

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA

LA MOLINA

FACULTAD DE CIENCIAS



**“ESTUDIO DE LA VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE LA
COMUNIDAD VEGETAL DE LAS LOMAS DE MANGOMARCA
DURANTE EL 2013 COMO CONTRIBUCIÓN A SU GESTIÓN”**

Presentada por:

Diego Alonso Padilla Huamán

Tesis para Optar el Título Profesional de:

BIÓLOGO

Lima –Perú

2018

Para todas las personas que confiaron en Proyecto Lomas, entre los años 2011 y 2014.

#salvemoslaslomas

AGRADECIMIENTOS

Agradecer a las personas que creyeron en Proyecto Lomas como una plataforma para promover la investigación a favor de la sociedad, especialmente a Juan Diego del Castillo y Jose Luis Rolando, con quienes se encontró la justificación, se elaboró la metodología, se realizó el trabajo de campo y se analizaron los resultados en simultáneo para las lomas de Carabayllo y Lúcumo.

Agradecer a miembros de la agrupación estudiantil BioUNALM y a estudiantes y egresados de la UNALM, cuyo soporte permitió la formación del equipo de asistentes de campo: Maura Fernández, Ramiro Montes, Claudia Salazar, Edson Arias, Jenny Marticorena, José Carlos Ramírez, Diego Márquez, Claudia Zárate, Lesly Luján, Víctor Cornejo, Gabriela Polo, Merelyn Valdivia, Indira Alva, Claudia Parra, Hiraida Pérez. Asimismo, agradecer al aporte voluntario en los trabajos de campo de Miluska Stakeeff, Joul Camones y David Valderrama, así como el cordial apoyo en la identificación de especies de Harol Gutiérrez.

Agradecer al Sr. López, dirigente vecinal de Villa Mangamarca, por sus cortesías para la logística en campo, así como vecinos y representantes de Villa Mangamarca, Asociación de Transportistas para Lima Metropolitana (ATPL) y Asociación de Vecinos de Vipol por su interés y voluntad para facilitar el trabajo de campo.

Agradecer al Laboratorio de Ecología de Procesos, del Departamento Académico de Biología de la UNALM, a mis estimados profesores Edgar Sánchez, Zulema Quinteros, Aldo Ceroni, Viviana Castro. Agradecer el Herbario MOL “Augusto Weberbauer” de la UNALM, asesorados por la profesora Mercedes Flores, con el apoyo de Carlos Sánchez. Agradecer al Laboratorio de Suelos de la UNALM, en especial al profesor Luis Bazán y a la Sra. Rossmery por las facilidades para el análisis y procesamiento de las muestras de suelo. Agradecer a todos los profesores involucrados en los diferentes momentos de la evolución de Proyecto Lomas en la UNALM, de la Facultad de Ciencias y de la Facultad de Economía y Planificación, así como a las organizaciones estudiantiles Ecos UNALM, RUA nodo UNALM y GAV UNALM, por su apoyo en la

identificación de las necesidades de información para la conservación de las lomas de Mangomarca, de la cual derivó este trabajo.

Agradecer a Arturo Vásquez Escobar del Instituto ICHMA y a todo su equipo, por su motivación, liderazgo y apoyo en la consolidación de este trabajo de investigación.

Agradecer a mi papá, a mi mamá, a mi hermano, por su apoyo financiero para el trabajo de campo y por su apoyo incondicional durante todo el proceso de investigación. Agradecer a Luis Vargas, Luis Cerrón y Juan Manuel Rivera, por su apoyo técnico estadístico e incondicional compañía para la conclusión de este trabajo de principio a fin.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN	XIV
ABSTRACT	XV
I. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN	2
1.1.1. Objetivo principal.....	2
1.1.2. Objetivos específicos.....	2
II. MARCO TEÓRICO.....	3
2.1. CONTEXTO BIOGEOGRÁFICO DE LAS LOMAS: EL DESIERTO DEL PACÍFICO.....	3
2.1.1. Fenómenos condicionantes del clima árido en el desierto del pacífico	4
2.1.2. Ecosistemas del desierto del pacífico.....	5
2.2. LOMAS COSTERAS.....	6
2.2.1. Factores ambientales que determinan la aparición de comunidades lomaes	6
2.2.2. Características de las comunidades vegetales lomaes.....	8
2.2.3. El evento de el niño oscilación sur (ENSO) y los ecosistemas de lomas	10
2.2.4. Antropocenos.....	10
2.3. TEORÍA ECOLÓGICA DEL ESTUDIO.....	12
2.3.1. Comunidad y ecosistema.....	12
2.3.2. Aproximación de comunidad vegetal.....	13
2.3.3. Dinámicas en los ecosistemas	16
2.3.4. La diversidad como parámetro asociado a dinámicas ecosistémicas	18
2.3.5. La gestión de la diversidad biológica.....	21
III. MATERIALES Y MÉTODOS.....	23
3.1. ÁREA DE ESTUDIO.....	23
3.2. MATERIALES.....	24
3.3. MÉTODOS.....	24
3.3.1. Diseño muestral.....	24
3.3.2. Identificación taxonómica	29
3.3.3. Variables biológicas sujetas a evaluación	29
3.3.4. Variables ambientales sujetas a evaluación	34
3.3.5. Análisis multivariado	37

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	43
4.1. ESFUERZO DE MUESTREO	43
4.2. ANÁLISIS DE LA DIVERSIDAD DE LA COMUNIDAD VEGETAL	46
4.2.1. Descripción de la comunidad vegetal y diversidad específica	46
4.2.2. Descripción de la diversidad alfa	57
4.2.3. Descripción de la Diversidad Beta	63
4.2.4. Descripción de la diversidad gamma	70
4.3. ANÁLISIS ESPACIAL Y TEMPORAL DE PRINCIPALES POBLACIONES	71
4.3.1. Especies claves y grupos funcionales.....	71
4.3.2. Ley de Taylor	72
4.3.3. Distribuciones poblacionales.....	73
4.4. RELACIONES ENTRE VARIABLES AMBIENTALES Y DIVERSIDAD VEGETAL.....	78
4.4.1. Descripción de variables ambientales	78
4.4.2. Análisis multivariado	85
4.5. FORMULACIÓN DEL MAPA DE SENSIBILIDAD BIOLÓGICA.....	99
4.6. PROPUESTA DEL PLAN DE MONITOREO.....	102
V. CONCLUSIONES.....	109
VI. RECOMENDACIONES	111
VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	112
VIII. ANEXOS	121

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Resumen de los criterios espaciales considerados para las estaciones biológicas.....	26
Tabla 2: Número de especies observadas (Obs) y estimadas (Es.) en base al ajuste de Clench para cada evaluación y transecto (T), y porcentaje de especies observadas respecto a las estimadas (%).....	44
Tabla 3: Esfuerzo muestral ideal para los transectos (T) en los que se alcanzó al menos un 60% de eficiencia para el ajuste de Clench	45
Tabla 4: Valores del índice de Shannon-Wiener para cada transecto en todas las evaluaciones.....	57
Tabla 5: Valores del índice de Simpson para todos los transectos de todas las evaluaciones.....	61
Tabla 6: Diversidad Gamma y aporte de los componentes Alfa y Beta para el período de evaluación	71
Tabla 7: Incidencia, grupos funcionales y contribuciones en porcentajes a la cobertura total y a la de grupos funcionales para todas las especies	72
Tabla 8. Resultados del β espacial y temporal, del intervalo de confianza (I.C.) y del coeficiente de correlación (r) para la Ley de Taylor	73
Tabla 9: Variables geomorfológicas de los transectos	78
Tabla 10: Valores del coeficiente de correlación de Spearman (rs) para los valores del índice de Shannon-Wiener (H'), Simpson (1-D), cobertura vs. altitud y pendiente	86
Tabla 11: Resultados de la prueba Kruskal-Wallis para los valores de cobertura acumulada según agrupación de transectos en la zona de estudio	88
Tabla 12: Valores del coeficiente de correlación de Spearman (rs) para los valores del índice de Shannon-Wiener (H'), Simpson (1-D) y cobertura acumulada (Cob%) vs. Humedad gravimétrica del suelo	89
Tabla 13: Valores del coeficiente de correlación de Spearman (rs) para los valores del índice de Shannon-Wiener (H'), Simpson (1-D) y cobertura acumulada (Cob%) vs. Materia Orgánica (%) del suelo.....	90
Tabla 14: Coeficientes de correlación para el análisis NP-MANOVA (índice de Bray-Curtis) a una vía entre la cobertura y variables geomorfológicas durante todo el estudio..	95

Tabla 15: Coeficientes de correlación para el análisis NP-MANOVA (índice de Bray-Curtis) a una vía entre la cobertura y variables geomorfológicas durante todo el estudio para nivel de 0-20cm	95
Tabla 16: Coeficientes de correlación para el análisis NP-MANOVA (índice de Bray-Curtis) a una vía entre la cobertura y variables geomorfológicas durante todo el estudio para nivel de 20-50cm	96
Tabla 17: Situación de amenaza de especies observadas en registros cuantitativos de las lomas de Mangomarca	99
Tabla 18: Resumen de valores de las variables utilizadas para elaborar el mapa de sensibilidad biológica por transecto	101
Tabla 19: Resultados del número de transectos (n) e intervalos de confianza porcentual (I.C.%) mediante el MAS para diferentes valores de alfa y las variables cobertura promedio normalizada (N), riqueza promedio normalizada (S) y riqueza promedio de grupos funcionales normalizada (S GF)	104
Tabla 20: Valores de los intervalos de confianza y del error estándar para diferentes tamaños de muestra y niveles de significación (alfa) para las variables priorizadas en el monitoreo para la época húmeda (agosto 2013) y la época seca (diciembre 2013)	106
Tabla 21: Resumen de los resultados del monitoreo según las variables priorizadas para un alfa de 0.20 y un tamaño de muestra de 20 transectos en total.....	107
Tabla 22: Transectos propuestos para monitoreo en coordenadas UTM	107
Tabla 23: Lista de especies identificadas en las evaluaciones cuantitativas con información sobre familia, género, nombre científico y hábito	121
Tabla 24: Lista de especies identificadas en las evaluaciones cualitativas con información sobre familia, género, nombre científico y hábito	121
Tabla 25: Eigen value y porcentaje de varianza de cada PC	136
Tabla 26: Puntajes para cada transecto respecto a los PC	136
Tabla 27: Puntajes para cada especie respecto a los PC.....	137
Tabla 28: Valores del índice de Whittaker para la evaluación mar 13'	137
Tabla 29: Valores del índice de Whittaker para la evaluación jun 13'	137
Tabla 30: Valores del índice de Whittaker para la evaluación ago 13'	138
Tabla 31: Valores del índice de Whittaker para la evaluación set 13'	138
Tabla 32: Valores del índice de Whittaker para la evaluación dic 13'	139
Tabla 33. Valores del índice de Whittaker para la evaluación ene 14'	139

Tabla 34: Valores de humedad gravimétrica del suelo para todos los transectos y evaluaciones.....	142
Tabla 35: Valores de coeficiente de correlación de Spearman (rs) entre las evaluaciones de humedad gravimétrica del suelo (θ_g) con la altura y la pendiente.....	142
Tabla 36: Valores de materia orgánica del suelo para todos los transectos y evaluaciones.....	143
Tabla 37: Valores de coeficiente de correlación de Spearman (rs) entre las evaluaciones de materia orgánica del suelo (θ_g) con la altura y la pendiente	143
Tabla 38: P-valores de pruebas de normalidad de errores para variables ambientales y bióticas.....	144
Tabla 39: Valores del índice de Shannon-Wiener (H') para los transectos agrupados según su posición en la zona de estudio (categorías C1 y C2) para las evaluaciones de setiembre y agosto del 2013	144
Tabla 40: Resultados de la prueba Kruskal-Wallis para los valores del índice de Shannon-Wiener para las agrupaciones según su posición en la zona de estudio (categorías C1 y C2) para las evaluaciones de setiembre y agosto del 2013	145
Tabla 41: Valores del índice de Simpson (1-D) para los transectos agrupados según su posición en la zona de estudio (categorías C1 y C2) para las evaluaciones de setiembre y agosto del 2013.....	145
Tabla 42: Resultados de la prueba Kruskal-Wallis para los valores del índice de Simpson para las agrupaciones según su posición en la zona de estudio (categorías C1 y C2) para las evaluaciones de setiembre y agosto del 2013.....	146
Tabla 43: Valores del coeficiente de correlación de Spearman (rs) para los porcentajes de cobertura de <i>Trixis cacalioides</i> respecto a variables ambientales	147
Tabla 44: Valores del coeficiente de correlación de Spearman (rs) para la cobertura promedio acumulada de <i>Trixis cacalioides</i> respecto a variables ambientales.....	147
Tabla 45: Valores del coeficiente de correlación de Spearman (rs) para los porcentajes de cobertura de <i>Haageocereus limensis</i> respecto a variables ambientales.....	148
Tabla 46: Valores del coeficiente de correlación de Spearman (rs) para la cobertura promedio acumulada de <i>Haageocereus limensis</i> respecto a variables ambientales.....	148
Tabla 47: Valores del coeficiente de correlación de Spearman (rs) para los porcentajes de cobertura de <i>Parietaria debilies</i> respecto a variables ambientales.....	148
Tabla 48: Valores del coeficiente de correlación de Spearman (rs) para los porcentajes de cobertura de <i>Solanum montanum</i> respecto a variables ambientales.....	149

Tabla 49: Valores del coeficiente de correlación de Spearman (rs) para los porcentajes de cobertura de <i>Fuertesimalva peruviana</i> respecto a variables ambientales.....	149
Tabla 50: Valores del coeficiente de correlación de Spearman (rs) para los porcentajes de cobertura de <i>Nasa urens</i> respecto a variables ambientales.....	150
Tabla 51: Valores de variables categóricas para las variables edáficas y geomorfológicas	151
Tabla 52: Coeficientes de correlación para el análisis NP-MANOVA (índice de Bray-Curtis) a una vía entre la cobertura y variables geomorfológicas para marzo 2013	151
Tabla 53: Coeficientes de correlación para el análisis NP-MANOVA (índice de Bray-Curtis) a una vía entre la cobertura y variables geomorfológicas para junio 2013	152
Tabla 54: Coeficientes de correlación para el análisis NP-MANOVA (índice de Bray-Curtis) a una vía entre la cobertura y variables geomorfológicas para agosto 2013	152
Tabla 55: Coeficientes de correlación para el análisis NP-MANOVA (índice de Bray-Curtis) a una vía entre la cobertura y variables geomorfológicas para setiembre 2013....	153
Tabla 56: Coeficientes de correlación para el análisis NP-MANOVA (índice de Bray-Curtis) a una vía entre la cobertura y variables geomorfológicas para diciembre 2013 ...	153
Tabla 57: Coeficientes de correlación para el análisis NP-MANOVA (índice de Bray-Curtis) a una vía entre la cobertura y variables geomorfológicas para enero 2014.....	154
Tabla 58: Valores de la cobertura acumulada utilizados para el mapa de sensibilidad.....	154
Tabla 59. Valores de los intervalos de clasificación de las variables para el mapa de sensibilidad.....	154
Tabla 60: Valores normalizados de la cobertura (N), riqueza de especies (S) y riqueza de grupos funcionales (S GF) para la época húmeda (agosto 2013) y la época seca (diciembre 2013) ordenados por grupos de monitoreo estratificado.....	158

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Mapa del área de estudio en las lomas de Mangamarca, San Juan de Lurigancho.....	27
Figura 2: Esquema gráfico de la metodología del muestreo de vegetación mediante punto transecto.....	28
Figura 3: Porcentajes de cobertura acumulada total para todas las especies en cada evaluación.....	47
Figura 4: Porcentajes de cobertura acumulada total para todas las especies.....	48
Figura 5: Número de especies según hábito para la comunidad vegetal.....	49
Figura 6: Porcentajes de cobertura acumulada total agrupados por hábitos de crecimiento para las 6 evaluaciones.....	49
Figura 7: Riqueza de especies para todos los transectos en cada evaluación.....	51
Figura 8: Riqueza de especies para todos los transectos.....	51
Figura 9: Porcentajes de cobertura acumulada total para todos los transectos en cada evaluación.....	52
Figura 10: Porcentajes de cobertura acumulada total para todos los transectos.....	52
Figura 11: Número de especies diferentes para todos los estratos en cada evaluación.....	54
Figura 12: Riqueza de especies para todos los estratos.....	55
Figura 13: Porcentajes de cobertura acumulada total para todos los estratos en cada evaluación.....	55
Figura 14: Porcentaje de cobertura acumulada para todos los estratos.....	56
Figura 15: Variación del índice de Shannon-Wiener según estratos de evaluación.....	59
Figura 16: Mapas de isolíneas del índice de Shannon-Wiener para marzo (a), junio (b), agosto (c), setiembre (d), diciembre (e) del 2013 y enero (f) del 2014.....	60
Figura 17: Variación del índice de Simpson según estratos de evaluación.....	62
Figura 18: Análisis de Componentes Principales utilizando la sumatoria de coberturas de las seis evaluaciones por transecto.....	64
Figura 19: Variación anual del índice de Whittaker.....	66
Figura 20: Análisis <i>Cluster</i> para los transectos en las evaluaciones de marzo (a), junio (b), agosto (c), setiembre (d), diciembre (e) del 2013 y enero (f) del 2014 con el índice de Bray-Curtis.....	68

Figura 21: Análisis Cluster para todos los transectos en todas las evaluaciones con el índice de Bray-Curtis.....	69
Figura 22: Variación anual de la diversidad Gamma	70
Figura 23. Mapas de isolíneas de la cobertura de <i>Trixis cacalioides</i> para marzo (a), junio (b), agosto (c), setiembre (d), diciembre (e) del 2013 y enero (f) del 2014	74
Figura 24: Mapas de isolíneas de la cobertura de <i>Haageocereus limensis</i> para marzo (a), junio (b), agosto (c), setiembre (d), diciembre (e) del 2013 y enero (f) del 2014.....	75
Figura 25: Mapas de isolíneas de la cobertura de <i>Parietaria debilis</i> para agosto (a) y setiembre (b) del 2013	76
Figura 26: Mapas de isolíneas de la cobertura de <i>Solanum montanum</i> para agosto (a) y setiembre (b) del 2013.	76
Figura 27: Mapas de isolíneas de la cobertura de <i>Fuertesimalva peruviana</i> para agosto (a) y setiembre (b) del 2013.	77
Figura 28: Mapas de isolíneas de la cobertura de <i>Nasa urens</i> para agosto (a) y setiembre (b) del 2013.	77
Figura 29: Variación de la humedad gravimétrica para las evaluaciones de marzo (a), junio (b), agosto (c), setiembre (d), diciembre (e) del 2013 y enero (f) del 2014.....	81
Figura 30: Valores promedio de la humedad gravimétrica para todas las evaluaciones.....	82
Figura 31: Variación de la materia orgánica para las evaluaciones de marzo (a), junio (b), agosto (c), setiembre (d), diciembre (e) del 2013 y enero (f) del 2014.	84
Figura 32: Valores promedio de la materia orgánica para todas las evaluaciones.....	85
Figura 33: Mapas de isolíneas de altura con las clasificaciones asignadas a los transectos según su posición en la zona de estudio.	87
Figura 34: Mapa de sensibilidad para las lomas de Mangamarca en el año 2013.	102
Figura 35: Ordenación de un Análisis de Componentes Principales para todos los transectos de las principales variables del mapa de sensibilidad biológica.....	103
Figura 36: Mapa de distribución de transectos para monitoreo	108
Figura 37: Composición de la comunidad vegetal para la agrupación de especies con hábito de crecimiento herbáceo	122
Figura 38: Composición de la comunidad vegetal para la agrupación de especies con hábito de crecimiento herbáceo anual.....	122
Figura 39: Composición de la comunidad vegetal para la agrupación de especies con hábito de crecimiento herbáceo tuberífero.....	123

Figura 40: Composición de la comunidad vegetal para la agrupación de especies con hábito de crecimiento subarborescente.	123
Figura 41: Porcentaje de contribución por especie a cobertura acumulada total para el transecto 7.	124
Figura 42: Porcentaje de contribución por especie a cobertura acumulada total para el transecto 10.	124
Figura 43: Porcentaje de contribución por especie a cobertura acumulada total para el transecto 11.	125
Figura 44: Porcentaje de contribución por especie a cobertura acumulada total para el transecto 15.	125
Figura 45: Porcentaje de contribución a cobertura acumulada para todos los transectos según hábito de crecimiento para la primera evaluación (marzo del 2013).	126
Figura 46: Porcentaje de contribución a cobertura acumulada para todos los transectos según hábito de crecimiento para la segunda evaluación (junio del 2013).	126
Figura 47: Porcentaje de contribución a cobertura acumulada para todos los transectos según hábito de crecimiento para la tercera evaluación (agosto del 2013).	127
Figura 48: Porcentaje de contribución a cobertura acumulada para todos los transectos según hábito de crecimiento para la cuarta evaluación (septiembre del 2013).	127
Figura 49: Porcentaje de contribución a cobertura acumulada para todos los transectos según hábito de crecimiento para la quinta evaluación (diciembre del 2013).	128
Figura 50: Porcentaje de contribución a cobertura acumulada para todos los transectos según hábito de crecimiento para la sexta evaluación (enero del 2014).	128
Figura 51: Porcentaje de contribución por especie a cobertura acumulada total para el estrato de evaluación 0cm a 20cm.	129
Figura 52: Porcentaje de contribución por especie a cobertura acumulada total para el estrato de evaluación 20cm a 50cm.	129
Figura 53: Porcentaje de contribución por especie a cobertura acumulada total para el estrato de evaluación 50cm a 100cm.	130
Figura 54: Porcentaje de contribución por especie a cobertura acumulada total para el estrato de evaluación 100cm a 150cm.	130
Figura 55: Porcentaje de contribución a cobertura acumulada para todos los estratos según hábito de crecimiento para la primera evaluación (marzo del 2013).	131

Figura 56: Porcentaje de contribución a cobertura acumulada para todos los estratos según hábito de crecimiento para la segunda evaluación (junio del 2013).	131
Figura 57: Porcentaje de contribución a cobertura acumulada para todos los estratos según hábito de crecimiento para la tercera evaluación (agosto del 2013).	132
Figura 58: Porcentaje de contribución a cobertura acumulada para todos los estratos según hábito de crecimiento para la cuarta evaluación (setiembre del 2013)	132
Figura 59: Porcentaje de contribución a cobertura acumulada para todos los estratos según hábito de crecimiento para la quinta evaluación (diciembre del 2013).....	133
Figura 60: Porcentaje de contribución a cobertura acumulada para todos los estratos según hábito de crecimiento para la sexta evaluación (enero del 2014).	133
Figura 61: Análisis <i>Cluster</i> para los transectos en las evaluaciones de marzo (a), junio (b), agosto (c), setiembre (d), diciembre (e) del 2013 y enero (f) del 2014 con el índice de Raup-Crick.	140
Figura 62: Análisis <i>Cluster</i> para cada transecto de cada evaluación con el índice de Raup-Crick.	141
Figura 63: Análisis Cluster para los transectos de todas las evaluaciones con el índice de Raup-Crick.....	155
Figura 64: Análisis Cluster para los transectos de todas las evaluaciones con el índice de Bray-Curtis.....	155
Figura 65: ACP para la cobertura acumulada (N), riqueza de especies (S) y riqueza de grupos funcionales (S GF) para la época húmeda (agosto 2013).	156
Figura 66: ACP para la cobertura acumulada normalizada (N), riqueza de especies normalizada (S) y riqueza de grupos funcionales normalizada (S GF) para la época húmeda (agosto 2013).	157
Figura 67: ACP para la cobertura acumulada (N), riqueza de especies (S) y riqueza de grupos funcionales (S GF) para la época seca (diciembre 2013).	157
Figura 68: ACP para la cobertura acumulada normalizada (N), riqueza de especies normalizada (S) y riqueza de grupos funcionales normalizada (S GF) para la época seca (diciembre 2013).....	158

ÍNDICE DE FOTOGRAFÍAS

Fotografía 1: Quebrada (a) y ladera media (b) en marzo 2013	159
Fotografía 2: Quebrada (a) y ladera alta (b) en junio 2013	159
Fotografía 3: Laderas medias en agosto 2013	159
Fotografía 4: Quebrada (a) y ladera media (b) en setiembre 2013	160
Fotografía 5: Quebradas en diciembre 2013.....	160
Fotografía 6: Laderas medias en enero 2014.....	160
Fotografía 7: Individuo de <i>Acmella alba</i>	161
Fotografía 8: Individuos de <i>Chenopodium petiolare</i>	161
Fotografía 9: Individuos de <i>Haageocereus limensis</i>	161
Fotografía 10: <i>Heliotropium arborescens</i>	162
Fotografía 11: <i>Hyptis sidifolia</i>	162
Fotografía 12: <i>Nasa urens</i>	163
Fotografía 13: <i>Nicotiana paniculata</i>	163
Fotografía 14: <i>Parietaria debilis</i>	164
Fotografía 15: <i>Rostraria trachyantha</i>	164
Fotografía 16: <i>Solanum montanum</i>	164
Fotografía 17. <i>Solanum peruvianum</i>	165
Fotografía 18. <i>Stenomesson coccineum</i>	165
Fotografía 19. <i>Trixis cacalioides</i>	165

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1: Registros cuantitativos.....	121
Anexo 2: Registros cualitativos.....	121
Anexo 3: Detalle de la comunidad vegetal de las agrupaciones según tipo de hábito de crecimiento	122
Anexo 4: Composición de comunidad vegetal por transectos de evaluación.....	124
Anexo 5: Composición de comunidad vegetal por estratos de evaluación	129
Anexo 6: Prueba de Mann-Whitney para los valores de los índices de Shannon-Wiener para el promedio total y el estrato de 0cm-20cm en todas las evaluaciones	134
Anexo 7: Resultados de la prueba Kruskal-Wallis para los valores del índice de Shannon-Wiener para todas las evaluaciones.....	134
Anexo 8: Resultados de la prueba Kruskal-Wallis para los valores del índice de Shannon-Wiener para todos los transectos	134
Anexo 9: Prueba de Mann-Whitney para los valores de los índices de Simpson para el promedio total y el estrato de 0cm-20cm en todas las evaluaciones.....	135
Anexo 10: Resultados de la prueba Kruskal-Wallis para los valores del índice de Simpson para todas las evaluaciones.....	135
Anexo 11: Resultados de la prueba Kruskal-Wallis para los valores del índice de Shannon-Wiener para todos los transectos	135
Anexo 12. Resultados del Análisis de Componentes Principales utilizando la sumatoria de coberturas de las seis evaluaciones por transecto	136
Anexo 13: Valores del índice de Whittaker para cada una de las 6 evaluaciones.....	137
Anexo 14: Análisis Cluster con índice de Raup-Crick.....	140
Anexo 15: Valores de humedad gravimétrica del suelo.....	142
Anexo 16: Valores de materia orgánica del suelo	143
Anexo 17: Pruebas de normalidad de errores	144
Anexo 18: Resultados de la prueba Kruskal-Wallis para los valores del índice de Shannon-Wiener (H') y del índice de Simpson (1-D) para las agrupaciones de transectos según su posición en la zona de estudio	144
Anexo 19: Valores del coeficiente de correlación de Spearman (r_s) para los porcentajes de cobertura de especies clave respecto a variables ambientales.....	147

Anexo 20: Transformación de variables edáficas y geomorfológicas en variables categorías	151
Anexo 21: Análisis NP-MANOVA para cada una de las evaluaciones a lo largo del año	151
Anexo 22: Valores de los intervalos para la clasificación de transectos para el mapa de sensibilidad	154
Anexo 23: Contribuciones de las variables priorizadas en el monitoreo a los componentes del ACP para el componente 1 (a) y el componente 2 (b)	156
Anexo 24: Análisis de Componentes Principales para las variables priorizadas en el monitoreo en las temporadas húmeda y seca.....	156
Anexo 25: Información utilizada para análisis estadístico del monitoreo.....	158
Anexo 26: Vistas panorámicas de las zonas de muestreo	159
Anexo 27: Fotografías de algunas especies identificadas	161

RESUMEN

Las lomas de Mangamarca en San Juan de Lurigancho (Lima, Perú) se encuentran amenazadas por factores antrópicos diversos. Desde hace varios años, diversas iniciativas públicas y privadas, del Estado y de la sociedad civil, buscan su conservación y aprovechamiento sostenible a través de actividades como el ecoturismo. Sin embargo, no cuentan con información científica que les permita gestionar adecuadamente el ecosistema. Es por ello que el objetivo de este trabajo fue el de contribuir al conocimiento de la composición y de la diversidad, así como de la estructura, función y dinámica de las comunidades vegetales de las lomas de Mangamarca durante el 2013 como insumo para su gestión. La evaluación de la cobertura vegetal se hizo mediante transectos, considerando variabilidad espacial y temporal, describiéndose variables de diversidad biológica y cobertura para las principales poblaciones. Asimismo, se buscó identificar relaciones entre las variables biológicas y las variables ambientales y se propusieron dos herramientas de gestión: un mapa de sensibilidad biológica y un programa de monitoreo. Se encontró una marcada estacionalidad en la cobertura vegetal y una distribución espacial que se ve afectada principalmente por la variación de la humedad gravimétrica del suelo. Las especies más abundantes fueron las herbáceas distribuidas en laderas medias y quebradas, y las perennes fueron las arbustivas y cactáceas distribuidas en laderas medias y altas. La cobertura y composición de especies estuvieron afectada por la posición en la loma, niveles de humedad, orientación y la altura, y fueron principalmente afectadas por la gradiente en la época seca. Se elaboró un mapa de sensibilidad que priorizó la importancia y sensibilidad de las zonas con mayor humedad, cobertura y riqueza de especies. Se propuso un monitoreo estratificado con afijación proporcional con un tamaño muestral de 20 transectos en tres estratos diferentes con aceptables niveles de significación estadística.

Palabras clave: Mangamarca, lomas, diversidad, cobertura vegetal, variables ambientales, sensibilidad biológica, monitoreo

ABSTRACT

The hills or *lomas* of Mangamarca in San Juan de Lurigancho district (Lima, Peru), are threatened by several anthropogenic factors. Many public and private initiatives, run by the Government or civil society organizations, seek for their conservation and sustainable use through activities such as ecotourism since many years ago. Nevertheless, insufficient scientific information is available so that stakeholders can properly address the management of the ecosystem. Therefore, the objective of this study was to contribute to the knowledge of plant community's composition, diversity, structure, function and dynamics of the hills of Mangamarca in 2013 towards its management. Plant cover evaluation was made with transects which include spatial and temporal variability criteria. Biological diversity and cover for key populations were described. Also, relations between biological and environmental variables were made and two management tools were proposed: a biological sensitivity map and a monitoring plan. Strong variability in plant cover was found related to seasonality in gravimetric humid in soil. Most abundant species were herbs distributed in ravines and middle hillside areas, and the most perennial were shrubs and cactus distributed in middle and high hillside areas. Plant cover and species composition were affected by the location on the hill, humidity level, orientation and height. The map of biological sensitivity prioritized the importance and sensibility of areas with highest humidity, plant cover and species richness values. A monitoring plan with stratified sampling and 20 transects for sampling size in three different strata with acceptable statistical significance was proposed.

Keywords: Mangamarca, *lomas*, diversity, plant cover, environmental variables, biological sensitivity, monitoring

I. INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas de lomas se encuentran a lo largo de toda la costa peruana. Son muchos los autores los que la señalan como un de las regiones biogeográficas más ricas del mundo: la Región Neotropical (Mostacero *et al.*, 2007). Existe literatura que describe la relación que existió entre los antiguos peruanos y el ecosistema de lomas (Dourojeanni y Ponce, 1978; Saito, 1976; Ferreyra, 1953; Tovar, 2003), así como las principales causas de su desaparición, como la deforestación y el crecimiento urbano (Rostworowski, 1981; Arakaki *et al.*, 2001). Ello ocurre a pesar que existen algunos planes orientados a la gestión sostenible de las lomas representativas en el Perú (Global Environmental Facility, 2017; Ministerio del Ambiente, 2014; Resolución Ministerial N° 189-2010-MINAM; Plan Arrayán, 2005; Aprovechamiento de nieblas costeras en las zonas áridas de la costa. Lomas de Atiquipa, 1989; Lomas de Atiquipa: Plan de Gestión Ambiental, 2005; Plan de Manejo Forestal para la Producción y Cosecha de Tara, 2003; Plan de Gestión Ambiental de Ilo, 1995). Sólo en la ciudad de Lima, son 19 los distritos identificados con extensiones lomaes (Ordenanza N° 1853, 2014), y en ellos se han conformado asociaciones y emprendimientos dirigidos por líderes vecinales que buscan su conservación, principalmente, a través del turismo (Ministerio del Ambiente, 2014). Aun así, no se cuenta con información sobre las dinámicas ecosistémicas de las lomas de Lima, limitando el alcance de los instrumentos de gestión que buscan su conservación y aprovechamiento sostenible.

Problema de investigación: Se ha diseñado el presente estudio para identificar patrones espacio – temporales que permitan construir un primer nivel de comprensión del ecosistema. Esta investigación se plantea con carácter observacional, no experimental, carente de hipótesis previa.

Justificación del estudio: Los productos generados por la investigación servirán para la gestión, educación y proyección de los diferentes usuarios de las lomas de Mangomarca,

como complemento a la elaboración de políticas y herramientas de gestión que tomen en cuenta la naturaleza de los sistemas a los que intentan regular, en línea con lo propuesto por Holling (2001), necesitándose un marco conceptual descriptivo para luego dar paso a investigaciones más profundas que permitan un manejo integral.

1.1. OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN

1.1.1. Objetivo principal

Contribuir al conocimiento de la composición y de la diversidad, así como de la estructura, función y dinámica de las comunidades vegetales de las lomas de Mangomarca durante el 2013 como insumo para su gestión.

1.1.2. Objetivos específicos

1. Identificar patrones de variación espacio-temporal de las comunidades vegetales de las lomas de Mangomarca.
2. Identificar patrones de variación espacio-temporal de las poblaciones de las potenciales especies clave de la comunidad vegetal.
3. Determinar las principales relaciones entre la composición y la diversidad y algunas variables ambientales como la altitud, la posición en la micro-cuenca, la orientación de la ladera, la pendiente y la humedad y materia orgánica del suelo.
4. Realizar una propuesta de zonificación basada en las variables clave de la comunidad vegetal.
5. Proponer un plan de monitoreo basado en la dinámica de la vegetación del presente estudio.

