1266	29.2
T1-S	*	*	*	68.7313	62.5	66.5	78.3399	84.2831	21.4
TC-S	*	*	*	*	70.9291	72.8272	59.8014	78.5457	19.5804
T1-AS	*	*	*	*	*	92.2	58.1332	69.3261	19.9
TC-AS	*	*	*	*	*	*	61.8289	71.3257	20.4
T1-T	*	*	*	*	*	*	*	73.6306	18.4788
TC-T	*	*	*	*	*	*	*	*	18.4963
A-REF	*	*	*	*	*	*	*	*	*

Fuente: Elaboración propia.

b. Análisis NMDS – ordenación

El análisis de ordenación NMDS (Nonmetric Multidimensional Scaling) se basa en los datos de coberturas relativas y muestra la relación de especie-área más importante.

Este análisis de ordenación, que mostró un estrés de 0.1068, solo está representado en un diagrama de ordenación de dos ejes, que son independientes en comparación con otros análisis. El coeficiente de determinación (r^2) (correlación entre las distancias del espacio original n-dimensional y las distancias de ordenación del espacio) resultó un 0.0156 con un p : 0.02856. El coeficiente de correlación (r) resultó 0.125; esto indica que existió una correlación positiva débil, además mostró que el eje 1 representó el 52.13 % de la variación de los datos y el eje 2 el 26.57 %; en total estos dos ejes explicaron el 78.7 % de la variación de los datos florísticos en los transectos. Es oportuno mencionar en este punto a McCune y Grace (2002) pues consideraron que es satisfactorio el porcentaje acumulado cuando este puede explicar más del 50 % de la varianza que se da en el presente trabajo.

El análisis de ordenación también expuso la relación de los ocho transectos de 15 m x 1 m con respecto a las especies que resultaron ser las más importantes dentro de estas; de allí resultaron transectos dispersos (Figura 31) en los que aquellos pertenecientes a la parcela 3 (T1-AS y TC-AS) fueron los transectos más cercanos; en consecuencia, también los más

similares; estos se separaron sobre el Eje 1 entre -0.12 y 0.10, ambos pertenecientes a diferentes cuadrantes; el primero pertenece al cuadrante 2 y el segundo al cuadrante 1; la cercanía de estos transectos se debió al alto grado de similitud que existía entre ellos. A estos les siguen los transectos pertenecientes a la parcela Testigo, el transecto T1-T estaba bajo el Eje 1 entre 0.50 y 0.60, mientras que el transecto TC-T bajo el Eje 1 entre 0.06 y 0.10, ambos transectos estaban ubicados en el cuadrante 4.

Asimismo, los otros cuatro transectos restantes presentaron un comportamiento diferente, puesto que estaban ubicados a distancias más distantes, por ende, son bastante diferentes entre sí; en el caso de los transectos pertenecientes a la parcela 2, el T1-S estaba en el Eje 1 muy cerca del 0.30, mientras que el TC-S estaba situado bajo el Eje 1 entre -0.18 y -0.20. El primer transecto pertenece al cuadrante 1 y el segundo al cuadrante 3. Con un comportamiento similar se tiene a los transectos ubicados en las parcelas 1, el transecto T1-A que estaba bajo el Eje 1 entre -0.38 y -0.40, y por último, el transecto TC-A, que estaba situado sobre el Eje 1 entre -0.25 y -0.30; el transecto T1-A pertenece al cuadrante 3 y el transecto TC-A pertenece al cuadrante 2. Es de mencionar que el comportamiento de estos cuatro transectos puede ser explicado por la diferencia existente en la composición florística de cada una de las parcelas, puesto que este análisis muestra la relación especie-área más importante. Hay que saber que la especie más representativa en estos cuatro transectos fue la *Calamagrostis vicunarum*, que muestra porcentajes altos de la cobertura (>50 %) frente al que señalaron las otras especies, que muestran valores mínimos (<19 %).

En esa medida, el análisis de MNDS da un indicio del grado de similitud entre diferentes muestras de un mismo ambiente y de allí que ayuden a explicar la variación florística que es dominante. Esto es posible gracias a la eficiencia del método de ordenación que se relaciona con un tipo determinado de datos y puede ser evaluada con relación al grado de éxito que se obtenga al correlacionar la distribución de los sitios (transectos) con otra información ecológica (Austin y Smith, 1989).

De igual manera, los datos obtenidos de las coberturas relativas han ayudado y en algunos casos son suficientes para separar las localidades. De hecho, en este estudio se ha observado

que solo la composición florística fue suficiente para distinguir los transectos más similares (T1-AS/TC-AS y T1-T/TC-T), y los más diferentes (T1-A/TC-A y T1-S/TC-S), para de este modo reflejar la diferencia existente en la composición de las especies presentes en cada transecto.

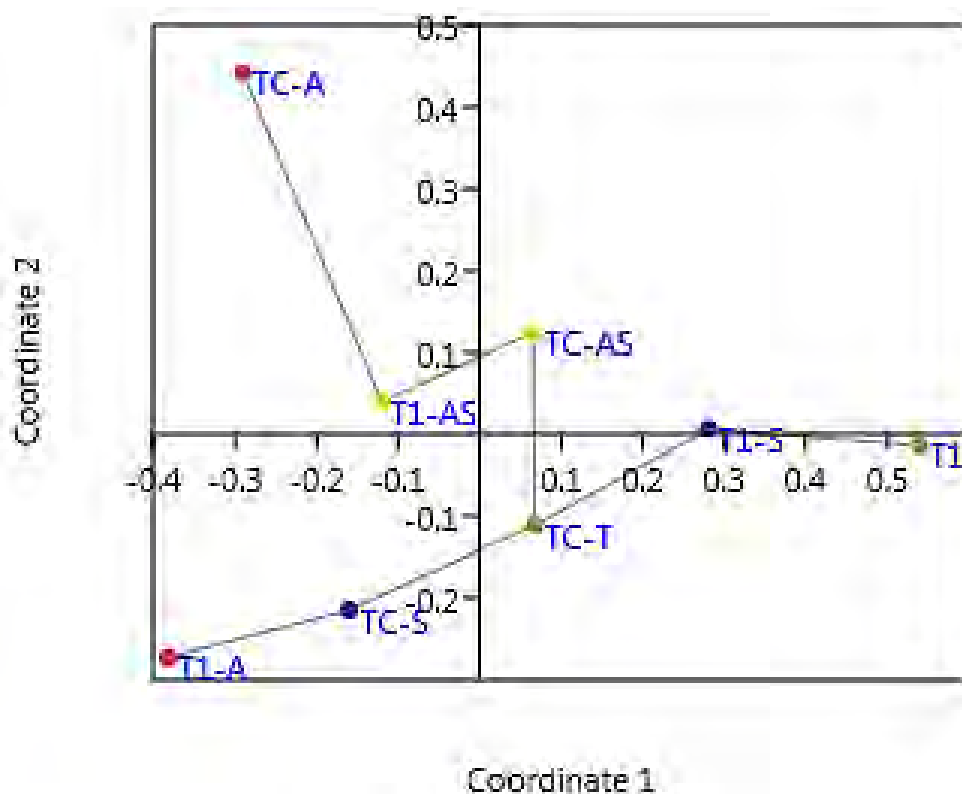


Figura 31. Representación del análisis de ordenación NMDS (Nonmetric Multidimensional Scaling) a nivel de transectos (T1 y TC) presentes en los diferentes tratamientos aplicados al área de restauración (Abono/T1-A y TC-A, Translocación/T1-S y TC-S, Abono y Translocación/T1-AS y TC-AS, por último, la parcela Testigo/T1-T y TC-T, en el último monitoreo realizado en el mes de septiembre. Fuente: Elaboración propia.

3.5. Capacidad de carga para ganado vacuno y alpaquero

Actualmente la venta de ganado vacuno es la actividad económica más importante de la comunidad campesina de Huancaya, motivo por el cual en este estudio se evaluó la capacidad del área evaluada (pajonal) para soportar el mismo.

3.5.1. Clasificación de las plantas de acuerdo a la respuesta al pastoreo

En este estudio el ganado evaluado fue el bovino puesto que como se dijo, la mayoría de las familias de la comunidad campesina de Huancaya se dedican a la crianza de este, de tal

manera que es el sustento económico más importante de la misma; sin embargo, también se evaluó la soportabilidad del área estudiada con respecto al uso de pastizales de alpacas porque la historia de esta como comunidad nativa relata que desde años atrás han criado estos animales como una de las actividades económicas primarias y este tipo de ganado ha generado un mínimo impacto negativo en los pastizales, a diferencia del ganado vacuno.

Originalmente, en la comunidad campesina de Huancaya se criaron ganado de camélidos sudamericanos (alpacas y llamas); con el pasar de los años, se agregó el ganado ovino a su sistema de crianza, la cual se fue expandiendo a mediados del año 1900 con la crianza del ganado vacuno, estos fueron de gran importancia porque se adecuaron favorablemente a las bajas temperaturas climatológicas. Además, desplazó al ganado original por sus múltiples beneficios económicos que proporcionaba a los pobladores (Lara, 2015). La crianza de este tipo de ganado ha causado que las áreas comunales estén sobrepastoreadas, especialmente por el pisoteo del ganado bovino causando la compactación de los suelos, disminuyendo la tasa de infiltración y la capacidad de desarrollo de las raíces de las plantas presentes.

En ese sentido, puede verse, como se muestra en la Tabla 20, la deseabilidad o palatabilidad del ganado vacuno y alpaquero con respecto a las especies presentes en el área de investigación (4 parcelas).

Tabla 20

Palatabilidad de especies vegetales de acuerdo al ganado bovino y alpacas

FAMILIA	ESPECIE	DESEABILIDAD	
		Vacuno	Alpaca
<i>Asteraceae</i>	<i>Werneria nubigena</i>	I	I
<i>Asteraceae</i>	<i>Hypochaeris taraxacoides</i>	PD	D
<i>Asteraceae</i>	<i>Perezia multiflora</i>	PD	I
<i>Asteraceae</i>	<i>Belloa piptolepis</i>	PD	PD
<i>Asteraceae</i>	<i>Gamochaeta americana</i>	I	I
<i>Asteraceae</i>	<i>Werneria sp</i>	I	I
<i>Asteraceae</i>	<i>Erigeron rosulatus</i>	PD	PD
<i>Asteraceae</i>	<i>Conyza artemisioides</i>	PD	PD

Palatabilidad de especies vegetales de acuerdo al ganado bovino y alpacas (continuación)

FAMILIA	ESPECIE	DESEABILIDAD	
		Vacuno	Alpaca
<i>Asteraceae</i>	<i>Bidens andicola</i>	PD	PD
<i>Asteraceae</i>	<i>Werneria caespitosa</i>	I	I
<i>Brassicaceae</i>	<i>Lepidium bipinnatifidum</i>	I	PD
<i>Cyperaceae</i>	<i>Carex ecuadorica</i>	PD	D
<i>Cyperaceae</i>	<i>Scirpus rigidus</i>	PD	D
<i>Cyperaceae</i>	<i>Cyperus niger</i>	I	I
<i>Fabaceae</i>	<i>Astragalus garbancillo</i>	I	I
<i>Fabaceae</i>	<i>Trifolium amabile</i>	PD	D
<i>Geraniaceae</i>	<i>Geranium sessiliflorum</i>	PD	PD
<i>Geraniaceae</i>	<i>Erodium cicutarium</i>	PD	PD
<i>Juncaceae</i>	<i>Luzula peruviana</i>	PD	D
<i>Orchidaceae</i>	<i>Myrosmodes gymnandra</i>	PD	PD
<i>Plantaginaceae</i>	<i>Plantago sp</i>	PD	PD
<i>Poaceae</i>	<i>Calamagrostis vicunarum</i>	PD	D
<i>Poaceae</i>	<i>Jarava ichu</i>	D	PD
<i>Poaceae</i>	<i>Bromus lanatus</i>	D	D
<i>Poaceae</i>	<i>Festuca dolichophylla</i>	D	PD
<i>Poaceae</i>	<i>Aciachne pulvinata</i>	I	PD
<i>Poaceae</i>	<i>Muhlenbergia peruviana</i>	I	D
<i>Poaceae</i>	<i>Calamagrostis tarmensis</i>	D	PD
<i>Poaceae</i>	<i>Dissanthelium mathewsii</i>	PD	PD
<i>Poaceae</i>	<i>Calamagrostis glacialis</i>	PD	PD
<i>Polygonaceae</i>	<i>Paranephelium uniflorus</i>	I	I
<i>Rosaceae</i>	<i>Lachemilla pinnata</i>	PD	D
<i>Saxifragaceae</i>	<i>Saxifraga magellanica</i>	PD	PD
<i>Juncaceae</i>	<i>Urtica flabellata</i>	I	I

D =Deseable PD= Poco Deseable I= Indeseable

Fuente: Laboratorio de Utilización de Pastizales (2008). Deseabilidad de las especies forrajeras nativas por las especies animales al pastoreo (Mamani, 2009).

Es menester decir que para evaluar la palatabilidad de las especies presentes en las parcelas de investigación, se clasificaron las plantas de acuerdo con la respuesta de pastoreo. En el Apéndice 10 se muestran las especies según su palatabilidad (deseable, poco deseable e indeseable) para el ganado vacuno, de la misma forma que para el ganado alpaquero.

Puede verse que existían cuatro especies de alta deseabilidad en el área de investigación para el ganado vacuno, a saber, la *Jarava ichu*, la *Bromus lanatus*, la *Festuca dolichophylla* y la *Calamagrostis tarmensis*. Además de lo anterior, se encontraron 19 especies poco deseables,

entre las cuales se cuentan la *Hypochaeris taraxacoides*, la *Perezia multiflora*, la *Belloa piptolepis*, la *Erigeron rosulatus*, la *Conyza artemisioides*, la *Bidens andicola*, la *Carex ecuadorica*, la *Scirpus rigidus*, la *Trifolium amabile*, entre otras. Del mismo modo, se observaron 11 especies indeseables o no palatables para el ganado vacuno, entre ellas la *Werneria nubigena*, la *Gamochaeta americana*, la *Werneria sp*, la *Werneria caespitosa*, la *Lepidium bipinnatifidum*, la *Cyperus niger*, etc.

Por su parte, para el ganado alpaquero se observaron nueve especies de alta palatabilidad que estaban presentes en el área de investigación, que son la *Hypochaeris taraxacoides*, la *Carex ecuadorica*, la *Scirpus rigidus*, la *Trifolium amabile*, la *Luzula peruviana*, la *Calamagrostis vicunarium*, la *Bromus lanatus*, la *Muhlenbergia peruviana* y la *Lachemilla pinnata*. Junto a estas, 16 especies poco deseables entre ellas la *Belloa piptolepis*, la *Erigeron rosulatus*, la *Conyza artemisioides*, la *Bidens andicola*, la *Lepidium bipinnatifidum*, la *Geranium sessiliflorum*, la *Erodium cicutarium*, etc. Por último, se observaron nueve especies indeseables para el ganado alpaquero en el área de investigación, entre ellas, la *Werneria nubigena*, la *Perezia multiflora*, la *Gamochaeta americana*, la *Werneria sp*, entre otros.