II. MARCO TEÓRICO

2.1. CONTEXTO BIOGEOGRÁFICO DE LAS LOMAS: EL DESIERTO DEL PACÍFICO

Categorizado dentro del Dominio Andino, habiéndose dejado de lado la división de Dominio Costanero y Dominio Andino por haberse demostrado que las especies habitan indistintamente la costa y la sierra (Mostacero León, y otros 2007), la Provincia Desértica, que comprende aproximadamente 10 000 ha de desierto costero (aproximadamente 8% del territorio nacional) se ubica junto a las provincias de las Vertientes Occidentales, Altoandina y de los Valles Interandinos. Éste es uno de los desiertos más áridos del mundo y se extiende desde el norte del Perú (5 ó 6° L. S.) hasta el norte de Chile en La Serena (22 a 29.5° L. S.): el desierto del Pacífico. Forma una angosta franja a lo largo de la costa de ambos países con unos 30 a 60 km de ancho, llegando hasta los 600 o 1000 msnm, solapándose con las primeras estribaciones andinas (Mostacero León *et al.* 2007; Brack, 2000; Rundel *et al.*, 1998; Dillon, 1989). Constituye la Región Edáfica Yermosólica, suelos bajos en contenido de sales, con amplias planicies y con espacios óptimos para agricultura con técnicas específicas de irrigación.

Caracterizado por tener una temperatura media anual de 18° C a 19° C y precipitaciones menores a los 150 mm, es categorizado con clima subtropical árido o desértico. Por su situación latitudinal, correspondería una abundante presencia de lluvias (proximidad al Ecuador), sin embargo, la ausencia de éstas se debe a la presencia del Anticiclón del Pacífico Sur (Espinoza *et al.*, 2010; Pinche, 1986), la Corriente Peruana o Corriente de Humboldt (Pinche, 1986), en conjugación con la Cordillera de los Andes (Mostacero León *et al.*, 2007). Estos fenómenos condicionantes de la biogeografía de la región se explican brevemente a continuación, así como los diferentes ecosistemas que existen en ella.

2.1.1. Fenómenos condicionantes del clima árido en el desierto del pacífico

El Anticiclón del Pacífico Sur

El desierto del Pacífico se sitúa en el borde oriental del Anticiclón del Pacífico Sur. Éste es un centro de alta presión que se desplaza desde los 32° LS y 94° LW (enero) hasta los 28° LS y 96° LW (julio) (Ballas y Beer, 1973). El roce entre el flujo marino del Anticiclón y la costa desértica genera una turbulencia atmosférica que iguala el contenido de vapor de agua en la capa ubicada entre la base de la inversión térmica y la nubosidad estratiforme predominante, dando lugar a un nivel de condensación por encima del suelo (Gómez, 1978). Esto es lo que permite la formación de nubes y neblina en la denominada Zona de Enfriamiento Adiabático Saturado (Albrecht, 1981). En verano, el anticiclón se desplaza más al sur, disminuyendo la intensidad de los alisios suroestes (Pinche, 1986).

Fenómeno de Inversión Térmica

La inversión térmica o inversión de subsidencia es un patrón general de la tropósfera sobre la costa del desierto del Pacífico. Según Albrecht (1981), se distinguen tres niveles con comportamientos diferenciados:

- a. Zona de enfriamiento adiabático seco: ubicada hasta los 600 msnm, la temperatura del aire decrece según $1^{\circ} \text{C}/100 \text{ m}$.
- b. Zona de enfriamiento adiabático saturado: ubicada entre los 600 y 1000 msnm con relación de enfriamiento de $0.6^{\circ} \text{C}/100 \text{ m}$, aquí el aire se encuentra saturado de humedad, hay nubes estratos, stratocúmulos y nieblas.
- c. Zona calentamiento adiabático o de inversión de subsidencia: ubicada por sobre los 1000 msnm, el aire se calienta según $1^{\circ} \text{C}/100 \text{ m}$ debido al descenso del aire que viene a causa del Anticiclón del Pacífico Sur.

Menciona además que existen, entre cada capa, dos zonas límites (1) una es denominada nivel de condensación (a partir de aquí, el aire se satura y permite la formación de nubes y niebla), y (2) otra es denominada nivel de inversión (a partir de aquí, el aire se calienta a causa de los efectos del Anticiclón del Pacífico Sur).

La corriente de Humboldt o Corriente Peruana

Es una corriente marina que se caracteriza por el afloramiento de aguas frías profundas. Los vientos alisios Suroestes arrastran las aguas superficiales (cálidas) y son sustituidas por aguas profundas (frías). Los cálidos vientos que provienen del Anticiclón del Pacífico Sur se enfrían al entrar en contacto con la superficie del océano frente al litoral. Las masas de aire se enfrían e incrementan su humedad relativa (a nivel de la Zona de enfriamiento adiabático saturado). Debido a que en verano los alisios disminuyen, la temperatura del agua superficial no se enfría como en invierno, disminuyendo y a veces imposibilitando la disminución de la temperatura de los vientos anticiclónicos, afectando notablemente el nivel de saturación de los mismos, y por consiguiente, la no formación de nubes o neblina en esta época del año (Pinche, 1986).

La Cordillera de los Andes

Debido a su proximidad a la costa, ésta funciona como gran barrera geográfica a los vientos alisios. Los alisios provenientes de oriente, cargados de agua del Atlántico, son incapaces de cruzar y descargan grandes cantidades de lluvia en la llanura amazónica. Del mismo modo, los vientos alisios del suroeste, durante invierno, empujan neblinas cargadas de agua contra las faldas de la Cordillera, condicionando el ingreso de agua para comunidades ecológicas de la costa peruana (Mostacero *et al.*, 2007).

2.1.2. Ecosistemas del desierto del pacífico

Según Brack (2000), se pueden caracterizar a los ecosistemas del Desierto del Pacífico según conformaciones vegetales:

- Desiertos: pudiendo poseer vegetación o no.
- Valles: u oasis fluviales, con bosques de galería.
- Ambientes acuáticos: compuestos por totorales, juncales y gramadales.
- Lomas costeras: con vegetación variada y particular debido a la incidencia de neblinas invernales.

2.2. LOMAS COSTERAS

Las “lomas” u “omas” son formaciones geográficas que se elevan como cerros con pendientes que pueden sobrepasar los 1000 msnm. Son considerados como los flancos occidentales de la Cordillera de los Andes, corriendo a lo largo de toda la costa, paralelamente al mar. En ellas se desarrolla una vegetación con características peculiares, adaptadas a las condiciones de aridez de la región. La vegetación periódica de estas comunidades sustenta su aparición en la condensación electrostática de las neblinas originadas a causa de los factores mencionados para el Desierto del Pacífico. Así, se desarrollan extensiones verdes, amarillas, azules o violáceas (dependiendo de la composición florística de cada zona geográfica), durante el invierno en las costas del Perú y Chile. Es incluida en el sistema de Holdrige como zona de vida “matorral desértico montano bajo subtropical” (Vida Agrícola, 1936).

Las comunidades lomales se encuentran aisladas debido a diferentes factores. Flanqueados hacia el oeste por la Cordillera de los Andes, imposibilitando su ascenso a más de 1000 msnm por el fenómeno de inversión térmica; y hacia el este, por el Pacífico Sur y una capa superficial de aire frío que no posee humedad, encuentran espacios precisos desde los 300 msnm para abrir paso a ciclos temporales fugaces en el cual aparecen temporalmente especies únicas en el mundo. Brack (2000) menciona que el 43 por ciento de las especies de lomas son endémicas, mientras que Mostacero *et al.* (2007) identifica no menos del 20 por ciento de especies como endémicas. Por su plasticidad y riqueza, Ferreryra (1953) las cataloga como una formación vegetal característica de la costa occidental de Sudamérica.

2.2.1. Factores ambientales que determinan la aparición de comunidades lomales

a. Neblinas

Generadas por la condensación del vapor de agua presente en los vientos provenientes de la Célula Anticiclónica subtropical del Pacífico Sur (Torres, 1981; Pinche, 1986; Ballas y Beer, 1973; Gómez, 1978; Albrecht, 1981). Se le atribuye la categoría de fuente potencial de recurso hídrico para la costa norte de

Lima (Pinche, 1986). Se ha mencionado ya por qué la neblina está presente en invierno y no en verano (ver inciso 1.1.); sin embargo, pueden producirse garúas a causa de nubes provenientes del Atlántico que logran pasar los Andes y pueden desplazarse hasta la costa (Mostacero *et al.*, 2007). Existen dos formas (ambas físicas) de formación de neblinas (Pinche, 1986) . En general, mientras la superficie de contacto sea mayor, la formación de nieblas y su precipitación será más favorecida. Debido a la configuración latitudinal de los efectos climáticos que determinan la aparición de neblinas, es importante resaltar que existen diferencias marcadas entre su dinámica en el norte, centro y sur del país, lo que se traduce en una diferenciación en la vegetación también (Oka, 1984; Ferreyra, 1953). Asimismo, existen lomas en las que la neblina no se forma todos los años, lo que condiciona comportamientos específicos diferenciales en cada uno de estos espacios (Ferreyra, 1953). Estas neblinas son empujadas por los vientos alisios, con dirección sur-suroeste, y las empujan contra los cerros costeros de la Cordillera de los Andes.

b. Cerros costeros

Superficie de contacto según pendiente, altura y orientación. Las pendientes agudas de éstas configuraciones pertenecientes a la Cordillera de los Andes, permite (en mayor o menor medida) la condensación de las neblinas advectivas debido al contacto directo entre ambos cuerpos físicos. Mientras mayor sea la pendiente, el área de exposición a las neblinas transportadas por los vientos es más pronunciada y favorece el choque directo de las moléculas de vapor de agua que precipitan). Asimismo, la orientación de las laderas influye sustancialmente en la aparición de estas comunidades (Weberbauer, 1945), siendo la vegetación más favorecida la situada en las laderas expuestas a vientos predominantes o hacia el mar (Ferreyra, 1953).

c. Elementos fisiográficos y pedología

A partir del estudio en Lachay de Tinoco (1969) citado por Torres (1981), se puede concluir que, en espacios con mayor altura, mayor superficie de contacto a causa de factores antes mencionados y exposición directa al choque de los vientos con nieblas, el horizonte se configura de manera más productiva para la

existencia de las comunidades lomales. De allí la importancia de una categorización de los mismos para afinar estudios ecológicos siguientes, en el que se incluye la presente investigación. Continuando con la clasificación de Torres (1981), basado en Tinoco (1969) y su estudio en Lachay, se tienen:

Cumbres y mesetas

Poseen suelos litosólicos muy superficiales, cuya roca madre está parcialmente descompuesta. La característica morfológica predominante corresponde al de un horizonte A (suelo poco desarrollado). Su topografía abrupta (abundancia de peñascos) lo hace un suelo inadecuado para fines agrícolas.

Afloramientos rocosos

Al ser frecuentes, constituyen una importantísima área disponible para el contacto con neblinas advectivas para la precipitación del vapor de agua, favoreciendo así a la formación de vegetación.

Depósitos eólicos de regosoles profundos

Su pendiente es moderada o fuerte, textura arenosa con reacción neutra o ligeramente ácida (cuando hay mayor humedad). El horizonte A que allí se forma recibe aportes de la acumulación estacional de materia orgánica que sobre él se produce. Asimismo, debido a su profundidad, captura el agua captada por las superficies de contacto y sirve para la irrigación de las comunidades que allí mismo se forman.

2.2.2. Características de las comunidades vegetales lomales

Antiguamente, las lomas costeras estaban pobladas por grandes poblaciones de árboles y arbustos, los cuales, a través de sus estructuras, incrementaban la superficie de contacto para la captación de agua de niebla, favoreciendo enormemente el ingreso de agua (Torres, 1981). Lamentablemente, la composición florística actual no incorpora a estas poblaciones de manera sustancial debido a problemas antropogénicos (Santuarios Nacionales del Perú, 2003).

Nasa urens (Jacq.) Weigend y *Nicotiana paniculata* L. son dos especies reportadas frecuentemente en las publicaciones sobre diversidad florística (Tovar, 2003; Ferreyra, 1953) así como especies con mayor abundancia de individuos (son características de las lomas herbáceas según Ono, 1982; Ferreyra, 1953), tal vez por ello se les sugiere la atribución de indicadores del comportamiento de las lomas (Tovar, 2003).

Diferentes adaptaciones se han desarrollado para hacer frente a las condiciones temporales del ecosistema. A pesar que diferentes autores mencionan que se necesitan estudios ecofisiológicos profundos para entender la naturaleza y especificaciones de las adaptaciones en plantas (Tovar, 2003), muchos investigadores mencionan algunas de estas en sus publicaciones (para el género *Tillandsia* revisar Türkowsky, 1976).

Dillon y Rundell (1989) identifican a la dormancia en las semillas como una cualidad de ciertas herbáceas, para así superar las épocas secas. La dormancia puede alcanzar entre 20 a 50 años, lo que explica la aparición repentina de comunidades de plantas en espacios donde usualmente no se desarrollan, cuando existen abundantes ingresos de agua por alguna perturbación como el ENSO.

La clasificación de la vegetación más detallada es propuesta por Ellenberg (1959) citado por Teixeira (2000) utilizando la altura y el tipo de vegetación como criterios principales para ello; de esta manera, tenemos: desierto inferior (0-100 msnm), zona inferior de tillandsias grises (100 msnm), zona semidesértica de criptógamas (200 msnm), zona de vegetación herbácea y de epífitas (200-400 msnm), zona de hierbas altas (400-550 msnm), zona de arbustos y árboles altos, musgos y epífitas (500-650 msnm), zona superior de tillandsias (más de 700 msnm).

Así también, Ono (1981) hace una propuesta indicando a la altura como factor abiótico definitivo para la clasificación de la vegetación: lomas herbáceas (200-450 msnm), lomas arbustivas (300-500 msnm), lomas bromeliáceas (600-800 msnm), lomas tilandsiales (100-300 o 400 msnm), lomas cactáceas (400-600 msnm).

No se han encontrado referencias bibliográficas sobre aspectos de la comunidad vegetal para las lomas de Mangomarca.

2.2.3. El evento de el niño oscilación sur (ENSO) y los ecosistemas de lomas

El Niño produce infrecuentes pero recurrentes perturbaciones en los factores climáticos que condicionan la formación de neblinas, y en extensión, de las lomas (Dillon, 1989; Rundell *et al.*, 1991). Bajo estas condiciones, las comunidades lomaes se extienden por todos los cerros de manera exponencial. Oka (1984), menciona que para El Niño de 1965 y 1972, la precipitación disminuyó en el norte, pero aumentó considerablemente en el sur. Normalmente, el grosor de la zona de enfriamiento adiabático saturado (Albrecht, 1981) es más delgado en el norte que en el sur, y un ENSO intensifica estas características, haciendo más gruesa esta zona en el sur y disminuyéndola en el norte, lo que permite la formación de nubes que luego precipitan, permitiendo la formación de lomas en mayor intensidad. No sólo favorece la aparición de brotes de herbáceas en lugares inesperados, sino que en los lugares donde comúnmente se desarrollan comunidades herbáceas, aparecen brotes de árboles provenientes de semillas que pasan desapercibidas hasta que germinan solamente bajo condiciones provocadas por ENSO (Delgado, 1999).

Las altas precipitaciones asociadas a un ENSO afectan la productividad primaria, modificando la estructura y dinámica de poblaciones, redes tróficas y comunidades según Gutiérrez (1998) citado por Chirinos (1999). La productividad primaria puede igualar los niveles productivos de un campo cultivado cuando existe ENSO (de 0.005 Ton/Ha/mes a 3.5 Ton/Ha/mes para ENSO de 82 – 83) (Torres, 1981).

2.2.4. Antropocenos

La característica fundamental de este ecosistema en términos históricos es la trashumancia. Las lomas han llamado la atención de los antiguos pobladores desde hace miles de años (Dourojeanni y Ponce, 1978) evidenciándose en las edificaciones de piedras de culturas precolombinas que en ellas encontramos (Saito, 1976). La admiración e interés por ellas se mantuvo constante durante la Colonia, como menciona Bernabé Cobo (1582 – 1657) en Historia del Nuevo Mundo: «...*Caen solamente las garuas. A estos cerros que con ellas se riegan llamamos en estos reinos Lomas, y al*

tiempo en que cae este rocío decimos tiempo de lomas, porque en él se visten de yerba y crían abundantes pastos...». Sin embargo, la llegada de la Conquista cambió la percepción del hombre con la naturaleza (Santuarios Naturales del Perú, 2003).

Aun así, el botánico Hipólito Ruíz, a partir de sus exploraciones junto a José Pavón, en el siglo XVIII por encargo del Rey de España Carlos III, mencionó en 1778 que "Con estas yerbas y sus raíces se mantiene copioso número de ganado de cerda, caballo y vacuno, en tiempo que allí llaman de lomas, que es en invierno. Como estas lomas están en el camino de la costa, sirven sus muchas plantas de pasto para el ganado de la arriería que llega cansado y fatigoso." Ello es evidencia clara de que las lomas continuaron utilizándose para fines ganaderos durante muchos años más. Actualmente, el potencial uso de las lomas se orienta hacia la producción de especies forrajeras (Ferreira, 1953) o de alguna actividad agrícola o forestal; cada uno de estos potenciales se restringe a las limitaciones y características propias de cada sistema aislado.

Aun así, el impacto antrópico no siempre ha supuesto una pérdida de especies. Sin que este hecho pueda ser categorizado como benéfico o perjudicial, al menos en Lachay, el impacto antrópico intenso causado por el turismo (principalmente), ha generado un incremento de la diversidad cerca a estos espacios intervenidos (Tovar, 2003). Diferentes autores mencionan que es necesaria una investigación que plantee como objetivo identificar los impactos reales de la influencia antrópica (Tovar, 2003).

Lima Metropolitana posee 19 distritos con presencia de ecosistemas de lomas (Ordenanza N° 1853, 2014), desde Ancón hasta San Bartolo, representando hasta el 41 por ciento del total de ecosistemas naturales de la ciudad. Así, los ecosistemas de lomas son los más extensos de los ecosistemas terrestres (Lima Cómo Vamos, 2014). Sin embargo, las principales amenazas son las invasiones y el tráfico de tierras, el crecimiento urbano y la contaminación. Sólo 10 lomas son consideradas como ecosistemas frágiles por el SERFOR del MINAGRI (Lúcumo, Lurín, Pachacámac, Paloma, Pacta, Villa María del Triunfo, Retamal, Amancaes, Manchay y Carabayllo) y sólo se ha tenido un esfuerzo político desde la Municipalidad Metropolitana de Lima, con apoyo del Ministerio del Ambiente, en el Programa Lomas de Lima que fue lanzado en el año 2013 pero que se discontinuó en el año 2015. Asimismo, existen asociaciones

y emprendimientos dirigidos por líderes vecinales en diferentes distritos con lomas que buscan su conservación, a fin de aprovechar los diferentes servicios que el ecosistema de lomas puede proveer, siendo el ecoturismo el más difundido (Ministerio del Ambiente, 2014). Sin embargo, a pesar de los esfuerzos políticos y ciudadanos, las lomas de Lima continúan degradándose y retrocediendo frente a presiones antrópicas.

2.3. TEORÍA ECOLÓGICA DEL ESTUDIO

2.3.1. Comunidad y ecosistema

Los métodos de estudio para la comprensión de procesos dentro de un ecosistema se desarrollan sobre supuestos de homogeneidad y replicabilidad (Margalef, 1982), o la existencia de un comportamiento fractal, esto es, la invarianza de características a nivel de escala para un determinado conjunto (Mandelbrot, 1996). Así, es posible desarrollar estrategias de recolección de información de muestras aleatorias en un espacio homogéneo y concluir que la escala máxima en el que sigue habiendo homogeneidad es similar a aquella pequeña porción analizada. Sobre ello, Margalef (1982) presenta dos aproximaciones para el estudio de los ecosistemas.

- Asociaciones

Éstos pueden ser entendidos a través del estudio de asociaciones, concepto propuesto por Humboldt (1805) citado por Margalef (1982), haciendo referencia a una unidad operacional con una composición interna de alguna variable cuantitativa o cualitativa (composición de especies, por ejemplo), definiéndose como un segmento del ecosistema que es lo suficientemente uniforme para que las distintas muestras extraídas de ella sean consideradas repeticiones aleatorias.

- Biocenosis

Un concepto de mayor escala corresponde a la biocenosis, concepto presentado por Mölbis (1877) citado por Margalef (1982) y desarrollado por Reswoy (1924), Friedrichs (1957; 1958), Schmid (1922; 1949) y Daniker (1939) citados por Margalef (1982), que se define como una comunidad de plantas y animales

condicionados mutuamente que se encuentran en estado estacionario dinámico por cuestiones reproductivas propias, dependientes del entorno inanimado exterior a la biocenosis (biotopo), pero no esencialmente de otros organismos vivos exteriores a ella.

De manera sencilla, la unidad básica de estudio (por razones operativas) de los ecosistemas corresponde al concepto de asociación (de manera tangible), y la biocenosis se resume como la yuxtaposición de diferentes clases de asociaciones y las relaciones que se generan entre ellas (una construcción abstracta). Un ecosistema, sería la suma de la biocenosis, el biotopo y las relaciones de interacción que existen entre ambas (Margalef, 1982).

En términos generales, es posible la estructuración de la comprensión de un a través del estudio de asociaciones vegetales. Éstos son indicadores particularmente idóneos al referirse a la caracterización de un ecosistema, pues su estructura y composición, así como dinámicas asociadas, son el reflejo de los diferentes factores que afectan de manera determinante al sistema (Mateucci y Colma, 1982). Asimismo, Wood, P. y Burley (1995) citados por Delgado (1999) mencionan que el mejor aparato de medición del ambiente más sensitivo son las plantas.

Para el caso específico de los ecosistemas de lomas, se señala que la vegetación es uno de los factores claves para su conservación, pues influencia el suelo, genera microclimas para otras especies y es fuente de materia orgánica (Collado, 1991 citado por Delgado, 1999).

2.3.2. Aproximación de comunidad vegetal

Una comunidad puede ser entendida como una organización temporal y espacial de organismos, con diferentes grados de integración según Dansereau (1963) citado por Muller-Dombois y Ellenberg (1974). En relación al concepto de comunidad de plantas, las percepciones están influenciadas históricamente por las propuestas de comunidades orgánicas o las propuestas de comunidades individualistas. Sin embargo, referencias

específicas al concepto de comunidad de plantas pueden atribuirse históricamente a Flahault y Schröter (1910) citado por Muller-Dombois y Ellenberg (1974), explicando que una comunidad de plantas no implica una concurrencia armoniosa que trabajan juntas hacia un fin en común, sino que es una coexistencia de formas en la que cada elemento mantiene su individualidad y busca su propio beneficio.

Existen tres corrientes que explican la dinámica de las comunidades. Una es la corriente orgánica, la que identifica a la comunidad como un organismo capaz de crecer y reproducirse, según Clements (1916) citado por Muller-Dombois y Ellenberg (1974) y Lortie *et al.* (2004), detallando un proceso de cambios determinados y dirigidos hacia un estado último (“clímax”) a partir de un estado inicial (sucesión); luego surge una propuesta menos hipotética, al considerar a la comunidad de plantas como un quasi-organismo por Tansley (1920) citado por Muller-Dombois y Ellenberg (1974); finalmente, Braun – Blanquet (1928, 1932) citado por Muller-Dombois y Ellenberg (1974) prioriza un enfoque sistémico con el fin de imponer un orden clasificatorio a las comunidades vegetales bajo la visión orgánica del mismo, haciendo la analogía de una comunidad con una especie. Esta corriente se alinea a una visión determinista, en el que los procesos en general tienen una única dirección. La dinámica interna corresponde a una direccionalidad temporal.

Otra es la corriente individualista, planteada por los supuestos de Gleason (1926) citado por Muller-Dombois y Ellenberg (1974), las comunidades son dependientes de su entorno. El entorno es considerado como un espacio continuo (no discreto), en el que existen gradientes de diferentes tipos (no hay límites precisos), y sobre éste, se estructuran las comunidades vegetales, por lo que cada comunidad es única e irrepetible (es individual). Ha sido desarrollado por Curtis (1995) y Whittaker (1967) citados por Muller-Dombois y Ellenberg (1974) bajo la denominación de “continuum”. Esta corriente ha sido la que más ha influenciado la aproximación ecológica en el estudio de las comunidades, y ciertamente ha permitido estudiar individualidades dentro de cada comunidad según señala Bruno *et al.* (2003). Así, se ha convenido en que la comunidad sería el resultado de la suma de las interacciones entre individuos particulares a diferentes escalas (a modo de gradiente) según Walter (1964) citado por Sammul (2006), de manera que se integran en determinada medida siendo capaces de exhibir

cierta resistencia a fluctuaciones ambientales (homeostasis) de acuerdo con Poore (1964) citado por Muller-Dombois y Ellenberg (1974). Esta aproximación se refiere a un ensamblaje determinado por el medio, considerado como estocástico e impredecible. Las características internas, atribuidas en gran parte a las interacciones, son presentadas por Walter (1964, 1971) citado por Muller-Dombois y Ellenberg (1974) distinguiendo tres tipos de relaciones que determinarían la estructura interna de la comunidad: competidores directos, especies dependientes y especies complementarias. Sin embargo, este enfoque sobresalta las consecuencias de las relaciones de competencia (y depredación, de manera general), algo que viene generando críticas en los investigadores que intentan proponer una nueva aproximación. Aportes de diferentes autores han evidenciado la importancia evolutiva de la facilitación (mutualismo, comensalismo) como interacción positiva entre especies y la crucialidad de este evento ecológico para la composición y estructuración de comunidades, como señalan Hunter y Arness (1988), Bertness y Callaway (1994) y Callaway (1995) citados por Lortie *et al.* (2004), algo que las aproximaciones anteriores no tomaban en consideración.

Así, Lortie *et al.* (2004) propone una tercera corriente integrada de comunidad, definiendo a las comunidades vegetales como dualistas, en el sentido de que pueden poseer una naturaleza integral (corriente orgánica) e individualista (corriente individualista) en diferentes grados. De esta forma, las comunidades vegetales mostrarán comportamientos como unidades integrales o como unidades de individuos independientes de acuerdo a variaciones espacio-temporales según diferentes perturbaciones.

Se han sugerido entonces cuatro atributos fundamentales para la estructuración de una comunidad (adaptado de Krebs (2001), Grime (1998) y Laakso *et al.* (2001) en Lortie *et al.*, 2004) a través de interacciones sinérgicas no lineales:

- Procesos estocásticos
- Tolerancia específica de especies a condiciones abióticas
- Interacciones directas o indirectas, positivas o negativas, entre plantas
- Interacciones directas con otros organismos

Tomando en cuenta los procesos estocásticos internos a la comunidad y los externos en el medio, Galindo-Leal (1998) señala lo complicado del análisis de comunidades por existir especies con dinámicas impredecibles o estrategias de supervivencia que podrían permitirles sobrevivir a fuertes perturbaciones. En ese sentido, Margalef (1980) ya había indicado la importancia de incorporar la variabilidad espacial y temporal en el análisis ecológico a nivel de las comunidades, considerando que las especies son las que contribuyen en la organización de ecosistemas en sus interacciones poblacionales, por lo cual Grossman (1998) concluye que es más eficiente trabajar en el nivel de las comunidades antes que en las especies que lo componen para monitorear cambios ecosistémicos en el tiempo; resalta a las comunidades vegetales como claves para caracterizar sistemáticamente el estado actual de los ecosistemas y paisajes.

2.3.3. Dinámicas en los ecosistemas

El dinamismo de un ecosistema puede ser entendido como un flujo de materia y energía, o como una sucesión de nacimientos y muertes de entidades continuas o individuos; el estudio de estos procesos no puede ser completo sin ser correspondido a escalas temporales y espaciales, ambas en conjunto (Margalef, 1982).

a. Dinámicas temporales

El entendimiento de las dinámicas temporales debe empezar por comprender que la generalización de la dinámica (o mecanismo de funcionamiento) que caracteriza al sistema, generalmente es diferente al que se estructura en un determinado punto de evaluación; es interés de la ecología poder identificar los valores asociados al mecanismo general del sistema bajo estudio, pero ello implica un análisis temporal complejo, en el que la organización del mismo es abierta, heterogénea y susceptible de alteraciones estocásticas impredecibles (de diverso origen, intensidad y dirección), aunque se pueden concebir procesos recurrentes o cíclicos, o procesos unidireccionales o irreversibles (Margalef, 1982). Margalef (1982) identifica tres tipos de aproximaciones para la interpretación de mecanismos de funcionamiento interno: las fluctuaciones, como los cambios en los valores de determinados parámetros estadísticos alrededor de un valor central, relacionado con el concepto de estabilidad

ecosistémica; los ritmos, haciendo referencia a la periodicidad en valores de parámetros estadísticos; y la sucesión, como cambios que ocurren en decenios, siglos o milenios de forma auto-organizada y caracterizado por su irreversibilidad.

La modificación de estas etapas puede ser de naturaleza alóctona (fuera del control de los organismos) o autóctona (mediados por los mismos organismos). Supone que los ecosistemas siempre cambian. El mismo autor menciona que, actualmente, un elemento a tomar en cuenta en los estudios de dinámicas temporales, son las actividades antrópicas, las cuales generan un proceso llamado regresión, el cual es opuesto a la sucesión, pues disminuye la información del sistema, afectando su capacidad auto organizativa (relacionada a su funcionalidad).

b. Dinámicas espaciales

El espacio se relaciona directamente a la distribución espacial de los componentes ecosistémicos; así, las dinámicas espaciales hacen mención a cómo varían estos procesos en el espacio. Se han mencionado tres niveles inseparables para poder entender estos procesos: (1) organización a escala pequeña (ciclos homogéneos internos), (2) relaciones entre éstas organizaciones (diferencias entre escalas tales que es posible definir fronteras espaciales), y (3) escala mayor en la que aparecen ecosistemas en diversos tipos y sus relaciones (relacionado con la biogeografía) (Margalef, 1982).

Debemos siempre contar con el hecho de que la vida hace heterogéneo el espacio, lo diversifica. Esto se estructura sobre gradientes ambientales y pueden o no, hacerlos más notables. Tradicionalmente, el estudio del espacio se ha limitado a regresiones que combinan factores ambientales, pero no toman en cuenta la distribución geográfica. Margalef (1982) propone el uso de superficies de tendencia (función matemática diseñada en base a residuos que intenta predecir comportamientos de algunas variables en el espacio).

Es posible distinguir una *heterogeneidad vertical* (diferencias biológicas a diferentes alturas) y *heterogeneidad horizontal* (diferencias biológicas en diferentes mosaicos), diferencias que corresponden no sólo a gradientes ambientales, sino a agregaciones particulares de cada especie en función a su biología reproductiva y naturaleza propia. Es importante definir las fronteras espaciales entre unidades definidas bajo determinados criterios, a fin de poder entender las implicancias que la sucesión histórica, la explotación y la diversidad tienen en la distribución espacial de los mismos organismos (Margalef, 1982). Puntualmente, sobre la heterogeneidad horizontal, Díaz (2006) menciona que las diferencias entre parches o fragmentos diferentes son importantes para los niveles de diversidad biológica que se contemplan en el ecosistema; parches más diferentes tendrán menos diversidad (por existir tensión energética), mientras que parches más similares tienden a mantener niveles de diversidad elevados. Sobre esto, se constituyen recientes estudios sobre paisaje, conectividad y otros (Díaz, 2006).

2.3.4. La diversidad como parámetro asociado a dinámicas ecosistémicas

La diversidad hace referencia a la descripción y explicación causal de la composición de especies de una muestra extraída de la naturaleza; es una expresión taxonómica final de la dinámica e historia del propio ecosistema (Margalef, 2002) y es inversamente proporcional a la velocidad con que fluyen los materiales y energía a través del ecosistema (Díaz, 2006). No debe confundirse con el concepto de biodiversidad, el cual es un concepto que abarca todas las especies presentes en un ecosistema, así como sus genes, sin necesariamente que haberse expresado fenotípicamente en un determinado momento (Margalef, 2002). Se puede decir que la biodiversidad es el resultado de la evolución que se manifiesta en diferentes formas de ser de los seres vivos (Halffter y Ezcurra, 1992) y la diversidad es el reflejo representativo de la misma (Halffter *et al.*, 2001).

Harper y Hawksworth (1995) citados por Magurran (2004) proponen la comprensión de la diversidad biológica en 3 niveles: específico, genético y ecosistémico; mientras que Noss (1990) citado por Halffter *et al.* (2001) agrega los niveles de diversidad en

términos de composición (identidad y variedad de genes, poblaciones, especies, comunidades y paisajes), estructura (forma en la que están organizados los componentes) y función (procesos ecológicos y evolutivos que ocurren entre los componentes) de los ecosistemas. Pielou (1975) citado por Magurran (2004) propone el término de diversidad ecológica para referirse a la riqueza y variedad de comunidades ecológicas naturales.

El concepto de diversidad es, convenientemente, diverso, y resulta ser adaptado según la escala espacial y temporal para el usuario del mismo (Magurran, 2003), habiéndose reportado hasta 140 índices (Moreno, 2001).

Si bien existen numerosos índices para medir la diversidad, se ha asumido consenso sobre la significancia de un nivel de diversidad lo suficientemente representativo del espacio a evaluar según el análisis de la función de especies / área, siendo válido considerar un nivel de diversidad determinado cuando la pendiente de la curva no varía sustancialmente a medida que se incrementa el área a evaluar (Margalef, 1982; Magurran, 2003). Del mismo modo, Pielou (1975) citado por Noss (1990) asegura que los indicadores de diversidad son estadísticos descriptivos simples y es necesario complementarlo con diferentes mediciones para tener conclusiones que permitan comprender a la comunidad de la mejor manera.