3.5.2. Evaluación y condición de los pastos naturales para ganado vacuno

a. Índice de especies decrecientes (D)

- **Tratamiento abono**

En total en la parcela 1 se encontraron 27 especies (Tabla 21), de las cuales 4 (14.81 %) eran especies de alta deseabilidad para el ganado vacuno como la *Jarava ichu*, la *Bromus lanatus*, la *Festuca dolichophylla* y la *Calamagrostis tarmensis*; 16 (59.26 %) especies poco deseables y 7 (25.93 %) especies indeseables para este tipo de ganado. Entonces, como resultado de las especies decrecientes se tuvo un 14.81 % que fue multiplicado por el valor por punto 0.5, dando un total de 7.4 para este índice.

Tabla 21

Palatabilidad de las especies presentes en la parcela 1 donde se aplicó el tratamiento abono

Deseable	Poco deseable	Indeseable
<i>Jarava ichu</i>	<i>Hypochaeris taraxacoides</i>	<i>Werneria nubigena</i>
<i>Bromus lanatus</i>	<i>Perezia multiflora</i>	<i>Gamochaeta americana</i>
<i>Festuca dolichophylla</i>	<i>Belloa piptolepis</i>	<i>Lepidium bipinnatifidum</i>
<i>Calamagrostis tarmensis</i>	<i>Bidens andicola</i>	<i>Cyperus niger</i>
	<i>Carex ecuadorica</i>	<i>Aciachne pulvinata</i>
	<i>Scirpus rigidus</i>	<i>Muhlenbergia peruviana</i>
	<i>Trifolium amabile</i>	<i>Urtica flabellata</i>
	<i>Geranium sessiliflorum</i>	
	<i>Erodium cicutarium</i>	
	<i>Luzula peruviana</i>	
	<i>Plantago sp</i>	
	<i>Calamagrostis vicunarum</i>	
	<i>Dissanthelium mathewsii</i>	
	<i>Calamagrostis glacialis</i>	
	<i>Lachemilla pinnata</i>	
	<i>Saxifraga magellanica</i>	

Fuente: Elaboración propia.

En la parcela 1 se observó que las especies decrecientes *Festuca dolichophylla* y *Bromus lanatus* presentaron un crecimiento positivo; la altura promedio de la especie *Festuca dolichophylla* fue 42.6 cm en el último mes de registro (Figura 6); además de eso, esta especie es de alta palatabilidad para el ganado vacuno. De la misma manera, la altura promedio de la especie *Bromus lanatus*, como se observa en la Figura 8, fue de 20.31 cm. Las especies vegetales mencionadas han sido escogidas como referencia porque son las más representativas a diferencia de las otras especies presentes, siendo especies palatables, permanentes (*Festuca dolichophylla*) y temporales (*Bromus lanatus*).

- **Tratamiento translocación**

En la parcela 2 se observaron 24 especies en total (Tabla 22); 3 (12.5 %) de ellas eran palatables para el ganado vacuno, la *Jarava ichu*, la *Bromus lanatus* y la *Festuca dolichophylla*. Asimismo, se encontraron 13 (54.17 %) especies poco deseables y 8 (33.33 %) indeseables. Entonces se tuvo un 12.5 % de especies deseables para el tratamiento de translocación, esto multiplicado con el valor por punto de 0.5 da un total de 6.25.

Tabla 22

Palatabilidad de las especies presentes en la parcela 1 donde se aplicó el tratamiento translocación

Deseable	Poco deseable	Indeseable
<i>Jarava ichu</i>	<i>Hypochaeris taraxacoides</i>	<i>Werneria nubigena</i>
<i>Bromus lanatus</i>	<i>Belloa piptolepis</i>	<i>Werneria sp</i>
<i>Festuca dolichophylla</i>	<i>Erigeron rosulatus</i>	<i>Lepidium bipinnatifidum</i>
	<i>Carex ecuadorica</i>	<i>Cyperus niger</i>
	<i>Scirpus rigidus</i>	<i>Aciachne pulvinata</i>
	<i>Geranium sessiliflorum</i>	<i>Muhlenbergia peruviana</i>
	<i>Luzula peruviana</i>	<i>Paranephelius uniflorus</i>
	<i>Myrosmodes gymnandra</i>	<i>Urtica flabellata</i>
	<i>Calamagrostis vicunarum</i>	
	<i>Dissanthelium mathewsii</i>	
	<i>Calamagrostis glacialis</i>	
	<i>Lachemilla pinnata</i>	
	<i>Saxifraga magellanica</i>	

Fuente: Elaboración propia.

- **Tratamiento abono y translocación**

En la parcela 3 se encontraron en total 17 especies (Tabla 23), de las cuales tres especies eran de alta palatabilidad, siendo estas la *Jarava ichu*, la *Bromus lanatus* y la *Festuca dolichophylla*, y representaron el 17.65 % en esta parcela; 11 especies poco deseables y representaron el 64.7 % del total, y por último, se encontraron tres especies indeseables que representaron el 17.65 % del total. Entonces se tuvo para el índice de especies deseables un 17.65 %, que multiplicado por el valor por punto 0.5 da un total de 8.82 para este índice en la parcela 3.

Tabla 23

Palatabilidad de las especies presentes en la parcela 1 donde se aplicó el tratamiento abono y translocación

Deseable	Poco deseable	Indeseable
<i>Jarava ichu</i>	<i>Hypochaeris taraxacoides</i>	<i>Werneria nubigena</i>
<i>Bromus lanatus</i>	<i>Perezia multiflora</i>	<i>Lepidium bipinnatifidum</i>
<i>Festuca dolichophylla</i>	<i>Conyza artemisioides</i>	<i>Aciachne pulvinata</i>
	<i>Trifolium amabile</i>	
	<i>Geranium sessiliflorum</i>	
	<i>Luzula peruviana</i>	
	<i>Myrosmodes gymnandra</i>	
	<i>Plantago sp</i>	
	<i>Calamagrostis vicunarum</i>	
	<i>Dissanthelium mathewsii</i>	
	<i>Lachemilla pinnata</i>	

Fuente: Elaboración propia.

- **Parcela testigo**

En la parcela Testigo se obtuvo un total de 13 especies (Tabla 24), de las cuales solo se encontró una especie palatable, la *Bromus lanatus*; nueve especies poco deseables y tres especies indeseables para el ganado vacuno. La especie deseable representó el 7.69 % del total, mientras que un 69.23 % para las especies poco deseables y 23.08 % para especies indeseables para el ganado vacuno. Por ende, se tuvo un valor de 3.845 para el índice de especies deseables en la parcela Testigo.

Tabla 24

Palatabilidad de las especies presentes en la parcela Testigo donde no se aplicó ningún tratamiento

Deseable	Poco deseable	Indeseable
<i>Bromus lanatus</i>	<i>Carex ecuadorica</i>	<i>Werneria nubigena</i>
	<i>Scirpus rigidus</i>	<i>Cyperus niger</i>
	<i>Geranium sessiliflorum</i>	<i>Aciachne pulvinata</i>
	<i>Luzula peruviana</i>	
	<i>Plantago sp</i>	
	<i>Calamagrostis vicunarum</i>	
	<i>Dissanthelium mathewsii</i>	
	<i>Calamagrostis glacialis</i>	
	<i>Lachemilla pinnata</i>	

Fuente: Elaboración propia.

b. Índice forrajero (IF)

En primer lugar hay que decir que el índice forrajero se obtiene de la suma de los porcentajes de las especies deseables y poco deseables multiplicado por el valor por punto (0.2). En la parcela 1, donde se aplicó el tratamiento abono, se obtuvo un porcentaje total de 74.07 % para las especies presentes, de las cuales 14.81 % pertenecía a las especies deseables y 59.26 %; por ende, el valor obtenido fue de 14.81 para este índice. En la parcela 2, donde se aplicó el tratamiento translocación, se obtuvo un porcentaje total de 66.67 % para las especies deseables y poco deseables, teniendo un porcentaje de 12.5 % y 54.17 % respectivamente; el valor que de allí se obtuvo fue 13.33. Por su parte, en la parcela 3, donde se aplicó el tratamiento translocación y abono, se tuvo un 17.65 % para las especies deseables y un 64.7 % para las poco deseables, siendo un total de 82.35 %, multiplicado por el factor por punto (0.2) dio un valor para el índice forrajero de 16.47. Y finalmente, en la parcela Testigo se tuvo un total de 76.92 %, en el que las especies deseables representaron el 7.69 % y las poco deseables el 69.23 %, siendo el valor para este índice de 15.38 %.

c. Índice de Suelo desnudo, Roca y Pavimento de erosión

Este índice representó en este trabajo el porcentaje de suelo desnudo y roca encontrados en el último monitoreo realizado (mes de septiembre), puesto que en ese mes se evidenció el avance del proceso de restauración. En primer lugar se tuvo a la parcela 1, donde se obtuvo un total de 17.83 % para suelo desnudo y roca, este porcentaje fue restado al 100 % que representa el total de los transectos evaluados en esa parcela, y el valor obtenido fue multiplicado por el valor por punto (0.2), obteniendo un resultado de 16.43 % para este índice en la parcela 1. En segundo lugar se tuvo a la parcela 2, donde se obtuvo un porcentaje total de 13.89 % para suelo desnudo y roca, este valor fue evaluado con el mismo procedimiento descrito en la parcela 1, de modo que se obtuvo un valor de 17.22 %. En tercer lugar la parcela 3, donde se obtuvo un valor de 43.46 % como resultado de la sumatoria de los porcentajes de suelo desnudo y roca para esta parcela, por ende, el resultado para este índice fue de 11.30 % en la parcela 3. Por último, para la parcela Testigo se tuvo un porcentaje de 26.12 % para suelo desnudo y roca evaluados en el último monitoreo; hay que decir que este porcentaje obtenido fue evaluado de la misma forma que en las parcelas anteriores, obteniendo un valor de 14.77 % de este índice para la parcela Testigo.

d. Índice de vigor

La altura máxima de la especie clave, *Festuca dolichophylla*, en el área de referencia fue 102.9 cm, entonces se determinó la altura máxima de esta especie para cada una de las parcelas; en la parcela 1 para la especie clave se obtuvo un promedio de altura máxima de 42.6 cm, este valor fue 100 y dividido por el valor de la altura máxima de la especie clave de área de referencia, posteriormente multiplicado por el valor por punto (0.1), dando como resultado final 4.139 % para el índice de vigor en la parcela 1. En la parcela 2 el promedio de la especie clave fue de 35.8 cm, este valor fue evaluado de la misma forma que en la parcela 1, dando como resultado 3.479 % para el índice de vigor en la parcela 2, donde se aplicó el tratamiento translocación, seguido por la parcela 3, en la que el promedio de la especie clave en la parcela donde se aplicó el tratamiento abono y translocación fue de 42.95 cm, dando como valor 4.173 % para el índice de vigor. Y finalmente, en la parcela Testigo se evaluó el índice vigor con la especie *Calamagrostis vicunarium*, puesto que en esta parcela no había presencia de la especie clave descrita en las parcelas anteriores; la altura máxima de esta especie fue de 12.86 cm, dando como resultado final 1.25 % para el índice de vigor en la parcela testigo.

En la Tabla 25 se pueden observar los diferentes índices con relación a las parcelas evaluadas en el proceso de restauración. Con referencia al índice de especies decrecientes o deseables, se puede observar que la parcela 3 presentó un valor más alto de índice de especies decrecientes a comparación de las otras parcelas, seguido por la parcela 1 y 2, la parcela que presentó el valor más bajo de este índice fue la parcela testigo, donde solo se observó una especie de alta deseabilidad. Con relación al índice forrajero que representó el total de las especies deseables y poco deseables, se obtuvo que la parcela que presentó un mayor índice fue la parcela 3; luego de esta, la parcela Testigo y la parcela 1; la parcela 2 fue la que presentó el valor más bajo en el índice forrajero. Por su parte, en el índice de suelo desnudo, roca y pavimento de erosión se tuvo a las parcelas 2 y 1 como aquellas con mayor porcentaje en este índice, por consiguiente, presentaron menos zonas vacías para las especies evaluadas, mientras que las parcelas Testigo y 3 presentaron porcentajes menores comparados con las primeras parcelas. Finalmente, se tuvo el índice de vigor en el que la parcela que presentó el valor más alto fue la parcela 3, seguido por la parcela 1 y 2; la parcela Testigo fue la que presentó el valor más bajo para este índice.

Tabla 25

Índices para la evaluar la condición de los pastos naturales en la parcela 1, 2,3 y Testigo

Parcela	Especies decrecientes (D) (%)	Índice forrajero (IF) (%)	Índice Suelo Desnudo, Roca y Pavimento de Erosión (%)	Índice de Vigor (%)
Parcela 1 – Tratamiento Abono	7.4	14.81	16.43	4.139
Parcela 2 – Tratamiento Translocación	6.25	13.13	17.22	3.479
Parcela 3 – Tratamiento A y S	8.82	16.47	11.30	4.173
Parcela Testigo	3.845	15.38	14.77	1.25

Fuente: Elaboración propia.

e. Determinación de la condición del pastizal para ganado vacuno

Por otra parte, considerando las cinco categorías de Flórez *et al.* (1992) y Ortiz (2014) para evaluar la "condición" de la pradera (Tabla 7), se obtuvieron los resultados consignados en la Tabla 26, la cual se obtuvieron de la sumatoria de los índices de especies decrecientes, el índice forrajero, el índice de suelo desnudo, roca y pavimento de erosión y por último, el índice vigor.

Tabla 26

Condición de los pastizales y su coloración del área de restauración

Parcela	Puntaje obtenido	Condición	Coloración
Parcela 1 – Tratamiento Abono	42.8	REGULAR	AMARILLO
Parcela 2 – Tratamiento Translocación	40.1	REGULAR	AMARILLO
Parcela 3 – Tratamiento A y S	40.8	REGULAR	AMARILLO
Parcela Testigo	35.2	POBRE	MARRÓN

Fuente: Elaboración propia.

Como puede verse, la parcela 1 obtuvo un puntaje de 42.8 %, que determinó una condición regular del pastizal y una coloración amarillenta, si bien es cierto que en los valores obtenidos por los índices, en ninguno de estos índices dicha parcela superó los valores de las otras parcelas, estos se mantuvieron en el promedio para todos sus índices, y no variaron

drásticamente como sí ocurrió en las otras parcelas. Esta parcela fue la que obtuvo el porcentaje más alto y esto se le puede atribuir específicamente al factor abono seco, la cual fue empleada mediante la técnica de voleo en la parcela. Molina (2012) argumenta que el estiércol de cuy posee un alto contenido de nutrientes especialmente de elementos menores, la cual mantiene la fertilidad del suelo permitiendo el desarrollo de las especies. En la parcela 3 se tuvo un valor de 40.8 % teniendo la condición de este pastizal también como regular, esta parcela fue la que obtuvo el segundo valor más alto, y también mantuvo una coloración amarillenta. Seguido por la parcela 2, que tuvo un valor de 40.1 %, teniendo la condición de este pastizal también como regular y una coloración amarillenta, por último, la parcela Testigo fue la que presentó el valor más bajo con 35.2 % y obtuvo una condición del pastizal de pobre cambiando la coloración a marrón; este resultado puede deberse a que en esta parcela no se aplicó ningún tratamiento así que su sucesión no se modificó, y solo siguió su curso normal.

La condición de las parcelas 1, 2 y 3 fue regular hasta el sexto monitoreo, la cual indicó la evolución de las parcelas a lo largo del desarrollo del proyecto. Al iniciar el proyecto estas tuvieron la condición pobre como la parcela testigo, posteriormente las parcelas intervenidas con algún tratamiento evolucionaron a una condición regular, esto se debió al desarrollo de las especies presentes sea por la translocación de la especie dinamogenética o la aplicación del abono seco que han permitido activar la sucesión ecológica de las parcelas con algún tipo de tratamiento. Por ende, si se desea obtener información sobre la evolución de las parcelas después de terminado el proyecto, se debe de dar seguimiento a estas parcelas con monitoreos anuales que permitan evaluar su desarrollo con el pasar de los años.

f. Determinación capacidad de carga animal y soportabilidad del área para ganado vacuno

La capacidad de carga se evaluó según la condición del pastizal (Tabla 8), estos valores fueron analizados por Unidad Animal (UA) por hectárea en el periodo de un año; la soportabilidad hace referencia a la capacidad de carga obtenida por la superficie del área, que en este estudio fue de 221 661 m² equivalente a un aproximado de 22 ha (Tabla 27).

Las parcelas 1, 2 y 3 obtuvieron una condición de pastizal regular, por ende la capacidad de carga para estas tres parcelas según la Tabla 27 fue de 0.38 UA/ha/año que representa una soportabilidad de 8.36 cabezas de ganado vacuno para la superficie del área 22 ha en un periodo de un año.

Tabla 27

Capacidad de carga animal y soportabilidad de las parcelas 1, 2, 3 y testigo para el ganado vacuno

Parcela	Condición	Capacidad de carga UA/ha/año	Soportabilidad UA/22ha/año
Parcela 1 – Tratamiento Abono	REGULAR	0.38	8.36
Parcela 2 – Tratamiento Translocación	REGULAR	0.38	8.36
Parcela 3 – Tratamiento A y S	REGULAR	0.38	8.36
Parcela Testigo	POBRE	0.13	2.86

Fuente: Elaboración propia.

Los valores obtenidos para la capacidad de carga para las parcelas 1, 2 y 3 se debieron a la condición regular de las parcelas evaluadas en un periodo de evaluación de diez meses, sin embargo, estos valores podrían variar al realizar monitoreos anuales y así determinar si la tendencia es positiva en el transcurso del tiempo, es decir, evolucionar de una condición de regular a buena; esto permitiría verificar la sostenibilidad de la pradera y de los ganaderos de la comunidad de Huancaya.

3.5.3. Evaluación de la capacidad de carga para el ganado alpaquero evaluado con el tratamiento abono

En la parcela 1 se obtuvieron 27 especies, de las cuales nueve (33.33 %) especies eran de alta deseabilidad para el ganado alpaquero, entre ellas la *Hypochaeris taraxacoides*, la *Carex ecuadorica*, la *Scirpus rigidus*, la *Trifolium amabile*, la *Luzula peruviana*, la *Calamagrostis vicunarum*, la *Bromus lanatus*, la *Muhlenbergia peruviana* y la *Lachemilla pinnata*. Además, se obtuvieron 13 (48.15 %) especies poco deseables para este tipo de ganado como la *Calamagrostis tarmensis*, la *Dissanthelium mathewsii*, la *Calamagrostis glacialis*, la

Saxifraga magellanica, etc. Por último, cinco (18.52 %) especies indeseables, entre ellas la *Werneria nubigena*, la *Perezia multiflora*, la *Gamochaeta americana*, etc.

En la siguiente Tabla 28 se exponen los resultados que se obtuvieron de los índices de condición y evaluación de pastizales, estos resultados se obtuvieron según la metodología aplicada para la evaluación de las parcelas para el ganado vacuno. En el índice de vigor se utilizó la altura máxima de la especie clave en el área de referencia, que en este caso en particular se utilizó la altura de la especie *Calamagrostis vicunarum*, puesto que esta especie fue la más abundante en el área de investigación, además de la alta deseabilidad para el ganado alpaquero. La altura utilizada fue de 19.51 cm y el promedio de esta especie clave en la parcela 1 fue de 16.2 cm.

Tabla 28

Índices de evaluación de pastizales en la parcela 1 – tratamiento abono, para el ganado alpaquero

Índices de condición y evaluación de pastizales	Parcela 1 – Tratamiento Abono
Índice de especies deseables	16.7
Índice de especies forrajeras	16.3
Índice de BRP	16.4
Índice de vigor	8.81

Fuente: Elaboración propia.

La determinación de la condición del pastizal resultó de la sumatoria de estos índices dando un resultado de 58.2 %, teniendo una condición del pastizal de bueno y una capacidad de carga de 2.0 UA/ha/año para ganado alpaquero, por ende la soportabilidad del área de restauración es de 44 cabezas de ganado por un año.

3.6. Evaluación de los costos en cada uno de los tratamientos aplicados a las parcelas de restauración

Los costos utilizados en cada uno de las parcelas se detallan en la Tabla 29. En la parcela 1, se utilizó un valor total de 240 soles, la cual incluye el costo del saco de abono seco, el transporte que fue utilizado tanto para movilizar al personal como a los sacos, y el pago de los jornales por día. Mientras que en la Parcela 3, el costo total de la aplicación del

tratamiento en la parcela de 30 m x 30 m fue de 670 soles, este valor incluye el costo de los sacos de abono, las herramientas de enriquecimiento (picos), pago por la mano de obra del personal y el transporte. Y por último, en la Parcela 2 se empleó un valor total de 660 soles, la cual incluyó el pago a los jornales que realizaron la translocación, las herramientas de enriquecimiento y el transporte utilizado para estos y para el abono.

Tabla 29

Costos utilizados en los diferentes tratamientos

Parcela / Tratamiento	Descripción	Unidad	Cantidad	Precio Unitario (S/)	Valor Total (S/)
Parcela 1 / Tratamiento Abono	Saco de abono	Sacos	8	5.00	40.00
	Transporte	Flete	1	100.00	100.00
	Mano de obra	Personas	2	50.00	100.00
				TOTAL	240.00 soles
Parcela 2 / Tratamiento Translocación	Herramienta	Picos	8	20.00	160.00
	Transporte	Flete	1	100.00	100.00
	Mano de obra	Personas	8	50.00	400.00
				TOTAL	660.00 soles
Parcela 3 / Tratamiento Abono y Translocación	Saco de abono	Sacos	2	5.00	10.00
	Herramienta	Picos	8	20.00	160.00
	Transporte	Flete	1	10.00	100.00
	Mano de obra	Personas	8	50.00	400.00
				TOTAL	670.00 soles

Fuente: Elaboración propia.

CAPITULO IV: DISCUSIONES

4.1. Evaluación de la diversidad florística en las parcelas demostrativas

Las especies encontradas en la evaluación de la diversidad florística pertenecen al pajonal de puna, esta gran unidad agrostológica se caracteriza por estar conformada de comunidades de hierbas conocidas como gramíneas. En el estrato superior del pastizal dominan las matas o manojos dispersos de hasta de 90 cm de alto, con hojas duras y rígidas tipo “paja”, y con menor dominancia se encuentran en el estrato inferior hierbas de porte bajo, pegadas al piso (DGEVFPN, 2011).

Haciendo referencia a la caracterización de las asociaciones agrostológicas, el área de estudio pertenece a la Asociación Festucetum, la asociación tipo “pajonal” se encuentra distribuida en áreas planas y en laderas con pendientes que varían de ligeramente inclinadas a moderadamente empinadas. La especie dominante de esta asociación es la poaceae *Festuca dolichophylla*, siguiéndole en orden de abundancia la Asteraceae *Hypochaeris taraxacoides* (Walp.) Ball y la otra poaceae *Calamagrostis vicunarum* (Wedd.) Pilg. La abundancia de las especies restantes es variable, dependiendo de los lugares en los que se encuentran (DGEVFPN, 2011). Según Ortiz (2014), en el distrito de Tomás las principales especies vegetales que constituyen esta fisionomía vegetal, pajonales, son la *Festuca dolichophylla*, la *Festuca rigescens* (J. Presl) Kunth, la *Calamagrostis vicunarum* y la *Calamagrostis recta* (Kunth) Trin. ex Steud. En esta localidad también existe una clara asociación entre las especies *Festuca dolichophylla* y la *Calamagrostis vicunarum*.

Las dos familias más importantes para el área de estudio fueron la Asteraceae y Poaceae. Según Brako y Zarucchi (1993), en muchos ambientes andinos las familias Asteraceae y Poaceae son los grupos de plantas con mayor diversidad. En la Reserva Paisajística Nor

Yauyos Cochabambas, las especies están representadas principalmente por pajonales dominados mayormente por especies de las familias Asteraceae y Poaceae (INRENA, 2006). Es decir, que estas familias son características de las praderas altoandinas; Flórez *et al.* (1992) definieron las praderas naturales como sitios que están conformadas por gramíneas perennes, específicamente ejemplares de los géneros *Festuca* y *Calamagrostis*. Las condiciones fisicoquímicas, el clima y la presencia de seres vivos influyen directamente en la distribución de estas especies en la pradera.

Hay que mencionar que estas praderas están constituidas principalmente por gramíneas, tanto en el estrato superior como en el inferior. El estrato superior está formado por matas o manojos amacollados de gramíneas de hasta 90 cm de alto, aislados unos de otros, con tallos y hojas duras y rígidas; hasta punzocortantes cuando maduran tipo “paja”, conocidos vulgarmente como “ichu” (familia Poaceae). En este estrato es común encontrar algunas especies arbustivas que conviven con las herbáceas. En el estrato inferior de este subtipo se desarrolla una vegetación muy baja, conformada por especies de porte bajo, casi a ras del suelo, erguidas como rastreras, de hojas suaves; correspondiendo a las familias Poaceae, Fabaceae, Asteraceae, Malvaceae y Geraniaceae (DGEVFPN, 2011).

4.2. Composición florística de las parcelas demostrativas

De acuerdo a los resultados obtenidos por el ANOSIM, se rechaza la hipótesis nula (H_0), indicando que sí existían diferencias entre las parcelas en las cuales se aplicaron los tratamientos, dado que el $R > 0$ indica que los grupos difieren en la composición de la comunidad vegetal evaluada y $p < 0.05$ indica que los resultados fueron significativos. No obstante, no pueden ser interpretados como grupos independientes de acuerdo con Schiller (2003), los grupos que se están comparando solo pueden ser considerados totalmente diferentes cuando los valores de R oscilan entre 0.75 y 1.

Teniendo en cuenta que el valor del estadístico R indica la magnitud de la diferencia entre los grupos que se están comparando (Clarke y Warwick, 2001), se puede deducir que existe una diferencia entre los grupos mencionados puesto que un R menor a 0.25 indica mínimas diferencias entre los grupos que se están comparando (Schiller, 2003). Entonces, al obtener

un $0.25 < R < 0.75$ se puede decir que el resultado se encuentra en un término medio, esto se puede deber por la predominancia de la especie *Calamagrostis vicunarium*, que representa más del 50 % de cobertura vegetal en las parcelas evaluadas, siendo estas las parcelas 1, 2, 3 y la parcela testigo, además de existir presencia de especies comunes entre las parcelas evaluadas, aunque hay disimilitud en los porcentajes de cobertura de dichas especies.

En la parcela 1, donde se aplicó el tratamiento abono, las especies *Jarava ichu*, *Festuca dolichophylla* y *Calamagrostis tarmensis* se desarrollaron en el proceso de restauración de manera exitosa, a razón de que el tratamiento aplicado aceleró su crecimiento de manera ascendente (Figura 6 y 7) tanto en los meses de lluvia como en los meses de ausencia de esta. Dichas especies son gramíneas apetecidas tanto por alpacas, ovinos, bovinos y llamas, estas gramíneas crecen en suelos profundos asociándose con otras especies vegetales, tales como: *Muhlenbergia fastigiata*, *Lachemilla pinnata*, etc (Mayta, 2011). Por el contrario, se obtuvo un comportamiento diferente de la especie *Bromus lanatus* (Figura 8), puesto que la altura de esta especie fue ascendente en los meses de lluvia (febrero, abril y mayo), posteriormente presentó un comportamiento descendiente en los meses de ausencia de lluvia (julio y septiembre).

Al respecto, Balocchi (1999, p. 9) informó que:

La estacionalidad en la producción de las praderas es debido al clima. Pero durante la primavera, la tasa de crecimiento de las praderas es máxima, y a medida que se acerca el verano, la tasa de crecimiento disminuye debido al déficit hídrico, las altas temperaturas y la entrada de las especies a la fase de madurez fisiológica. A finales del verano y principios del otoño, la pradera perenne vuelve a crecer por las condiciones favorables de temperatura y humedad, y en invierno la tasa de crecimiento se hace mínima debido a las bajas temperaturas.

Cabe mencionar a Ortiz (2014) cuando reafirmó que las especies vegetales comienzan a retoñar en la temporada de lluvia (octubre hasta abril), especialmente con las primeras lluvias donde comienzan sus fases fenológicas. La composición florística es más notoria entre los meses de noviembre a marzo. Como es natural, en la temporada de lluvia se da la germinación de especie vegetales propias de la época, y además se genera el brote de nuevas

plantas. Se debe de agregar, que en esta temporada la mayor parte de estas especies llegan hasta el punto máximo de su desarrollo vegetativo.

Por otro lado, Ruthsatz y Movia (1975) afirmaron que existe una relación entre la reducción de la altura y el aumento de la densidad del follaje, esta estrategia obedecería, por un lado, a la acción desecante de los vientos, y por otro, estaría ligado a la disminución de la temperatura con la altura. De igual manera, la mayor densidad del follaje garantizaría la conservación de la humedad acumulada debajo. Los efectos de las fuertes heladas se compensarían por el calentamiento más rápido a nivel de la superficie del suelo. Esta estrategia estaría respondiendo al aumento del porcentaje de cobertura de la especie *Bromus lanatus* en los meses de sequía (mayo, junio, agosto y septiembre), a diferencia del promedio de altura que fue disminuyendo en estos mismos meses.

En la parcela 2, donde se aplicó el tratamiento translocación, las especies de importancia forrajera se han desarrollado favorablemente en esta parcela, tales como la especie translocada *Festuca dolichophylla* (95% de tasa de sobrevivencia), además de las especies presentes como la *Jarava ichu* y *Bromus lanatus*.