Recientemente, se propone estudiar la diversidad de manera conjunta en tres escalas, dentro de un marco referencial denominado paisaje (una derivación de los conceptos en relación a los ecosistemas y sus dinámicas en el espacio). El paisaje es una unidad terrestre topográficamente heterogénea, pero con singularidad climática, geográfica e histórica (Forman y Grodon, 1986); es el resultado de procesos geomorfológicos y de patrones de colonización de los organismos (a nivel histórico) así como perturbaciones en las comunidades locales en periodos más cortos de tiempo (Halffter *et al.*, 2001). A escala de paisaje, la diversidad es el resultado de dos procesos: los ecológicos (tiempos cortos) y evolutivos y biogeográficos (tiempos largos), según Schluter y Ricklefs (1993) y Caley y Schluter (1997) citados por Halffter *et al.* (2001). La estructura del paisaje afecta definitivamente la conservación y distribución de biodiversidad, es por ello que su evaluación, monitoreo y conservación debe enfocarse desde esta escala (Noss, 1983;

Franklin, 1993; McNaughton, 1994; Forman y Collinge, 1996; Harris *et al.*, 1996; Noss, 1996; Halffter, 1998 citados por Halffter *et al.*, 2001).

Estos tres niveles son los correspondientes a la propuesta de Whittaker (1972, 1977) utilizados y complementados por investigadores recientes (Moreno, 2001):

a. Diversidad alfa

Riqueza de especies de una comunidad en particular considerada como homogénea que coexiste en un espacio de paisaje homogéneo. Se pueden tomar en cuenta dos aproximaciones: composición (número de especies) y estructura (abundancia de cada especie en la comunidad). Aun cuando el número de especies puede ser un indicador importante, el análisis de la estructura de una comunidad es importante para identificar cambios poblacionales en determinadas especies y así determinar la presencia de algunos procesos (Magurran, 1988 citado por Moreno, 2001).

b. Diversidad beta

Grado de cambio o reemplazo en la composición de especies entre diferentes comunidades de un paisaje. Vincula la diversidad local con la diversidad regional.

c. Diversidad gamma

Riqueza de especies del conjunto de comunidades que integran un paisaje o región (resultante de las diversidades alfas y diversidades betas).

Margalef (2002) indica que las mediciones de diversidad deben integrar extensiones espaciales y temporales, buscando hacer referencia a un espectro de diversidades. Estas mediciones se basan en el estudio de diversos criterios ecológicos, como la biomasa (Mueller-Dombois y Ellenberg, 2002), la densidad, la frecuencia y la cobertura (Matteucci y Colma, 1982; Sutherland, 2006). Por su facilidad de medición (Rice, 1967; y Daubenmire 1968, citados por Mueller-Dombois y Ellenberg, 2002), su cercanía a todas las formas de vida de un

ecosistema y la facilidad de establecer un parámetro estandarizado para estudios de comunidades vegetales, la cobertura ha sido considerada como el criterio más adecuado para estimar otras variables ecológicas. Aun así, presenta limitaciones vinculadas a la distribución espacial de algunas especies y por no incorporar tasas de natalidad y mortalidad (Elzinga *et al.*, 1998).

Para la medición de la cobertura en ecosistemas de bajo fuste, se han utilizado dos tipos de métodos principalmente (Matteucci y Colma, 1982; Sutherland, 2006; Elzinga *et al.*, 1998; Braun-Blanquet, 1964): el cuadrado y el transecto. El primero ha sido utilizado en ecosistemas de lomas (Teixeira, 2000), el cual evalúa la presencia o ausencia de especies en un grillado dentro de un cuadrado. El segundo ha sido sugerido para ecosistemas con parches dispersos con varios individuos de una sola especie o con individuos con copas más grandes (Goodall, 1952), como las lomas, y consiste en la evaluación de la presencia o ausencia de especies a lo largo de una línea de puntos, utilizando una varilla de metal fina y evitar sobre evaluación (Poissonet y Poissonet, 1969). Así, Ramírez (2000) menciona que la metodología del punto transecto, la cual consiste en medir el porcentaje de puntos interceptados por una especie en relación al total de puntos en el transecto, es el más adecuado y versátil para estudiar la cobertura vegetal de diversas comunidades.

2.3.5. La gestión de la diversidad biológica

Las políticas públicas y las actividades relacionadas a la gestión de ecosistemas necesitan tener información que les permitan saber de la condición, situación y tendencias de los ecosistemas involucrados. Se necesita diferente tipo de información para poder tomar decisiones adecuadas, y en ese contexto, la integración de variables ecológicas en indicadores simples y entendibles es necesaria (Andreasen *et al.*, 2001).

En ese sentido, se sugiere el diseño de indicadores de integridad ecosistémica terrestre (TIEI, por sus siglas en inglés). Si bien se han desarrollado índices aproximados, el índice de integridad biótica (IBI, por sus siglas en inglés) es uno de los más aceptados

(Karr y Chu, 1990) en el cual es posible establecer jerarquías entre las variables analizadas y establecer categorizaciones en función al valor de cada una de ellas para un determinado criterio. Sobre ello, Leopold (1949), complementado por Karr y Dudley (1981) diseña una estrategia para la comparación de diferentes índices utilizando transformaciones matemáticas y categorizaciones ordinales para establecer jerarquías.

Esto permite una puntuación empírica, que nos servirá para establecer las bases de una división espacial respecto a los índices evaluados. Complementado con criterios de ecología del paisaje, se puede establecer la base de una Zonificación Ecológica Económica (PCM, 2004). Esta jerarquización de variables permitiría identificar áreas geográficas con sensibilidad biológica, las cuales son “zonas que por sus valores intrínsecos naturales, culturales o paisajísticos o por la fragilidad de los equilibrios ecológicos existentes o que de ellas dependan, son sensibles a la acción de factores de deterioro” según el Cabildo de Tenerife (2003, citado por Ezcurra y Schmidt 2012). Esta sensibilidad puede expresarse en un mapa que permite sistematizar la jerarquía de variables y contribuir a los procesos de planificación y ordenamiento territorial (Ferreti y Mange 2009).

Por otro lado, se indica que el monitoreo de indicadores biológicos de los ecosistemas es una práctica recurrente en el manejo adaptativo y una herramienta importante de gestión (Buckley *et al.* 2008). El monitoreo biológico es la evaluación de algunas variables biológicas mediante un diseño muestral por un período de tiempo prolongado, lo que permite identificar cambios y tendencias por impactos naturales o antrópicos (Watson y Novelty 2004). Para el caso de los ecosistemas de lomas, Ramírez *et al.* (2000) reportan que aplicaron métodos de muestreo aleatorio simple y muestreo aleatorio estratificado para la cobertura vegetal en base al índice de Shannon-Wiener en el caso de la loma “Cerro Quemado”.

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. ÁREA DE ESTUDIO

El distrito de San Juan de Lurigancho es uno de los 43 distritos de la Provincia de Lima, en el Departamento de Lima. Ubicándose en el extremo nororiental de la ciudad, en la quebrada que lleva el mismo nombre del distrito, formada por las estribaciones andinas en las que penetra la urbe. Limita al norte con el distrito de Carabaylo, al este con la Provincia de Huarochirí y el distrito de Lurigancho, al sur con el distrito de El Agustino y el distrito de Cercado de Lima y al oeste con el distrito de El Rímac, el Distrito de Independencia y el distrito de Comas. Tiene una superficie de 131.25 Km², con una población de 1,025,929 habitantes según proyección realizada por el INEI, con una densidad poblacional de 7,816.60 hab/km². San Juan de Lurigancho es el distrito más poblado del Perú y de América del Sur y es aquí donde se ubican las lomas de Mangomarca. Las lomas de Mangomarca se encuentran entre los 12°00'13.3"LS y los – 76°58'25.1"LO, presenta un sistema de quebradas y colinas con orientación SO; presenta pendientes entre los 30 a 40 por ciento, iniciándose a los 180 msnm, y alcanzando una altitud de 849 msnm, resaltando los afloramientos rocosos. Su cobertura tiene una extensión aproximada de 790 hectáreas de acuerdo a evaluaciones de campo realizadas en el 2013.

El año 2013 fue clasificado como neutral por el Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú (SENAMHI 2013a, 2013b, 2014), a pesar de que las costas tuvieron algunas anomalías negativas de temperatura superficial del mar, no se llegó a clasificar como un año con presencia del fenómeno de La Niña (en el año de estudio).

3.2. MATERIALES

- 4 libretas de campo
- 4 mapas A4 del área de estudio
- 4 cintas métricas de 30 m.
- 4 cintas métrica de 5 m.
- 120 bolsas Ziploc medianas y grandes
- 4 GPS
- 4 varillas de metal de 3 mm de radio graduadas a 20 cm, 50 cm, 100 cm y 150 cm
- 4 tijeras de podar
- 8 bolsas gruesas
- 4 pares de guantes de cuero
- 4 cámaras fotográficas
- 4 guías de identificación florística
- 4 clinómetros
- 4 palas
- 20 cilindros de metal resistente a altas temperaturas de 270 cm³ para muestreo de suelos
- Útiles de escritorio
- 1 laptop

3.3. MÉTODOS

3.3.1. Diseño muestral

Se ubicaron dieciséis estaciones de muestreo a lo largo de las 125 ha del área de estudio y en cada una de ellas se colocó un transecto (Figura 1), según un muestreo estratificado aleatorio en base a diferentes períodos de evaluación para el criterio temporal y diferentes niveles de altitud, posición en la ladera y orientación para los criterios espaciales.

a. Criterio temporal

El paisaje del área de estudio puede entenderse como uno compuesto por dos parches principales, siendo uno de ellos variable durante el año. El parche principal podría identificarse como aquel espacio físico sobre el cual se pueden desarrollar diferentes especies con la entrada de agua a partir de neblina durante los meses de invierno (o verano), a diferencia de aquellos espacios en donde no ocurra con regularidad. Sin embargo, debido a la falta de información histórica que permita estimar el área exacta en donde se puede desarrollar la comunidad de plantas lomales, resultó imposible diseñar un muestreo según este criterio. Por ello, se supuso que las comunidades lomales son capaces de desarrollarse a partir de los 350 msnm, según experiencia en campo del autor. Es importante mencionar que, dentro del parche que varía temporalmente respecto al desarrollo de comunidades vegetales, existe elevada heterogeneidad, cuyos criterios de clasificación respecto a variaciones temporales no son posibles de determinar por las razones antes mencionadas.

La recopilación de datos se realizó cada dos meses, siendo en total seis salidas al campo para la recopilación de la información, en los meses de marzo, junio, agosto, setiembre y diciembre del 2013 y enero del 2014, a fin de completar un ciclo anual completo de desarrollo de la comunidad vegetal.

b. Criterio espacial

Se determinaron tres niveles principales (en base a clasificaciones y criterios presentados en Marco Teórico), correspondientes a altitudes desde los 350 msnm hasta los 550 msnm, desde los 550 msnm hasta los 700 msnm y desde los 700 msnm hasta los 849 msnm. Asimismo, tomando en cuenta la orientación, se determinaron 3 clasificaciones: orientación SO, orientación SE y orientación NE. Finalmente, se buscó tener representatividad para las posiciones en la ladera, pudiendo ubicarse la estación en una quebrada, en una ladera media o en una ladera alta. Dentro de cada parche se asume un nivel de homogeneidad que no supera el nivel de heterogeneidad de un parche colindante respecto a las características de las comunidades vegetales.

Tabla 1: Resumen de los criterios espaciales considerados para las estaciones biológicas

Estación	E (este)	N (norte)	Altitud (m)	Pendiente (°)	Orientación	Posición
1	285403	8672014	459	32	SO	Quebrada
2	284829	8672622	656	25	SE	Ladera Alta
3	285654	8672322	612	30	SO	Ladera Alta
4	285158	8672920	725	28	SSE	Ladera Alta
5	285464	8671893	471	25	OSO	Ladera Media
6	285141	8672308	445	8	SO	Quebrada
7	285060	8672579	585	33	SSE	Ladera Media
8	285301	8672142	521	32	SO	Ladera Media
9	285419	8672431	582	27	SO	Ladera Media
10	285282	8672695	607	25	SSE	Quebrada
11	285485	8672926	735	27	SO	Ladera Alta
12	285336	8673001	738	14	SSE	Ladera Alta
13	284372	8672039	462	28	ESE	Ladera Media
14	284480	8672238	427	25	S	Quebrada
15	284642	8672332	491	15	SO	Ladera Media
16	284842	8672268	500	29	SE	Ladera Alta

*Nota: Coordenadas geográficas en UTM

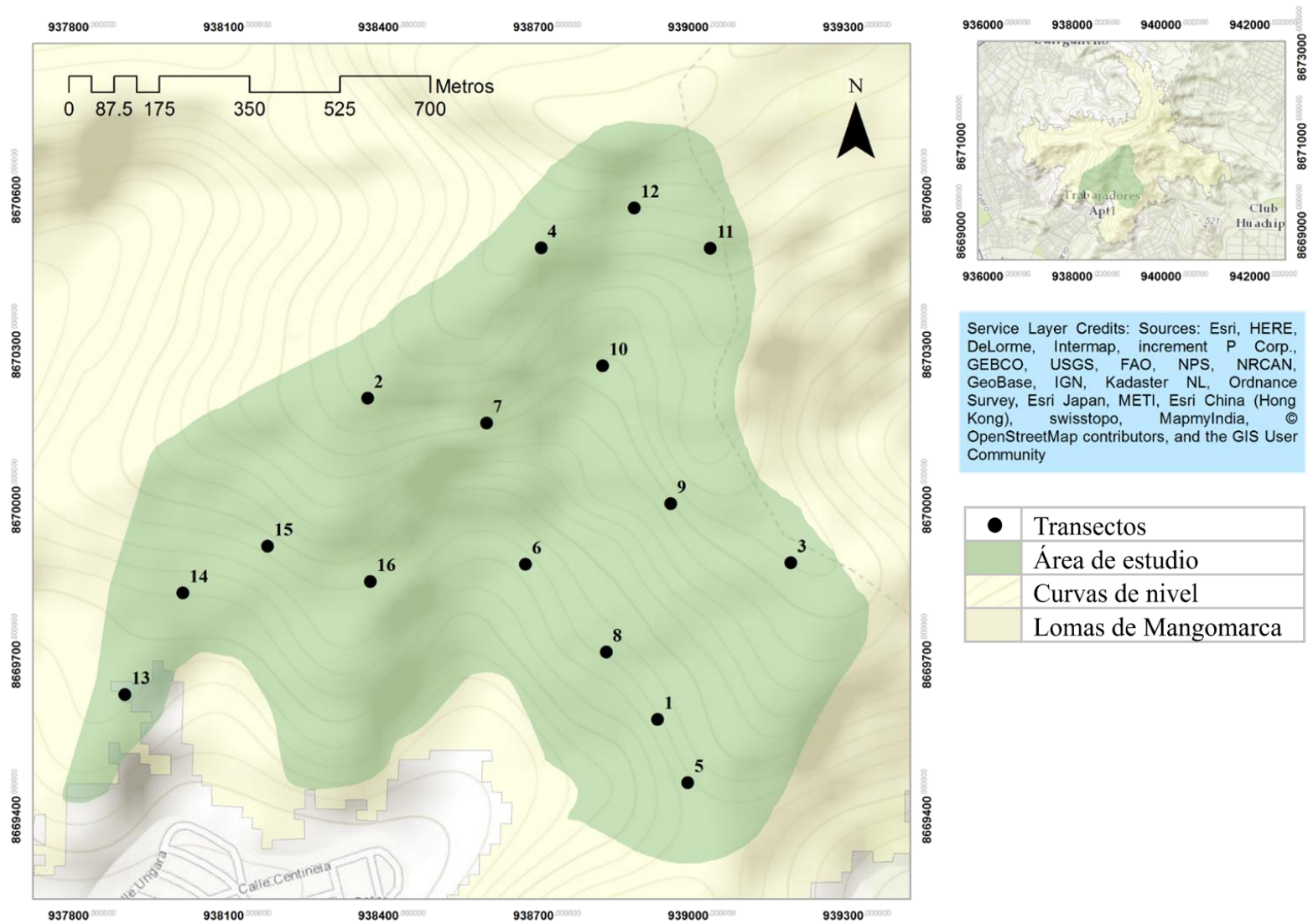


Figura 1: Mapa del área de estudio en las lomas de Mangomarca, San Juan de Lurigancho

a. Muestreo de la vegetación

Se utilizó la metodología del punto intercepto mediante transectos para medir la cobertura, según recomendaciones de Ramírez (2006) y Mueller-Dombois y Ellenberg (2002). A lo largo de un transecto se tomaron puntos de evaluación. En cada uno de estos puntos, se colocó la varilla y se registraron los individuos que la tocaban, recopilando así su proyección perpendicular a la superficie (Poissonet y Poissonet, 1969). Los registros se hicieron para 4 estratos de altitud (0-20 cm, 20 cm-50 cm, 50 cm-100 cm, 100-150 cm) con el fin de analizar la diversidad estructural de la comunidad. Los valores de cobertura se estimaron para el total acumulado de los estratos verticales, así como para cada uno de ellos, según Matteucci y Colma (1982):

$$x_i = \left(\frac{m_i}{M_T} \right) * 100$$

Donde: x_i = cobertura porcentual de la especie i
 M_i = cantidad de puntos interceptados por la especie i
 M_T = número total de puntos en el transecto (50)

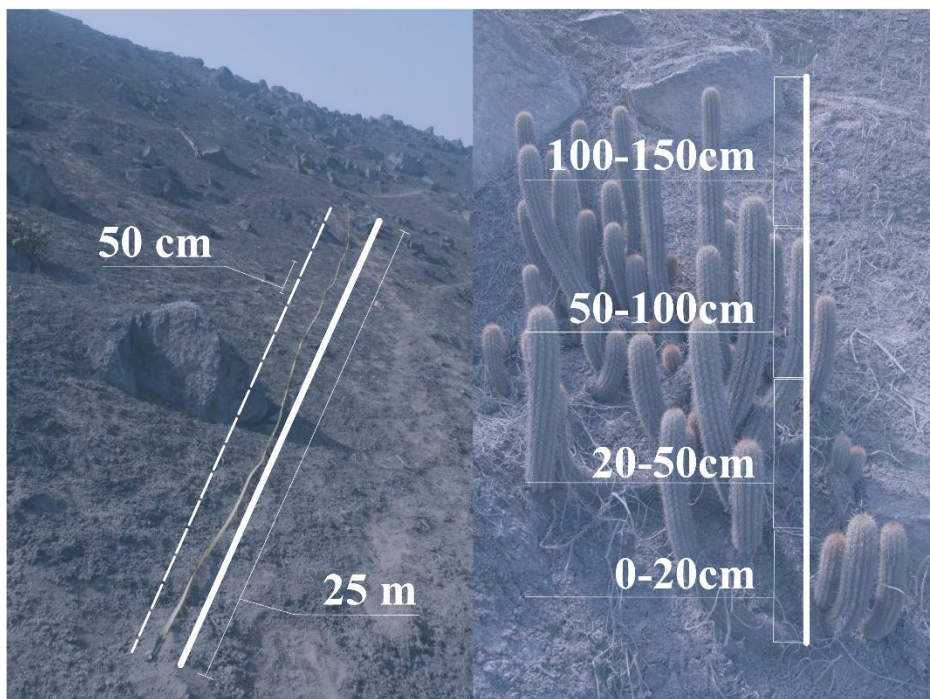


Figura 2: Esquema gráfico de la metodología del muestreo de vegetación mediante punto transecto

b. Esfuerzo de muestreo

El esfuerzo de muestreo se basó en una evaluación piloto realizado en diciembre del 2012 en las lomas de Lúcumo, en dónde se logró evaluar sólo treinta puntos a lo largo de un transecto. Al analizar las curvas especies-área para la riqueza de especies (S) y el índice de Shannon-Wiener (H'), se observó que se acercaban a la asíntota horizontal, indicando que el esfuerzo muestral sería suficiente (Margalef, 1982). Considerando la marcada variabilidad climática entre las lomas de Lúcumo en Pachacámac (muy húmedas) y las lomas de Mangamarca en San Juan de Lurigancho (muy secas), se determinó un total de cincuenta puntos de evaluación a lo largo del transecto de veinticinco metros. El esfuerzo muestral fue evaluado mediante las curvas del ajuste de especie-abundancia según Clench (1979).

Cada unidad muestral fue representada por el transecto de 25 metros y un ancho de 0.4 metros, a fin de obtener una superficie de 10 m². De esta manera, se tuvieron 16 unidades muestrales que sumaron 120 m² de tamaño muestral para cada una de las seis evaluaciones realizadas.

3.3.2. Identificación taxonómica

Fue realizada por el autor en campo y, en aquellas que no pudieron ser identificadas, se tomaron fotografías de las estructuras vegetativas y reproductivas para su identificación por el Herbario MOL de la UNALM. La identificación se realizó en base a lo determinado por la APG III (APG, 2009) y se validó la nomenclatura con la página web *Trópicos* (2015).

3.3.3. Variables biológicas sujetas a evaluación

a. Descripción de la comunidad vegetal

Se realizó un análisis general por especies, tanto en registros cualitativos como en registros cuantitativos. Se realizaron gráficos descriptivos para ver la contribución de cada especie y la contribución de cada grupo de especies del

mismo tipo de hábito, respecto de la cobertura acumulada de la comunidad vegetal.

Seguidamente, se realizó un análisis horizontal a nivel de los transectos, con el fin de identificar los transectos con mayor cobertura y riqueza de especies. Asimismo, un análisis vertical a nivel de los estratos de evaluación, con el fin de identificar posibles variaciones en la estructura vertical de la comunidad vegetal.

b. Índices de diversidad alfa

Todos los índices de diversidad alfa, se estimarán para cada estación de muestreo, así como para cada estrato vertical dentro de cada transecto. Para la diversidad en composición se midió la *riqueza específica* (S). Este índice mide el número total de especies encontrados en el muestreo (Moreno, 2001). Para medir la diversidad estructural se utilizaron dos índices de abundancia proporcional. Uno de ellos fue el índice de *Simpson*, el cual se calcula con la inversa $1 - \lambda$, para calcular diversidad, según:

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

Donde:

p_i = abundancia proporcional de la especie i , es decir, la cobertura de la especie i dividida entre la suma de las coberturas de las demás especies presentes.

El índice de Shannon-Wiener (H'), se calculó de la siguiente manera:

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

Donde:

p_i = abundancia proporcional de la especie i , calculada de la misma forma que para el índice de Simpson.

Ambos índices fueron calculados con el programa PAST v.3.13 (Hammer *et al.*, 2001), considerando la conversión del índice de Shannon-Wiener a logaritmo base 2 para obtener resultados en bits/individuo (multiplicación por 1.4427).

A fin de realizar comparaciones temporales entre las seis salidas, se realizaron pruebas de normalidad que determinaron distribuciones no normales de los datos obtenidos. Por ello, se hicieron las comparaciones con la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis como variante del ANOVA a una vía considerando el único factor el temporal. Finalmente, se realizaron mapas de isolíneas con el *software Surfer* v.13.6.618 para analizar la variabilidad espacial y temporal de la diversidad alfa.

c. Índices de diversidad beta

Para medir la diversidad beta, primero se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP), con el fin de identificar variables hipotéticas (componentes) que contengan la mayor cantidad de varianza (valores propios) posible de los datos multivariados (Hammer, 2012), en una matriz de varianza-covarianza. Aquellas especies que tuvieran mayor peso en los componentes principales, serían identificadas como las que contribuyen en mayor medida a las diferencias entre transectos.

Seguidamente, se realizó el cálculo del índice de Whittaker (Moreno, 2001). Los transectos fueron analizado por pares según:

$$\beta = \frac{S}{\alpha} - 1$$

Donde:

S = número de especies encontrado en ambos transecto

α = número promedio de las especies encontradas en los dos transectos

Finalmente, se realizó un análisis de *Clusters* o análisis multivariado de agrupación, capaz de combinar objetos similares en grupos visualizados en un dendograma. Este análisis fue utilizado para explorar las diferencias y similitudes en la diversidad entre transectos. Todos los análisis se realizaron con el *software* PAST v.3.13 (Hammer *et al.*, 2001).

d. Índice de diversidad gamma

Se realizará el cálculo de la diversidad gamma a partir del índice Shannon-Wiener (Moreno, 2001). Teniendo en cuenta que la diversidad gamma es la suma de la diversidad alfa y beta regional, el primer paso a realizar fue el de calcular la diversidad beta en términos del índice de Shannon de la siguiente manera:

$$H'beta = - \sum_i P_i \log_2 P_i - \sum_j q_j H_j$$

Donde:

$$P_i = \sum_j q_j p_{ij}$$

q_j = peso proporcional de la comunidad –asumiéndola como la comunidad de cada estación de muestreo-. En este caso todas tendrán el mismo peso.

p_{ij} = la frecuencia relativa de la especie i en la comunidad j .

H_j = índice de diversidad de Shannon en la comunidad j .

La diversidad alfa regional (H' alfa) se halló sacando un promedio de los índices de diversidad alfa de Shannon por comunidad.

$$H'gamma = H'alfa + H'beta$$

e. Análisis espacio-temporal de las principales poblaciones

Según Davic (2003), las especies dominantes dentro de algún grupo funcional es posiblemente una especie clave con capacidad de regular algunos aspectos de la

diversidad de la comunidad en donde habite. Según ello, se identificaron a las posibles especies clave de los grupos funcionales en base al porcentaje de contribución de cobertura. Para la clasificación de las especies en grupos funcionales, se utilizó la clasificación de Weberbauer (1945), según la cual en las lomas existen hierbas anuales, hierbas perennes, hierbas bulbosas, hierbas tuberosas, arbustos y subarbustos, pteridofitas y cactáceas.

Se utilizará la Ley de Taylor en aquellas especies con datos suficientes para describir la variación espacial y temporal de las poblaciones seleccionadas, por lo tanto, contaremos con un β_s –espacial- cuando se mida la variabilidad en sitios fijos en distintos momentos y un β_t –temporal- cuando se mida la variabilidad en las estaciones de muestreo a través del tiempo. De manera particular, los procesos o dinámicas en los ecosistemas se han estudiado a nivel específico, respecto a sus cambios poblacionales en función de escalas temporales y espaciales, siendo una herramienta útil para su estudio y comprensión la Ley de Taylor, la cual demuestra la existencia de una relación positiva entre la media y la varianza en las medidas de densidad de varias poblaciones naturales (Benedetti-Cecchi, 2003 citado por Teixeira y Sánchez, 2006); esta ley trata de predecir el grado de correlación entre individuos y la pendiente de la varianza (refleja el grado de correlación entre individuos de una población) (Kerkhoff & Ballantyne, 2003 citado por Teixeira y Sánchez, 2006). McArdle *et al.* (1990) ha propuesto la siguiente relación:

$$CV = \alpha^{0,5} N^{(0,5\beta - 1)}$$

Continuando luego con una linealización de la misma (Teixeira, 2000):

$$\log CV = 0,5 \log \alpha + (0,5\beta - 1) \log N$$

Con lo que el valor de β se puede hallar de la pendiente de la ecuación linealizada (b):

$$b = 0,5\beta - 1$$

Así, es posible analizar la variación espacial y temporal de las poblaciones seleccionadas, a través del análisis de β . Se tendrá un β_s –espacial- cuando se mida la variabilidad en sitios fijos en distintos momentos y un β_t –temporal- cuando se mida la variabilidad en las estaciones de muestreo a través del tiempo.

De esta forma, hay cuatro posibles patrones espacio-temporales, explicados por McArdle *et al.* (1990):

- $\beta_s < 2, \beta_t < 2$: Las poblaciones en buenos sitios son menos variables a través del tiempo que en los malos. En tiempos malos hay mayor variabilidad espacial. Patrón de “refugio”.
- $\beta_s > 2, \beta_t > 2$: Las poblaciones en buenos sitios tienden a tener mayor variabilidad en el tiempo que en los malos. En buenos tiempos hay mayor variabilidad en todos los sitios. Patrón de “estallido”.
- $\beta_s > 2, \beta_t < 2$: Las poblaciones en buenos sitios tienden a tener menor variabilidad en el tiempo que en los malos. En buenos tiempos hay más variabilidad especial. Esto puede ocurrir por sitios malos con altas densidades en buenos años, sin embargo esto ocurre solo raramente. Usualmente los sitios buenos se mantienen constantes y presentan “hotspots” movibles –aumenta la densidad poblacional-.
- $\beta_s < 2, \beta_t > 2$: Las poblaciones en buenos sitios tienden a ser más variables en el buen tiempo que en los malos. En tiempos buenos hay menor variabilidad especial. Este patrón necesita de mayor desarrollo teórico. No se sabe si es posible, ni en qué condiciones y qué poblaciones podría ocurrir.

Finalmente, se realizarán mapas de isolíneas de cobertura para las especies clave en cada una de las evaluaciones, a fin de analizar la variación espacial y temporal de cada una de ellas. Estos mapas fueron elaborados con el *software Surfer v.13.6.618*.

3.3.4. Variables ambientales sujetas a evaluación

a. Geomorfológicas

- **Altura:** Se midieron los datos de altura de cada estación mediante la utilización

de un receptor GPS.

- Pendiente: Se midió la pendiente del suelo en cada estación con ayuda de un clinómetro.
- Orientación: Con ayuda de la Figura 1, para cada estación se tomará el dato de orientación hacia la cual apunta cada estación de muestreo.
- Posición en la ladera: Se estableció en base a observaciones en campo sobre la altitud y posición de los transectos de muestreo en tres categorías: quebrada, ladera baja y ladera alta.

b. Edáficas

Se cavaron calicatas de entre 15cm y 20cm de profundidad y se tomaron muestras de suelo no mayor a 500 g, una en cada uno de los transectos para cada una de las 6 evaluaciones. Los resultados se analizaron de forma espacial y temporal en mapas de isolíneas para cada una de las evaluaciones con el *software Surfer v.13.6.618*. En el laboratorio de Suelos de la UNALM, se analizaron las siguientes variables:

- Humedad gravimétrica del suelo

La humedad del suelo se utilizó como indicador de la humedad ambiental. La muestra de suelo húmedo se pesó en campo, luego se colocó en estufa a 105 °C por quince horas, para finalmente volver a pesar. Con la siguiente fórmula se calculó el porcentaje de humedad:

$$\%H = ((\text{Peso Húmedo} - \text{Peso Seco}) / (\text{Peso Seco})) * 100$$

- Cantidad de Materia Orgánica en el suelo

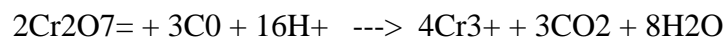
Se estimó la cantidad de materia orgánica en suelo con el método de Walkley y Black (1947). La determinación del contenido de materia orgánica se basa en la característica de la misma para ser oxidable sin necesidad de ser aislada del suelo. El principio es el de una oxidación incompleta del carbono orgánico utilizando una mezcla oxidante de dicromato de potasio y ácido sulfúrico, el cual

es acentuado por el calor de dilución acuosa del ácido mencionado (110° C-130° C).

Aun cuando existen dos formas principales para estimar la cantidad de materia orgánica en el suelo (combustión o calcinación y evaluación del contenido de carbono en la muestra), resulta muy difícil obtener un valor real de la cantidad de MO en el mismo, debido a sobreestimación de los valores a través de métodos de combustión (Nelson y Sommers, 1996) o la necesidad de involucrar un coeficiente empírico que represente el contenido promedio de carbono en la materia orgánica, el cual varía entre los diferentes tipos de suelos y condiciones (Carreira, 2011).

Las limitaciones logísticas de la presente investigación no permiten utilizar métodos de combustión directa por el costo elevado del análisis, por lo que se optó por el método de combustión húmeda, cuyo factor de conversión ha sido proveído por especialistas del Laboratorio de Suelos de la Facultad de Agronomía de la UNALM.

La metodología de Walkey y Black (1947) utiliza la siguiente reacción de óxido-reducción:



La temperatura necesaria para poder facilitar la oxidación máxima de carbono es consecuencia de la interacción ácido sulfúrico – dicromato (además de la agregación de agua). Las interferencias producidas por iones hidrógenos, radicales oxigenados, iones cloruros, iones ferrosos o nitratos modifican los resultados finales debido a su interacción con el dicromato. Así, se asume que existe un 77 por ciento de eficiencia en la reacción general, aun cuando este valor sugiere mucha variabilidad en relación al tipo de suelo en estudio (Walkley y Black, 1934).

A partir del consumo de dicromato de potasio, se puede estimar la cantidad de carbono que ha sido oxidado en la muestra de suelo, el cual a su vez es indicador de la cantidad de materia orgánica en él. Para estimar el consumo de dicromato, se utiliza un indicador REDOX y métodos de titulación con sulfato ferroso. Se utilizará el porcentaje de estimación de 58 por ciento de materia orgánica a partir de la cantidad total de carbono en la muestra, según el siguiente procedimiento:

- Oxidación del Carbono con dicromato y ácido sulfúrico
- Estimación de dicromato reducido con difenilamina sulfúrica
- Cálculo de la cantidad de materia orgánica a partir del gasto por titulación de sulfato ferroso.

3.3.5. Análisis multivariado

a. Correlación entre las variables ambientales y la diversidad alfa

Para medir la influencia de las variables ambientales en la composición y estructura de la comunidad vegetal en cada transecto, se procederá a medir la correlación entre las variables ambientales y la cobertura acumulada y la diversidad alfa (de composición y estructura). Se estimará el coeficiente de correlación de Pearson (r) entre, la diversidad, a través de los índices de diversidad (índice de Simpson e índice de Shannon), la cobertura acumulada y las variables ambientales de altura (m.s.n.m.), pendiente (ángulos), orientación, ubicación en la ladera, humedad del suelo (%) y materia orgánica en el suelo (%). Para aquellos casos en donde las variables no tengan distribución normal, se utilizó la correlación Spearman, que es una estimación no paramétrica (para más información acerca de este coeficiente ver Rodríguez-Salazar, 2001).

Sólo en el caso de la posición en la pendiente, se agruparon los transectos según su ubicación en el área de estudio, y luego se generaron análisis comparativos con la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis sin la corrección de Bonferroni. Todos los análisis se realizaron con el programa PAST v.3.13, considerando el valor de 0.05 como límite de la significancia estadística.

Finalmente, se realizaron análisis para los valores de cobertura acumulada de las especies claves identificadas previamente, con el fin de identificar posibles correlaciones con las variables ambientales.

b. Análisis multivariado de varios factores ambientales en simultáneo

Para el análisis, se evaluó la normalidad de errores de todas las muestras y se convirtieron las variables ambientales a variables categóricas, agrupando cada una de ellas según sus valores de forma equitativa en cada uno de los grupos. Tomando en cuenta la distribución no normal de los datos, se continuó el análisis con la alternativa no paramétrica del MANOVA. El Análisis Multivariante de la Varianza No Paramétrica (NP-MANOVA) analiza si hay cambios significativos en ciertas variables dependientes, por el efecto de otras, independientes. Este análisis es interesante por varios motivos, puede ser basado en cualquier medida de disimilaridad, mide los efectos y las interacciones de ciertos factores elegidos y en general permite un reparto aditivo de la variación para modelos complejos (Anderson, 2001). En este caso, los factores o variables independientes fueron las ambientales y las variables dependientes fueron los valores de cobertura por transecto.

El NP-MANOVA se realizó a una vía para todos los parámetros ambientales con el programa PAST v.3.13, utilizando el índice de Bray-Curtis.

c. Formulación del mapa de sensibilidad biológica

La zonificación basada en información de la comunidad vegetal permite obtener un primer insumo para la construcción de una Zonificación Ecológica Económica. Se utilizó la matriz de Leopold, asignando una ponderación determinada a cada uno de los valores de las variables que expliquen en mayor medida la dinámica vegetal, según los siguientes procedimientos:

- Determinación de parámetros de sensibilidad biológica

Para el presente estudio, se priorizaron seis parámetros como indicadores de la sensibilidad biológica:

- Cobertura acumulada, como estimador de biomasa e indicador de sitios refugio (Walsh, 2010a y 2010b)
 - Riqueza de especies, como estimador de la diversidad estructural y funcional (Walsh, 2010a y 2010b, Ferreri *et al.*, 2008)
 - Índice de Shannon-Wiener, como indicador de la estructura de la comunidad (Margalef, 1982)
 - Especies endémicas y amenazadas, para atender la vulnerabilidad inmediata de algunas especies (Walsh 2010a, 2010b, 2011b), considerando la lista roja de León *et al.* (2006) para las especies endémicas y la información de UICN (2015), MINAGRI (2006) y CITES (2011) para las especies amenazadas.
 - Singularidad del sitio, con indicador de diversidad beta de alto valor para transectos con bajo recambio de especies (Walsh 2010b; Ferreti *et al.*, 2008)
 - Número de grupos funcionales, como indicador de la diversidad funcional de cada uno de los transectos (Utrera, 2014) considerando la clasificación de Weberbauer (1945) para las comunidades lomaes
- Clasificación ordinal de los parámetros

Todos los parámetros fueron clasificados en categorías de alto, medio o bajo según cada uno de sus valores. Los criterios de cobertura acumulada, riqueza de especies, índice de Shannon-Wiener y número de grupos funcionales fueron divididos según intervalos que respondieron a la amplitud de todos los valores. Transectos con intervalos bajos fueron categorizados con sensibilidad baja, transectos con intervalos de valores intermedios fueron categorizados con sensibilidad media, y transectos con intervalos de valores altos fueron categorizados con sensibilidad alta. En el caso particular de la singularidad del sitio (diversidad beta), se realizó un análisis de Cluster con la cobertura acumulada, a fin de identificar transectos con poca singularidad (sensibilidad baja), con singularidad intermedia (sensibilidad media) o muy singulares respecto a los demás (sensibilidad alta). Ello fue realizado en base al número de reemplazos que cada transecto tenía a partir del dendograma.
 - Integración den Matriz de Leopold Modificada

Se realizó un cuadro de doble entrada para los 16 transectos y los seis

parámetros priorizados. Se asumieron pesos equitativos para todos los parámetros y se calculó el porcentaje de cada categoría de sensibilidad para cada transecto.

- **Criterios finales de clasificación**

En base al porcentaje de cada categoría de sensibilidad para cada transecto, se generó una ordenación para analizar la prioridad o importancia de cada transecto. Los transectos con mayores valores de sensibilidad alta fueron considerados prioritarios y enumerados de forma descendente, siendo el valor 1 para el transecto con mayor porcentaje de categorías altas. El análisis continuó para los porcentajes de sensibilidad media y baja para cada uno de los transectos. Todo ello en base a límites en los valores porcentuales según correspondió. Finalmente, se elaboró el mapa de sensibilidad con el *software Surfer* v.13.6.618.

d. Formulación de plan de monitoreo

Para la realización de un plan de monitoreo, se consideró el esfuerzo muestral necesario en base a su eficacia (criterio estadístico) además de consideraciones en los transectos y el número de evaluaciones (criterio ecológico). Las variables a monitorear se identificaron mediante un Análisis de Componentes Principales, a fin de identificar las principales variables que explican el mayor porcentaje de la varianza total resumidos en componentes principales (James y McCullough, 1990). Así, se utilizaron las variables consideradas en la elaboración del mapa de sensibilidad biológica.

Seguidamente, el muestreo se estimó mediante tres métodos: el muestreo aleatorio simple, el muestreo estratificado con afijación proporcional y el muestreo estratificado con afijación óptima. Para poder escoger el tipo de muestreo más eficiente, se buscó que los intervalos de confianza y el error estándar sean los más bajos posibles, buscando no superar el 10 por ciento de las variables a monitorear.

El muestreo aleatorio simple calcula el tamaño de muestra con el siguiente método (Martínez *et al.* 2004):

$$n = \frac{n_0}{1 + \frac{n_0}{N}}; n_0 = \frac{\frac{Z_{\alpha/2}^2 * s^2}{d^2}}$$

Donde:

n_0 = tamaño de muestra de una población finita

n_0 = tamaño de muestra de una población infinita

N = tamaño de la población o total de transectos en el área de estudio.

$Z_{\alpha/2}$ = valor de la distribución normal con probabilidad $\alpha/2$

s^2 = varianza de la población

d = error que estamos dispuestos a aceptar (en la forma $\bar{x} \pm d$)

El intervalo de confianza se calculó con la fórmula propuesta por Cochran (1980):

$$I.C. = \pm t_{(n-1)} * Se_{\bar{y}}$$

Donde:

$t_{(n-1)}$ = valor de la distribución t-Student para un nivel de confianza del cinco por ciento, para el tamaño de muestra calculado

$Se_{\bar{y}}$ = error estándar de la media

El error estándar de la media se calcula con la siguiente inclusión de la corrección para poblaciones finitas (Vivanco 2005):

$$Se_{\bar{y}} = \sqrt{\frac{(N - n)}{N} * \frac{s^2}{n}}$$

Donde:

s^2 = varianza de la muestra

Para los dos métodos de muestreo estratificado, los estratos se determinaron buscando agrupamientos que logren la mayor variabilidad entre grupos y la mayor homogeneidad dentro del mismo grupo, en función a las variables seleccionadas. Luego, se calculó el área de los estratos (A_h) con el programa *Surfer* v.13.6.618. Se calculó el número total de transectos por estrato (N_h), considerando que el área de cada transecto tiene una extensión de 10m^2 (25cm de largo y 0.4m de ancho).

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. ESFUERZO DE MUESTREO

Se determinó el nivel de eficiencia del esfuerzo de muestreo de 50 puntos por transecto en base al análisis de resultados del ajuste de Clench para cada transecto en cada evaluación. Como se puede observar en la Tabla 2, se nota un valor mayor al de 60 por ciento de especies observadas respecto a las esperadas para la Evaluación 3 (junio 2013), y de manera constante en el Transecto 11 a lo largo de todo el estudio. Teniendo en cuenta las características particulares del período de estudio (año seco), muchos de los registros sólo identificaron una (1) o ninguna (0) especie a lo largo del transecto, afectando el análisis de eficiencia del esfuerzo de muestreo. Sí se puede notar niveles de eficiencia de al menos el 60 por ciento en la evaluación que coincide con la época más húmeda y en los transectos donde se observaron más de tres especies diferentes. Si bien los niveles de eficiencia para el análisis de ajustes de Clench no se encuentran estandarizados, en el caso particular de las lomas costeras en su análisis de temporada seca, el esfuerzo de muestreo no es susceptible de análisis por tener poca o nula cobertura; sin embargo, se puede continuar el análisis de los datos, tomando en cuenta los niveles de eficiencia alcanzados en la presente evaluación.

Tabla 2: Número de especies observadas (Obs) y estimadas (Es.) en base al ajuste de Clench para cada evaluación y transecto (T), y porcentaje de especies observadas respecto a las estimadas (%)

T	Mar 13'			Jun 13'			Ago 13'			Set 13'			Dic 13'			Ene 14'		
	Obs	Est	%	Obs	Est	%	Obs	Est	%	Obs	Est	%	Obs	Est	%	Obs	Est	%
T1	0	-	-	0	-	-	1	1	86	0	-	-	1	8	12	0	-	-
T2	0	-	-	0	-	-	2	3	64	1	1	71	0	-	-	0	-	-
T3	0	-	-	0	-	-	1	2	51	1	2	51	0	-	-	0	-	-
T4	0	-	-	0	-	-	2	3	77	1	1	85	0	-	-	0	-	-
T5	1	9	11	1	2	54	1	2	54	1	7	14	1	8	12	1	11	9
T6	1	2	54	1	1	76	3	48	6	4	12	34	1	2	53	1	1	70
T7	1	13	8	0	-	-	8	10	82	9	11	79	0	-	-	0	-	-
T8	0	-	-	0	-	-	1	1	69	1	6	17	0	-	-	0	-	-
T9	1	10	10	1	2	55	0	-	-	0	-	-	1	9	12	1	11	9
T10	1	2	45	1	2	50	7	9	77	7	9	79	1	8	12	1	8	12
T11	1	1	82	1	1	82	1	1	86	3	5	64	1	1	80	1	1	81
T12	1	2	51	1	2	51	1	2	52	1	2	49	1	2	50	1	2	49
T13	0	-	-	0	-	-	1	1	95	5	10	48	0	-	-	0	-	-
T14	1	2	51	1	10	10	2	2	90	4	26	16	1	8	13	2	11	18
T15	2	24	8	2	62	3	3	4	69	8	29	28	2	50	4	2	62	3
T16	0	-	-	0	-	-	1	1	94	3	5	61	0	-	-	0	-	-

Nota: El valor de 60% para determinar un nivel de eficiencia adecuado se ha determinado por el autor en base a la revisión de Clench (1969).

Los cuadros sombreados de la Tabla 2 corresponden a niveles de eficiencia superiores al 60 por ciento. En estos casos, el ajuste de Clench nos confirma que el esfuerzo de muestreo (50 puntos) es superior al número de puntos necesarios para alcanzar dicho nivel de eficiencia, como se observa en la Tabla 3.

Tabla 3: Esfuerzo muestral ideal para los transectos (T) en los que se alcanzó al menos un 60% de eficiencia para el ajuste de Clench

Transecto	Mar 13'	Jun 13'	Ago 13'	Set 13'	Dic 13'	Ene 14'
T1			8			
T2			43	24		
T3						
T4			20	9		
T5						
T6		18				26
T7			18	20		
T8			27			
T9						
T10			25	21		
T11	12	11	11	43	13	13
T12						
T13			2			
T14			15			
T15			35			
T16			3	47		

Se puede observar que, en algunos transectos, a pesar de que sólo se tiene una especie observada, el número de especies esperadas varía. Por ejemplo, en la evaluación de marzo del 2013, el T9 y T10 tienen sólo una especie observada, y 10 y 2 estimadas respectivamente. Esto se debe a la proximidad que tiene la aparición de la especie en el inicio del transecto. Mientras una especie aparezca más rápido en los puntos del transecto, los esperados derivados de la curva de Clench tendrán valores menores; en el caso contrario, cuando las especies aparezcan en puntos más alejados del punto inicial del transecto, los valores esperados derivados serán más altos. Esto evidencia que la posición del transecto tiene influencia directa en el nivel de eficiencia determinado por la curva de Clench (a pesar de las permutaciones incluidas en el tratamiento estadístico de los datos) respecto a qué tan pronto aparece una especie respecto al punto inicial del transecto. Debido a esta alta variabilidad, podemos indicar que el método de muestreo con el tratamiento estadístico elegido, no es el más adecuado para aquellas zonas con poca o nula cobertura. Finalmente, se puede observar que las evaluaciones de agosto y

setiembre del 2013 son las que presentan mayores niveles de eficiencia, coincidiendo con la estación húmeda del ecosistema de lomas, además de tener la particularidad de un transecto con una riqueza de análisis considerable por mantener niveles de eficiencia mayores al 60% durante todo el año (T11), por lo que se puede indicar que el método de muestreo con el tratamiento estadístico elegido es adecuado para zonas con cobertura en el ecosistema de lomas de Mangamarca durante la época húmeda.

4.2. ANÁLISIS DE LA DIVERSIDAD DE LA COMUNIDAD VEGETAL

4.2.1. Descripción de la comunidad vegetal y diversidad específica

a. Análisis general por especies

A lo largo de las seis evaluaciones, se identificaron 14 especies diferentes en los registros cuantitativos y 11 especies diferentes en los registros cualitativos. El total de las 25 especies diferentes se distribuyen en 19 géneros pertenecientes a 13 familias diferentes. El listado completo de registros cuantitativos se encuentra en el Anexo 1 y el de registros cualitativos en el Anexo 2.

En la Figura 3 se resume el porcentaje de cobertura acumulada de cada especie para cada evaluación. Se observa que las especies *Parietaria debilis*, *Solanum montanum* y *Acmella alba* son las que alcanzan valores porcentuales más altos, con 18%, 10% y 8% respectivamente para la misma evaluación (agosto del 2013). Asimismo, estas especies son las que mayor variabilidad tienen en el tiempo, pues en otras evaluaciones alcanzan un valor de cero respecto al total de cobertura. Por otro lado, las especies *Trixis cacalioides* y *Haageocereus limensis* no sólo mantienen niveles bajos de cobertura poco variable para todas las estaciones, sino que son dominantes para las evaluaciones de la época seca.

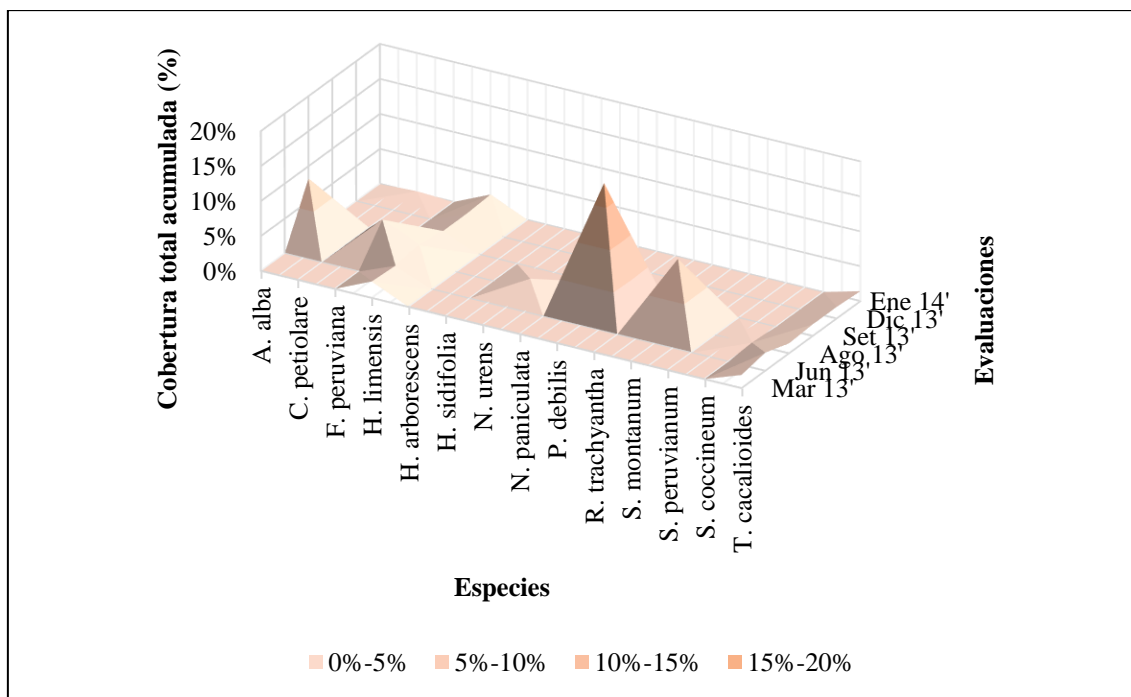


Figura 3: Porcentajes de cobertura acumulada total para todas las especies en cada evaluación

En la Figura 4 se resume el porcentaje de cobertura acumulada para cada especie respecto al total de todas las evaluaciones. Se puede observar que la comunidad vegetal a nivel anual está dominada por *Parietaria debilis* (22%) y *Solanum montanum* (19%). Seguidamente, la dominancia la tienen las especies *Haageocereus limensis* (13%), *Fuertesimalva peruviana* (12%) y *Trixis cacalioides* (11%). Algunas especies no sólo no logran alcanzar niveles considerables de dominancia, sino que, como se observa al analizar la Figura 1 y Figura 2, aparecieron de forma muy específica por un período corto de tiempo. Tal es el caso de *Chenopodium petiolare*, *Heliotropium arborescens*, *Hyptis sidifolia*, *Rostraria trachyantha* y *Stenomesson coccineum*, cuyos valores no superan el 1 por ciento de cobertura en ninguna oportunidad.

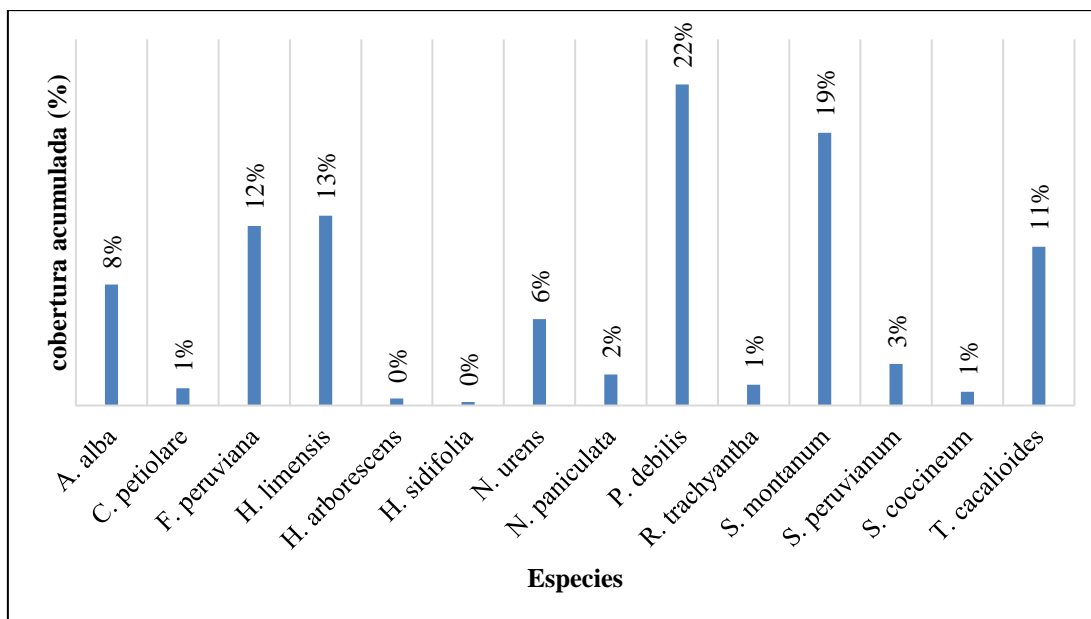


Figura 4: Porcentajes de cobertura acumulada total para todas las especies

b. Análisis general por hábito de especies

Las especies del registro cuantitativo fueron clasificadas según su tipo de hábito de crecimiento, pudiendo ser herbáceas (11 especies), arbustivas o subarbustivas (2 especies), o cactáceas (1 especie). Dentro de las herbáceas, se identificaron herbáceas anuales (8 especies), herbáceas tuberíferas (2 especies) y herbáceas bulbíferas (1 especie). Como se puede observar en la Figura 5, el número de especies herbáceas se incrementa en la tercera y cuarta evaluación (época húmeda), alcanzando un valor máximo de once especies diferentes. El número de especies subarbustivas alcanza un máximo de dos especies para la cuarta evaluación, pero se mantiene a nivel de una especie durante el resto de evaluaciones. El número de especies cactáceas se mantiene constante con una sola especie a lo largo de toda la evaluación. El número de especies de estos dos últimos hábitos de crecimiento no presenta variaciones considerables a lo largo del período de estudio. De forma general, podemos concluir que la época húmeda permite el crecimiento de la mayor cantidad de especies en la comunidad vegetal.

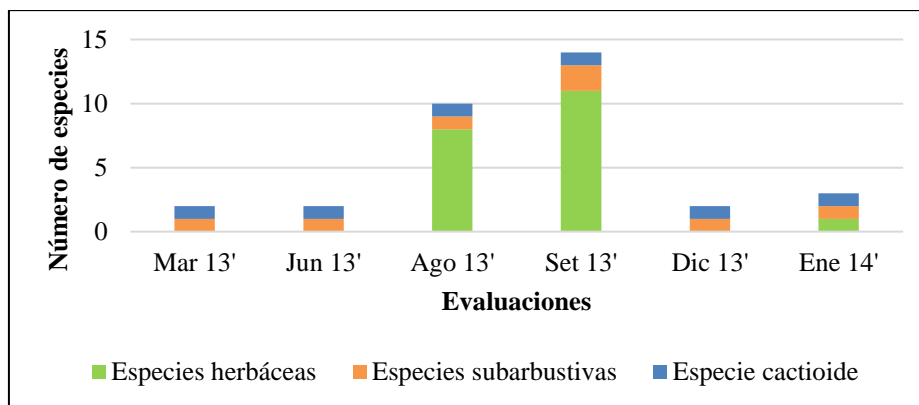


Figura 5: Número de especies según hábito para la comunidad vegetal

Respecto a la contribución a la cobertura total acumulada, en la Figura 6 se puede observar cómo varían los porcentajes para los diferentes hábitos a lo largo de todo el período de evaluación. Como un indicador de la abundancia relativa, el porcentaje de cobertura acumulada para las especies herbáceas evidencian su dominancia en la comunidad vegetal, alcanzando valores máximos de 92% y 89% para la tercera y cuarta evaluación respectivamente (época húmeda), teniendo un comportamiento correlativo con la variación de la riqueza de especies herbáceas. Para la primera, segunda, quinta y sexta evaluación (época seca), las especies subarborescentes y la especie cactácea dominaron la comunidad vegetal.

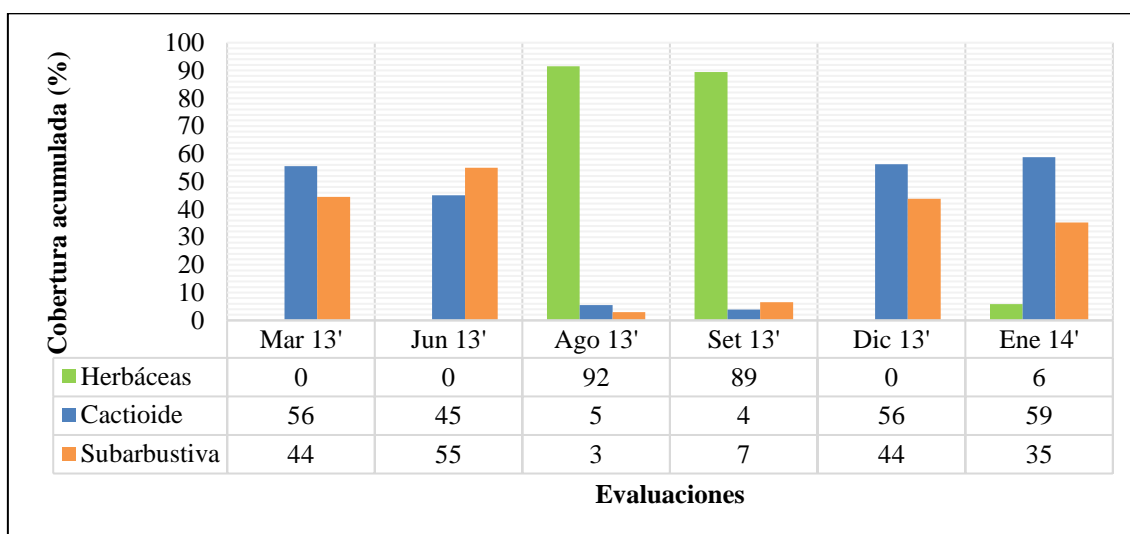


Figura 6: Porcentajes de cobertura acumulada total agrupados por hábitos de crecimiento para las seis evaluaciones.

Dentro de las especies herbáceas, se han podido identificar tres tipos, los cuales tienen valores específicos respecto a la cobertura total en su propia agrupación. Las hierbas anuales (9 especies) alcanzan un 74 por ciento, las hierbas tuberíferas (1 especie) alcanzan hasta un 25 por ciento y la única hierba bulbífera alcanza un 1 por ciento de cobertura acumulada para la cobertura acumulada de las especies herbáceas para todo el período de estudio. Dentro de las especies herbáceas anuales, las tres especies más abundantes son *Parietaria debilis*, *Fuertesimalva peruviana* y *Acmella alba*, alcanzando valores de 41%, 23% y 15% respectivamente de cobertura acumulada para el total respectivo. Dentro de las especies herbáceas tuberíferas, *Solanum montanum* tiene dominancia de 100%. Sólo se identificó una especie herbácea bulbífera: *Stenomesson coccineum*. Dentro de las especies subarborescentes, se identificaron dos especies. *Heliotropium arborescens* alcanza un total de 4 por ciento respecto a una mayor dominancia de *Trixis cacalioides* que alcanza un 96 por ciento de cobertura acumulada para el total respectivo. Finalmente, la única especie cactácea identificada en el registro cuantitativo es *Haageocereus limensis*. Para revisar la composición y los valores de cobertura para cada uno de los 3 hábitos, revisar el Anexo 3.

c. Análisis horizontal (transectos)

La Figura 7 resume los valores de la riqueza de especies identificados en los 16 transectos en las 6 evaluaciones. Se puede observar que los transectos que presentan mayor número de especies diferentes son los transectos 7, 15 y 10 (Figura 8) y los meses de evaluación en los que los valores son máximos son agosto 2013 y setiembre 2013.

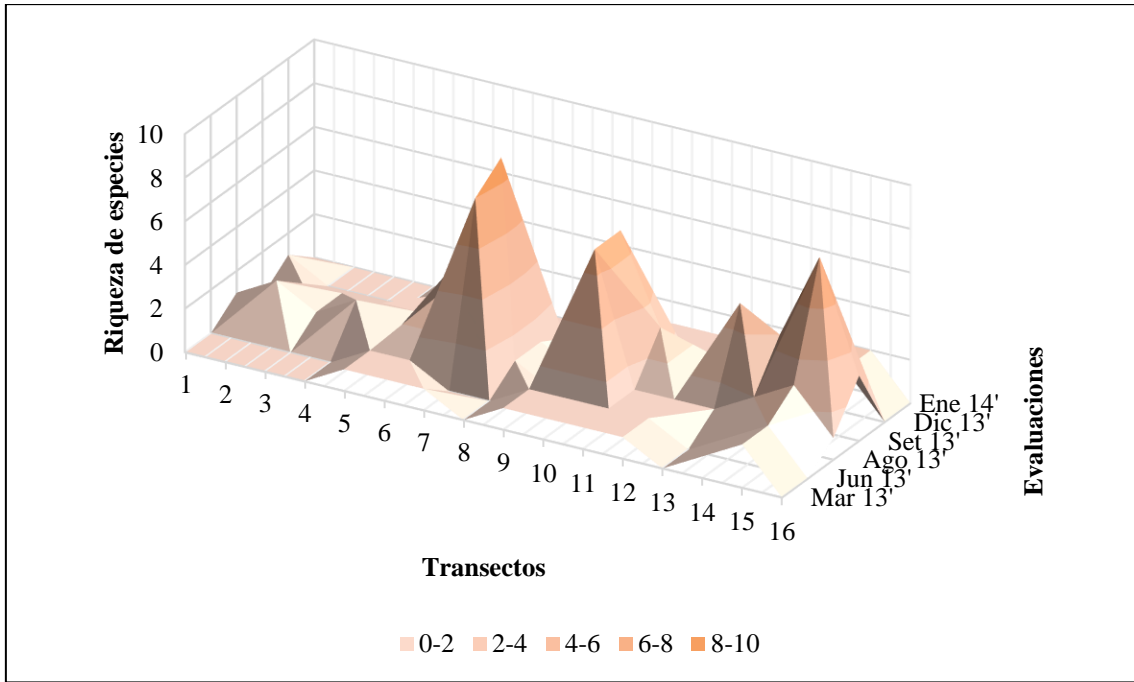


Figura 7: Riqueza de especies para todos los transectos en cada evaluación.

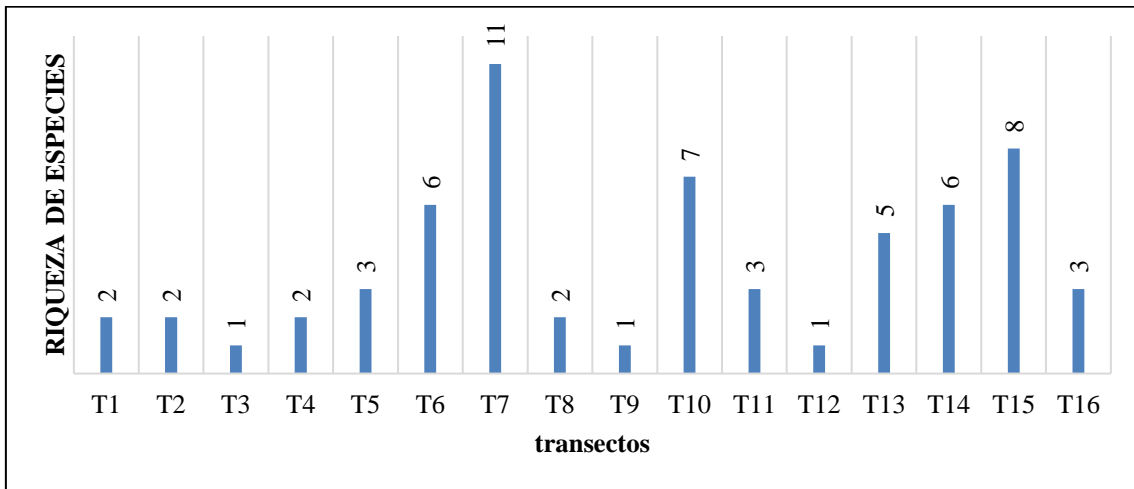


Figura 8: Riqueza de especies para todos los transectos.

La Figura 9 resume el porcentaje de cobertura acumulada correspondiente a los 16 transectos en cada una de las seis evaluaciones. La Figura 10 resume el porcentaje total de cobertura acumulada para el período total de evaluación. De ambas figuras, podemos concluir que los transectos 7 y 10 son los que mayor cobertura tuvieron en la época húmeda respecto a la cobertura total acumulada, teniendo como valores el 33% y 18% respectivamente.

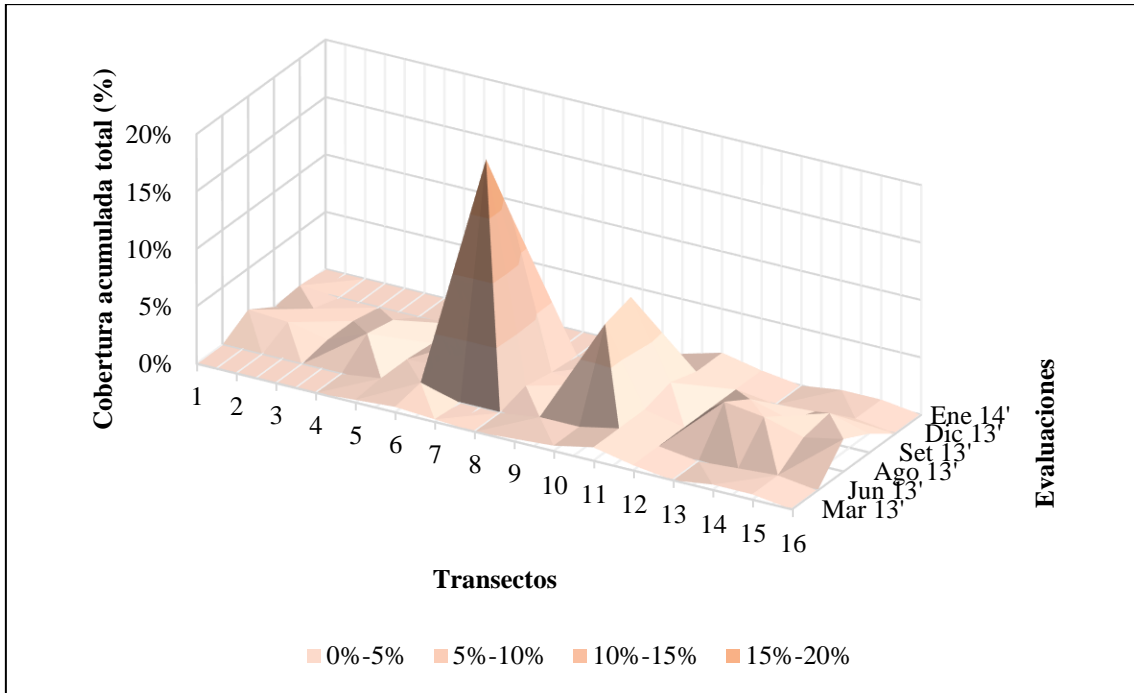


Figura 9: Porcentajes de cobertura acumulada total para todos los transectos en cada evaluación.