El crecimiento de gramíneas altas como la *Festuca dolichophylla* genera condiciones óptimas en el sitio para que el trébol nativo, *Trifolium amabile* de flores carmesí, se desarrolle apropiadamente. A estas gramíneas las acompañan otras especies secundarias tales como *Carex ecuadorica* y la rosácea *Lachemilla pinnata*, que son dos especies muy palatables y apetecibles por el ganado ovino (Mayta, 2011).

Además de todo lo dicho, Farfán y Farfán (2012) afirmaron que un indicador de buenos suelos es el crecimiento alto de especies nativas como la especie *Festuca dolichophylla*. Por ende, el establecimiento de esta especie ha permitido fortalecer el dinamismo de los suelos y las especies presentes, con referencia a tales especies se ha podido observar el crecimiento ascendente de la mayoría de ellas y la presencia de unas nuevas, que han sido identificadas en los meses de monitoreo.

La parcela 3, donde se aplicó el tratamiento de aplicación de abono y translocación se observó la presencia de especies que son de importancia forrajera, como la *Festuca dolichophylla*, la *Jarava ichu* y la *Bromus lanatus*, estas tres especies pertenecientes a la familia de la Poaceae.

La combinación de estas técnicas, así como la aplicación de abono en el momento de la translocación de la especie *Festuca dolichophylla* en la parcela 3 dio como resultado el crecimiento ascendente de las especies forrajeras presentes en esta parcela demostrativa.

4.3. Índice de valor de importancia (IVI)

En referencia a la parcela 1, solo en el primer monitoreo se presentaron las especies *Geranium sessiliflorum*, *Lepidium bipinnatifidum*, *Aciachne pulvinata*, *Hypochaeris taraxacoides* y *Trifolium amabile*, y ya en el sexto monitoreo se presentaron las especies *Calamagrostis tarmensis*, *Dissanthelium mathewsii*, *Luzula peruviana*, *Urtica flabellata* y *Muhlenbergia peruviana*. En otras palabras, las especies registradas en el primer mes se fueron marchitando y desapareciendo por la poca disponibilidad de humedad y la competitividad de nutrientes con las nuevas especies que se fueron integrando en el proceso de sucesión, estas ya registradas en el último monitoreo. Adicionalmente, vale la pena mencionar que la germinación de las especies pioneras requirió de buenas condiciones de luz y humedad en el suelo para crecer, por ello aparecieron primero en suelos desnudos, pero fracasaron al establecerse en parcelas con un año o dos años de sucesión; esto mismo ocurre 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 las especies pioneras, aún en estados iniciales de la sucesión, estas no tienen mucho éxito debido a la dinámica de competencia entre los estadios pioneros y los avanzados (Kleijn, 2003).

En referencia a la parcela 2, las especies que solo fueron características del primer monitoreo son la *Werneria nubigena*, la *Werneria sp.*, *Lepidium bipinnatifidum* y *Erigeron rosulatus*, mientras que las especies que se registraron solo en el sexto monitoreo fueron la *Aciachne pulvinata*, la *Dissanthelium mathewsii*, la *Scirpus rigidus*, la *Calamagrostis glacialis*, la *Luzula peruviana* y la *Saxifraga magellanica*. Se debe agregar que la especie *Werneria*

nubigena presentó un IVI de 20.9 % para el primer monitoreo, mientras que en el último monitoreo ya no hubo presencia de esta especie; este comportamiento se le puede atribuir a la época seca, puesto que esta especie es de crecimiento rápido y al existir un déficit hídrico, esta se va marchitando hasta morir pasando a ser un mantillo.

En referencia a la parcela 3, se debe de destacar que las especies características del primer mes de monitoreo fueron la *Perezia multiflora*, la *Trifolium amabile*, la *Aciachne pulvinata*, la *Bromus lanatus* y la *Conyza artemisioides*. Mientras que las especies que solo se registraron a partir del sexto monitoreo fueron la *Lepidium bipinnatifidum*, la *Carex ecuadorica* y la *Dissanthelium mathewsii*. Se debe agregar que los IVI de las especies *Festuca dolichophylla* y *Jarava ichu* aumentaron de valor, en el caso de la primera especie, esta registró un IVI de 3.5 % para el primer monitoreo y 4.3 % para el sexto, mientras que para la segunda especie, en el primer mes se tuvo un IVI de 4.6 % y en el último un IVI de 7.9 %.

El incremento del IVI de la especie *Festuca dolichophylla* indica un positivo desarrollo de esta especie en dicho proceso, sin embargo, con el tiempo se debería reforzar la cantidad de individuos translocados. Respecto a ello, Vásquez y Solorza (2018) indicaron que para activar el proceso sucesional en la fase inicial de implementación de las actividades de restauración ecológica, se debe incorporar un grupo de especies dominantes con la finalidad de que estas actúen como especies facilitadoras en la recuperación de la cobertura vegetal, estructura del suelo y control de los factores de tensión. Una vez concluida esta fase, y como parte de la evaluación, se recomienda continuar con la incorporación de otras especies e incrementar de esa manera el número de individuos de las especies que han sido incorporados en la primera fase.

Por último, en la parcela testigo las especies más representativas fueron la *Lachemilla pinnata*, la *Calamagrostis vicunarum*, la *Aciachne pulvinata*, la *Geranium sessiliflorum*, la *Carex ecuadorica*, la *Scirpus rigidus*, la *Werneria nubigena* y la *Bromus lanatus*, puesto que estas especies estuvieron presentes en ambos meses de monitoreo. Las especies que estuvieron presentes solo en el primer monitoreo fueron la *Perezia multiflora* y la

Myrosmodes gymnandra, mientras que las especies que solo estuvieron presentes en el sexto monitoreo fueron la *Dissanthelium mathewsii*, la *Cyperus niger*, la *Plantago sp.* y la *Calamagrostis glacialis*.

4.4. Índice de diversidad florística

Realizando una comparación entre todos los índices se pudo observar que el Índice inverso de Simpson (1/D) tuvo una gráfica similar al índice de Pielou, pues ordenó los transectos casi del mismo modo. En líneas generales se puede deducir que el transecto TC-A, perteneciente a la parcela 1, donde se aplicó el tratamiento abono, y el T1-S, perteneciente a la parcela 2, donde se aplicó el tratamiento translocación, tuvieron los valores más altos registrados en diversidad.

Por otra parte, se puede observar que de acuerdo al índice de equidad (Pielou J) (Figura 25), los ocho transectos no tuvieron una distribución proporcional, y además, su riqueza no fue equitativa en los transectos. De tal modo que la equitatividad de los transectos fue muy variable, vale decir que los transectos con mayor equitatividad fueron T1-S y T1-T.

En referencia a la diversidad beta evaluada mediante el análisis de clúster (clasificación), se puede argumentar que la razón por la cual el transecto de referencia es el que presentó mayor diferencia de todos es que en este transecto se encontraron las especies *Festuca dolichophylla*, *Calamagrostis vicunarum*, *Lachemilla pinnata* y *Scirpus rigidus*. Si bien es cierto que estas especies estuvieron presentes en la mayoría de los transectos evaluados, existió una variación en el porcentaje de cobertura y en la altura con respecto a las especies del transecto de referencia. Por ejemplo, en el transecto de referencia hubo una clara dominancia de la especie *Festuca dolichophylla*, por lo tanto, tuvo valores altos en cuanto a cobertura, representando el 81.5 % de la cobertura total; además de lo anterior, presentó una altura máxima de 102.9 cm. La especie *Lachemilla pinnata*, perteneciente al estrato inferior, solo representó el 1.1 % de la cobertura total, siendo este un valor mínimo en comparación con las otras especies presentes en el transecto de referencia.

En definitiva, se puede concluir que la ausencia de especies en el estrato inferior se debió a la competencia existente con las especies del estrato superior en cuanto a disponibilidad lumínica y de nutrientes.

Es pertinente mencionar a Ryel *et al.* (1994, p. 5), al afirmar que:

La inhibición del establecimiento de otros individuos por gramíneas formadoras de matas ha sido vinculada a la influencia de su arquitectura sobre la intercepción lumínica y a la generación de una importante acumulación de broza sobre la superficie del suelo. De igual manera, la elevada densidad de macollos, que es característica de la estructura en mata, determina unas reducciones locales en disponibilidad lumínica, que imponen fuertes restricciones a la germinación y a la supervivencia de plántulas.

Por otra parte, en un ecosistema diferente, bosque montano, existe una similitud bastante baja entre las localidades evaluadas, aunque bastante alta entre los transectos de la misma localidad (77 %). Según lo que el autor ha evaluado, cada localidad no solo demostró contener una altísima diversidad por sí misma, sino que además se pudo ver que cada una de estas contenían especies muy diferentes (Sonco, 2013). En general, este ecosistema presenta un comportamiento diferente al estudiado, y esto puede deberse a la gran variedad de especies estudiadas a nivel de bosque. Vásquez y Givnish (1998) indicaron que la diversidad beta en bosques es mayor, mostrando que estos bosques no solo son localmente más diversos, sino que espacialmente presentan una distribución más agrupada, lo cual podría reflejarse en la disimilitud entre las localidades. En comparación con un ecosistema de pajonal de puna, que se caracteriza por la presencia de especies que son típicas de la zona, y la integración de nuevas especies varía mucho del estado del pastizal en el cual se encuentra.

4.5. Capacidad de carga para ganado vacuno y alpaquero

Se observó que las especies deseables para el tipo de ganado vacuno corresponden en su totalidad a la familia Poaceae, que son la *Jarava ichu*, la *Bromus lanatus*, la *Festuca dolichophylla* y la *Calamagrostis tarmensis*, mientras que para el ganado alpaquero las especies más deseables fueron nueve, pertenecientes a diferentes familias, como la Asteraceae, Cyperaceae, Fabaceae, Juncaceae, entre otras.

En la evaluación de la capacidad de carga para el área de investigación, fue posible observar la existencia de un número mayor de especies palatables para el ganado alpaquero en particular. Se debe agregar que la especie más abundante en todas las parcelas de investigación fue la *Calamagrostis vicunarium*, y esta es una especie deseable para el ganado alpaquero, por ende, se puede afirmar que en la zona de Apas existe en la actualidad una mayor disponibilidad de forraje para este tipo de ganado.

La capacidad de carga para las parcelas 1, 2 y 3 obtuvieron una condición de pastizal regular, por lo tanto, la capacidad de carga para estas tres parcelas fue de 0.38 UA/ha/año representando una soportabilidad de 8.36 cabezas de ganado vacuno para la superficie del área 22 ha en un periodo de un año. Entonces según este análisis, aplicando cualquiera de los tres tratamientos, abonamiento, translocación y la combinación de ambos, este área de restauración tuvo la misma soportabilidad, que fue distinto en el caso de la parcela Testigo, donde se obtuvo una condición pobre del pastizal, que conllevó a una capacidad de carga de 0.13 cabezas de ganado por hectárea en un periodo de un año, y una soportabilidad para el área de restauración de 2.86 UA/año, siendo cuatro veces menor la soportabilidad de esta parcela en comparación a las parcelas 1, 2 y 3.

Las parcelas en las que se aplicaron los tratamientos para la restauración tuvieron una soportabilidad de 0.38 UA/ha/año con una condición regular del pastizal; este resultado se obtuvo de la evaluación del área de restauración por un periodo de seis meses y en total ausencia del ganado vacuno, por ello no se realizó ningún tipo de pastoreo en la zona. Es preciso decir que el Instituto de Manejo de Agua y Medio Ambiente [IMA] (1988) reportó que en tres años de manejo de praderas naturales en Cucuchiray (Puno) con un sistema de pastoreo rotativo encontró soportabilidad de 0.25 UA/ha/año - 0.56 UA/ha/año. También se debe mencionar que la soportabilidad calculada para este estudio está dentro del rango indicado por el autor, por consiguiente, al realizar una comparación entre la zona de Huancaya y de Cucuchiray, se puede decir que los pastos en clausura temporal o aislamiento de los tensionantes externos incrementan su soportabilidad con buenas prácticas de manejo de los pastizales. De la misma forma, Lazo (2012) indicó que la capacidad sustentadora del pastoreo de la zona Latawasi-Misquipata, controlado en condición regular, fue de 0.38

UA/ha/año valor teórico en función a estos valores se determinó que la soportabilidad del pastizal (10.34 ha) fue de 3.93 UA /año.

Por su parte, Ministerio de Agricultura [MINAGRI] (2004), citado por Lazo (2012, p. 60) obtuvo resultados diferentes en una experiencia no evaluada, en las áreas recuperadas en Tingo Paccha (Junín), a comparación de los estudios mencionados anteriormente, en esta experiencia las pasturas se recuperaron en un plazo de cuatro años, logrando evolucionar hasta la condición buena. En ese sentido, estos resultados afirman que un mayor tiempo de clausura da como resultado una mejora de las pasturas.

Ortiz (2014) realizó un estudio de capacidad de carga en el distrito de Tomas en una extensión de 940.8 ha, ubicado entre 4 436 - 4 500 m.s.n.m. El tipo de vegetación fue pajonal de puna, dominado por la asociación vegetal que está constituido por *Festuca dolichophylla* - *Calamagrostis vicunarum*. La condición del pastizal fue buena para alpacas, teniendo una tendencia estable, y se obtuvo una soportabilidad de 1 872.6 UA. El estudio realizado en Tomas tuvo un área 43 veces mayor a la del presente estudio, además de que en ambos estuvo presente la asociación *Festuca dolichophylla* - *Calamagrostis vicunarum* y tuvieron una buena condición del pastizal para el ganado alpaquero.

Si bien es cierto que la comunidad campesina de Huancaya se sustenta económicamente con el ganado vacuno, se debería reconsiderar, para futuros proyectos a gran escala, la repatriación de los auquénidos. Pinto *et al.* (2010) concluyeron que la cría y la producción de alpacas constituyen el principal medio de subsistencia de las comunidades campesinas que viven en las zonas altoandinas. Estas especies animales están adaptadas para vivir en altura y zonas de escasos recursos naturales y proporcionan productos de alta calidad, como la carne y la fibra, y subproductos como pieles y cuero que tienen múltiples usos industriales y artesanales.

Se debe agregar que el pajonal de puna depende de su condición de pradera para poder realizar el pastoreo de ganado, además implica que el sistema de pastoreo que se realice y el

grado de uso que se dé al pastizal la acercará o alejará del clímax (Flores, 1987). Cuando existe un sobrepastoreo en un área determinada, las especies vegetales presentes suelen usar sus reservas que están en las raíces; en caso que la planta esté en óptimas condiciones y posea las suficientes reservas podría llegar a recuperarse del pastoreo, pero si estas han sido sobrepastoreados sin ningún control de uso, la planta se debilita, disminuyendo su capacidad de rebrote, altura y cobertura, por ello hay menos disponibilidad de forraje para el ganado, y como consecuencia, varía la composición florística en el sitio. Pero si el pastoreo es rotativo y realmente existe un control de monitoreo por parte de la población, teniendo en cuenta la adecuada capacidad de carga animal, la intensidad de uso de las praderas y los estados fenológicos de las especies decrecientes, se podrá percibir características propias de la sucesión, especialmente por la presencia de especies perennes dominantes (Ortiz, 2014).