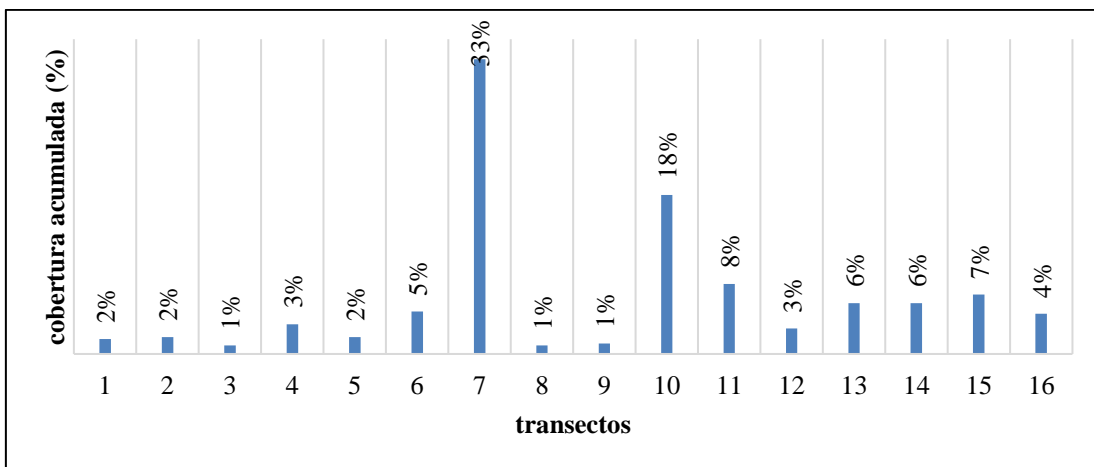


Figura 10: Porcentajes de cobertura acumulada total para todos los transectos

En el transecto 7, las especies *Acmella alba* y *Solanum montanum* contribuyen con el 25% y 46% al total de la cobertura acumulada para las 6 evaluaciones. Asimismo, presenta una dominancia de especies herbáceas para las evaluaciones de la época húmeda (agosto 2013 y setiembre 2013). En particular, el transecto 7, mantuvo el suelo desnudo durante el resto del año, considerando la presencia de *Trixis cacalioides*, para la primera evaluación en sólo el 2 por ciento de su

extensión total. Se puede concluir que especies de hábito herbáceo tienen dominancia en este transecto sólo en la época húmeda; y en la época seca, la vegetación es casi nula para este transecto.

En el transecto 10, la especie *Fuertesimalva peruviana* contribuye con el 46% al total de la cobertura acumulada para las 6 evaluaciones. A lo largo de las 6 evaluaciones, notamos que, en las dos primeras y dos últimas evaluaciones, es *Trixis cacalioides*, de hábito subarborescente, quien domina la composición vegetal. Se puede confirmar que especies de hábito subarborescente dominan la época seca y que especies herbáceas dominan la época húmeda para el transecto 10.

En el transecto 11, la dominancia la tiene la especie cactácea *Haageocereus limensis* con 82 por ciento de contribución al total de la cobertura acumulada para las seis evaluaciones. Sin embargo, en la evaluación de setiembre 2013 (época húmeda), la dominancia la tiene *Fuertesimalva peruviana*, una especie de hábito herbáceo. Se puede concluir que especies de hábito cactácea dominan la composición vegetal durante la época seca y las herbáceas durante la época húmeda en este transecto.

En el transecto 15, la dominancia la tienen las especies *Trixis cacalioides* (25%), *Parietaria debilis* (25%) y *Haageocereus limensis* (21%) con sus respectivos porcentajes de contribución al total de la cobertura acumulada para las seis evaluaciones. Se observa que las especies herbáceas dominan la temporada húmeda, y que existe una co-dominancia entre especies de hábito cactácea y subarborescente en la temporada seca para el transecto 15.

Se puede concluir que las especies arbustivas y cactáceas dominan la comunidad vegetal en época seca para la mayoría de transectos, y que muchos de ellos demuestran una dominancia de herbáceas durante la época húmeda para el período de evaluación. Asimismo, que 7 transectos en promedio se mantuvieron sin presencia de vegetación durante la época seca. Para mayores detalles sobre la

dominancia de especies en cada uno de los transectos en cada evaluación agrupadas por hábitos de crecimiento, revisar el Anexo 4.

d. Análisis vertical (estratos de evaluación)

La Figura 11 resume el número de especies diferentes identificadas en los cuatro estratos de altitud en las seis evaluaciones. Se puede observar que los estratos que presentan mayor número de especies diferentes es el estrato de 0 cm a 20 cm con catorce especies diferentes, seguido por el estrato de 20 cm a 50 cm con cinco especies diferentes (Figura 12). Del mismo modo, se puede observar que la mayor diversidad de especies aparece en las evaluaciones de agosto 2013 y setiembre 2013 en los estratos de 0 cm a 20 cm y de 20 cm a 50 cm.

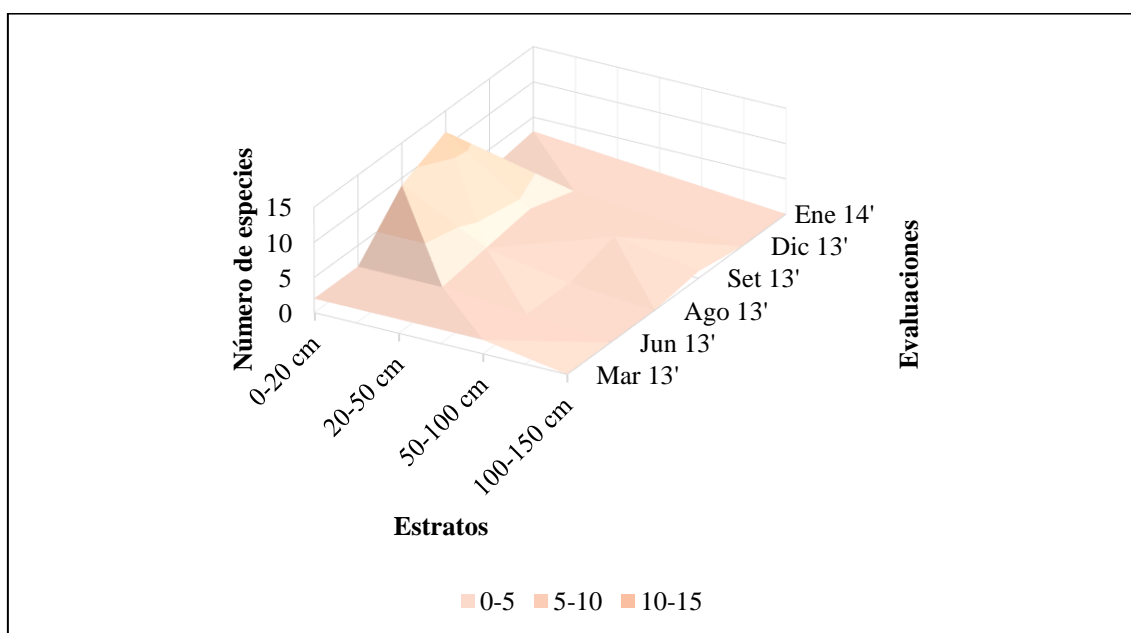


Figura 11: Número de especies diferentes para todos los estratos en cada evaluación.

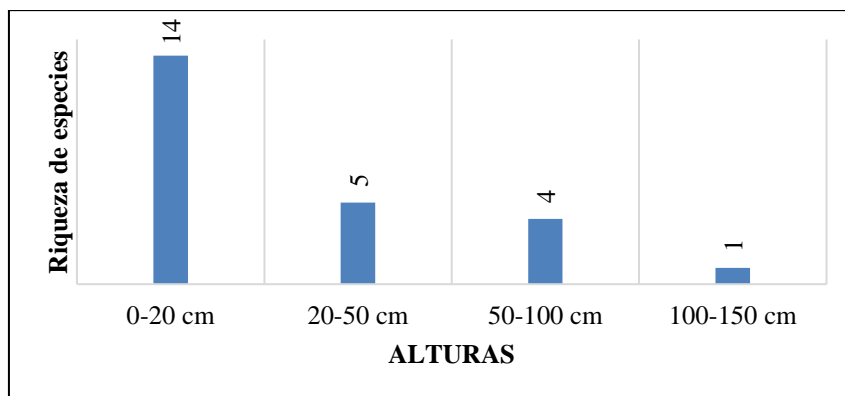


Figura 12: Riqueza de especies para todos los estratos.

La Figura 13 resume el porcentaje de cobertura acumulada que se encontró en cada uno de los estratos. Se puede observar que el estrato con mayor porcentaje de cobertura es el estrato de 0 cm a 20 cm con 50.63 por ciento (Figura 14). El resto de estratos tiene una cobertura menor del 7 por ciento. Asimismo, se puede observar que aparecen mayores porcentajes de cobertura en las evaluaciones de agosto 2013 y setiembre 2013 en el estrato de 0 cm a 20 cm.

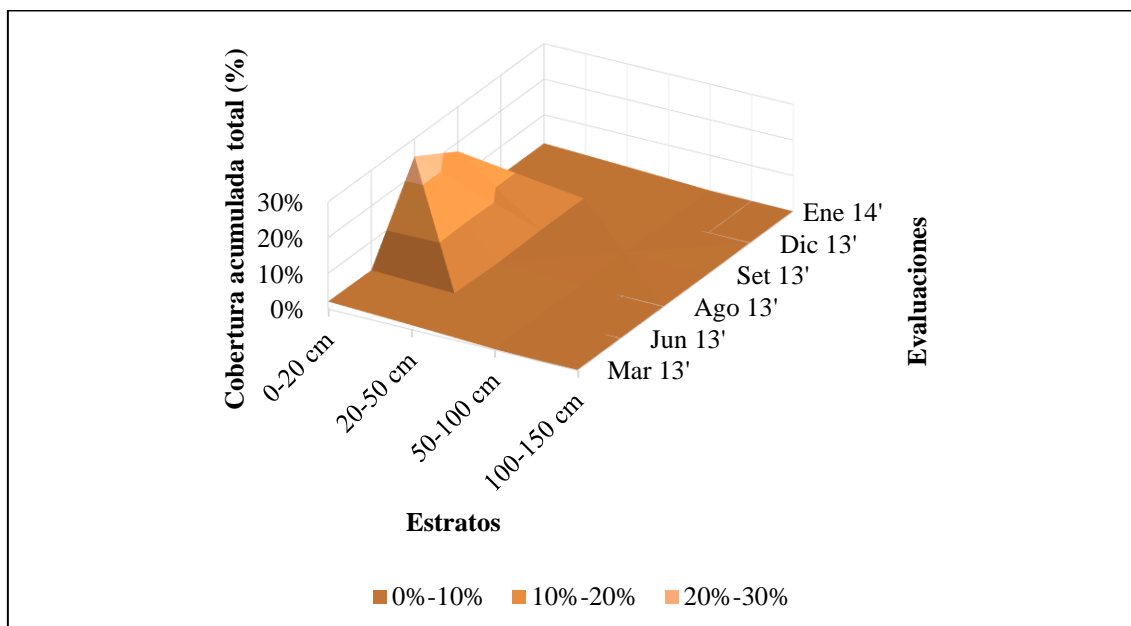


Figura 13: Porcentajes de cobertura acumulada total para todos los estratos en cada evaluación.

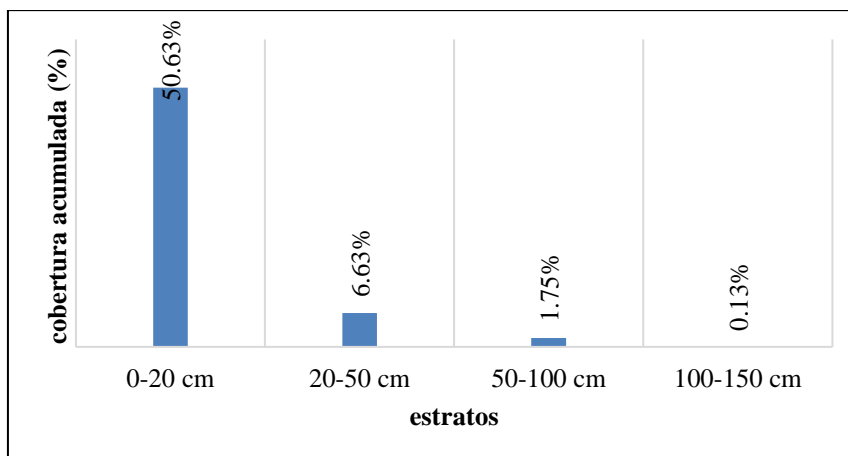


Figura 14: Porcentaje de cobertura acumulada para todos los estratos.

En el estrato de evaluación de 0 cm a 20 cm, las especies dominantes son *Parietaria debilis*, *Solanum montanum* y *Fuertesimalva peruviana* (con valores de 23%, 20% y 13% de contribución al total de cobertura acumulada para las 6 evaluaciones). Se observa que el 76 por ciento de la contribución a la cobertura acumulada total para las 6 evaluaciones, corresponde a especies de hábito herbáceo. Se puede concluir que las especies de hábito herbáceo tienen mayor dominancia en este estrato de evaluación para las evaluaciones de agosto 2013 y setiembre 2013 únicamente.

En el estrato de evaluación de 20cm a 50cm, las especies dominantes son *Haageocereus limensis* y *Trixis cacalioides* (con valores de 51% y 39% de contribución al total de cobertura acumulada para las 6 evaluaciones). Se observa que el 51 por ciento de la contribución a la cobertura acumulada total para las seis evaluaciones, corresponde a la única especie de hábito cactácea, y un 41 por ciento corresponde a especies de hábito subarborescente. Se puede concluir que las especies de hábito cactácea y subarborescente tienen mayor dominancia en este estrato de evaluación.

En el estrato de evaluación de 50cm a 100cm, las especies dominantes son *Trixis cacalioides* (29%), *Haageocereus limensis* (28%) y *Chenopodium petiolare* (28%) con sus respectivos valores de contribución a la cobertura acumulada total para las 6 evaluaciones. En este estrato, no es posible indicar qué tipo de hábito

es el que presenta mayor dominancia, sólo las herbáceas para las evaluaciones de agosto 2013 y setiembre 2013.

En el estrato de evaluación de 100 cm a 150 cm, la especie dominante es *Stenomesson coccineum*, siendo la única especie identificada en este estrato. Se puede concluir que las especies con hábito herbáceo dominan este estrato sólo en la evaluación de setiembre 2013. El resto del año, este estrato se mantuvo sin presencia de vegetación. Para mayores detalles sobre la dominancia por especies o hábitos de crecimiento en cada uno de los estratos, revisar el Anexo 5.

4.2.2. Descripción de la diversidad alfa

a. Índice de Shannon-Wiener

La Tabla 4 presenta los valores del índice para cada transecto en cada una de las evaluaciones. El valor mínimo de cero (0) corresponde a transectos con ninguna o una sola especie, a la vez que se observa el valor máximo de 2.84 bits/individuo en el transecto 15 en la evaluación de setiembre 2013. Se observa que los transectos 1, 3, 5, 8, 9 y 12 (37.5% del total) presentan el valor de cero (0) durante todo el período de evaluación. Los transectos 2, 4, 11, 13 y 16 (31.25% del total) presentan valores diferentes a cero (0) en alguna de las evaluaciones entre agosto y setiembre 2013. Los transectos 6, 7, 10, 14 y 15 (31.25% del total) presentan valores diferentes a cero (0) en más de una evaluación.

Tabla 4: Valores del índice de Shannon-Wiener para cada transecto en todas las evaluaciones

Transectos	Evaluaciones						Promedio	Desv St
	Mar 13'	Jun 13'	Ago 13'	Set 13'	Dic 13'	Ene 14'		
T1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0
T2	0.00	0.00	0.72	0.00	0.00	0.00	0.12	0.295
T3	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0
T4	0.00	0.00	0.81	0.00	0.00	0.00	0.14	0.331
T5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0

Continuación...

T6	0.00	0.00	1.59	1.79	0.00	0.00	0.56	0.874
T7	0.00	0.00	1.85	2.28	0.00	0.00	0.69	1.075
T8	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0
T9	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0
T10	0.00	0.00	2.08	2.13	0.00	0.00	0.70	1.087
T11	0.00	0.00	0.00	1.30	0.00	0.00	0.22	0.53
T12	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0
T13	0.00	0.00	0.00	2.20	0.00	0.00	0.37	0.897
T14	0.00	0.00	0.39	1.92	0.00	1.00	0.55	0.777
T15	1.00	1.00	1.22	2.84	1.00	1.00	1.34	0.74
T16	0.00	0.00	0.00	1.38	0.00	0.00	0.23	0.563
Promedio	0.06	0.06	0.54	0.99	0.06	0.12		
Desv St	0.25	0.25	0.75	1.08	0.25	0.34		

Para el análisis temporal, se observa que los valores más bajos de variabilidad corresponden con los promedios más bajos para cada evaluación. Resalta la evaluación de setiembre 13', que alcanzó el valor promedio más alto para todos los transectos de 0.99 bits/individuo y el valor más alto de desviación estándar (1.08).

La Figura 15 presenta la variación del índice para todo el período de evaluación en todos los estratos además del promedio total. Se observa que el promedio total tiene una variación bastante similar al del estrato 0 cm-20 cm. No se observan variaciones considerables para el resto de estratos evaluados. Para confirmar que no existen diferencias significativas entre la variación del índice entre el promedio total y el estrato 0 cm-20 cm, se realizó la prueba de Mann-Whitney (Anexo 6), obteniendo un p-valor con valor de 1. Se puede concluir que la variación del índice de diversidad de Shannon-Wiener para el promedio total es explicado por la variación en el estrato de 0 cm-20 cm. Considerando ello, se descartan análisis posteriores que exploren posibles variaciones verticales del índice de Shannon-Wiener.

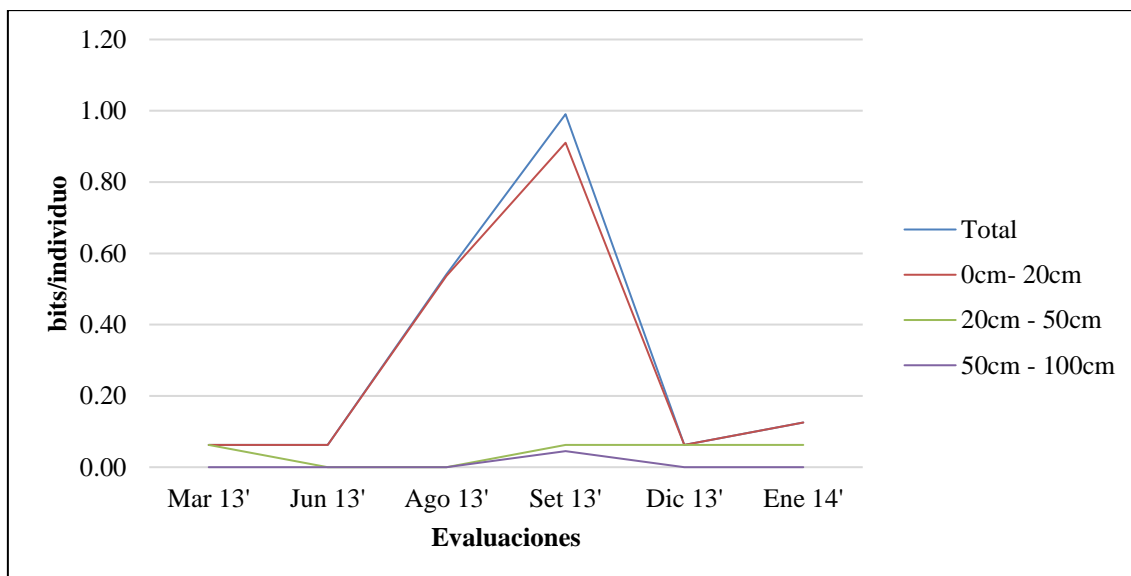


Figura 15: Variación del índice de Shannon-Wiener según estratos de evaluación.

Los resultados de la prueba de Kruskal-Wallis (Anexo 7) permiten concluir que existen diferencias significativas entre las evaluaciones de agosto y setiembre del 2013 respecto al resto de evaluaciones, pero que sí son diferentes entre sí. La significación de las diferencias entre las evaluaciones de agosto 2013 y enero 2014 es de $p\text{-valor} = 0.054$, por lo que se ha considerado como no significativa.

Para el análisis espacial, la Tabla 4 nos indica que es reiterativa la relación entre los valores de promedio más altos con los valores de variabilidad (desviación estándar). Así, se observa que los transectos con promedios más altos son el 7, 10 y el 15. En la Figura 15, se observan las isolíneas para analizar la variabilidad del índice de manera espacial. Se observa que existen dos comportamientos ligeramente diferentes para los transectos con mayores valores de diversidad. En el caso de los transectos 7 y 10 (alrededor de los 600 msnm, orientación suroeste), la diversidad disminuye a valores mínimos en la época seca y llega a niveles altos en la época húmeda. Esto difiere con el comportamiento de la diversidad en el transecto 15 (alrededor de los 500 msnm, orientación suroeste), en el cual se mantiene menos variabilidad a lo largo del año de estudio.

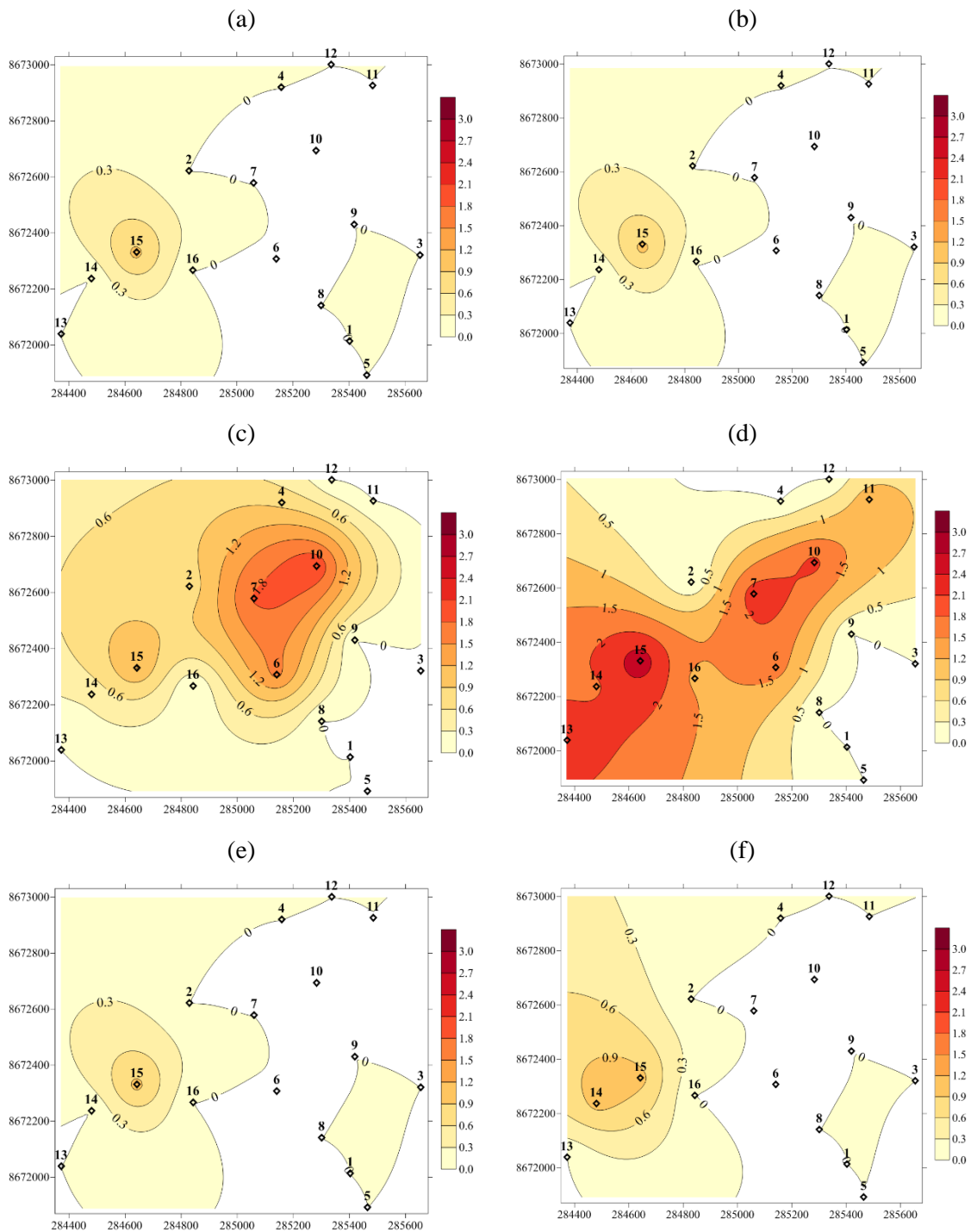


Figura 16: Mapas de isolíneas del índice de Shannon-Wiener para marzo (a), junio (b), agosto (c), setiembre (d), diciembre (e) del 2013 y enero (f) del 2014.

Asimismo, los resultados de la prueba Kruskal-Wallis (Anexo 8) indican que existen diferencias significativas para el transecto 15 respecto a todos los demás transectos, a excepción de los otros transectos con mayor diversidad, el 7 y el 10.

Se observa que no se tienen un valor significativo para afirmar diferencias entre el transecto 15 y el transecto 6; esto podría deberse a que sólo en estos dos transectos apareció la especie *Heliotropium arborescens*. Se concluye que, en el caso de las lomas de Mangamarca, las quebradas o zonas cercanas a ellas no necesariamente albergan la mayor diversidad de especies.

b. Índice de dominancia de Simpson

La Tabla 5 presenta los valores del índice para cada transecto en cada una de las evaluaciones. El valor máximo promedio se observa en la evaluación de setiembre 13', coincidiendo con el período de evaluación de máxima diversidad para el índice de Shannon-Wiener. Las evaluaciones de marzo, junio, diciembre del 2013 y enero del 2014 presentan valores muy bajos, indicando que la equidad en las lomas durante la temporada seca disminuye. Esto debido a que las especies arbustivas o subarbustivas y las cactáceas (3 en total) son perennes a lo largo del año y mantienen dominancia cuando las herbáceas desaparecen.

Tabla 5: Valores del índice de Simpson para todos los transectos de todas las evaluaciones

Transectos	Evaluaciones						Promedio	Desv St
	Mar 13'	Jun 13'	Ago 13'	Set 13'	Dic 13'	Ene 14'		
T1	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0
T2	0.00	0.00	0.32	0.00	0.00	0.00	0.05	0.131
T3	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0
T4	0.00	0.00	0.38	0.00	0.00	0.00	0.06	0.153
T5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0
T6	0.00	0.00	0.67	0.67	0.00	0.00	0.22	0.344
T7	0.00	0.00	0.64	0.68	0.00	0.00	0.22	0.342
T8	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0
T9	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0
T10	0.00	0.00	0.68	0.69	0.00	0.00	0.23	0.352
T11	0.00	0.00	0.00	0.53	0.00	0.00	0.09	0.217
T12	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0
T13	0.00	0.00	0.00	0.77	0.00	0.00	0.13	0.312
T14	0.00	0.00	0.14	0.72	0.00	0.50	0.23	0.31
T15	0.50	0.50	0.49	0.84	0.50	0.50	0.56	0.141

Continuación...

T16	0.00	0.00	0.00	0.57	0.00	0.00	0.10	0.233
Promedio	0.03	0.03	0.21	0.34	0.03	0.06		
Desv St	0.13	0.13	0.27	0.36	0.13	0.17		

Para el análisis temporal, se observa que los valores más bajos de variabilidad corresponden con los promedios más bajos para cada evaluación. Este comportamiento es similar al observado en el índice de Shannon-Wiener.

La Figura 17 presenta la variación del índice para todo el período de evaluación en todos los estratos además del promedio total. Se observa que el promedio total tiene una variación bastante similar al del estrato 0 cm - 20 cm. No se observan variaciones considerables para el resto de estratos evaluados. Para confirmar que no existen diferencias significativas entre la variación del índice entre el promedio total y el estrato 0 cm-20 cm, se realizó la prueba de Mann-Whitney (Anexo 9), obteniendo un p-valor con valor de 1. Se puede concluir que la variación del índice de diversidad de Simpson para el promedio total es explicada por la variación en el estrato de 0 cm-20 cm. Considerando ello, se descartan análisis posteriores que exploren posibles variaciones verticales del índice de Simpson. Este comportamiento es similar al del índice de Shannon-Wiener.

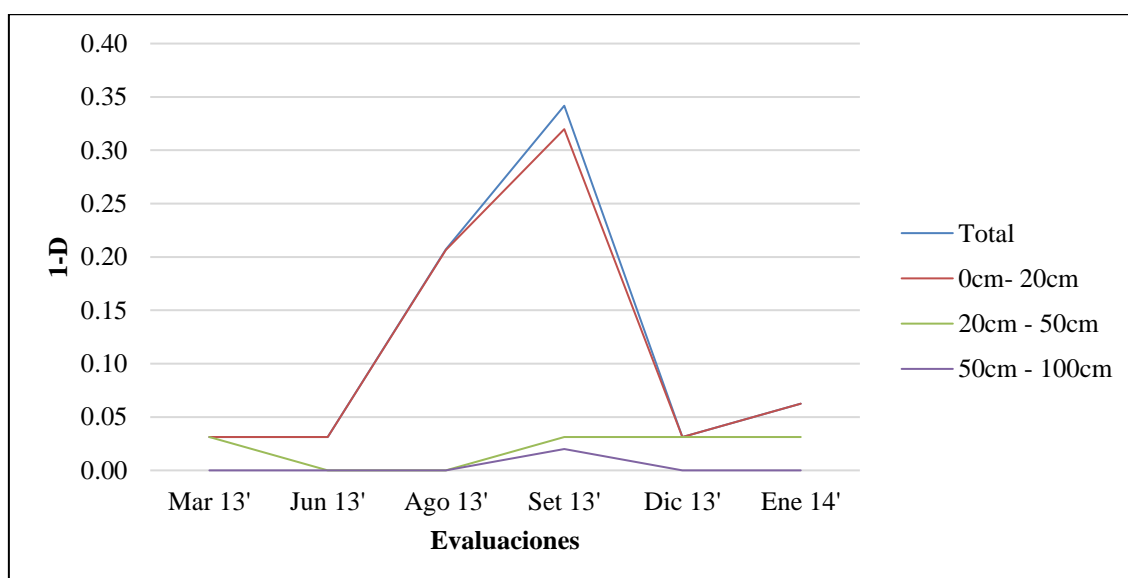


Figura 17: Variación del índice de Simpson según estratos de evaluación.

Los resultados de la prueba de Kruskal-Wallis (Anexo 10) permiten concluir que existen diferencias significativas entre las evaluaciones de agosto y setiembre del 2013 respecto al resto de evaluaciones, pero que sí son diferentes entre sí. La significación de las diferencias entre las evaluaciones de agosto 2013 y enero 2014 es de $p\text{-valor} = 0.067$, por lo que se ha considerado como no significativa.

Asimismo, los resultados de la prueba Kruskal-Wallis (Anexo 11) indican que existen diferencias significativas para el transecto 15 respecto a todos los demás transectos, a excepción de los otros transectos con niveles altos de equidad, el 7 y el 10. Se observa que no se tienen un valor significativo para afirmar diferencias entre el transecto 15 y el transecto 6; esto podría deberse a que sólo en estos dos transectos apareció la especie *Heliotropium arborescens*. Es importante mencionar que, si bien la literatura indica que son las quebradas los espacios geográficos que concentrarían mayor diversidad, en el caso de las lomas de Mangamarca es una tendencia que se observa débilmente.

4.2.3. Descripción de la Diversidad Beta

a. Variabilidad entre transectos

La Figura 18 presenta el Análisis de Componentes Principales (ACP) para todas las evaluaciones de todos los transectos. Se observa que cada componente principal (PC) explica su varianza en mayor porcentaje por un transecto específicamente. En el caso del PC1, el Transecto 7 explica la varianza en un 68.25%, y la especie que más variabilidad aporta entre transectos es *Solanum montanum* (0.86). Esto se explica por la abundancia de individuos de esta especie herbácea en el T7 sólo durante la época húmeda. Asimismo, es importante señalar la contribución a la variabilidad de *Acmella alba* (0.47), especie herbácea que sólo fue identificada en este transecto durante toda la evaluación. Por otro lado, en el caso del PC2, el Transecto 10 explica la varianza en un 33.49%, y la especie que más variabilidad aporta entre transectos es *Fuertesimalva peruviana* (0.88). En ambos casos, se observa que la variabilidad es explicada en mayor medida por especies herbáceas. Ello se debe a que sólo aparecen durante la época húmeda, haciendo que el intercambio sea mayor entre

los transectos. Se observa que, dentro de la tendencia de aporte de variabilidad por especies herbáceas, resalta la subarbutiva *Trixis cacalioides*, debido a que su aporte a la variabilidad total se incrementa en la época seca. Finalmente, se debe indicar que los transectos 7 y 10 se encuentran entre los 550 y 600 msnm y son los transectos con menor elevación dentro de los que tienen orientación SSE. Para mayor información sobre los resultados del ACP, revisar el Anexo 12.

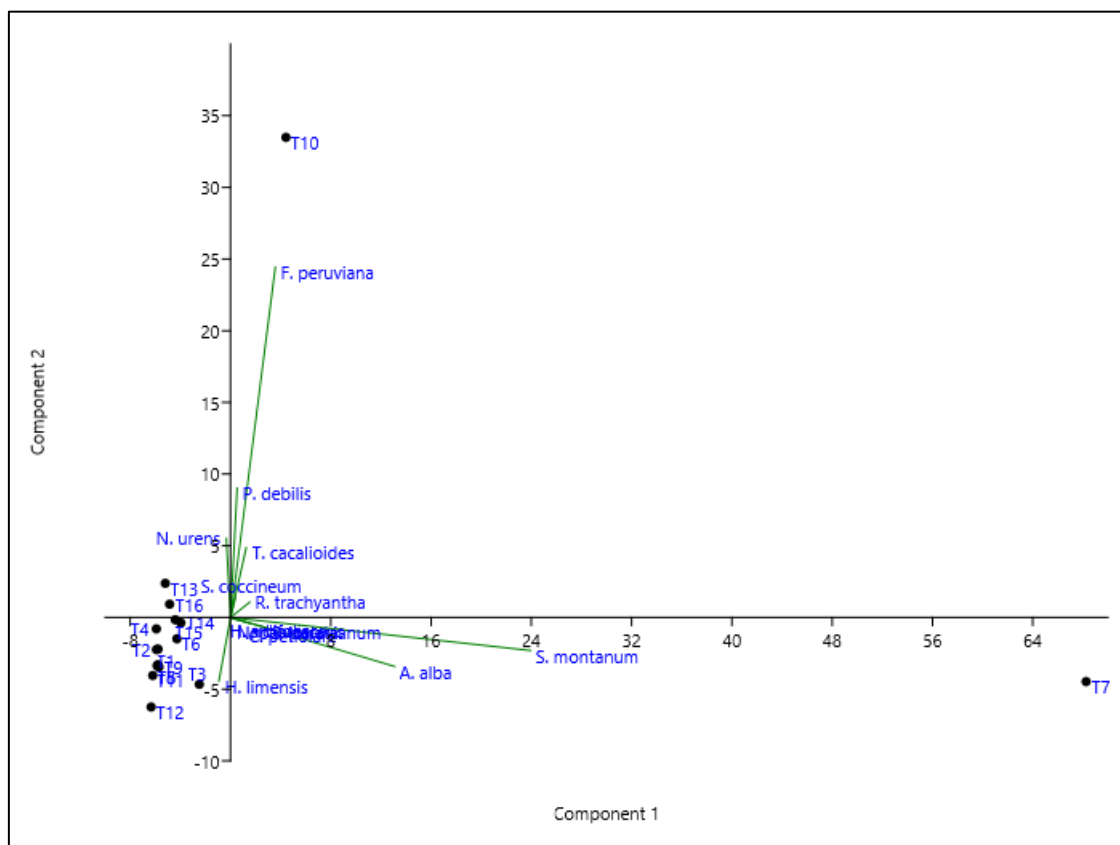


Figura 18: Análisis de Componentes Principales utilizando la sumatoria de coberturas de las seis evaluaciones por transecto.

b. Índice de Whittaker

En el Anexo 13 se pueden observar los valores del índice de Whittaker para cada una de las evaluaciones. De manera general, se observa que los valores totales del índice para cada evaluación tienen un comportamiento similar a los índices de diversidad alfa. Se puede concluir que, para la estación húmeda, la diferenciación entre los transectos es máxima, debido a la aparición de especies herbáceas. Asimismo, el valor total se mantiene relativamente constante y con

baja magnitud durante la época seca, indicando que no hay mucha diferenciación entre transectos, pues sólo se encuentran las subarbutivas y cactáceas.