En la pradera de estudio se determinó que la condición del área era regular, lo cual indica que su composición florística se ha mantenido estable en los primeros seis meses después de aplicados los tratamientos, pues se ha observado el crecimiento de las especies con un promedio mínimo, aunque de manera ascendente en la mayoría de las especies evaluadas; por otra parte, se tendría que realizar una evaluación de la composición florística de manera anual para determinar si la tendencia es positiva, en otras palabras, cambia su condición de regular a buena o negativa si cambia su condición de regular a pobre con el transcurso del tiempo; esto permitiría comprobar la autosostenibilidad de la pradera en el tiempo. Se debe considerar que el estado de la pradera será determinado por el tipo de ganado que se pastorea y por el sistema de pastoreo que se realice en el área.

4.6. Evaluación de los costos en cada uno de los tratamientos aplicados a las parcelas de restauración

Con respecto a los costos utilizados para la aplicación de los tratamientos a las parcelas en evaluación, se puede inferir que el tratamiento con menor costo fue el tratamiento abono puesto que el valor utilizado fue de 240 soles, la cual equivale a un aproximado de 35.8% de costo total del tratamiento aplicado a la Parcela 3 (670 soles) y representa el 36.4% del valor total de la Parcela 2 (660 soles), en la cual se utilizó el tratamiento de translocación. La diferencia de valores, expresado en soles, se debe mayormente a la mano de obra utilizada en cada uno de los tratamientos, puesto que para la aplicación de abono en la Parcela 1 por

medio de la técnica de voleo, se necesitó solo 2 jornales que aplicaron los 8 sacos de abono. Mientras, que en la Parcela 2 y 3 se necesitaron 8 jornales para la aplicación de cada tratamiento, la cual implica un mayor costo en el pago para la mano de obra, además se consideró la compra de las herramientas de enriquecimiento que fueron utilizadas para la extracción de la especie clave del ecosistema de referencia y para su posterior translocación en las parcelas de restauración.

CAPITULO V: CONCLUSIONES

1. Para empezar a enunciar las conclusiones que surgieron del estudio aquí realizado, se debe decir que en el área de investigación se obtuvo una riqueza de 34 especies pertenecientes a 13 familias, de las cuales la Asteraceae fue la que tuvo un mayor número de especies, con un total de 10. A esta le siguió la familia Poaceae (nueve especies), luego la Cyperaceae (tres especies), la Fabaceae (dos especies), entre otras. Todas estas especies son propias de la comunidad vegetal del pajonal de puna.
2. Por otra parte, tras comparar la diversidad se pudo observar que la parcela 1 fue la que reportó mayor riqueza, con 27 especies, seguida por la parcela 2 con 24 especies, la parcela 3 con una riqueza de 17 especies y, por último, la parcela Testigo con 13 especies. Al estimar la riqueza para estas parcelas, incluyendo al área de referencia, se puede decir que la curva de acumulación de especies observadas se asemeja más al comportamiento del estimador de Bootstrap, con una riqueza de 38 especies acumuladas en el proceso.
3. Las especies con mayor importancia ecológica (IVI) reportadas en las cuatro parcelas evaluadas fueron la *Calamagrostis vicunarum*, la *Bromus lanatus* y la *Lachemilla pinnata*, que también son propias del pajonal de puna. Además de lo anterior, la especie que predominó fue la *Calamagrostis vicunarum*, pues esta tuvo un mayor IVI en las parcelas demostrativas, excepto en la parcela Testigo, donde la especie *Lachemilla pinnata* fue la que obtuvo un porcentaje mayor.
4. Asimismo, de acuerdo con la comparación de los índices, la diversidad de especies indicó que en el índice de Simpson el transecto más diverso fue el T1-S ($1/D=0.72$); el que presentó una mayor riqueza de especies fue el TC-A ($M=3.30$) de la parcela 1; sin embargo, el valor obtenido fue mínimo, estando relacionado con zonas bajas de diversidad. Para el índice Shannon-Wiener, los transectos con mayor equidad fueron

el T1-S ($H'=1.60$) y el TC-A ($H'=1.56$); estos índices indicaron que los ocho transectos evaluados no tuvieron una distribución proporcional y además su riqueza no fue equitativa en los transectos, al ser esta muy variable.

5. Por su lado, el dendrograma de Bray Curtis indicó que existió una similaridad de 29.2 % entre el transecto T1-A, perteneciente a la parcela 1, y el área de referencia, que puede deberse a la presencia de especies como la *Calamagrostis vicunarum* y la *Festuca dolichophylla*, que fueron las más abundantes en ambos transectos.
6. Es preciso decir que la condición de los pastos naturales del área de restauración, que fueron sometidos al aislamiento de factores tensionantes externos, y la aplicación de tratamientos (abono, translocación y la combinación de ambos) en tres parcelas demostrativas en un periodo de 10 meses, mejoró pues pasó de una condición de pastizal pobre (parcela Testigo) a regular (parcela 1, 2 y 3), para el pastoreo del ganado vacuno, y se mantuvo el predominio de la especie *Calamagrostis vicunarum*, seguido por la especie clave *Festuca dolichophylla*, y otras especies, tales como *Bromus lanatus* y *Jarava ichu*.
7. La condición regular para ganado vacuno predominó en las tres parcelas demostrativas, teniendo una capacidad de carga de 0.38 UA/ha/año. Sin embargo, para el ganado alpaquero el área de investigación tuvo una soportabilidad de 2 UA/ha/año; los anteriores valores demostraron la potencialidad natural del área para la crianza del auquénido (alpaca), agregando que hay una asociación vegetal de las especies *Calamagrostis vicunarum* y *Festuca dolichophylla*, la primera es una especie de alta deseabilidad y la segunda es una especie de poca deseabilidad para el ganado alpaquero.
8. De igual manera, se registró la presencia de la especie *Calamagrostis tarmensis*, que fue de alta deseabilidad para el ganado vacuno en la parcela 1, en la que se aplicó el tratamiento abono; esto indica que en el área de investigación existía un banco de semillas que pudo haber sido activado mediante la intervención que se realizó en dicha parcela, por ende, se observaron signos de sucesión hacia un futuro clímax. Además, se observó el crecimiento de otras especies nuevas, tales como la *Dissanthelium mathewsii*, la *Luzula peruviana* y la *Calamagrostis glacialis*.

9. El tratamiento abono que fue aplicado a la parcela 1 fue el tratamiento más efectivo en relación al tiempo y los costos empleados en el proceso de restauración, por las siguientes razones: primero, en esta parcela se encontraron un total de 27 especies pertenecientes a 11 familias, siendo las más representativas las Poaceae y las Asteraceae. Segundo, especialmente el transecto control de esta parcela tuvo los valores más altos registrados en diversidad. Tercero, fue la parcela que más similitud tuvo con el transecto de referencia (29.2 %), existiendo una similitud en porcentajes de cobertura pero una disimilitud en alturas promedios. Cuarto, hubo presencia de nuevas especies que indicaron el proceso de sucesión donde se encontraron cuatro especies de alta deseabilidad para el ganado vacuno, entre ellas la *Jarava ichu*, la *Bromus lanatus*, la *Festuca dolichophylla* y la *Calamagrostis tarmensis*, 16 especies poco deseables y 7 especies indeseables para este tipo de ganado. Y por último, presentó una soportabilidad regular para el ganado vacuno, con una capacidad de carga de 0.38 UA/ha/año y bueno para el ganado alpaquero, con una capacidad de carga de 2 UA/ha/año.

CAPITULO VI: RECOMENDACIONES

1. Se recomienda replicar el tratamiento abono mediante la técnica del voleo en otras zonas comunales dentro de la Reserva Paisajística; si bien es cierto que se utilizaron más sacos de abono en comparación con las otras parcelas, se deben considerar los resultados positivos de este tratamiento, tales como el mayor crecimiento de la pastura en el tiempo de restauración; la presencia de nuevas especies; una mayor similitud con el área de referencia y la presencia de más especies palatables. En la parcela 1 se tuvo un costo de 240 soles (compra del fertilizante, transporte y mano de obra), siendo un costo menor en comparación con las parcelas 2 y 3, en la cual se usó una mayor cantidad de jornales y herramientas de enriquecimiento (picos) representando un mayor costo, puesto que para la parcela 1 solo se necesitó de dos personas para el abonamiento de la misma, con dimensiones de 30 m x 30 m, mientras que en las otras parcelas fue necesario el trabajo de 8 jornales.
2. En ese orden de ideas, se recomienda la replicación de este proyecto en otras zonas de la Reserva Paisajística Nor Yauyos Cochabamba, para efectos de comparar los resultados que se obtengan de estudios realizados en diferentes zonas de la reserva y los de este proyecto, para así ver la influencia de los factores externos, las altitudes, el tiempo de restauración, el tipo de ganado, entre otros.
3. Se recomienda además realizar estudios de suelo del área de restauración y del abono seco aplicado para determinar su composición química y biológica, y complementar los resultados obtenidos en el trabajo de investigación aquí desarrollado.
4. De igual manera, se deben realizar monitoreos anuales con el objeto de observar futuros cambios en la pradera altoandina, que permitan conocer si la pradera es autosostenible en el tiempo. Por otra parte, la repatriación del camélido sudamericano (ganado alpaquero) en la zona de Apas, garantizaría una sostenibilidad

en el tiempo, puesto que el adecuado uso de la pastura natural mantendría praderas en buena condición, teniendo disponibilidad de forraje para este ganado, de modo que se aprovecharía una mayor cantidad de la fibra de este ganado.

5. El uso de estas praderas altoandinas debe ser realizado bajo un programa de pastoreos rotativos en la zona de Apas para ganado vacuno, lo cual permitirá evaluar los beneficios que generan los pastos naturales recuperados, pero respetando la soportabilidad del área. Asimismo, hay que buscar que la población de la comunidad campesina de Huancaya tenga un mayor compromiso con la conservación de sus praderas altoandinas, y les den un mejor uso a estos recursos, por ende, la comunidad debe respetar el periodo de aislamiento del área para la recuperación de las pasturas, y los acuerdos que se realizaron al inicio del proyecto.

REFERENCIAS

- Aprueban los Lineamientos para la Compensación Ambiental en el Marco del Sistema Nacional de Evaluación del Impacto Ambiental (SEIA). Resolución Ministerial N° 398 – 2014 – MINAM. Diario Oficial El Peruano, Lima, Perú, 02 de diciembre de 2014, pp. 02-15.
- Ares, J. (1971). Algunos criterios para el análisis de la comunidad vegetal. *Ci & Invest*, 4, 126-132.
- Aronson, J.; Blignaut, S.; Milton, D.; Maitre, K. ; Esler, A.; Limouzin, C.; Fontaine, C.; De Wit, M.; Mugido, W.; Prinsloo, P.; Van Der Elst, L. y Lederer, N. (2010). Are socioeconomic benefits of restoration adequately quantified? A meta-analysis of recent papers (2000–2008) in *Restoration Ecology* and 12 other scientific journals. *Restoration Ecology*, 18 (2), 143–154. Recuperado de http://www.lerf.eco.br/img/publicacoes/aronson_socioeconomic.pdf
- Austin, M. y Smith, T. (1989). A new model for the continuum concept. *Vegetario*, 83, 35-47.
- Bacca, P. y Burbano, D. (2018). Restauración ecológica de disturbios antrópicos presentes en la zona alto andina. *Revista de Ciencias Agrícolas*, 35(2), 36-50. <http://dx.doi.org/10.22267/rcia.183502.90>
- Balocchi, O. (1999). Praderas y recursos forrajeros en la zona sur de Chile. En Amtmann, C.; Mujica, F. y Vera, B. (Ed.) *Pequeña agricultura en la región de los Lagos* (59-73). Valdivia: Ediciones de la Universidad Austral de Chile.
- Barnsbee, L.; Barnett, A.; Halton, K. y Nghiem, S. (2018) Cost-effectiveness. En Fraser, J.; Gregory, S. y Stevens, M. (Ed.) *Mechanical circulatory and respiratory support*. (749-772). United Kingdom: Academic Press.
- Borg, I. y Groenen, P. (1997). *Modern Multidimensional Scaling: Theory and Applications*. (1st ed.) Estados Unidos de Norte América, New York, NY: Springer.
- Borreli, P. (2001). Producción Animal sobre pastizales naturales. En Borreli, P. y Oliva, G. (Ed.) *Ganadería Sustentable en la Patagonia Austral* (161-182). Buenos Aires: INTA.

- Brako, L. y Zarucchi, J. (1993). Catálogo de las angiospermas y gimnospermas del Perú. *Monographs In Systematic Botany Fro*, 45, 1- 1286.
- Bulege, W. (2011). Actividades económicas primarias predominantes en la Reserva Paisajística Nor Yauyos Cochabamba, Perú. Caso: distritos de Huancaya, Alis y Vitis. *Apuntes de ciencia y sociedad*, 1(2), 151-159.
- Cairns, J. y Heckman, J. (1996). Restoration ecology: The state of an emerging field. *Annual Review of Energy and the Environment*, 21, 167-189.
- Camargo, G. (2007). *Manual básico de restauración ecológica participativa*. Colombia, Bogotá: Papel y Plásticos Impresores Ltda.
- Camargo, G. y Guerrero, G. (2005). *Lineamientos técnicos para la declaratoria y gestión en Zonas Amortiguadoras*. Colombia, Bogotá: Panamericana Formas. Recuperado de [http://www2.congreso.gob.pe/sicr/cendocbib/con4uibd.nsf/7EAE8DA86C964F3E05257D5E005D1AC3/\\$FILE/1_pdfsam_RP16900V30SPAN00Box385324B00PUBLIC0.pdf](http://www2.congreso.gob.pe/sicr/cendocbib/con4uibd.nsf/7EAE8DA86C964F3E05257D5E005D1AC3/$FILE/1_pdfsam_RP16900V30SPAN00Box385324B00PUBLIC0.pdf)
- Cano, A. y Stevenson, P. (2009). Diversidad y composición florística de tres tipos de bosque en la Estación Biológica Caparú, Vaupés. *Revista Colombia Forestal*, 12 (1), 63-80.
- Ceccon, E. y Pérez, D. (2016). *Más allá de la ecología de la restauración: perspectivas sociales en América Latina y el Caribe*. Argentina, Buenos Aires: Vásquez Mazzini editores.
- Clarke, K. y Warwick, R. (2001). *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation*. (2nd ed.). Inglaterra, Reino Unido: Plymouth Marine Laboratory.
- Clewell, A. y Aronson, F. (2007). *Ecological Restoration: Principles values and structure of an emerging profession*. Estados Unidos de Norte América, Washington, DC: Island Press.
- Colwell, R. K. (2005). *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5. User's guide and application*. Estados Unidos de Norte América, Connecticut: Storrs. <http://purl.oclc.org/estimates>.