Los valores del índice para la época seca son similares para todas las evaluaciones. En las evaluaciones de marzo, junio y diciembre, se puede observar comportamientos casi idénticos. Los transectos 5, 6, 7, 9 y 10, todos ubicados en quebradas o laderas medias entre los 400 y 600 msnm, aparecen con valores de cero (0) al analizarlos entre sí, es decir, no tienen diferencias en su composición de especies; ello coincide con el hecho de que sólo tienen presencia de la especie *Trixis cacalioides*. Asimismo, los transectos 11, 12, 13 y 14, todos ubicados en quebradas, laderas medias o laderas altas desde los 400 hasta los 700 msnm, poseen el valor de uno (1) respecto al grupo anterior, es decir, son completamente diferentes en su composición; ello coincide con el hecho de que sólo tienen presencia de la especie *Haageocereus limensis*. Los valores intermedios corresponden a las comparaciones del transecto 15 con todos los demás (0.33), ello debido a que este transecto posee las dos especies antes mencionadas. En el caso de la evaluación de enero 2014, el valor total del índice se incrementa a 1.4, y la configuración de las similitudes y diferencias varían respecto a las composiciones previas. Ello, debido a la aparición de la especie *Chenopodium petiolare* en el transecto 14, ocasionando que sea, junto al transecto 15, los dos transectos con mayor intercambio de especies en esta evaluación.

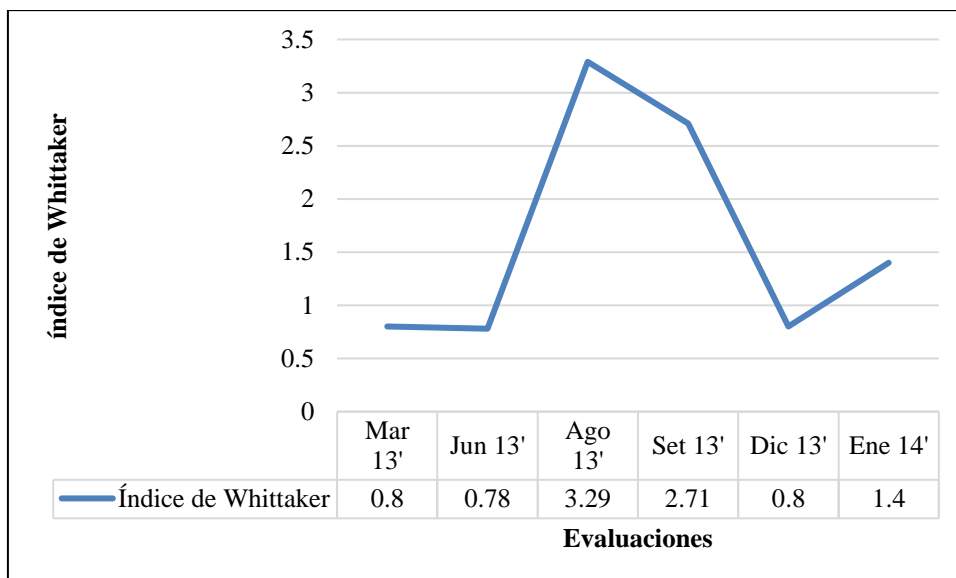


Figura 19: Variación anual del índice de Whittaker.

Los valores del índice para la época húmeda varían entre sí. Para la evaluación de agosto, fecha en la que aparece la máxima cantidad de especies diferentes, casi todos los transectos presentan especies. De ellos, se pueden identificar algunas agrupaciones, como las que conforman los transectos con una sola y misma especie, siendo los transectos 1, 5, 8, 13 y 16 (*Parietaria debilis*), y los transectos con dos especies iguales, siendo los transectos 2 y 4 (*Parietaria debilis* y *Nasa urens*). De forma general, podemos concluir que los transectos que se encuentran en zonas altas (11 y 12 sobre los 730 msnm), tienen poco o nulo intercambio de especies, respecto a los transectos que se encuentran a menor altitud. Asimismo, que el grado de similitud entre transectos tiene mayor variabilidad en la época húmeda, pero en la época seca tienden a tener sólo dos posibilidades, pudiendo ser idénticos o completamente diferentes.

En la evaluación de setiembre, los valores en general empiezan a acercarse a uno (1), debido a la disminución de especies herbáceas. Esta evaluación puede considerarse como una transición entre la época húmeda y la época seca, en donde todos los transectos disminuyen su intercambio y van tomando los arreglos de composición observados en la época seca debido a la desaparición de especies.

c. Análisis de Cluster

En la Figura 20, se pueden observar los resultados para los análisis de *Cluster* con uso del índice de Bray-Curtis. En todos los casos, los transectos sin especies observadas aparecen en los extremos con cero niveles de similitud. Así, podemos observar que, para la época seca (Figuras 20a, 20b, 20e y 20f), los transectos 1, 2, 3, 4, 8, 13 y 16 no presentan especies y por lo tanto ningún nivel de similitud (excepción del transecto 1 en la evaluación de diciembre por presencia de *Trixis cacalioides*). Durante las 4 evaluaciones de este período, se forman agrupaciones entre los transectos con dominancia de *Haageocereus limensis* y *Trixis cacalioides* (transectos 5, 6, 7, 9, 10, 11, 12, 14 y 15). Es importante señalar que los transectos 6 y 11 se encuentran siempre en agrupaciones diferentes para niveles altos de similitud, debido a que mantienen dominancia de una especie característica únicamente (el 6 con *T. cacalioides* y el 11 con *H. limensis*). En cambio, para la época húmeda (Figuras 19c y 19d), las agrupaciones se configuran según la dominancia de *Parietaria debilis*, *Fuertesimalva peruviana* y *Solanum montanum*. Los transectos parecen no tener alguna tendencia de agrupación, salvo los transectos 7 y 10. Esta particularidad entre ambos transectos resalta debido a su proximidad geográfica, pues se esperaría que tengan composiciones similares, muy a pesar de ello, su nivel de recambio de especies no es elevado. Esto permite concluir que incluso entre transectos con niveles similares de altitud, el intercambio de especies puede ser bajo, como complemento al patrón identificado en las variaciones del índice de Whittaker.

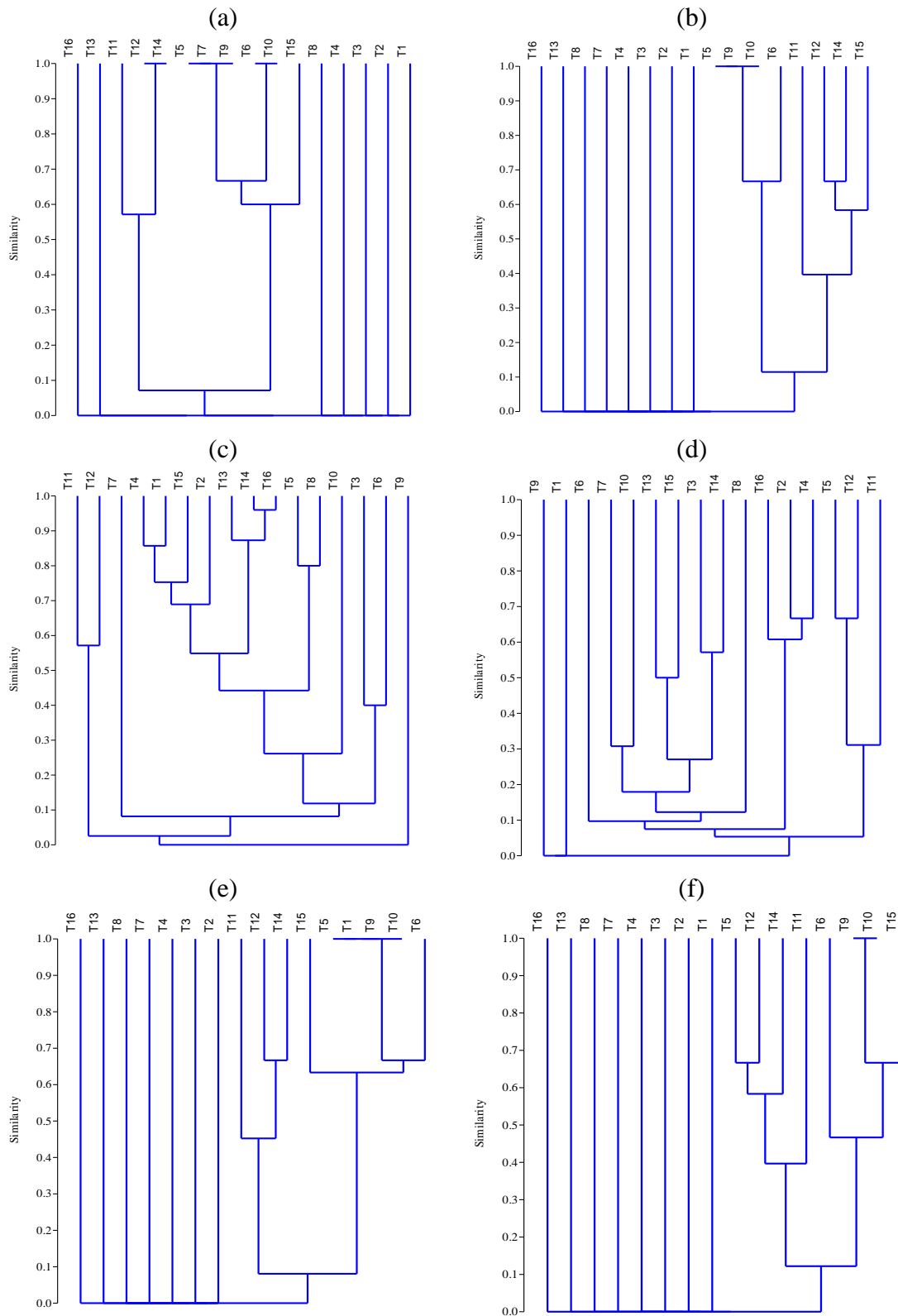


Figura 20: Análisis *Cluster* para los transectos en las evaluaciones de marzo (a), junio (b), agosto (c), setiembre (d), diciembre (e) del 2013 y enero (f) del 2014 con el índice de Bray-Curtis.

En la Figura 21 se puede observar el análisis *Cluster* para todos los transectos de todas las evaluaciones. Se observa que, la mayoría de los transectos que corresponden a las evaluaciones de la época seca, tienen niveles altos de similitud (nótense los agrupamientos para valores cercanos a 0.90); en cambio, la mayoría de los transectos que corresponden a las evaluaciones de época húmeda, tienden a diferenciarse más unos de otros. Se puede concluir que el recambio de especies es una tendencia generalizada durante la época húmeda, mientras que, en la época seca, debido a la desaparición de especies, los transectos tienden a tener menores niveles de similitud.

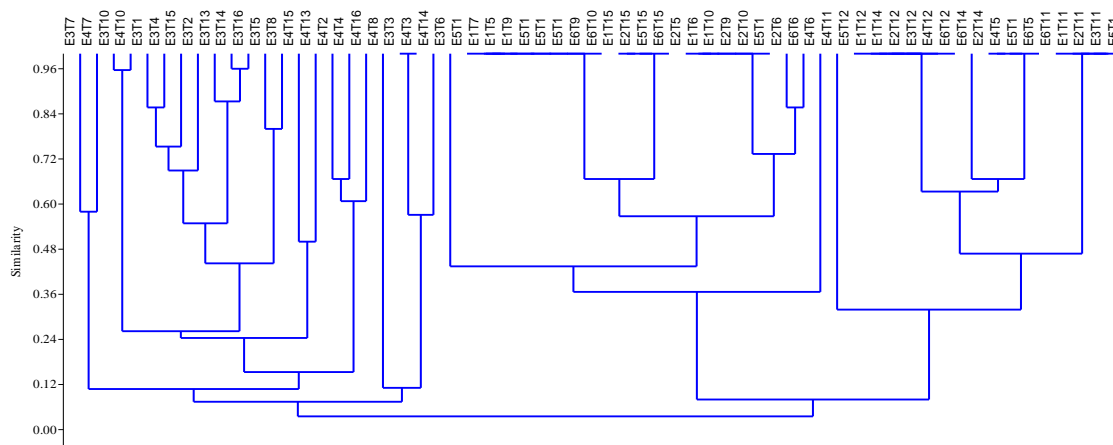


Figura 21: Análisis *Cluster* para todos los transectos en todas las evaluaciones con el índice de Bray-Curtis.

Debido a que el índice de Bray-Curtis toma en cuenta los valores de cobertura de cada especie, además de la composición para el cálculo de similitud o recambio de especies, el análisis en la época seca podría revelar otro tipo de agrupaciones si es que sólo se toma en cuenta la composición. Para ello, se realizó un segundo análisis de todos los transectos con el índice de Raup Crick, que toma en cuenta la presencia o ausencia de especies en los transectos para el cálculo de su similitud. Como resultado, se observan patrones similares identificados con el índice de Whittaker (la altitud tiene una relación negativa en el intercambio de especies) o con el análisis Cluster de Bray-Curtis (la humedad tiene una relación positiva en el intercambio de especies). Sin embargo, se puede observar que se forman agrupaciones de transectos con mayores niveles de similitud, y que en

ninguna de las evaluaciones los valores de similitud alcanzan el cero, es decir, en ningún momento del año los transectos dejan de intercambiar especies. Esto indica que el recambio de especies puede explicarse en mayor medida considerando principalmente la riqueza de especies (índice de Raup Crick), cuando se tienen bajos porcentajes de cobertura a lo largo del año. En el Anexo 14 se pueden observar los análisis Cluster con el índice de Raup-Crick para cada evaluación y para todos los transectos de todas las evaluaciones.

4.2.4. Descripción de la diversidad gamma

La Figura 22 presenta la variación de la diversidad gamma durante el período de evaluación como resultado de la contribución de la diversidad alfa y la diversidad beta, tomando en cuenta el índice de Shannon-Wiener, para lo cual se excluyeron los transectos sin especies observadas.

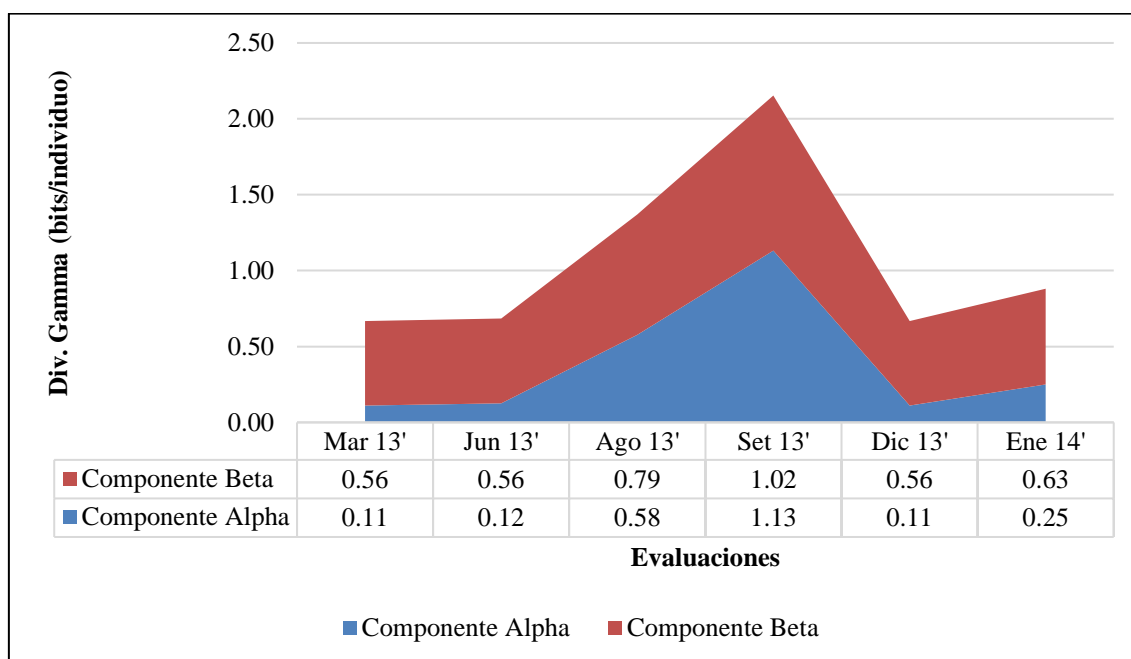


Figura 22: Variación anual de la diversidad Gamma.

El valor máximo de la diversidad gamma se alcanza en el mes de setiembre, con 2.15 bits/individuo, coincidiendo con la época húmeda, y alcanza su mínimo valor en la época seca, en los meses de marzo y diciembre 2013. Se puede

observar que la diversidad beta es la que contribuye en mayor medida en la época seca, meses en los cuales el intercambio de especies es mínimo, haciendo que los transectos evaluados sean menos diferentes entre sí. Esto se explica debido a una disminución en la riqueza de especies, haciendo que los transectos sean similares unos con otros al dominar una o dos especies. Asimismo, se observa que la diversidad alfa incrementa su aporte al valor de la diversidad gamma total para la época húmeda, alcanzando valores similares a los de la diversidad beta. Esto se explica por el incremento de la riqueza y la equidad de especies para la época húmeda, que, si bien alcanza valores cercanos al 50%, no supone en ningún momento del año un aporte mayor al del recambio de especies entre transectos. Los aportes porcentuales de cada componente de la diversidad gamma pueden revisarse en la Tabla 6.

Tabla 6: Diversidad Gamma y aporte de los componentes Alfa y Beta para el período de evaluación

Evaluación	Mar 13'	Jun 13'	Ago 13'	Set 13'	Dic 13'	Ene 14'	Total
H' Gamma	0.67	0.69	1.37	2.15	0.67	0.88	1.07
Componente Alpha (%)	16.6	18.2	42.2	52.6	16.6	28.4	29.10
Componente Beta (%)	83.4	81.8	57.8	47.4	83.4	71.6	70.90

4.3. ANÁLISIS ESPACIAL Y TEMPORAL DE PRINCIPALES POBLACIONES

4.3.1. Especies claves y grupos funcionales

Los grupos funcionales identificados en base a la clasificación de Weberbauer (1945) son las hierbas anuales (9), hierbas tuberíferas (1), hierbas bulbíferas (1), arbustivas y subarbustivas (2) y cactáceas (1). En la Tabla 7 se observa el detalle de la clasificación de las especies, además del número de transectos evaluados en los que estuvo presente (incidencia) y la contribución a la cobertura total y de grupo funcional en porcentaje.

Tabla 7: Incidencia, grupos funcionales y contribuciones en porcentajes a la cobertura total y a la de grupos funcionales para todas las especies

Especie	Incidencia	Evaluaciones	%Total	Grupo Funcional	%GF
<i>Trixis cacalioides</i>	29	1	11%	Arbustos y subarbustos	95.8%
<i>Haageocereus limensis</i>	26	2	13%	Cactácea	100.0%
<i>Parietaria debilis</i>	18	2	22%	Hierba anual	39.1%
<i>Solanum montanum</i>	10	6	19%	Hierba tuberífera	100.0%
<i>Fuertesimalva peruviana</i>	8	1	12%	Hierba anual	21.8%
<i>Nasa urens</i>	8	1	6%	Hierba anual	10.5%
<i>Nicotiana paniculata</i>	6	2	2%	Hierba anual	3.8%
<i>Rostraria trachyantha</i>	4	2	1%	Hierba anual	2.5%
<i>Solanum peruvianum</i>	4	2	3%	Hierba anual	5.0%
<i>Stenomesson coccineum</i>	4	2	1%	Hierba bulbífera	100.0%
<i>Chenopodium petiolare</i>	2	2	1%	Hierba anual	2.1%
<i>Heliotropium arborescens</i>	2	1	0%	Arbustos y subarbustos	4.2%
<i>Acmella alba</i>	1	2	8%	Hierba anual	14.7%
<i>Hyptis sidifolia</i>	1	6	0%	Hierba anual	0.4%

Sólo seis especies fueron consideradas especies clave, por el valor de su incidencia, su pertenencia a grupos funcionales y sus porcentajes de cobertura (dominancia). Así, tenemos a *Trixis cacalioides*, *Haageocereus limensis*, *Parietaria debilis*, *Solanum montanum*, *Fuertesimalva peruviana* y *Nasa urens*.

4.3.2. Ley de Taylor

La Tabla 8 muestra los resultados del análisis de la ley de Taylor para las especies clave. Se observa que ninguna de las especies cumple los requisitos estadísticos para realizar el análisis. Esto ocurre por pocos datos (en el caso de la variabilidad temporal, 4 especies herbáceas sólo aparecieron en la época húmeda), por bajos coeficientes de correlación (en el caso de la variabilidad espacial, todas las herbáceas y la arbustiva tienen coeficientes menores al 75% y en el caso de la variabilidad temporal, ninguna especie alcanza coeficientes mayores al 12%). A pesar de que podría analizarse la variabilidad espacial de *Haageocereus limensis* (disponibilidad de datos y coeficiente de correlación mayor al 90%), el intervalo de confianza incluye el valor de 2, imposibilitando el análisis.

Tabla 8. Resultados del β espacial y temporal, del intervalo de confianza (I.C.) y del coeficiente de correlación (r) para la Ley de Taylor

Especies clave	Análisis temporal			Análisis espacial		
	β_t	IC	r	β_s	IC	r
<i>Trixis cacalioides</i>	1.5342	-0.34 - 3.4	0.1068	1.4824	-0.41 - 3.4	0.0904
<i>Haageocereus limensis</i>	2.241	1.196 - 3.287	0.0932	0.465	-3.103 - 4.033	0.9406
<i>Parietaria debilis</i>	-0.479	Datos insuficientes		1.789	1.551 - 2.027	0.281
<i>Solanum montanum</i>	-0.479	Datos insuficientes		1.742	1.454 - 2.030	0.6381
<i>Fuertesimalva peruviana</i>	-0.479	Datos insuficientes		1.713	1.394 - 2.032	0.7023
<i>Nasa urens</i>	1.238	Datos insuficientes		1.636	0.772 - 2.500	0.5769

4.3.3. Distribuciones poblacionales

A nivel descriptivo, las siguientes figuras presentan isolíneas con los porcentajes de cobertura para las seis especies. En el caso de *Trixis cacalioides* (Figura 23), siendo una especie perenne cuyo ciclo de vida supera al periodo de estudio, las variaciones temporales se pueden explicar por errores muestrales. Aun así, se pueden identificar dos espacios geográficos en los cuales tiene mayor presencia. El primero es en el transecto 15 (ladera media) y el segundo es alrededor del transecto 6 (quebrada) con agrupaciones de los transectos 6, 7, 9 y 10 (quebradas y laderas medias). Se puede concluir que esta especie tiene mayor cobertura en zonas de quebradas o laderas medias.

La especie *Haageocereus limensis* tiene una situación similar, pues su ciclo de vida no coincide con el período de estudio, por lo que las variaciones temporales también se explicarían por errores muestrales. Los mapas de isolíneas (Figura 24) son similares para todas las evaluaciones, evidenciando una mayor cobertura en el transecto 11 para aproximadamente todo el período de evaluación. Este transecto se encuentra a 735 msnm, en una ladera alta, por lo que la distribución de la especie coincide con la literatura. Si bien se tiene presencia de la especie en transectos como el 14 (quebrada a 427 msnm) o el 7 (ladera media a 585 msnm), la cobertura no es tan abundante. Se puede concluir que la distribución de esta especie tiene preferencia por las zonas altas, pero que puede estar presente en otros niveles altitudinales en menor medida también.

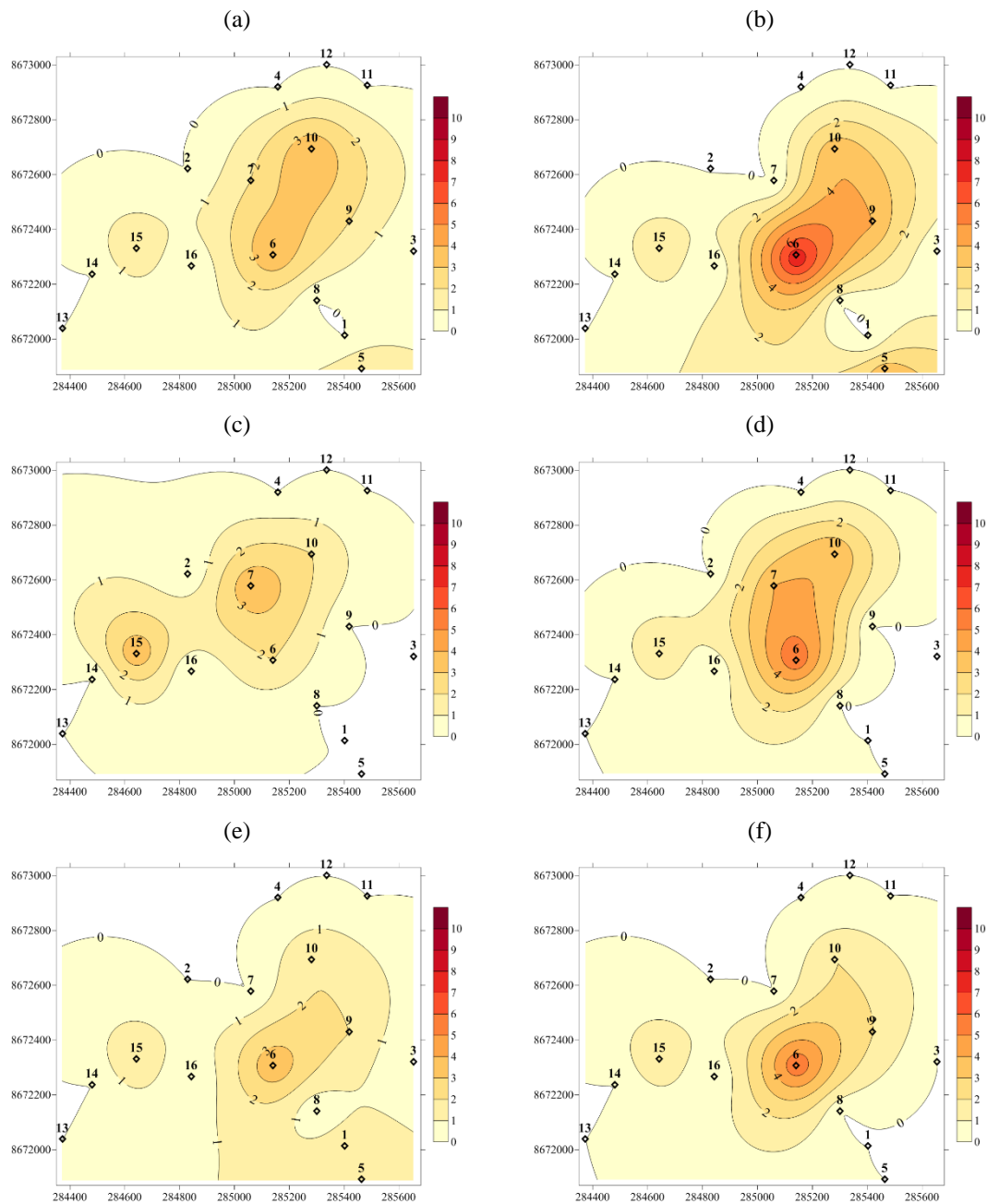


Figura 23. Mapas de isolíneas de la cobertura de *Trixis cacalioides* para marzo (a), junio (b), agosto (c), setiembre (d), diciembre (e) del 2013 y enero (f) del 2014.

Todas las herbáceas aparecieron sólo en la época húmeda (2 evaluaciones). En el caso de *Parietaria debilis*, aparece de forma abundante en los transectos 14 y 16, indicando que tiene preferencia por las quebradas y laderas y zonas de mediana a baja elevación. Se observa que no mantiene presencia por mucho tiempo, pues en la evaluación de setiembre, la mayor cobertura se traslada al transecto 10 en quebrada. Este comportamiento sugiere que la especie aprovecha los ingresos de humedad rápidamente

en espacios donde no hay mucha riqueza de especies y luego desaparece, retrayéndose hacia espacio geográficos medianamente elevados.

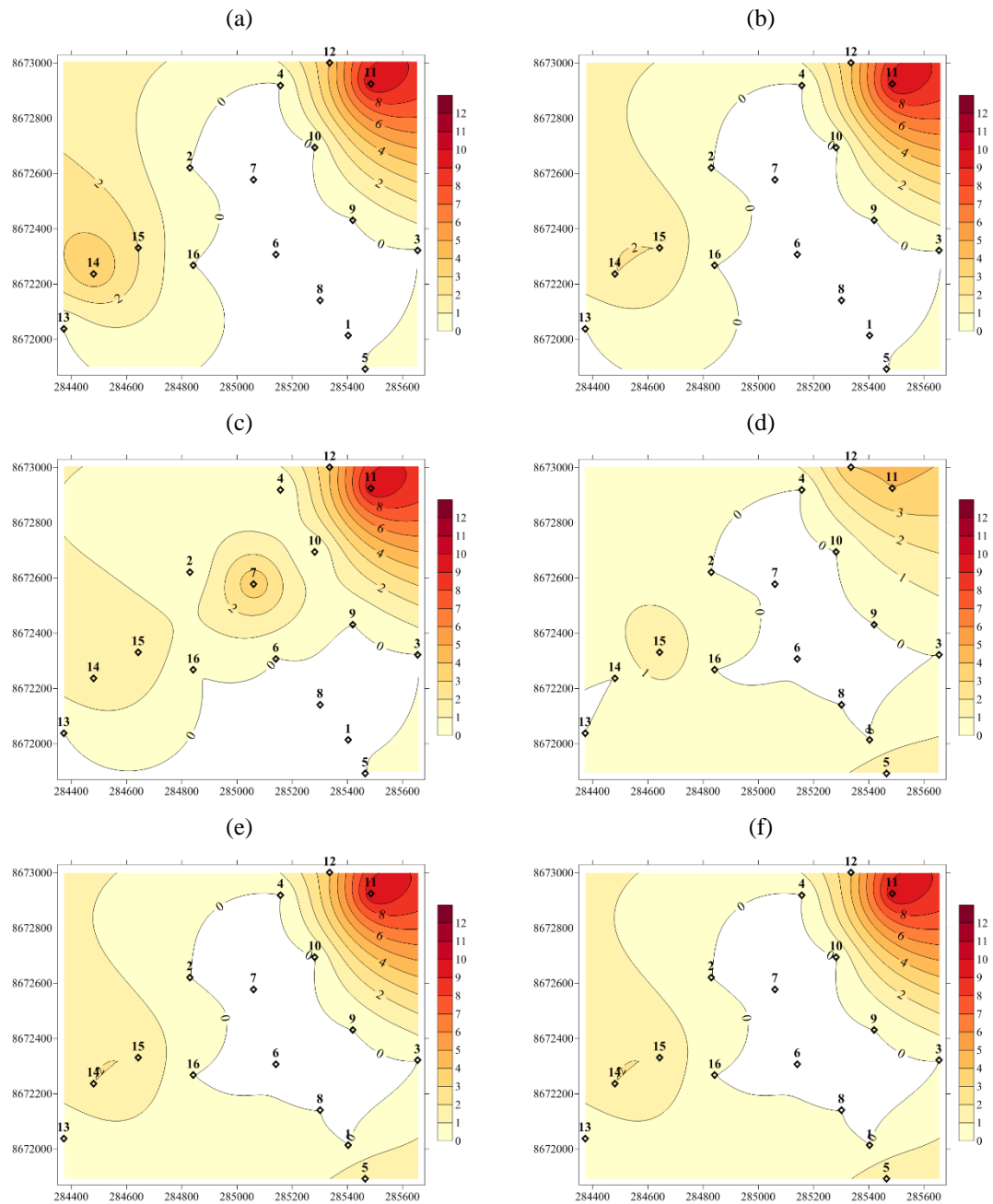


Figura 24: Mapas de isóneas de la cobertura de *Haageocereus limensis* para marzo (a), junio (b), agosto (c), setiembre (d), diciembre (e) del 2013 y enero (f) del 2014.