- Colwell, R. K. y Coddington, J.A. (1994). Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philosophical Transactions of The Royal Society B Biological Sciences*, 345(1311), 101-118.
- Convención de Ramsar y Grupo de Contacto de Humedales Altoandinos (2008). *Estrategia Regional para la Conservación y Uso Sostenible de Humedales Altoandinos*. Recuperado de https://humedaleschile.mma.gob.cl/wp-content/uploads/2018/04/ERHAA_espanol.pdf
- Cordero, I. (2010). *Aplicación de biol a partir de residuos: ganaderos, de cuy y gallinaza, en cultivos de Raphanus sativus L para determinar su incidencia en la calidad del suelo para agricultura*. (Tesis de grado). Universidad Politécnica Salesiana, Cuenca, Ecuador.
- Cotarma, A. y Salazar, J. (2012). *Impacto socioeconómico y cultural del turismo en los pobladores de distrito de Huancaya: 2011-2012*. (Tesis de grado). Universidad Nacional del Centro del Perú, Huancayo, Perú.
- Cuevas, Y. y Zalba, S. (2013). Efecto del tipo de corte y de tratamientos en el mantillo para la restauración de pastizales naturales invadidos por *Pinus halepensis*. *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica*, 48 (2), 315 - 329.
- Davies, A. (1988). The regrowth of grass swards. En Jones, M. y Lazenby, A. (Ed). *The grass crops: The physiological basis of production*. New York, NY: Chapman and Hall.
- Díaz-Páez, M. y Polanía, J. (2017). Experiencia piloto de nucleación con especies nativas para restaurar una zona degradada por ganadería en el norte de Antioquia, Colombia. *Biota Colombiana*, 18 (1), 60 – 69.
- Dirección General de Evaluación, Valoración y Financiamiento del Patrimonio Natural (2011). *Inventario y evaluación del Patrimonio Natural en la Reserva Paisajística Nor Yauyos Cochabamba*. Perú, Lima: MINAM. Recuperado de <http://www.minam.gob.pe/direccion/wpcontent/uploads/sites/6/2013/09/patrimonio-natural.pdf>
- Dotor, B., y García, N. (2011). *Implementación técnica y participativa del plan de Restauración de las áreas afectadas por incendios forestales en el páramo de Rabanal - Municipio de Samacá*. Colombia, Boyacá: Fundación Servir. Recuperado de <http://repositorio.gestiondelriesgo.gov.co/handle/20.500.11762/934>.

- Espinoza, N.; Gatica, J. y Smyle, J. (1999). *El pago de Servicios Ambientales y el Desarrollo Sostenible en el Medio Rural*. Costa Rica, San José: Unidad Regional de Asistencia Técnica (RUTA) Recuperado de <http://repiica.iica.int/docs/B3182e/B3182e.pdf>
- Fajardo, L.; Cuenca, G.; Arrindell, P.; Capote, R. y Hasmy, Z. (2011). El Uso de los Hongos Micorrízicos Arbusculares en las Prácticas de Restauración Ecológica. *Interciencia*, 36 (12), 931-936.
- Farfán R. y Durant A. (1998). *Manejo y técnicas de evaluación de pastizales altoandinos*. Perú, Lima: UNMSM.
- Farfán, R., y Farfán, E. (2012). *Producción de Pasturas Cultivadas y Manejo de Pastos Naturales Altoandinos*. Perú, Moquegua: INIA-Gobierno Regional de Moquegua.
- Fiallos, L.; Flores, L.; Duchi, N.; Flores, C.; Baño, D. y Estrada, L. (2015). Restauración ecológica del suelo aplicando biochar(carbón vegetal), y su efecto en la producción de Medicago sativa. *Revista Ciencia y Agricultura*, 12 (2), 13-20.
- Flores, E. (1987). *Alimentación de Animales al Pastoreo*. [Curso]. Perú, Lima: Universidad Nacional Agraria La Molina.
- Flórez, A. (2005). *Manual de pastos y forrajes altoandinos*. Perú, Lima: ITDG AL, OIKOS. Recuperado de <http://www.funsepa.net/soluciones/pubs/MjY=.pdf>
- Flórez A. y Malpartida E. (1987). *Manejo de praderas nativas y pasturas en la región altoandina del Perú*. (Tomo I). Perú, Lima: Banco Agrario, Fondo del libro.
- Flórez, A.; Malpartida, E. y San Martín, F. (1992). *Manual de forrajes para zonas áridas y semiáridas andinas*. Estados Unidos de Norte América, California: Instituto de Investigación Agropecuaria y Agroindustrial.
- Gálvez, J. (2002). *La Restauración Ecológica: concepto y aplicaciones*. Guatemala, Guatemala: Instituto de Agricultura, Recursos Naturales y Ambiente. Universidad Rafael Landívar IARNA-URL. Recuperado de <http://www.url.edu.gt/PortalURL/Archivos/51/Archivos/08-Restauracion-ecologica.pdf>
- Gaston, K. J. (1996). Species richness: measure and measurement. En Gaston, K. J. (Ed.), *Biodiversity, a biology of numbers and difference* (77-113). Cambridge:Blackwell Science.

- Gotelli, N. y Colwell, R. (2001). Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters*, 4, 379-391.
- Götmark, F.; Paltto, H.; Nordén, B. y Götmark, E. (2005). Evaluating partial cutting in broadleaved temperate forest under strong experimental control: short-term effects on herbaceous plants. *Forest Ecology and Management*, 214, 124-141.
- Hair, J. (1987). Medidas de la diversidad ecológica. En Rodríguez, R. (Ed.), *Manual de técnicas de gestión de la vida silvestre* (283-289). Bethesda: The Wildlife Society.
- Hernández, L.; Roa, O. y Cortés, F. (2014). Crecimiento de *Baccharis macrantha* y *Viburnum triphyllum*, dos especies nativas útiles en restauración ecológica, plantadas en un pastizal andino (Boyacá, Colombia). *Biota Colombiana*, 15 (2), 27- 38.
- Hobbs, R. y Harris, J. (2001). Restoration Ecology: Repairing the Earth's Ecosystems in the New Millennium. *Restoration Ecology*, 9, 239-246.
- Holechek, JL.; Pieper, RD. y Herbel, CH. (2011). *Range Management, Principles and Practices*. (6th ed.). Estados Unidos de Norte América, New Jersey: Prentice Hall.
- Holmes, P. y Cowling, R. M. (1997). Diversity, composition and guild structure relationships between soil stored seed banks and mature vegetation in alien plant invaded South African shrublands. *Plant Ecology*, 133, 107-122.
- Holmes, P.; Richardson, B.; Wilgwn, V. y Gelderblom, C. (2000). Recovery of South African fynbos vegetation following alien woody plant clearing and fire: implications for restoration. *Austral Ecology*, 25 (6), 631-639. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2000.tb00069.x>
- Iniciativa de Liderazgo y Capacitación Ambiental (2013). *Restauración Ecológica y Agropaisajes Sostenibles*. Colombia, Bogotá: ELTI. Recuperado de http://www.lerf.eco.br/img/publicacoes/2013_agropaisajes.pdf
- Instituto de Manejo de Agua y Medio Ambiente (1988). *Manejo de praderas naturales altoandinas, la experiencia del anexo de Mayumbamba en la comunidad de Cucuchiray, provincia de Paruro*. Perú, Cuzco: IMA. Recuperado de http://www.ima.org.pe/publicaciones/experiencias/PUB_mayumbamba.pdf
- Instituto Nacional de Recursos Naturales (2006). *Reserva Paisajística Nor Yauyos Cochas, Plan Maestro 2006 - 2011*. Perú, Lima: INRENA.

- International Union Conservation Nature (1987). *Guidelines for Re-introduccion* . Gland: IUCN . Recuperado de <https://portals.iucn.org/library/efiles/documents/PP-005.pdf>
- Kleijn, D. (2003). Can Establishment Characteristics Explain the Poor Colonization Success of Late Successional Grassland Species on Ex-Arable Land ? *Restoration Ecology*, 11(2), 131-138.
- Krebs, C. J. (1999). *Ecological Methodology*. (2nd ed.). Estados Unidos de Norte América, California: Addison Wesley Longman.
- Laboratorio de Utilización de Pastizales (2008). *Guía Metodológica para la Evaluación de Pastizales* [Documento Interno]. Lima: Universidad Nacional Agraria La Molina.
- Lara, A. (2015). *Desarrollo de la actividad turística en comunidades de las regiones de Ucayali, Lima y Cusco: Caso Yamino, Huancaya y Huilloc*. (Tesis de grado). Universidad Nacional del Centro del Perú, Huancayo, Perú.
- Laterra, P. (2003). Desde el Paspaleto: bases ecológicas para el manejo de pajonales húmedos con quemas prescriptas. En Kunst, C.R.; Bravo, S. y Panigatti, J.L. (Ed.), *Fuego en los Ecosistemas Argentinos* (93-107). Santiago del Estero: INTA. Recuperado de https://www.researchgate.net/profile/Pedro_Laterra/publication/281243069_Desde_el_Paspaleto_bases_ecologicas_para_el_manejo_de_pajonales_humedos_con_quemas_prescriptas/links/55dcb8fa08ae591b309ab691/Desde-el-Paspaleto-bases-ecologicas-para-el-manejo-de-
- Lazo, C. (2012). *Ganancia de peso vivo de vacunos en pastos naturales en clausura temporal en Latawasi - Misquipata*. (Tesis de grado). Universidad Nacional del Centro del Perú, Huancayo, Perú. Recuperado de <http://repositorio.uncp.edu.pe/bitstream/handle/UNCP/1802/Tesis%20Lazo.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Lloyd, M. y Ghelardi R. J. (1964). A table for calculating the “equitability” component of species diversity. *Journal of Animal Ecology*, 33 (2), 217-225.
- Mamani, G. (2009). *Ecología de los pastizales en la zona altoandina*. Perú, Ayacucho: INCAGRO.
- McCune, B. y Grace, J.B. (2002). *Analysis of Ecological Communities*. Estados Unidos de Norte América, Glenden Beach: MjM Software Design.

- McIntosh, R. P. (1967). An index of diversity and the relation of certain concepts to diversity. *Ecology*, 48 (3), 392-404.
- Magurran A. (1988). *Ecological diversity and its measurements*. <https://doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0>
- Magurran, A. (2004). *Measuring biological diversity*. Estados Unidos de Norte América, Oxford: Blackwell Science. Recuperado de https://www2.ib.unicamp.br/profs/thomas/NE002_2011/maio10/Magurran%202004%20c2-4.pdf
- Margalef, R. (1995). *Ecología*. España, Barcelona: OMEGA.
- Matteucci, D. y Colma, A. (1982). *Metodologías para el estudio de la vegetación*. Estados Unidos de Norte América, Washington, D.C. : Sistema Librum. Recuperado de [https://aprobioma.files.wordpress.com/2011/03/metod para el estudio de la vegetacion_archivo1.pdf](https://aprobioma.files.wordpress.com/2011/03/metod_para_el_estudio_de_la_vegetacion_archivo1.pdf)
- Mayer, P.; Abs, C. y Fischer, A. (2004). Colonisation by vascular plants after soil disturbance in the Bavarian Forest-key factors and relevance for forest dynamics. *Forest Ecology and Management*, 188, 279-289.
- Mayta, F. (2011). *Cultivo y Manejo de Pastos*. Perú, Moquegua: Universidad José Carlos Mariategui. Recuperado de <http://infoalpacas.com.pe/wp-content/uploads/2014/10/ModCultivoManejoPastos.pdf>
- Mendoza, W. y Cano, A. (2011). Diversidad del género *Polylepis* (Rosaceae, Sanguisorbeae) en los Andes peruanos. *Revista Peruana de Biología*, 18 (2), 197 – 200. <https://doi.org/10.15381/rpb.v18i2.228>
- Metzger, J. y Brancalion, P. (2013). Challenges and Opportunities in Applying a Landscape Ecology Perspective in Ecological Restoration: a Powerful Approach to Shape Neolandscapes. *Natureza & Conservação*, 11(2), 103-107.
- Ministerio del Ambiente (2015). *Quinto informe nacional ante el convenio sobre la diversidad biológica - años 2010-2013*. Lima, Perú: MINAM. Recuperado de <http://www.minam.gob.pe/diversidadbiologica/wpcontent/uploads/sites/21/2013/10/V.Informe.pdf>

- Miranda, F. (1995). *Manual de Pastos Nativos Mejorados y Establecimiento de Forrajes*. Perú, Arequipa: CISA.
- Miranda, F. y Ccana, E. (2014). *Manejo de praderas altoandinas y cosecha de agua en el sur andino*. Perú, Lima: Soluciones Prácticas . Recuperado de <http://www.solucionespracticas.org.pe/Descargar/3386/23664>
- Molina, A. (2012). *Producción de abono orgánico con estiércol de cuy - Cavia porcellus (Tesis de grado)*. Institución Educativa de Desarrollo Rural la Unión Nariño, Nariño, Colombia.
- Moreno, C. E. (2001). Métodos para medir la biodiversidad. *M&T - Manuales y Tesis SEA*, 1.1-84. Recuperado de <http://entomologia.rediris.es/sea/manytas/metodos.pdf>
- Morillo, D. (1994). Efectos de la época seca sobre la producción forrajera y bovina. *Revista de Agronomía*, 11 (2), 152-163. Recuperado de <http://www.produccioncientifica.luz.edu.ve/index.php/agronomia/article/viewFile/11522/11512>
- Mostacedo, B., y Fredericksen, T. (2000). *Manual de Métodos Básicos de Muestreo y Análisis en Ecología Vegetal*. Bolivia, Santa Cruz: BOLFOR. Recuperado de <http://www.bio-nica.info/biblioteca/mostacedo2000ecologiavegetal.pdf>
- Murcia, C. y Guariguata, M. (2014). *La restauración ecológica en Colombia: Tendencias, necesidades y oportunidades*. Colombia, Bogotá: CIFOR.
- Oltra, J.; Pérez, J. y Pérez, P. (2007). *Técnicas de Manejo de Hábitat para Flora Silvestre*. España, Alacant.
- Ortiz, R. (2014). *Estudio Agrotoedafológico y Capacidad de Carga Animal en Contadera-Tomas – Yauyos* (Tesis de Grado). Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú. Recuperado de <http://repositorio.lamolina.edu.pe/bitstream/handle/UNALM/2401/P30-O7-T.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Ortmann, J.; Roath, LR. y Bartlet, T. (2001). *Glossary of Range Management Terms*. Estados Unidos de Norte América, Colorado: Natural Resources Series N° 6.105.
- Pantoja, R. (2014). *Evaluación de diferentes dosis de abonos orgánicos de origen animal en el comportamiento agronómico, del cultivo de brócoli en la zona de Huaca,*

Provincia del Carchi. (Tesis de grado). Universidad Técnica de Babahoyo, El Ángel, Ecuador.

Partel, M.; Kalamees, R.; Zobel, M. y Rosén, E. (1998). Restoration of species-rich limestone grassland communities from overgrown land: the importance of propagule availability. *Ecological Engineering*, 10 (3), 275-286.