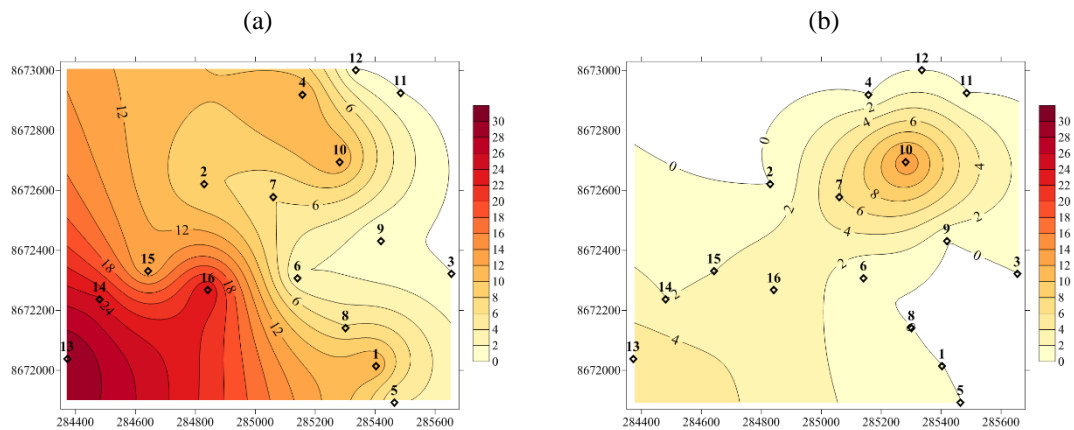


Figura 25: Mapas de isolíneas de la cobertura de *Parietaria debilis* para agosto (a) y setiembre (b) del 2013.

Solanum montanum, una herbácea tuberífera, tuvo un comportamiento similar. En la evaluación de agosto, su cobertura fue máxima en el transecto 7 (ladera media) y en la siguiente evaluación disminuyó en abundancia, pero hubo mayor distribución. Teniendo en cuenta que los alrededores geográficos del transecto 7 tiene mayor riqueza de especies, se puede concluir que *S. montanum* aprovecha el ingreso de neblina específicamente en laderas cercanas a las quebradas en donde aparecen otras especies y desde allí se expande sin alguna tendencia aparente.

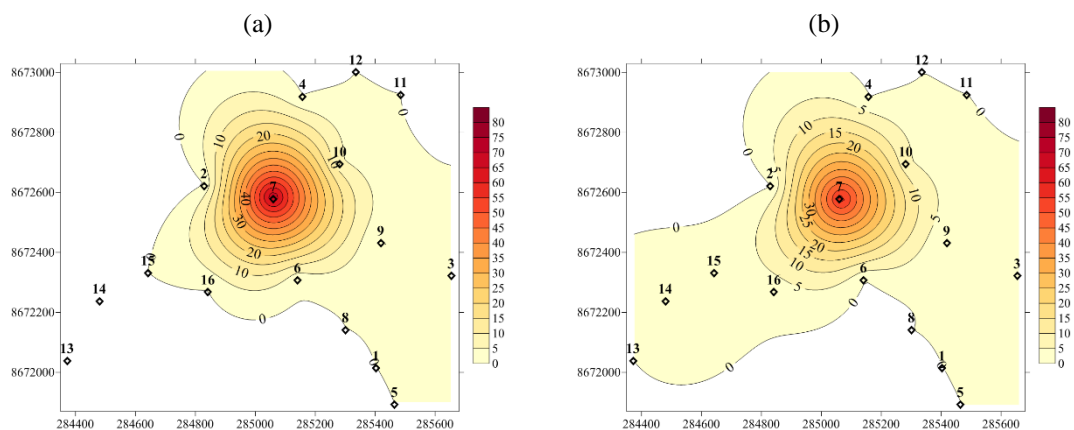


Figura 26: Mapas de isolíneas de la cobertura de *Solanum montanum* para agosto (a) y setiembre (b) del 2013.

La especie *Fuertesimalva peruviana*, por el contrario, presenta una distribución abundante en las quebradas (transecto 10), y desde allí se expande sin distribución

aparente. Tiene el mismo comportamiento que *S. montanum* en tanto que aparece en una zona característica de alta riqueza de especies.

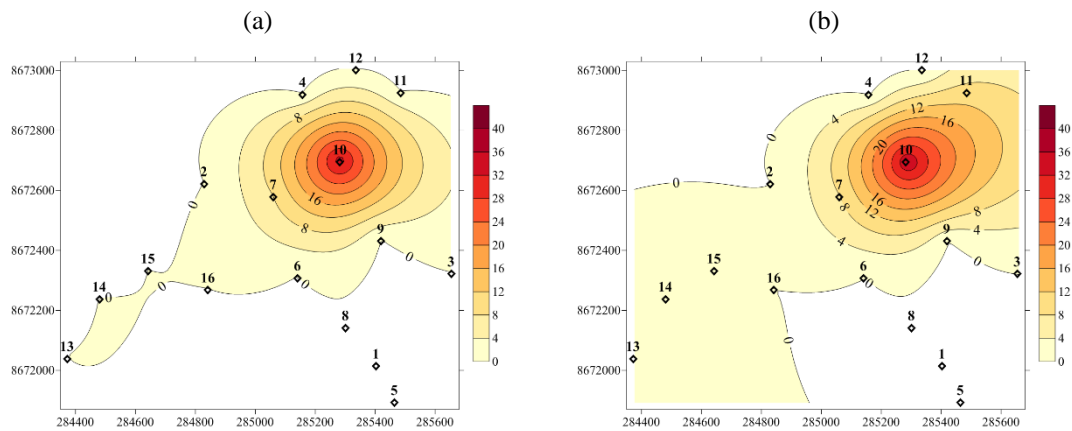


Figura 27: Mapas de isolíneas de la cobertura de *Fuertesimalva peruviana* para agosto (a) y setiembre (b) del 2013.

Nasa urens, una herbácea anual, tiene un comportamiento bastante distinto al de las demás herbáceas. Su distribución más abundante aparece hacia el final de la época húmeda, en la evaluación de setiembre, con preferencia de laderas medias a altas y en donde no hay mucha riqueza de especies. Si bien aparece a desarrollar cobertura en agosto con tendencias similares a *F. peruviana*, se diferencia en que su tendencia es crecer hacia zonas altas.

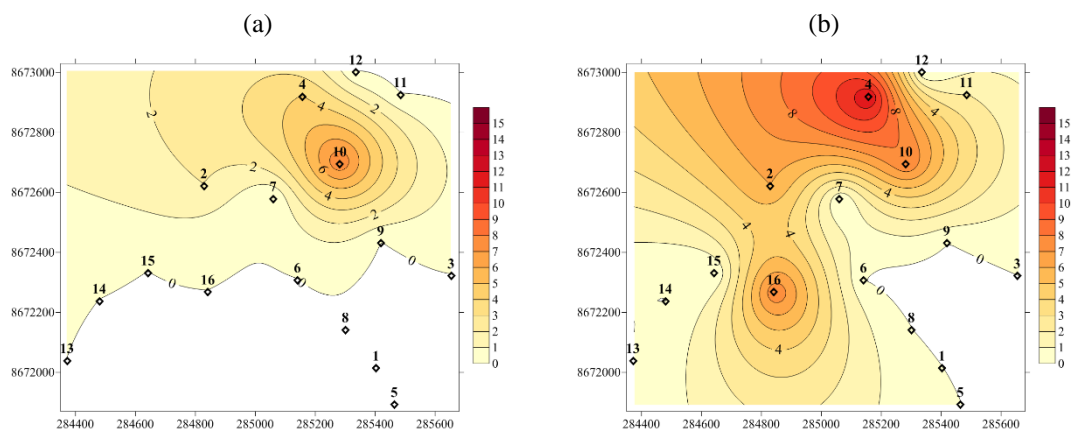


Figura 28: Mapas de isolíneas de la cobertura de *Nasa urens* para agosto (a) y setiembre (b) del 2013.

De manera general se puede concluir que existiría cierto tipo de relación entre las distribuciones de especies clave herbáceas y la distribución de *Trixis cacalioides*, siendo esta última poco variable a lo largo del año; a diferencia de la relación entre *H. limensis*, en donde existe una clara lejanía entre las distribuciones con todas las otras especies. Estos patrones coinciden con la literatura, al indicar que son las especies arbustivas y subarbustivas las que actúan como plantas nodrizas y como elevadores hidráulicos (Muñoz et al. 2008, Manrique *et al.* 2014), que las especies herbáceas tienden a tener distribuciones en quebradas y laderas de baja a mediana altitud y que la especie cactácea se distribuye con mayor abundancia en zonas altas de las lomas costeras.

4.4. RELACIONES ENTRE VARIABLES AMBIENTALES Y DIVERSIDAD VEGETAL

4.4.1. Descripción de variables ambientales

a. Variables geomorfológicas

La Tabla 9 presenta las características geomorfológicas de los transectos. Todos ellos tienen una orientación hacia el sur, pudiendo ser oeste u oeste. Es importante señalar que sólo esta zona tuvo cobertura vegetal respecto al área total de la unidad geográfica de las lomas de Mangamarca para el período de evaluación. Teniendo en cuenta que transectos como el 7 o el 10, con orientación SSE y altitud media, fueron los que presentaron mayores porcentajes de cobertura total y riqueza de especies, se puede concluir que es esta zona la que podría estar albergando mayor diversidad en la época húmeda. Asimismo, los transectos de zonas altas, como el 11, han demostrado ser hábitat de especies cactáceas y arbustivas.

Tabla 9: Variables geomorfológicas de los transectos

Transecto	Altitud (msnm)	Pendiente (°)	Orientación	Ubicación
1	459	32	SO	Quebrada
2	656	25	SE	Ladera Alta
3	612	30	SO	Ladera Alta

Continuación...

4	725	28	SSE	Ladera Alta
5	471	25	OSO	Ladera Media
6	445	8	SO	Quebrada
7	585	33	SSE	Ladera Media
8	521	32	SO	Ladera Media
9	582	27	SO	Ladera Media
10	607	25	SSE	Quebrada
11	735	27	SO	Ladera Alta
12	738	14	SSE	Ladera Alta
13	462	28	ESE	Ladera Media
14	427	25	S	Quebrada
15	491	15	SO	Ladera Media
16	500	29	SE	Ladera Alta

b. Humedad gravimétrica en suelo

En la Figura 29 se puede observar que la variabilidad entre transectos es menor en la época seca y mayor en la época húmeda, confirmando que el ingreso de agua tiene un comportamiento no uniforme en la zona de estudio. Por otro lado, se pueden observar diferencias en la variabilidad de humedad en un mismo transecto. Los transectos con menor promedio de humedad anual (12, 13, 14 y 15) son también los transectos con menor variabilidad. Los transectos con mayor promedio de humedad anual (6, 7, 8 y 10) son los que poseen mayor variabilidad. El resto de transectos tienen valores intermedios de humedad y variabilidad. Analizando la distribución geográfica de los transectos, en promedio en la Figura 30 se observa que los transectos más periféricos a la zona de estudio, ya sea que se encuentren en zonas altas o en zonas bajas, tienen tendencia a captar menos agua, y son los transectos más centrales en niveles intermedios de altitud los que acumulan mayor cantidad de agua, coincidiendo con lo indicado en la literatura. Aun así, no se encontraron correlaciones significativas entre la humedad, altitud y pendiente de los transectos, sólo una ligera disminución de los p-valores para la correlación con la pendiente, indicando que la humedad estaría más correlacionada con ella que con la altitud. En el Anexo 15 se pueden revisar los valores de porcentaje de humedad gravimétrica del suelo para todos los transectos y evaluaciones, así como los

coeficientes de correlación de Spearman entre humedad, gradiente y altura. Según Brady (1984), existen umbrales para los valores de estos porcentajes que nos indicarían la disponibilidad o no de estas cantidades de agua en el suelo de determinadas texturas para aprovechamiento de las plantas. Según esa clasificación, los suelos de las lomas (franco arenosos, según Torres, 1981), tendrían que tener un porcentaje de humedad mayor al 7% u 8% aproximadamente para que el agua en él se encuentre disponible para las plantas. Esto coincide con los transectos que presentaron mayor cantidad de humedad en el suelo y mayor cobertura y riqueza de especies. Sin embargo, especies como *Trixis cacalioides* y *Haageocereus limensis*, tendrían estrategias para hacer frente al estrés hídrico de la época seca, ya sea a través de adaptaciones fisiológicas o de distribución, pues se encuentran presentes en lugares donde la humedad del suelo es menor a lo indicado por la literatura.

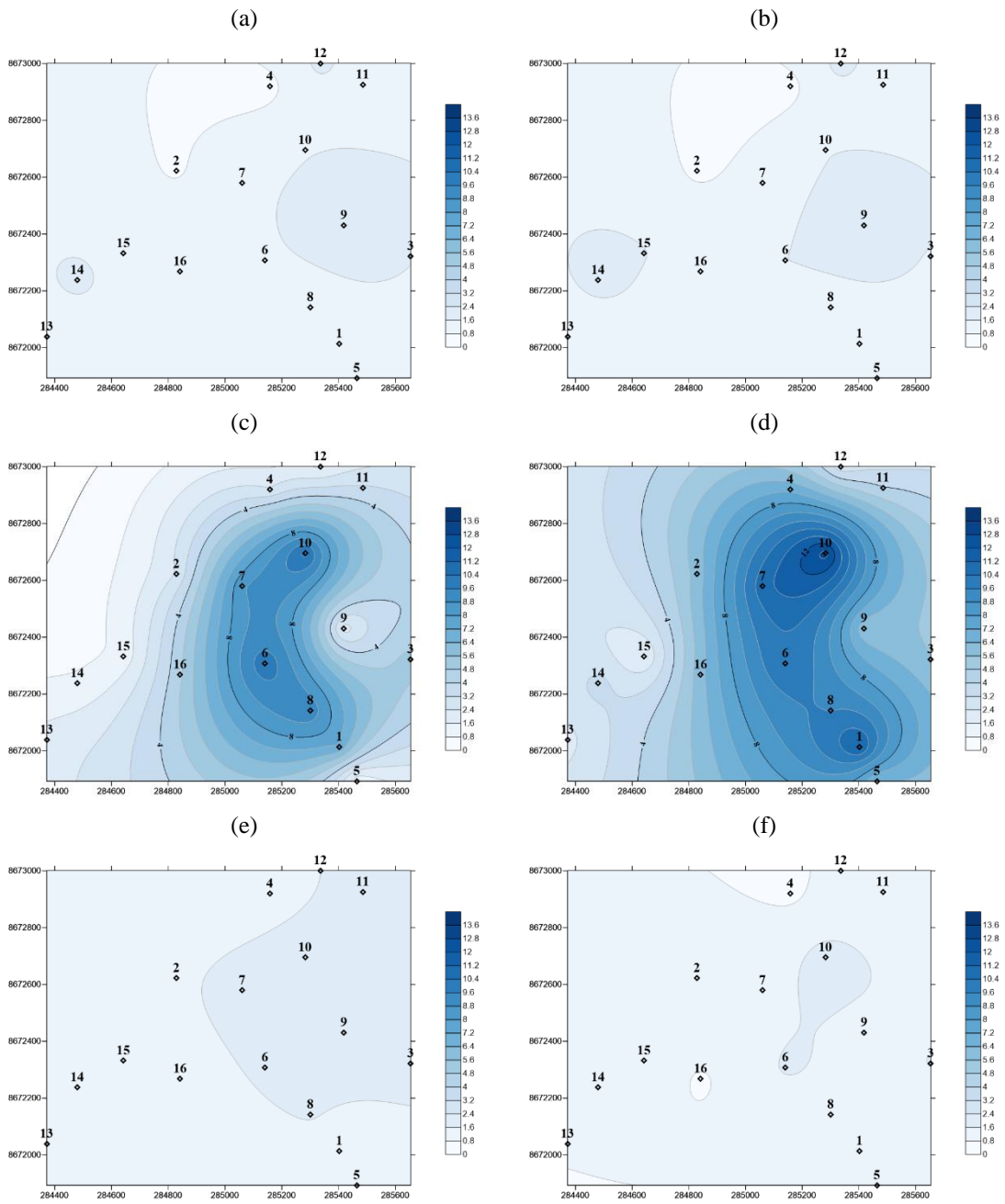


Figura 29: Variación de la humedad gravimétrica para las evaluaciones de marzo (a), junio (b), agosto (c), setiembre (d), diciembre (e) del 2013 y enero (f) del 2014.

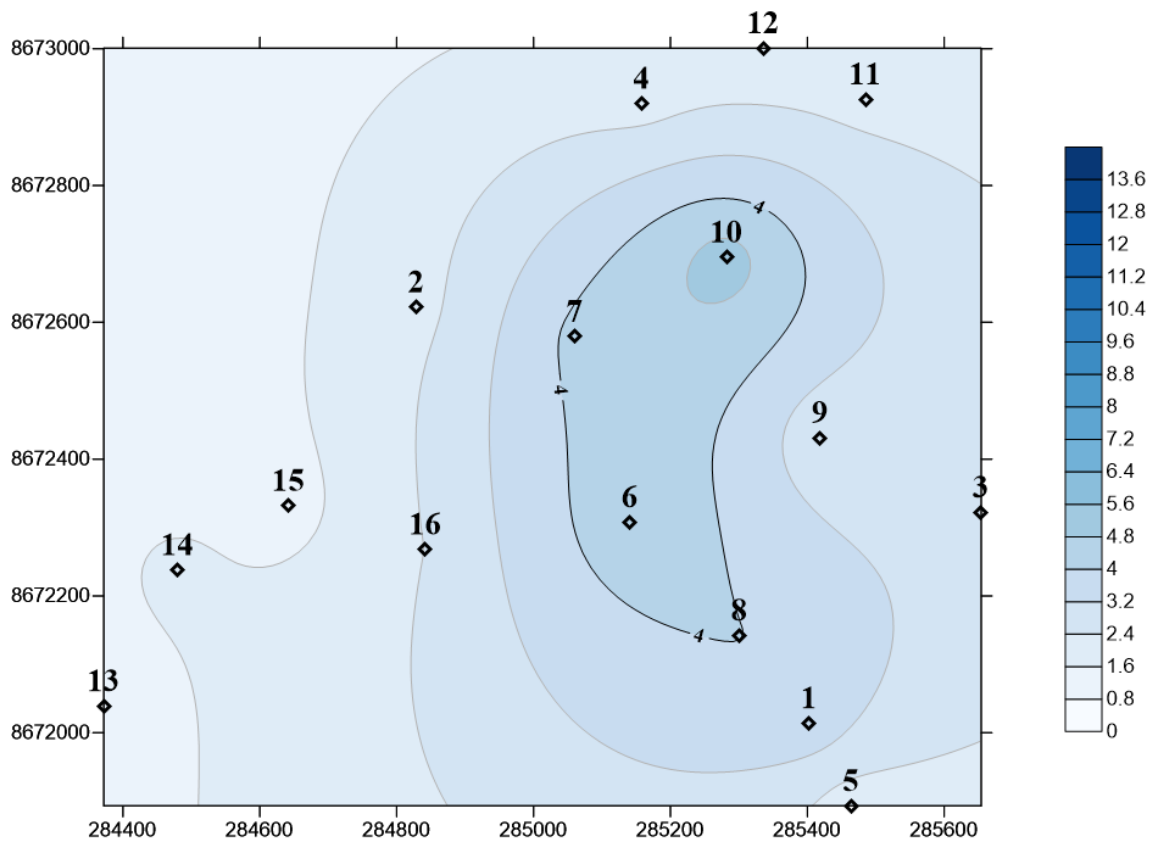


Figura 30: Valores promedio de la humedad gravimétrica para todas las evaluaciones.

c. Materia orgánica en suelo

La Figura 31 presenta las isolíneas de valores de materia orgánica para todo el suelo de determinadas texturas para aprovechamiento de las plantas. Según esa clasificación, los suelos de las lomas (francos arenosos, según Torres, 1981), tendrían que tener un porcentaje de humedad evaluaciones. Los valores promedios más bajos corresponden a la época seca (1.65 y 1.53), pero los valores más altos corresponden a la época húmeda (2.46) y a la época seca inmediata (2.17). Sin embargo, la variabilidad temporal no parece seguir algún patrón determinado. Al analizar la variabilidad espacial, sí se encuentran algunas asociaciones. Si bien los coeficientes de correlación de Spearman entre la materia orgánica, la altura y la pendiente no dieron p-valores significativos¹, sí existe correlación positiva para las 4 evaluaciones de la temporada seca entre la

¹ El p-valor para la evaluación de materia orgánica de junio tuvo significación estadística del 90% con los valores de la pendiente. Sin embargo, no puede indicarse que podría existir un patrón pues no se observa significación en las demás evaluaciones, lo que indica que la materia orgánica no está correlacionada con la pendiente.

humedad gravimétrica y la materia orgánica. La literatura (Saxton and Rawls, 2006) indica que la capacidad de retención de agua y la tasa de infiltración son afectadas por materia orgánica al suelo, sin embargo, para los valores promedios de humedad y materia orgánica, se tiene una baja significación de correlación (p -valor = 0.17), debido a la baja correlación entre ambas variables para la temporada húmeda. Ello podría deberse a que la materia orgánica tendría comportamientos diferentes en transectos que reciben gran cantidad de humedad respecto a los transectos que reciben poco ingreso de agua. Aun así, los transectos con cantidades considerables de humedad, coinciden con los contenidos más altos de materia orgánica, como se puede ver en la Figura 32 y comparándola con la Figura 30. Para revisar los valores de materia orgánica, revisar el Anexo 16.

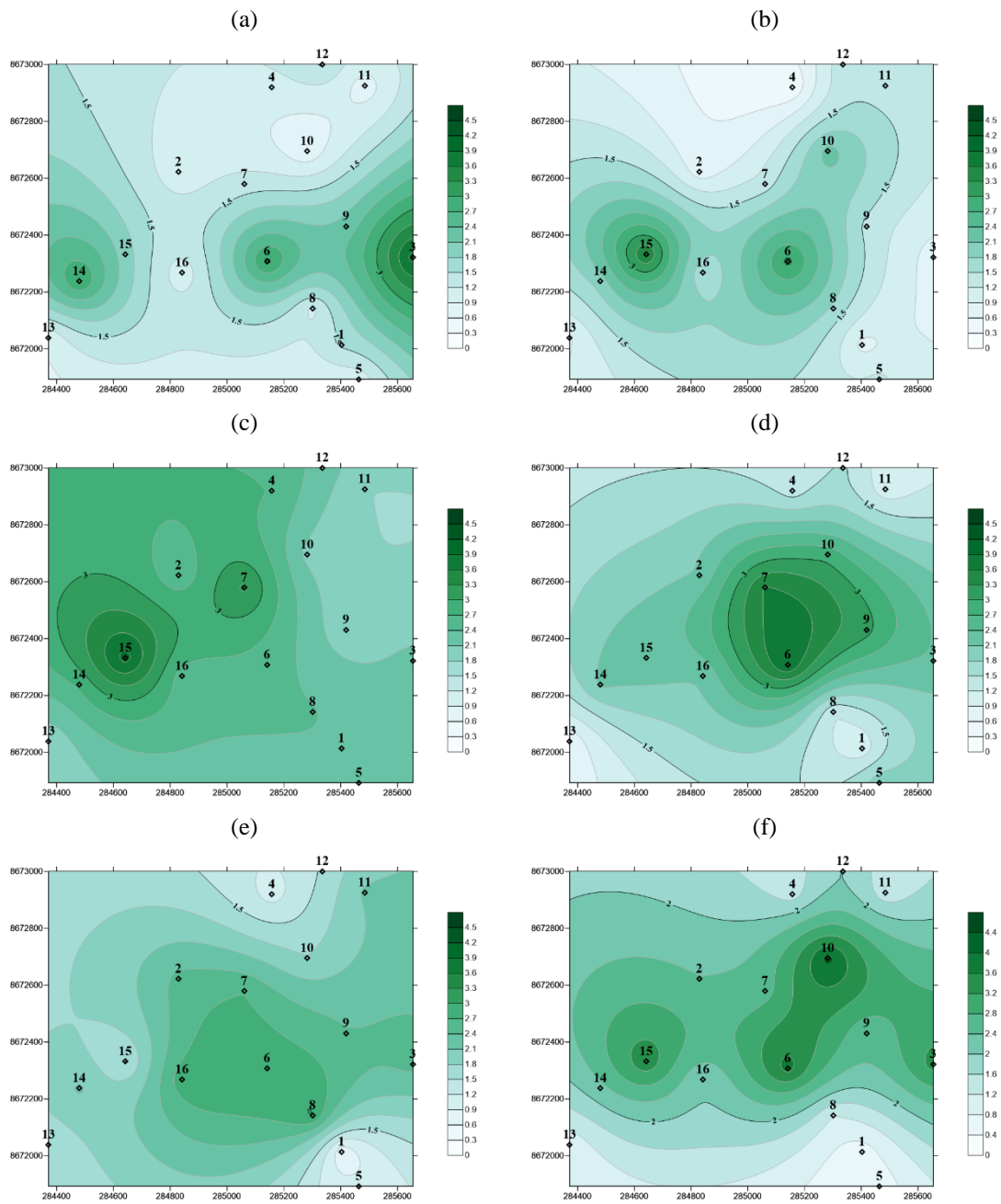


Figura 31: Variación de la materia orgánica para las evaluaciones de marzo (a), junio (b), agosto (c), setiembre (d), diciembre (e) del 2013 y enero (f) del 2014.

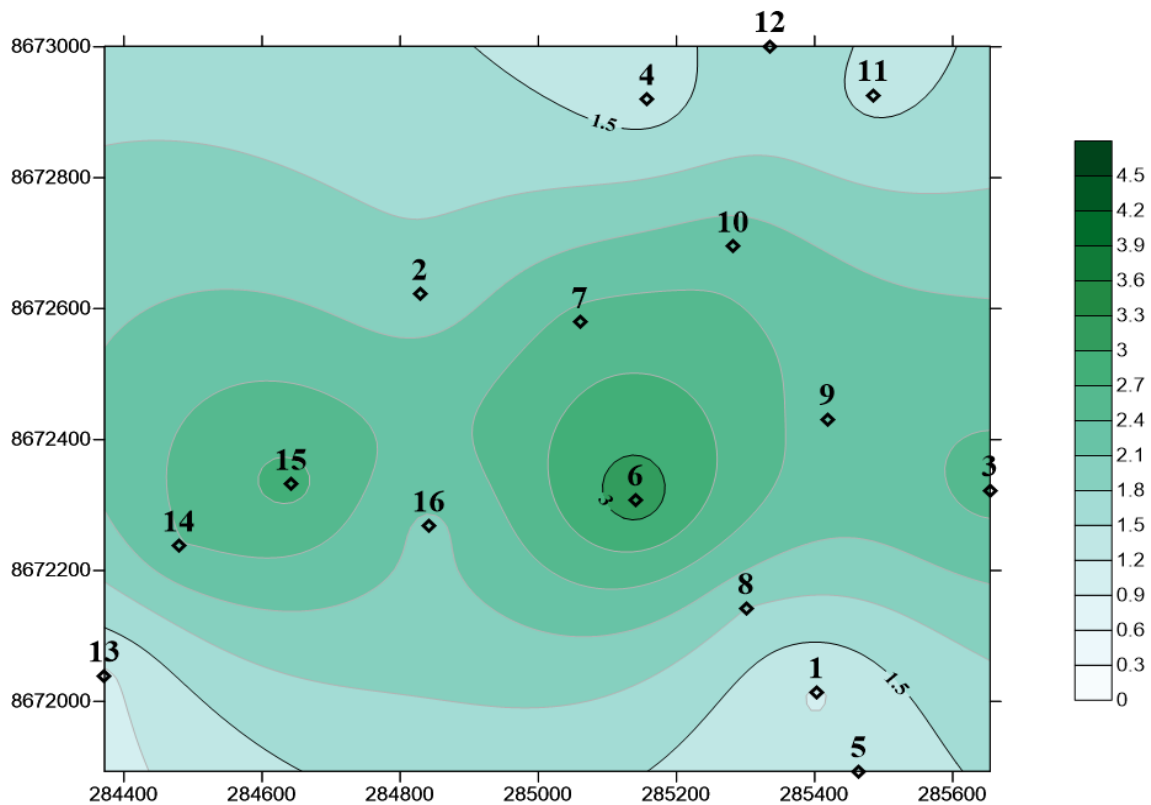


Figura 32: Valores promedio de la materia orgánica para todas las evaluaciones.

4.4.2. Análisis multivariado

Para poder analizar la correlación entre el índice de Shannon-Wiener, el índice de Simpson y la cobertura respecto a las variables ambientales, se realizó una prueba de normalidad (Anexo 17), la cual resultó significativa sólo para la pendiente, por lo que el estadístico a utilizar fue el estadístico no paramétrico coeficiente de correlación de Spearman para distribuciones no normales.

a. Correlación con diversidad alfa y la cobertura acumulada

La Tabla 10 presenta los valores del análisis de correlación de Spearman para H' , 1-D y la cobertura acumulada. Se puede observar que no existen correlaciones significativas. Si bien en el caso de los valores de cobertura para marzo, junio, diciembre del 2013 y enero del 2014 presentan p-valores con significación estadística en relación con la pendiente, el valor del coeficiente es cercano a cero, indicando que no existe relación lineal entre la cobertura y la pendiente.

Tabla 10: Valores del coeficiente de correlación de Spearman (rs) para los valores del índice de Shannon-Wiener (H'), Simpson (1-D), cobertura vs. altitud y pendiente

	Altitud		Pendiente	
	rs	p-valor	rs	p-valor
H'				
Mar 13'	-0.14	0.60	-0.31	0.24
Jun 13'	-0.14	0.60	-0.31	0.24
Ago 13'	-0.03	0.92	-0.29	0.28
Set 13'	-0.35	0.18	-0.14	0.61
Dic 13'	-0.14	0.60	-0.31	0.24
Ene 14'	-0.41	0.15	-0.35	0.18
1-D				
Mar 13'	-0.14	0.60	-0.31	0.24
Jun 13'	-0.14	0.60	-0.31	0.24
Ago 13'	-0.03	0.92	-0.29	0.28
Set 13'	-0.35	0.18	-0.14	0.61
Dic 13'	-0.14	0.60	-0.31	0.24
Ene 14'	-0.41	0.15	-0.35	0.18
Cob%				
Mar 13'	0.04	0.89	-0.65	0.01
Jun 13'	0.02	0.94	-0.73	0.00
Ago 13'	-0.21	0.43	0.22	0.41
Set 13'	0.09	0.74	-0.08	0.77
Dic 13'	-0.06	0.84	-0.67	0.00
Ene 14'	-0.06	0.84	-0.76	0.00

Se realizaron dos clasificaciones para los transectos diferentes para analizar si existen diferencias en los índices de Shannon-Wiener (H'), los índices de Simpson (1-D), los porcentajes de cobertura acumulada (Cob%) y las posiciones en el área. Una clasificación (C1) agrupó a los transectos según su ubicación en la loma, pudiendo ser transectos a la derecha, al centro, o a la izquierda. Este criterio fue escogido debido a que los valores de H' y 1-D fueron cero (0) para todos los transectos que se encontraron en la zona derecha de la parte de estudio para la época seca. La segunda clasificación (C2) agrupó a los transectos según su posición en quebradas, laderas medias o laderas altas. Estas agrupaciones se pueden observar en la Figura 33. Para analizar si alguna de estas posiciones tenía

influencia en la diversidad alfa, se realizó la prueba no paramétrica para más de dos muestras de Kruskal-Wallis. Sólo se hizo para las evaluaciones de agosto y setiembre, dado que el resto de evaluaciones tenían sólo valores de cero (0) o uno (1) para los índices H' o valores de cero (0) y 0.5 para los índices de 1-D. Ninguna de las pruebas tuvo significación estadística (Anexo 18), indicando que la ubicación geográfica no afecta la riqueza o equidad. Sin embargo, es importante señalar que, si bien los p-valores de las pruebas Kruskal-Wallis no son significativos, esta conclusión puede deberse a la escasez de datos, no por errores muestrales, sino por las características de aridez que se tuvieron en el período de estudio en las lomas de Mangamarca. Por otro lado, el caso de la cobertura acumulada, los resultados sí evidencian una influencia de la ubicación en la zona de estudio y el porcentaje de cobertura (Tabla 11). Esta relación sólo se evidencia en la clasificación C1 para los meses de la época húmeda. Se puede concluir que los transectos ubicados al centro de la loma son los que presentan mayor cobertura en la época de mayor vegetación. Esto coincide con los patrones identificados con la humedad gravimétrica, en donde los transectos 6, 7 y 10 tuvieron ingresos altos de agua (Figura 30).

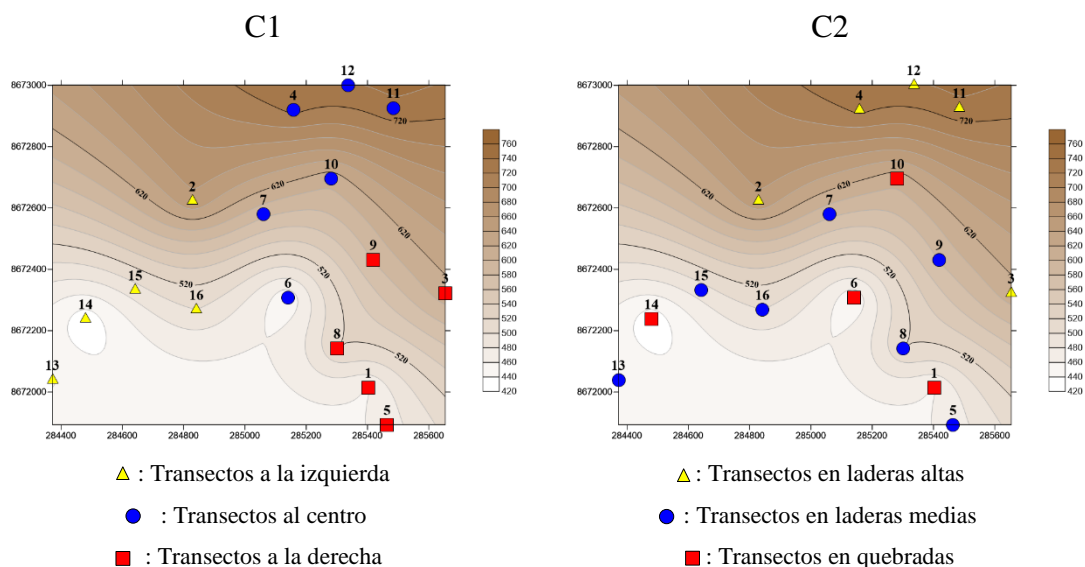


Figura 33: Mapas de isolíneas de altura con las clasificaciones asignadas a los transectos según su posición en la zona de estudio.