Peet, R.K. (1974). The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5, 285 – 307.

Pinto, C.; Martín, C. y Cid, M. (2010). Camélidos sudamericanos: clasificación, origen y características. *Revista Complutense de Ciencias Veterinarias*, 4 (1): 23-36.

Polo, U. C. (2008). Índices más comunes en biología. Segunda parte, similaridad y riqueza Beta y Gamma. *Facultad de Ciencias Básicas*, 4 (1), 135-142. Recuperado de <https://revistas.unimilitar.edu.co/index.php/rfcb/article/download/2239/1946/>

Programa de Desarrollo Económico Sostenible y Gestión Estratégica de los Recursos Naturales (2012). *Modelo de gestión de los recursos naturales con enfoque TEEB en ecosistemas altoandinos*. Perú, Lima: MINAM.

Quintero, M.; Tapasco, J. y Pareja, P. (2013). *Diseño e Implementación de un Esquema de Retribución por Servicios Ecosistémicos Hidrológicos en la Cuenca del Río Cañete*. Perú, Lima: MINAM, CIAT.

Quispe, M. (2010). *Sistematización de Buenas Prácticas en el marco de la prevención y mitigación de siniestros climáticos en el sector agropecuario*. Bolivia, Roma: FAO.

Ramos, P. (2017). Las translocaciones como herramienta de conservación para las tortugas terrestres en México. *Revista Biociencias*. 5 (1). doi.org/10.15741/revbio.05.2018.01.

Ruiz, A. (2019). Análisis costo– efectividad de la revegetalización, una estrategia de restauración ecológica aplicada en minería de cantera en Bogotá D.C. caso de estudio: Anafalco. (Tesis de grado). Pontifica Universidad Javeriana, Bogotá, Colombia.

Ruthsatz, B. y Movia, C. (1975). *Relevamiento de las estepas andinas del noroeste de la Provincia de Jujuy*. Argentina, Buenos Aires: Fundación para la Educación, la Ciencia y la Cultura.

- Ryel, R.J.; Beyschlag, W. y Caldwell, M.M. (1994). Light field heterogeneity among tussock grasses: Theoretical considerations of light harvesting and seedling establishment in tussocks and uniform tiller distributions. *Oecologia*. 98 (3-4), 241 - 246.
- Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (2011). *Ajuste de carga animal en tierras de pastoreo*. México, México, D.F.: SAGARPA.
- Sánchez, O.; Peters, E.; Márquez, R.; Vega, E.; Portales, G.; Valdez, M. y Azuara, D. (2005). *Temas sobre restauración ecológica*. México, México, D.F.: Instituto Nacional de Ecología-Semarnat.
- Santa Cruz, Y.; Ordóñez, P.; Huamaní, J. y Camiloaga, F. (2008). *Cosecha de agua, una práctica ancestral : manejo sostenible de las praderas naturales*. Perú, Lima: DESCO. Recuperado de <https://core.ac.uk/download/pdf/83828276.pdf>
- Sarmiento, F. (2000). *Diccionario de ecología: paisajes, conservación, y desarrollo sustentable para Latinoamérica*. Ecuador, Quito: Abya Yala. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/260282073_DICCIONARIO_DE_ECOLOGIA_DE_PAISAJES_CONSERVACION_Y_DESARROLLO_SUSTENTABLE_EN_AMERICA_LATINA
- Schiller, C. (2003). *AusRivAS Protocol Development and Testing Project: Extended Analysis*. Australia, Victoria: WATER ECOscience. Recuperado de <https://pdfs.semanticscholar.org/adb4/53f60111cd6f3a4b8fe744c8d58a4bd0781f.pdf>
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (2006). *Manual del proceso de ordenamiento ecológico*. (1st ed.). México, México, D.F.: SEMARNAT. Recuperado de [http://www2.congreso.gob.pe/sicr/cendocbib/con4_uibd.nsf/CDDF7AD199B3B8D205257CEB007D013F/\\$FILE/ManualProcesoOrdenamientoEcol%C3%B3gico.pdf](http://www2.congreso.gob.pe/sicr/cendocbib/con4_uibd.nsf/CDDF7AD199B3B8D205257CEB007D013F/$FILE/ManualProcesoOrdenamientoEcol%C3%B3gico.pdf)
- Serrada, R. (2003). Regeneración natural: situaciones, concepto, factores y evaluación. *Cuadernos de la Sociedad Española de Ciencias Forestales*, 15, 11-16.
- Society for Ecological Restoration (2004). *Principios de SER International sobre la restauración ecológica*. Estados Unidos de Norte América, Arizona: SER. Recuperado de https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/SER_Primer/ser-primer-spanish.pdf

- Soberón, J. y Llorente, J. (1993). The use of species accumulation functions for the prediction of species richness. *Conservation Biology*, 7(3), 480-488. Recuperado de <https://pdfs.semanticscholar.org/979b/1859669ecc4c05f10276bad2015816dd8f95.pdf>
- Soler, P.; Berroterán, J.; Gil, J. y Acosta, R. (2012). Índice valor de importancia, diversidad y similaridad florística de especies leñosas en tres ecosistemas de los llanos centrales de Venezuela. *Agronomía Tropical*, 62(1-4), 025-038. Recuperado de http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0002-192X2012000100003&lng=es&tlng=es.
- Sonco, R. (2013). *Estudio de la diversidad Alfa y Beta en tres localidades de un bosque montano en la Región de Madidi, La Paz – Bolivia*. (Tesis de Grado). Universidad Mayor de San Andrés, La Paz, Bolivia. Recuperado de http://www.mobot.org/PDFs/research/madidi/Sonco_2013_Thesis.pdf
- Sugg, D. (1996). Measuring Biodiversity. En Jongman, R.; ter Braak, C. y van Tongeren, O. (Ed.), *Data Analysis in Community and Landscape Ecology*. Wageningen: Pudoc.
- Tacuna, R.; Aguirre, L. y Flores, E. (2015). Influencia de la revegetación con especies nativas y la incorporación de materia orgánica en la recuperación de pastizales degradados. *Ecología Aplicada*, 14 (2), 191-200.
- Tannfeld, J. (2011). *La Huerta Agroecológica de Autosustento*. INTA Agencia de Extensión Rural Sáenz Peña. Argentina, Chaco: INTA. Recuperado de <https://www.ecoagricultor.com/wp-content/uploads/2015/11/Huerta-Agroecol%C3%B3gica-para-el-Autoabastecimiento.pdf>
- Tapia, M. y Flores, O. (1984). *Pastoreo y Pastizales de los Andes del Sur del Perú*. INIPA. Perú, Lima: Fries.
- Tapia, M. y Fries, A. (2007). *Guía de campo de los cultivos andinos*. (1st ed.). Perú, Lima: FAO y ANPE. Recuperado de <https://vdocuments.site/guia-de-campo-de-los-cultivos-andinos-tapia-mario-y-a-fries-rm.html>
- Tovar, O. (1993). *Las Gramíneas (Poaceae) del Perú*. Perú, Lima: Ruizia.
- Universidad Nacional Agraria La Molina (1984). *Programa de Forrajes*. Perú, Lima: UNALM.

- Universidad Nacional Agraria La Molina. (1980). *Programa de Investigación en Pastos y Forrajes*. Perú, Lima: UNALM.
- Van andel, J. y Aronson, L. (2006). *Restoration Ecology: The New Frontier*. (2nd ed.) Estados Unidos de Norte América, New Jersey: Blackwell Publishing.
- Vargas, O. (2011). Restauración Ecológica: Biodiversidad y Conservación. Ecological Restoration: Biodiversity and Conservation. *Acta Biológica Colombiana*, 16 (2), 221-246. Recuperado de <https://revistas.unal.edu.co/index.php/actabiol/article/view/19280/28009>
- Vargas, O. y Mora, F. (2008). La restauración ecológica. Su contexto, definiciones y dimensiones. En Vargas, O. (Ed.), *Estrategias para la restauración ecológica del bosque altandino* (19-40). Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.
- Vargas, O.; Díaz, A.; Trujillo, L.; Velasco, P.; Díaz, R.; León, O. y Montenegro, A. (2007). Barreras para la restauración ecológica. En: Vargas O. (ed). *Estrategias para la restauración ecológica del bosque altoandino*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia.
- Vásquez, J. y Givnish, T. (1998). Altitudinal gradients in tropical forest composition, structure, and diversity in the Sierra de Manatán. *Journal of Ecology*, 86, 999-1020.
- Vásquez, M., y Solorza, J. (2018). Agrupación funcional de especies vegetales para la restauración ecológica de ecosistemas de montaña, Bogotá, Colombia. *Colombia Forestal*, 21(1), 5-17.
- Villalta, P.; Zapana, J.; Zapana, J.C.; Araoz, J. y Escobar, F. (2016). Evaluación de pastos y capacidad de carga animal en el fundo “Carolina” de la Universidad Nacional del Altiplano - Puno Perú. *Revista de Investigación Altoandinas*, 18 (2), 303- 310.
- Whittaker, R. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21 (2-3), 213-251. <https://www.jstor.org/stable/1218190>
- Zalba, S. y Ziller, S. (2007). Adaptive management of alien invasive species: putting the theory into practice. *Natureza & Conservação*, 5 (2), 86-92.

TERMINOLOGÍA

- **Resiliencia:** Según SER (2004, p. 9) refiere que “Es la capacidad que tiene un ecosistema para asimilar el deterioro de este, a causa del estrés o perturbaciones externas y así recuperar sus atributos estructurales y funcionales”.
- **Factor tensionante:** Al respecto Vargas *et al.* (2007, p. 15) mencionan que “Son los componentes externos que van a reprimir dificultar o limitar la sucesión ecológica natural en aquellos sitios que han sido perturbadas por actividades naturales y antrópicos” (Ej.: fuego, vertimientos, caza, tala, etc).
- **Ecosistema:** Según SER (2004, p. 6) refiere que “Está constituido por diferentes componentes bióticos, tales como: flora, fauna y microorganismos que se relacionan con un medio físico, esta biota habita en un área determinada”.
- **Especie:** Sarmiento (2000, p. 185), hace referencia al concepto de especie como “Grupo de individuos similares que pueden reproducirse teniendo siempre descendencia fértil, con el requisito de poseer idéntico número cromosómico”.
- **Sucesión Ecológica:** Según Sarmiento (2000, p. 413) refiere que es el “Proceso de invasión y colonización de un lugar determinado por la biota, o la sustitución de una comunidad por otra, a través del tiempo secuencial, por medio de fases, períodos o series pero en el mismo espacio geográfica”.
- **Estructura:** Según SER (2004, p. 9) señala que “Es la forma como está organizado una comunidad, teniendo en cuenta diferentes factores como densidad, interacciones laterales de los organismos y frecuencia de distribución de las poblaciones, asimismo la altura de especies y organismos que conforman dichas comunidades”.
- **Composición:** Al respecto Camargo (2007, p. 35) hace referencia a los “Componentes que determinan la participación de las diferentes especies que habitan un ecosistema, la riqueza de especies, la abundancia de la población, las asociaciones que forman entre

ellas, además de los grupos funcionales, morfológicos o taxonómicos que conforman, etc”.

- **Funciones de los ecosistemas:** Según SER (2004, p. 10) señala que “Son procesos ecológicos que cumplen los ecosistemas, que consideran las interacciones que se da entre los organismos vivos, así como las interacciones que ocurre entre estos organismos y el medio físico donde habitan”.
- **Alteración:** Según Camargo y Guerrero (2005, p. 79), señala que es el “Proceso originado por una o varias acciones que causan perturbaciones en un ecosistema, transformando su estructura, composición y funciones, mediante cambios definidos por las características principales del ecosistema y las propiedades que se presentan a consecuencia del disturbio”.
- **Regeneración natural:** Según Serrada (2003, p. 11) menciona como un “Proceso por el que en un espacio dado se produce la aparición de nuevas y distintas especies forestales sin intervención de la acción directa o indirecta del hombre”.
- **Restauración a gran escala:** Según Metzger y Brancalion (2013, p. 220) refieren que “Se centra en reestablecer una sola cobertura desde lo local y aplicarlo a una gran extensión pero no tiene en cuenta su estructura y función”.
- **Restauración del capital natural (RCN):** Según Aronson *et al.* (2010, p. 220) señala que son las “Intervenciones en la ampliación de los valores de capital natural para mejorar la sustentabilidad de ecosistemas naturales, como contribución al bienestar socioeconómico de las personas a través de la oferta de bienes y servicios de los ecosistemas”.
- **Restauración del paisaje:** Según Ceccon y Pérez (2016, p. 381) mencionan que son “Aquellas iniciativas que se centran en restaurar la estructura, dinámica o función del paisaje como un mosaico de unidades interactivas, de múltiples usos y coberturas, que incluye múltiples procesos ecológicos y que pueden ocurrir a escala gruesa o fina”.

- **Soportabilidad:** Santa Cruz *et al.* (2008, p. 25), refieren que “Es la capacidad que tiene una unidad de área para sostener una determinada cantidad de animales sin causar la degradación de los pastizales ni su desgaste ecológico”.

APÉNDICES

APÉNDICE 1

Variabes de abundancia, frecuencia y dominancia de las especies presentes en la parcela 1 – Tratamiento Abono – 1° monitoreo

ESPECIE	ABUN.	FREC.	DOM.
<i>Calamagrostis vicunarum</i>	516	15	42.06
<i>Bromus lanatus</i>	407	15	28.86
<i>Geranium sessiliflorum</i>	381	15	10.67
<i>Lachemilla pinnata</i>	108	9	3.07
<i>Carex ecuadorica</i>	0	8	4.53
<i>Werneria Nubigena</i>	20	7	0.46
<i>Lepidium bipinnatifidum</i>	12	4	0.33
<i>Aciachne pulvinata</i>	0	2	0.86
<i>Hypochaeris taraxacoides</i>	9	1	0.24
<i>Festuca dolichophylla</i>	1	1	0.6
<i>Trifolium amabile</i>	2	1	0.06

Fuente: Elaboración propia.

APÉNDICE 2

Variabes de abundancia, frecuencia y dominancia de las especies presentes en la parcela 1 – Tratamiento Abono – 6° monitoreo

ESPECIE	ABUN.	FREC.	DOM.
<i>Calamagrostis vicunarum</i>	883	15	56.11
<i>Bromus lanatus</i>	291	15	18.73
<i>Carex ecuadorica</i>	0	15	14.53
<i>Calamagrostis tarmensis</i>	49	10	2.53
<i>Dissanthelium mathewsii</i>	26	7	1.53
<i>Lachemilla pinnata</i>	22	3	0.22
<i>Luzula peruviana</i>	8	3	0.66
<i>Werneria Nubigena</i>	5	2	0.1
<i>Urtica flabellata</i>	2	2	0.03
<i>Festuca dolichophylla</i>	1	1	0.9
<i>Muhlenbergia peruviana</i>	3	1	0.13

Fuente: Elaboración propia.

APÉNDICE 3

VARIABLES DE ABUNDANCIA, FRECUENCIA Y DOMINANCIA DE LAS ESPECIES PRESENTES EN LA PARCELA 2 – TRATAMIENTO TRANSLOCACIÓN – 1º MONITOREO

ESPECIE	ABUN.	FREC.	DOM.
<i>Calamagrostis vicunarum</i>	782	15	44.95
<i>Lachemilla pinnata</i>	997	15	18.42
<i>Werneria nubigena</i>	1070	4	17.95
<i>Festuca dolichophylla</i>	21	13	1.43
<i>Carex ecuadorica</i>	0	11	3.6
<i>Geranium sessiliflorum</i>	12	6	0.26
<i>Werneria sp</i>	8	3	0.26
<i>Lepidium bipinnatifidum</i>	7	2	0.13
<i>Bromus lanatus</i>	21	1	0.8
<i>Erigeron rosulatus</i>	2	1	0.46

Fuente: Elaboración propia.

APÉNDICE 4

VARIABLES DE ABUNDANCIA, FRECUENCIA Y DOMINANCIA DE LAS ESPECIES PRESENTES EN LA PARCELA 2 – TRATAMIENTO TRANSLOCACIÓN – 6º MONITOREO

ESPECIE	ABUN.	FREC.	DOM.
<i>Calamagrostis vicunarum</i>	683	15	41.7
<i>Lachemilla pinnata</i>	984	15	15.48
<i>Aciachne pulvinata</i>	0	15	15.66
<i>Dissanthelium mathewsii</i>	102	15	5.06
<i>Carex ecuadorica</i>	0	13	6.26
<i>Festuca dolichophylla</i>	23	13	2.6
<i>Scirpus rigidus</i>	23	9	1.66
<i>Calamagrostis glacialis</i>	21	7	1.13
<i>Luzula peruviana</i>	21	6	0.73
<i>Geranium sessiliflorum</i>	8	1	0.13
<i>Bromus lanatus</i>	4	1	0.13
<i>Saxifraga magellanica</i>	3	1	0.06

Fuente: Elaboración propia.

APÉNDICE 5

Variables de abundancia, frecuencia y dominancia de las especies presentes en la parcela 3 – Tratamiento Abono y Translocación – 1° monitoreo

ESPECIE	ABUN.	FREC.	DOM.
<i>Calamagrostis vicunarum</i>	672	15	38.46
<i>Lachemilla pinnata</i>	1239	14	22.66
<i>Plantago sp</i>	638	5	10
<i>Werneria nubigena</i>	319	10	5.53
<i>Geranium sessiliflorum</i>	256	8	4.53
<i>Perezia multiflora</i>	188	8	3.26
<i>Jarava ichu</i>	16	11	2.13
<i>Trifolium amabile</i>	30	9	0.66
<i>Festuca dolichophylla</i>	14	9	1.06
<i>Aciachne pulvinata</i>	0	7	2.86
<i>Bromus lanatus</i>	9	3	0.33
<i>Conyza artemisioides</i>	6	2	0.06

Fuente: Elaboración propia.

APÉNDICE 6

Variables de abundancia, frecuencia y dominancia de las especies presentes en la parcela 3 – Tratamiento Abono y Translocación – 6° monitoreo

ESPECIE	ABUN.	FREC.	DOM.
<i>Calamagrostis vicunarum</i>	828	15	50.35
<i>Lachemilla pinnata</i>	652	15	10.86
<i>Jarava ichu</i>	24	11	8
<i>Lepidium bipinnatifidum</i>	144	8	3.2
<i>Werneria Nubigena</i>	73	13	1.21
<i>Plantago sp</i>	120	7	1.66
<i>Geranium sessiliflorum</i>	70	9	1.16
<i>Festuca dolichophylla</i>	16	9	1.63
<i>Carex ecuadorica</i>	0	1	0.33
<i>Dissanthelium mathewsii</i>	1	1	0.06

Fuente: Elaboración propia.

APÉNDICE 7

VARIABLES DE ABUNDANCIA, FRECUENCIA Y DOMINANCIA DE LAS ESPECIES PRESENTES EN LA PARCELA TESTIGO – 1° MONITOREO

ESPECIE	ABUN.	FREC.	DOM.
<i>Calamagrostis vicunarum</i>	691	15	42.9
<i>Lachemilla pinnata</i>	982	15	16.7
<i>Werneria nubigena</i>	487	13	8.53
<i>Geranium sessiliflorum</i>	57	12	1.98
<i>Bromus lanatus</i>	56	6	2.93
<i>Carex ecuadorica</i>	0	5	3.48
<i>Perezia multiflora</i>	43	6	0.8
<i>Myrosmodes gymnandra</i>	23	7	0.46
<i>Scirpus rigidus</i>	21	4	1.82
<i>Aciachne pulvinata</i>	0	3	2.69

Fuente: Elaboración propia.

APÉNDICE 8

VARIABLES DE ABUNDANCIA, FRECUENCIA Y DOMINANCIA DE LAS ESPECIES PRESENTES EN LA PARCELA TESTIGO – 6° MONITOREO

ESPECIE	ABUN.	FREC.	DOM.
<i>Lachemilla pinnata</i>	1801	14	30
<i>Calamagrostis vicunarum</i>	611	15	37.23
<i>Aciachne pulvinata</i>	0	7	9.73
<i>Geranium sessiliflorum</i>	108	7	3.43
<i>Dissanthelium mathewsii</i>	48	7	2.26
<i>Carex ecuadorica</i>	0	5	4.13
<i>Scirpus rigidus</i>	14	5	0.86
<i>Werneria nubigena</i>	22	3	0.33
<i>Cyperus niger</i>	11	3	0.35
<i>Bromus lanatus</i>	10	2	0.4
<i>Plantago sp</i>	5	1	0.06
<i>Calamagrostis glacialis</i>	1	1	0.03

Fuente: Elaboración propia.

APÉNDICE 9

Porcentaje de la similitud entre los transectos evaluados durante el proceso de restauración con respecto al transecto del área de referencia en los diferentes meses de monitoreo

Febrero

	T1-A	TC-A	T1-S	TC-S	T1-AS	TC-AS	T1-T	TC-T	A-REF
T1-A	*	58.9295	55.0275	57.6712	52.8	36.6183	60.6697	57.1	17.8
TC-A	*	*	64.6647	71.9	59.93	57.4575	74.4	68.1341	24.012
T1-S	*	*	*	80.9	70.8354	57.4575	86.9	85.3427	19.4097
TC-S	*	*	*	*	68.3658	53.3	83.8162	82.059	20.2899
T1-AS	*	*	*	*	*	72.7364	75.1624	78.2	19
TC-AS	*	*	*	*	*	*	61.8	58.029	18.8094
T1-T	*	*	*	*	*	*	*	90.3548	18.4908
TC-T	*	*	*	*	*	*	*	*	18.5
A-REF	*	*	*	*	*	*	*	*	*

Fuente: Elaboración propia.

Abril

	T1-A	TC-A	T1-S	TC-S	T1-AS	TC-AS	T1-T	TC-T	A-REF
T1-A	*	63.9245	57.4568	62.1596	36.8184	30.7846	50.2	65.9	18.5907
TC-A	*	*	55.9521	63.5474	40.124	38.0862	48.5984	68.2856	24.7715
T1-S	*	*	*	80.6395	52.6211	65.3608	83.6916	74.9925	21.7869
TC-S	*	*	*	*	61.7825	60.8909	75.1563	88.9311	20.9968
T1-AS	*	*	*	*	*	77.4775	60.7912	60.5909	19.019
TC-AS	*	*	*	*	*	*	71.3357	55.7279	19.8
T1-T	*	*	*	*	*	*	*	73.3734	18.5093
TC-T	*	*	*	*	*	*	*	*	18.5093
A-REF	*	*	*	*	*	*	*	*	*

Fuente: Elaboración propia.

Mayo

	T1-A	TC-A	T1-S	TC-S	T1-AS	TC-AS	T1-T	TC-T	A-REF
T1-A	*	63.6318	52.2478	61.8829	56.1719	54.4728	33.2983	53.9	18.8
TC-A	*	*	61.3693	64.4136	61.3	62.5	38.9275	55.5278	24.5123
T1-S	*	*	*	80.591	65.7014	74.2886	69.2273	86.5135	20.8791
TC-S	*	*	*	*	75.1374	80.032	59.6912	81.1713	19.3884
T1-AS	*	*	*	*	*	87.4126	50.882	69.0655	19.0905
TC-AS	*	*	*	*	*	*	59.6772	78.3608	18.7906
T1-T	*	*	*	*	*	*	*	74.6963	18.4991
TC-T	*	*	*	*	*	*	*	*	18.5
A-REF	*	*	*	*	*	*	*	*	*

Fuente: Elaboración propia.

Junio

	T1-A	TC-A	T1-S	TC-S	T1-AS	TC-AS	T1-T	TC-T	A-REF
T1-A	*	50.797	50.5224	52.0736	43.2719	38.5749	31.6111	52.266	18.4972
TC-A	*	*	67.3663	61.6453	53.6464	48.2518	37.1	66.8332	26.2869
T1-S	*	*	*	82.2548	75.2624	67.3663	58.8294	85.957	20.7
TC-S	*	*	*	*	67.2394	58.5485	48.9076	79.9261	19.1894
T1-AS	*	*	*	*	*	85.015	59	77.2228	20.09
TC-AS	*	*	*	*	*	*	69.9	72.7273	19.2904
T1-T	*	*	*	*	*	*	*	62.3	18.5092
TC-T	*	*	*	*	*	*	*	*	18.4908
A-REF	*	*	*	*	*	*	*	*	*

Fuente: Elaboración propia.

Julio

	T1-A	TC-A	T1-S	TC-S	T1-AS	TC-AS	T1-T	TC-T	A-REF
T1-A	*	59.2774	56.9687	59.3377	50.8229	50.7975	40.2121	61.7729	18.5991
TC-A	*	*	74.026	64.703	62.7	61.3693	44.2234	69.7268	26.087
T1-S	*	*	*	82.0769	84.7	81.8591	67.8198	87.5081	21.2894
TC-S	*	*	*	*	78.8606	71.5285	58.492	85.6672	19.2807
T1-AS	*	*	*	*	*	88.8444	62.0527	83.7058	20.1101
TC-AS	*	*	*	*	*	*	69.6244	77.3674	20
T1-T	*	*	*	*	*	*	*	66.1968	18.5065
TC-T	*	*	*	*	*	*	*	*	18.4898
A-REF	*	*	*	*	*	*	*	*	*

Fuente: Elaboración propia.

Septiembre

	T1-A	TC-A	T1-S	TC-S	T1-AS	TC-AS	T1-T	TC-T	A-REF
T1-A	*	63.0836	56.448	78.5882	60.4514	62.7533	48.9853	69.4451	17.7151
TC-A	*	*	64	66.1339	61.2	63.7	50.9714	67.1266	29.2
T1-S	*	*	*	68.7313	62.5	66.5	78.3399	84.2831	21.4
TC-S	*	*	*	*	70.9291	72.8272	59.8014	78.5457	19.5804
T1-AS	*	*	*	*	*	92.2	58.1332	69.3261	19.9
TC-AS	*	*	*	*	*	*	61.8289	71.3257	20.4
T1-T	*	*	*	*	*	*	*	73.6306	18.4788
TC-T	*	*	*	*	*	*	*	*	18.4963
A-REF	*	*	*	*	*	*	*	*	*

Fuente: Elaboración propia.

APÉNDICE 10

Palatabilidad de especies vegetales para el ganado vacuno y alpaquero

a. Vacuno

DESEABLE	POCO DESEABLE	INDESEABLE
<i>Jarava ichu</i>	<i>Hypochaeris taraxacoides</i>	<i>Werneria nubigena</i>
<i>Bromus lanatus</i>	<i>Perezia multiflora</i>	<i>Gamochaeta americana</i>
<i>Festuca dolichophylla</i>	<i>Belloa piptolepis</i>	<i>Werneria sp</i>
<i>Calamagrostis tarmensis</i>	<i>Erigeron rosulatus</i>	<i>Werneria caespitosa</i>
	<i>Conyza artemisioides</i>	<i>Lepidium bipinnatifidum</i>
	<i>Bidens andicola</i>	<i>Cyperus niger</i>
	<i>Carex ecuadorica</i>	<i>Astragalus garbancillo</i>
	<i>Scirpus rigidus</i>	<i>Aciachne pulvinata</i>
	<i>Trifolium amabile</i>	<i>Muhlenbergia peruviana</i>
	<i>Geranium sessiliflorum</i>	<i>Paranephelium uniflorus</i>
	<i>Erodium cicutarium</i>	<i>Urtica flabellata</i>
	<i>Luzula peruviana</i>	
	<i>Myrosmodes gymnandra</i>	
	<i>Plantago sp</i>	
	<i>Calamagrostis vicunarum</i>	
	<i>Dissanthelium mathewsii</i>	
	<i>Calamagrostis glacialis</i>	
	<i>Lachemilla pinnata</i>	
	<i>Saxifraga magellanica</i>	

Fuente: Elaboración propia.

b. Alpaca

DESEABLE	POCO DESEABLE	INDESEABLE
<i>Hypochaeris taraxacoides</i>	<i>Belloa piptolepis</i>	<i>Werneria nubigena</i>
<i>Carex ecuadorica</i>	<i>Erigeron rosulatus</i>	<i>Perezia multiflora</i>
<i>Scirpus rigidus</i>	<i>Conyza artemisioides</i>	<i>Gamochaeta americana</i>
<i>Trifolium amabile</i>	<i>Bidens andicola</i>	<i>Werneria sp</i>
<i>Luzula peruviana</i>	<i>Lepidium bipinnatifidum</i>	<i>Werneria caespitosa</i>
<i>Calamagrostis vicunarum</i>	<i>Geranium sessiliflorum</i>	<i>Cyperus niger</i>
<i>Bromus lanatus</i>	<i>Erodium cicutarium</i>	<i>Astragalus garbancillo</i>
<i>Muhlenbergia peruviana</i>	<i>Myrosmodes gymnandra</i>	<i>Paranephelium uniflorus</i>
<i>Lachemilla pinnata</i>	<i>Plantago sp</i>	<i>Urtica flabellata</i>
	<i>Jarava ichu</i>	
	<i>Festuca dolichophylla</i>	
	<i>Aciachne pulvinata</i>	
	<i>Calamagrostis tarmensis</i>	
	<i>Dissanthelium mathewsii</i>	
	<i>Calamagrostis glacialis</i>	
	<i>Saxifraga magellanica</i>	

Fuente: Elaboración propia.

APÉNDICE 11

Registro fotográfico del proceso de Restauración Ecológica

a. Parcela 1 – Tratamiento Abono



Fuente: Elaboración propia.

b. Parcela 2 – Tratamiento Translocación



Fuente: Elaboración propia.

c. Parcela 3 – Tratamiento Abono y Translocación



Fuente: Elaboración propia.

d. Proceso de monitoreo por el método el cuadrante



Fuente: Elaboración propia.