Tabla 11: Resultados de la prueba Kruskal-Wallis para los valores de cobertura acumulada según agrupación de transectos en la zona de estudio

		H (chi2)	Hc (tie corr)	p(same)
C1	Mar 13'	3.682	4.173	0.1241
	Jun 13'	2.028	2.394	0.3021
	Ago 13'	6.141	6.196	0.04514
	Set 13'	9.407	9.463	0.008815
	Dic 13'	1.441	1.633	0.4419
	Ene 14'	1.853	2.143	0.3425
C2	Mar 13'	1.268	1.437	0.4875
	Jun 13'	0.6655	0.7856	0.6752
	Ago 13'	2.021	2.038	0.3609
	Set 13'	0.1361	0.1369	0.9338
	Dic 13'	1.674	1.897	0.3873
	Ene 14'	1.252	1.448	0.4848

La Tabla 12 presenta los valores del coeficiente de correlación de Spearman para los valores del índice de Shannon-Wiener (H'), Simpson (1-D) y cobertura acumulada (Cob%) respecto a la humedad gravimétrica del suelo. El índice de Shannon-Wiener y Simpson tuvieron significancia estadística con la humedad en dos casilleros, pero su correlación es negativa. La interpretación indica que el ingreso de agua en los meses húmedos, está correlacionado con la diversidad y equidad del último mes de época seca, indicando que habrá menor diversidad y equidad en este período a mayor ingreso de agua en la época húmeda. Ello podría indicar demoras de respuesta para el ingreso de humedad en la época húmeda, la cual afectaría la diversidad y equidad del período seco inmediato. Sin embargo, no es posible concluir algún patrón debido a la falta de datos.

En el caso de la cobertura acumulada, se puede observar que, para las primeras dos evaluaciones de la época seca, existe una correlación positiva entre la humedad en el suelo y la cobertura. Sin embargo, el resto del año esta correlación no existe. Ello podría deberse a posibles relaciones que se establecen sólo durante la época seca, el cual se ve modificado por el ingreso de agua en la época húmeda. Se observa también que hay correlación positiva entre la humedad del suelo en las dos primeras evaluaciones y la cobertura en las dos

últimas evaluaciones. Esta demora de respuesta podría explicarse por la cantidad de agua que ingresó el año anterior, la cual podría haber sido más importante para la existencia de cobertura en la época seca que el ingreso de agua en el año de evaluación. No es posible indicar conclusiones sobre este tipo de patrón por contar con datos insuficientes.

Tabla 12: Valores del coeficiente de correlación de Spearman (rs) para los valores del índice de Shannon-Wiener (H'), Simpson (1-D) y cobertura acumulada (Cob%) vs. Humedad gravimétrica del suelo

Variables	Evaluación	Humedad (%)					
		Mar 13'	Jun 13'	Ago 13'	Set 13'	Dic 13'	Ene 14'
H'	Mar 13'	0.03					
	Jun 13'	0.03	0.25				
	Ago 13'	0.06	0.02	0.31			
	Set 13'	0.09	0.10	0.06	-0.14		
	Dic 13'	0.03	0.25	-0.31	-0.42	-0.36	
	Ene 14'	0.27	0.45	-0.49	-0.49	-0.33	0.08
1-D	Mar 13'	0.03					
	Jun 13'	0.03	0.25				
	Ago 13'	0.06	0.04	0.32			
	Set 13'	0.10	0.14	-0.04	-0.24		
	Dic 13'	0.03	0.25	-0.31	-0.42	-0.36	
	Ene 14'	0.27	0.45	-0.49	-0.49	-0.33	0.08
Cob%	Mar 13'	0.55					
	Jun 13'	0.46	0.54				
	Ago 13'	-0.26	-0.31	0.18			
	Set 13'	-0.18	-0.23	0.18	-0.05		
	Dic 13'	0.47	0.59	-0.19	-0.22	0.11	
	Ene 14'	0.49	0.61	-0.25	-0.32	0.21	0.32

(*) En negrita se resaltan los coeficientes con p-valor ≤ 0.05

La Tabla 13 presenta los valores del coeficiente de correlación de Spearman para los valores del índice de Shannon-Wiener (H'), Simpson (1-D) y cobertura acumulada (Cob%) respecto a la materia orgánica del suelo. El índice de Shannon-Wiener y Simpson tuvieron significancia estadística con la materia orgánica para el mes de agosto con correlación positiva, lo cual coincide con

patrones antes descritos. Sin embargo, la significación de las correlaciones positivas para los niveles de materia orgánica de junio y agosto y los niveles de diversidad y equidad para el mes de enero, podría indicar que existe demora de respuesta. Es decir, que la cantidad de materia orgánica que existe en la época de transición entre la seca y la húmeda, influye positivamente en la riqueza y equidad de especies de la siguiente temporada seca. Sin embargo, para confirmar esta correlación se necesita mayor cantidad de datos.

Tabla 13: Valores del coeficiente de correlación de Spearman (rs) para los valores del índice de Shannon-Wiener (H'), Simpson (1-D) y cobertura acumulada (Cob%) vs. Materia Orgánica (%) del suelo

Variables	Evaluación	Materia Orgánica (%)					
		Mar 13'	Jun 13'	Ago 13'	Set 13'	Dic 13'	Ene 14'
H'	Mar 13'	0.20					
	Jun 13'	0.20	0.42				
	Ago 13'	0.02	0.32	0.55			
	Set 13'	-0.11	0.55	0.32	0.29		
	Dic 13'	0.20	0.42	0.42	0.14	-0.25	
	Ene 14'	0.37	0.49	0.53	0.12	-0.18	0.25
1-D	Mar 13'	0.20					
	Jun 13'	0.20	0.42				
	Ago 13'	0.04	0.35	0.54			
	Set 13'	-0.10	0.58	0.28	0.21		
	Dic 13'	0.20	0.42	0.42	0.14	-0.25	
	Ene 14'	0.37	0.49	0.53	0.12	-0.18	0.25
Cob%	Mar 13'	0.06					
	Jun 13'	0.03	0.55				
	Ago 13'	-0.39	0.15	0.38			
	Set 13'	-0.38	0.28	0.27	0.21		
	Dic 13'	0.15	0.51	-0.17	0.07	-0.33	
	Ene 14'	0.16	0.60	-0.11	0.19	-0.13	0.28

(*) En negrita se resaltan los coeficientes con p-valor ≤ 0.05

En el caso de la cobertura acumulada, existen correlaciones positivas entre el valor de materia orgánica del mes de junio, y los valores de cobertura del mes de junio, diciembre y enero (todos correspondientes a la época seca). Esto podría

indicar que la cantidad de materia orgánica que existe en el suelo antes de iniciar la temporada húmeda, tiene correlación con los niveles de cobertura acumulada para los meses siguientes en la temporada seca. Este patrón indicaría que, si bien el ingreso de agua en la temporada húmeda favorece el desarrollo de la vegetación, es más importante el nivel de materia orgánica en el suelo en los períodos secos respecto a la cobertura vegetal que existiría en los mismos períodos. De forma general, se puede concluir que son los valores de cobertura acumulada los que son más sensibles a las variaciones de humedad y materia orgánica en el suelo, respecto a la interacción entre la diversidad y equidad de especies. Es necesario mayor cantidad de datos para identificar demoras de respuesta consistentes en el análisis.

b. Correlación con cobertura acumulada de especies clave

Los resultados de este análisis de correlaciones pueden observarse en el Anexo 19. En el caso de la subarbustiva *Trixis cacalioides*, se encontraron valores de correlación positiva para la humedad en suelo de enero 2014. Para confirmar si habría alguna correlación en general, se realizó un análisis entre los valores promedio de la cobertura, pero no se tuvieron resultados significativos. Para el caso de la materia orgánica, el valor del mes de junio presenta correlación positiva con la cobertura de los meses de junio, agosto, setiembre y enero. Asimismo, el valor del mes de setiembre tiene correlación positiva con la cobertura de setiembre y enero. Finalmente, el valor de enero tiene correlación positiva con la cobertura de enero. Esto indica que existiría una correlación positiva entre la materia orgánica y la cobertura de *T. cacalioides*, lo cual es reforzado por el nivel de significación de los valores promedio (p-valor=0.11). Aun así, no es posible concluirlo debido a falta de datos. La correlación con la pendiente resultó negativa para las evaluaciones de junio y enero 2014, y aunque no se tuvo significación positiva para los valores promedio (p-valor=0.16), podría existir una correlación negativa entre la cobertura de la especie y la pendiente. Ello tampoco es posible de confirmar debido a falta de datos.

Para el caso de *Haageocereus limensis*, su cobertura tuvo correlación negativa con la humedad que ingresó en los meses húmedos. Considerando su ciclo de

vida, es posible que el ingreso de neblina en la época húmeda ocasione la disminución de cobertura de la especie de forma generalizada, pero no se puede concluir debido a falta de datos. No se encontraron correlaciones significativas para la materia orgánica o la altura. Para la pendiente, sólo en el caso de la evaluación de enero 2014. Sin embargo, siendo la pendiente una variable constante durante el período de estudio, al igual que la cobertura de individuos de *H. limensis* por su ciclo de vida, es probable que se trate de un error muestral respecto a las otras evaluaciones (nótese los p-valores menores a 0.10 en casi todos los casos), por lo que sí podría existir una relación inversa entre la pendiente y la cobertura de la especie. No es posible confirmarlo debido a falta de datos.

Siendo *P. debilis*, *S. montanum*, *F. peruviana* y *N. urens* herbáceas que aparecieron sólo durante las dos evaluaciones de la época húmeda, sólo se consideró ello para su análisis. *Parietaria debilis* sólo tuvo correlación negativa con la altura para la evaluación de agosto, indicando que sería más probable de encontrarla en transectos menos elevados, algo que coincide con el comportamiento descrito en la Figura 25(a). *Solanum montanum* tuvo correlación negativa con la humedad en suelo para el mes de agosto, sin embargo, el valor del coeficiente es muy cercano a cero, indicando que podría no existir correlación lineal. No es posible concluir alguna correlación con los datos disponibles. Respecto a la materia orgánica, sólo tuvo correlación positiva para la evaluación de setiembre, indicando que la cobertura de la especie sería más propensa a desarrollarse en transectos con mayor materia orgánica, algo que es correspondiente con lo observado en la Figura 26(b). No se encontraron valores significativos para correlaciones con altura y pendiente. *Fuertesimalva peruviana* sólo presentó correlación positiva para el mes de agosto, patrón que se confirma en lo observado en su distribución, pues tiende a estar presente en los transectos con mayor humedad en suelo. No se encontraron valores significativos para otras variables ambientales. *Nasa urens* presentó valores negativos para los coeficientes de humedad en la época seca respecto a su cobertura en el mes de setiembre. Ello indicaría que aquellos lugares con mayor ingreso de agua durante la época seca afectarían negativamente el desarrollo de la cobertura de la especie durante la época húmeda, lo que resulta

correspondiente con lo observado en la Figura 28(b). Asimismo, la cobertura de la especie tiene coeficientes de correlación negativos para la materia orgánica, pero sólo la materia orgánica del mes de marzo tuvo significación estadística con la cobertura de setiembre. La relación negativa de la cobertura de la especie respecto a la materia orgánica es algo que corresponde con la distribución observada en la Figura 28(b), teniendo mayor cobertura en los transectos con bajos valores de materia orgánica.

De forma general, se puede concluir que las especies clave tienen diferentes formas de interacción con las variables ambientales, siendo algunas más importantes que otras según cada especie. Incluso, dentro de las herbáceas, se observan distribuciones que se verían afectadas de formas muy distintas por las variables ambientales. Aun así, es necesario continuar investigando a fin de comprender con precisión las relaciones lineales o no lineales que tendría cada la cobertura de cada una de las especies clave con los factores ambientales.

c. Cobertura acumulada, composición y varios factores ambientales en simultáneo

El Anexo 20 presenta la transformación de las variables edáficas y geomorfológicas en variables categóricas. De esta manera, los valores de la altitud, la pendiente y la posición en la ladera quedaron clasificados en 3 agrupamientos. En el caso de la variable orientación, sólo se consideraron dos categorías debido a la naturaleza de los datos.

El primer análisis NP-MANOVA a una vía para la cobertura acumulada de la Tabla 14, no presenta p-valores significativos para las categorías de pendiente, posición ni altitud. Se observan diferencias significativas para el agrupamiento 2 de la variable orientación, correspondiendo con los transectos orientados hacia el SE, los cuales albergan el mayor valor de cobertura acumulada total (630) respecto a los orientados hacia el SO (218). Asimismo, pareciera haber preferencias por algunas especies entre uno y otro agrupamiento. Hacia el SE, resaltan la presencia exclusiva de *Acmella alba*, *Chenopodium petiolare*, *Rostraria trachyantha* y *Stenomesson coccineum*; mientras que, hacia el SO,

resalta la presencia exclusiva de *Heliotropium arborescens* e *Hyptis sidifolia*, aunque debe considerarse la poca cobertura que alcanzaron ambas especies. También se observa una preferencia de las especies *Fuertesimalva peruviana*, *Nasa urens*, *Nicotiana paniculata*, *Parietaria debilis*, *Solanum montanum* y *Solanum peruvianum* por la orientación SE, y preferencias por *Haageocereus limensis* y *Trixis cacalioides* por la orientación SO.

Por otro lado, resalta el bajo p-valor entre los agrupamientos 1 y 3 de la variable altitud, los cuales corresponden a transectos entre los 400 y 499 msnm y transectos entre los 600 y 750 msnm, respectivamente. Analizando la cobertura acumulada para ambos grupos, se puede observar que los transectos del grupo 1 (menor altura), son los que tienen una sumatoria total de cobertura acumulada menor al de los otros dos agrupamientos (222); y son los transectos del grupo 3 (mayor altura) los que tienen el valor máximo (334). A nivel de composición de especies, se observa que algunas especies tienen mayor cobertura en el grupo 1, como *Parietaria debilis*, y que algunas sólo aparecen a este nivel de altitud, como *Nicotiana paniculata*. Del mismo modo, en los transectos del grupo 3, algunas especies tienen mayor cobertura, como *Haageocereus limensis* o *Trixis cacalioides*, y algunas son exclusivas de este nivel altitudinal, como *Nasa urens*. Esto coincide con las clasificaciones propuestas por Ellenberg (1959) y Ono (1981), indicando que son abundantes las especies herbáceas a alturas menores a los 450 msnm y son frecuentes las arbustivas o cactáceas en zonas de altitud mayor a los 700 msnm.

Así, se puede concluir que la cobertura y la composición de las lomas de Mangamarca son afectadas por la orientación y la altitud. Aquellas laderas con orientación SE son más susceptibles de desarrollar cobertura vegetal en la temporada húmeda con especies herbáceas, mientras que las especies arbustivas o cactáceas preferirían las laderas con orientación SO y la cobertura vegetal sería menor. Asimismo, a altitudes bajas se favorecerá el desarrollo de especies herbáceas, mientras que, a altitudes mayores, se favorece el desarrollo de especies arbustivas, cactáceas y algunas herbáceas en particular.

Tabla 14: Coeficientes de correlación para el análisis NP-MANOVA (índice de Bray-Curtis) a una vía entre la cobertura y variables geomorfológicas durante todo el estudio

Altitud	p-valor		2	3
	0.4468	1	0.8485	0.0839
		2	0	0.6495
Pendiente	p-valor		2	3
	0.6881	1	0.8051	0.354
		2	0	0.6078
Orientación	p-valor		2	
	0.0426	1	0.0421	
Posición	p-valor		2	3
	0.3728	1	0.8899	0.4778
		2	0	0.1104

(*) En negrita se resaltan los coeficientes con p-valor ≤ 0.05

Se realizó el análisis según el nivel de estratificación vertical para 0-20 cm del suelo y 20-50 cm del suelo únicamente, debido a falta de datos para estratos mayores. En el caso del nivel de 0-20cm (Tabla 15), se observan resultados muy similares a los totales en todos los niveles. Incluso a nivel de composición, se observan los mismos resultados indicados para la Tabla 14.

Tabla 15: Coeficientes de correlación para el análisis NP-MANOVA (índice de Bray-Curtis) a una vía entre la cobertura y variables geomorfológicas durante todo el estudio para nivel de 0-20cm

Altitud	p-valor		2	3
	0.45	1	0.8214	0.0924
		2		0.6676
Pendiente	p-valor		2	3
	0.6834	1	0.7762	0.3658
		2		0.6154
Orientación	p-valor		2	
	0.0459	1	0.0449	

Continuación...

Posición	p-valor		2	3
	0.3853	1	0.9036	0.4454
		2		0.1102

(*) En negrita se resaltan los coeficientes con p-valor ≤ 0.05

Para el nivel de 20-50 cm (Tabla 16), no se tienen correlaciones significativas para ninguna variable, sin embargo, resalta el bajo valor entre los agrupamientos 1 y 3 para la posición en la ladera (p-valor=0.069). Al analizar la composición de especies, se observa que sí se presentan preferencias para las distintas especies a este nivel de evaluación. *Fuertesimalva peruviana* tiene preferencia por las laderas altas, mientras que *Trixis cacalioides* tiene preferencia por las quebradas. Así, se podría concluir que, cuando la cobertura vegetal supera los 20cm, la composición de especies sí se vería afectada por la posición en la ladera. Sin embargo, es necesario contar con mayor información para concluir ello, ya que sólo se han podido identificar patrones para 2 especies y sin mucha cobertura a este nivel de evaluación.

Tabla 16: Coeficientes de correlación para el análisis NP-MANOVA (índice de Bray-Curtis) a una vía entre la cobertura y variables geomorfológicas durante todo el estudio para nivel de 20-50cm

Altitud	p-valor		2	3
	0.5523	1	0.346	0.4921
		2		0.5661
Pendiente	p-valor		2	3
	0.4343	1	0.4408	0.1737
		2		0.7639
Orientación	p-valor		2	
	0.3156	1	0.3055	
Posición	p-valor		2	3
	0.2104	1	0.6022	0.069
		2		0.4346

(*) En negrita se resaltan los coeficientes con p-valor ≤ 0.05

Para el caso de cada una de las evaluaciones, en el Anexo 21 se encuentran los análisis NP-MANOVA resumidos. El análisis indica que la pendiente sí tendría un efecto sobre la cobertura durante las evaluaciones de época seca, tanto para la evaluación de junio 2013 (p-valor=0.0332) y la de enero 2014 (p-valor=0.028). En ambos casos se identificaron diferencias significativas entre los agrupamientos 1 y 3. En estas evaluaciones, sólo se observaron 2 especies, *Haageocereus limensis* y *Trixis cacalioides*. No se observa desarrollo de cobertura de estas especies en el agrupamiento 3 (pendiente entre 30° a 35°). Considerando el ciclo de vida de estas especies, se esperaría encontrar diferencias significativas entre estos dos agrupamientos para las evaluaciones de enero 2013 (p-valor=0.354) y de diciembre 2013 (p-valor=0.1372); sin embargo, sólo se observan p valores bajos. Estas diferencias podrían deberse a errores muestrales, pues la tendencia para ambas especies debería ser la misma durante todo el año. Se puede concluir que *H. limensis* tiene preferencia por pendientes de entre 5° y 30°, a diferencia de *T. cacalioides*, quien tiene preferencia por pendientes entre 5° a 25°. Es posible concluir que, en la época seca, la composición de especies sí se ve afectada por el grado de pendiente que tengan.

Para la humedad gravimétrica, se observan diferencias significativas para los agrupamientos 1 y 3 y sólo en las evaluaciones de marzo 2013 (p-valor=0.0472) y de junio 2013 (p-valor= 0.0473). Nuevamente sólo se observaron las especies *H. limensis* y *T. cacalioides* para ambas evaluaciones. Analizando la cobertura para cada una de las especies, se observa que ambas coinciden en tener menor preferencia por el agrupamiento 3 (niveles de humedad más altos). Asimismo, se observa que *H. limensis* tiene preferencia por los niveles más bajos de humedad, algo que coincide con las características de las cactáceas en los ecosistemas de lomas. Por otro lado, *T. cacalioides* presente mayor preferencia por los niveles intermedios de humedad, pero es capaz de presentar cobertura en zonas secas y húmedas. Probablemente no se tengan resultados similares en la evaluación de diciembre 2013 y enero 2014 por errores muestrales. Es posible concluir que, en la época seca, la composición de especies sí se vea afectada por la humedad gravimétrica del suelo.

La materia orgánica presenta diferencias significativas entre los agrupamientos 2 y 3 (p-valor=0.0421) para la evaluación de diciembre 2013. Al analizar la composición de especies, se observa que *Haageocereus limensis* es frecuente en el agrupamiento 3 (mayor cantidad de materia orgánica). Del mismo modo, *Trixis cacalioides* es frecuente principalmente en el agrupamiento 1 (menor cantidad de materia orgánica), e inexistente en el agrupamiento 3. No se observan p-valores bajos en otras evaluaciones de la época seca, en donde la cobertura de estas especies varía muy poco, y, por lo tanto, la distribución de su composición. Por ello, es posible que estas diferencias se deban a errores muestrales.

La posición en la ladera tuvo diferencias significativas entre los agrupamientos 2 y 3 para la evaluación de setiembre 2013 (p-valor=0.046) y entre los agrupamientos 1 y 3 para la evaluación de diciembre 2013 (p-valor=0.0135). En el caso de setiembre 2013, la cobertura acumulada fue máxima en el agrupamiento 2 y mínima en el agrupamiento 3. A nivel de composición, encontramos que hay especies que tienen preferencias por alguno de los agrupamientos. Así, por ejemplo, *Nasa urens* tiene una clara preferencia por las laderas altas, coincidiendo con lo observado en la Figura 28. *Nicotiana paniculata*, *Solanum montanum* y *Solanum peruvianum* tienen preferencia por las laderas medias. *Fuertesimalva peruviana* y *Trixis cacalioides* tienen preferencias por las quebradas. Si bien en la evaluación de agosto 2013 no se tiene significancia estadística para indicar que la posición en la ladera afecta la composición, es posible indicar que, hacia el período de retiro de la neblina, es principalmente la composición de especies herbáceas la que se ve afectada por esta variable geomorfológica.

Si bien la altitud no tiene ningún valor significativo para indicar que afecta en la composición de especies, es posible indicar que los p-valores disminuyen en épocas más húmedas y obtiene valores mayores hacia épocas más secas. Ello podría deberse a la disponibilidad de datos que mejora el ajuste estadístico. Aun así, no es posible concluir que la altitud afecte la composición de la comunidad vegetal. Finalmente, la orientación no parece afectar la composición en ninguna

evaluación, salvo en la evaluación de diciembre 2013 (p-valor=0.0856). Aun así, tampoco es posible concluir que la orientación afecte la composición de la comunidad vegetal al analizarla en cada evaluación.

4.5. FORMULACIÓN DEL MAPA DE SENSIBILIDAD BIOLÓGICA

Con el fin de identificar el estado de conservación de las especies identificadas, se revisaron cuatro fuentes bibliográficas (Ministerio de Agricultura 2006; IUCN; CITES II, León *et al.* 2006), según lo cual sólo dos especies fueron identificadas: (i) *Haageocereus limensis*, en el Apéndice II de CITES (UNEP World Conservation Monitoring Centre, 2005) y (ii) *Nicotiana paniculata*, en la lista roja de León *et al.* (2006).

Tabla 17: Situación de amenaza de especies observadas en registros cuantitativos de las lomas de Mangomarca

Espece	CITES	León <i>et al.</i> 2006
<i>Haageocereus limensis</i>	II	
<i>Nicotiana paniculata</i>		LC - AN, AR, AY, CA, IC, JU, LA, LL, LI, MO.

A fin de adecuar la información para la elaboración de un mapa de sensibilidad biológica, 6 variables fueron transformadas a categóricas y clasificadas según niveles de sensibilidad alta (A), sensibilidad media (M) o sensibilidad baja (B). Para la categorización de la cobertura acumulada, se sumaron los promedios de cobertura por especie, y luego se calculó el logaritmo neperiano a fin de reducir la variabilidad que aportan los valores extremos. Las variables de riqueza (S) y diversidad alfa (H') fueron categorizadas sin necesidad de transformación. Para el caso de la diversidad beta, se realizó un análisis *Cluster* para un nivel de similitud de 0.8 con el índice de Raup-Crick, considerando que este índice permite explicar de mejor manera la singularidad de transectos en ausencia de coberturas en las épocas secas. Así, por criterio del investigador, se categorizaron los transectos con sensibilidad alta si no tenían reemplazo, media a los que tenían uno o dos reemplazos y baja a los que tenían tres o más reemplazos. Es importante indicar que el transecto 3 no tuvo reemplazos, pero se decidió colocarlo en la clasificación de sensibilidad baja, pues su singularidad se debe a

la ausencia de especies y la sola presencia de *Solanum montanum*, especie que se encuentra con mayor cobertura en otros transectos. Adicionalmente a ello, se realizó un análisis *Cluster* con el índice de Bray-Curtis que considera abundancia de especies, el cual no permitió identificar ningún agrupamiento para el mismo nivel de similitud de 0.8.

Considerando que se identificaron sólo dos especies amenazadas (Tabla 17), se clasificaron los transectos con sensibilidad baja si no tenían a ninguna especie, con sensibilidad media si tenían alguna de las dos, y con sensibilidad alta si presentaban ambas especies. Finalmente, para la presencia de grupos funcionales, se clasificaron los transectos con sensibilidad baja si tenían 1 o 2 grupos funcionales diferentes, con sensibilidad media si presentaban 3, y con sensibilidad alta si presentaban 4 o 5. Se agruparon de esta forma asimétrica debido a que los transectos que presentan 4 o 5 grupos funcionales diferentes sólo fueron 3, de haber seguido una categorización simétrica, sólo un transecto habría sido clasificado como alta, pero a criterio del investigador era una priorización deficiente, por lo cual se optó por una clasificación arbitraria. Para mayores referencias sobre los valores de las clasificaciones, revisar el Anexo 22.

En base a estas categorías, la Tabla 18 presenta una matriz de Leopold modificada, en donde se obtuvieron las clasificaciones finales y las priorizaciones para todos los transectos en base a la suma aritmética de las categorías de sensibilidad alta, media o baja. Los transectos clasificados como altamente sensibles (7, 15, 10, 6 y 14) corresponden con los espacios geográficos en donde se observó mayor cantidad de humedad, mayor cantidad de cobertura y mayores valores de diversidad alfa. Los transectos clasificados como medianamente sensibles (11, 5, 13 y 12) coinciden con los espacios geográficos en donde se identificó la especie amenazada *Haageocereus limensis*, motivo por el cual su sensibilidad se ha incrementado aun cuando no tuvieran valores de cobertura o riqueza elevados. Finalmente, los transectos con clasificaciones de sensibilidad baja (1, 2, 3, 4, 8, 9 y 16) coincide con los transectos que tuvieron menor riqueza, no poseen en su mayoría especies amenazadas, además de no haberse registrado vegetación para la mayoría de evaluaciones como tendencia general.

Tabla 18: Resumen de valores de las variables utilizadas para elaborar el mapa de sensibilidad biológica por transecto

	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	T10	T11	T12	T13	T14	T15	T16
Cob% Sp	▶ 0.847	▶ 0.981	▶ 0.288	▶ 1.540	▶ 0.981	▶ 1.897	▶ 3.836	▶ 0.288	▶ 0.511	▶ 3.219	▶ 2.398	▶ 1.386	▶ 2.079	▶ 2.079	▶ 2.234	▶ 1.846
S	▶ 0.333	▶ 0.500	▶ 0.333	▶ 0.500	▶ 1.000	▶ 1.833	▶ 3.000	▶ 0.333	▶ 0.667	▶ 3.000	▶ 1.333	▶ 1.000	▶ 1.000	▶ 1.833	▶ 3.167	▶ 0.667
H'	▶ 0.000	▶ 0.120	▶ 0.000	▶ 0.135	▶ 0.000	▶ 0.563	▶ 0.688	▶ 0.000	▶ 0.000	▶ 0.702	▶ 0.216	▶ 0.000	▶ 0.366	▶ 0.552	▶ 1.345	▶ 0.230
B	▶ 2	▶ 3	▶ 0	▶ 3	▶ 2	▶ 0	▶ 0	▶ 1	▶ 2	▶ 3	▶ 1	▶ 1	▶ 1	▶ 1	▶ 1	▶ 3
Amz	▶ 0	▶ 0	▶ 0	▶ 0	▶ 1	▶ 0	▶ 2	▶ 1	▶ 0	▶ 0	▶ 1	▶ 1	▶ 1	▶ 2	▶ 2	▶ 0
GF	▶ 2	▶ 1	▶ 1	▶ 1	▶ 3	▶ 3	▶ 5	▶ 1	▶ 1	▶ 4	▶ 2	▶ 1	▶ 3	▶ 3	▶ 4	▶ 2
%B	83.3	100.0	100.0	83.3	50.0	16.7	0.0	66.7	83.3	33.3	33.3	66.7	33.3	0.0	0.0	83.3
%M	16.7	0.0	0.0	16.7	50.0	66.7	16.7	33.3	16.7	16.7	66.7	33.3	66.7	83.3	33.3	16.7
%A	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	16.7	83.3	0.0	0.0	50.0	0.0	0.0	0.0	16.7	66.7	0.0
PRIORI	9	10	10	9	6	4	1	7	9	3	5	8	5	4	2	9
TOTAL	B	B	B	B	M	A	A	M	B	A	M	M	M	A	A	B

(*) Íconos de color verde simbolizan sensibilidad baja, de color amarillo simbolizan sensibilidad media y de color rojo simbolizan sensibilidad alta.

(**) Celdas de color verde con letra B simboliza sensibilidad baja, de color amarillo con letra M simbolizan sensibilidad media y de color rojo con letra A simbolizan sensibilidad alta.

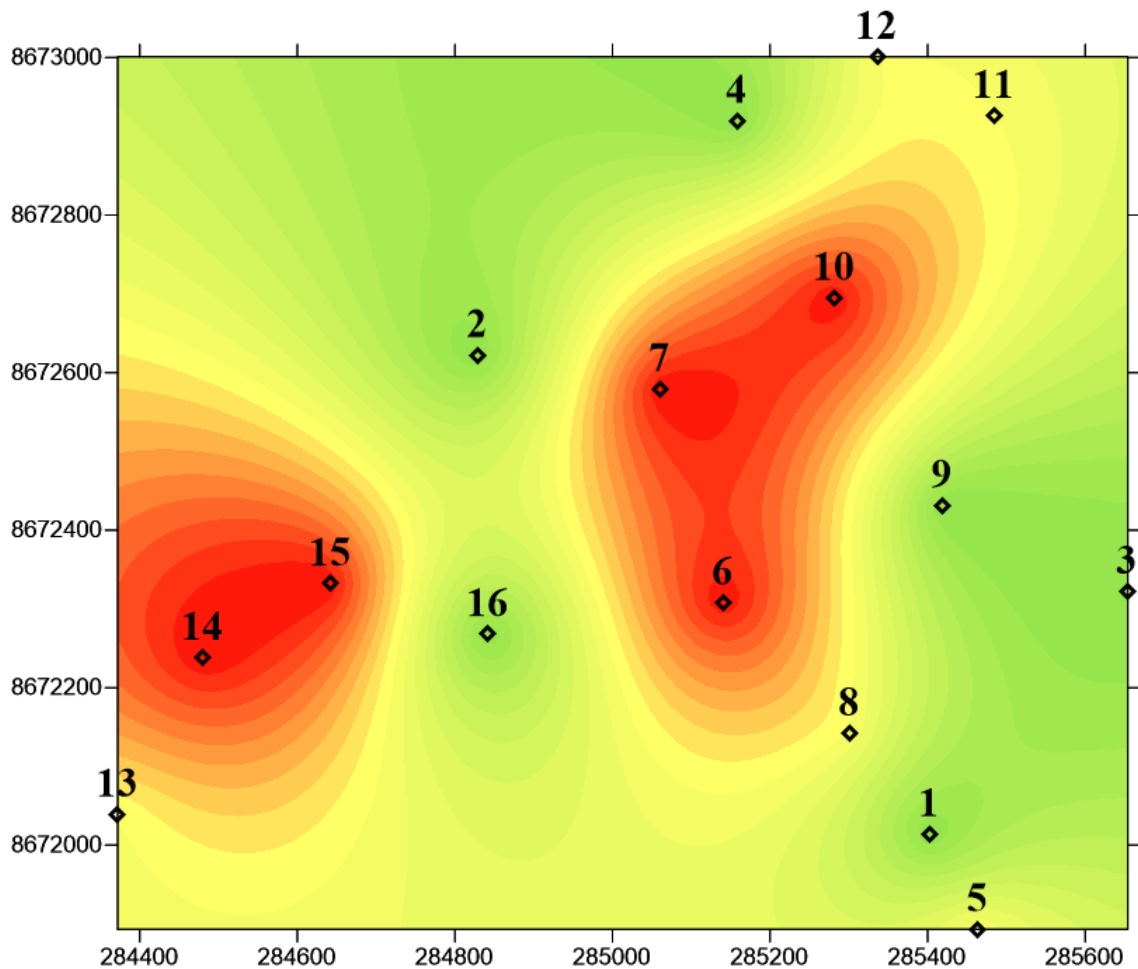


Figura 34: Mapa de sensibilidad para las lomas de Mangamarca en el año 2013.

Sensibilidad alta: áreas en rojo

Sensibilidad media: áreas en amarillo

Sensibilidad baja: áreas en verde

4.6. PROPUESTA DEL PLAN DE MONITOREO

Considerando las variables del Mapa de Sensibilidad Biológica, se elaboró un ACP considerando todos los transectos de todas las evaluaciones. La Figura 35 presenta la ordenación de los transectos a lo largo de dos componentes principales que explican la mayor variancia de los datos. El primer componente (PC1) explica el 64.033 por ciento de la variancia y el segundo componente (PC2) explica el 17.643 por ciento. El

Anexo 23 presenta las contribuciones de las variables a cada uno de los dos componentes. El PC1 está conformado principalmente por la variancia de la sumatoria de la cobertura promedio (N), la riqueza (S) y la riqueza de los grupos funcionales (S GF). El PC2 está conformado principalmente por la variancia del número de especies amenazadas (AMZ), los valores del índice de Shannon-Wiener (H') y en relativa contribución igual de la riqueza de especies (S) y la riqueza de grupos funcionales (S GF). Considerando el porcentaje de explicación del PC1 y sus variables de mayor contribución, se eligieron a las tres (N, S, SGF) como las que explicarían de mejor manera el total de variables analizadas. Los cálculos del muestreo se realizaron en base a ellas.

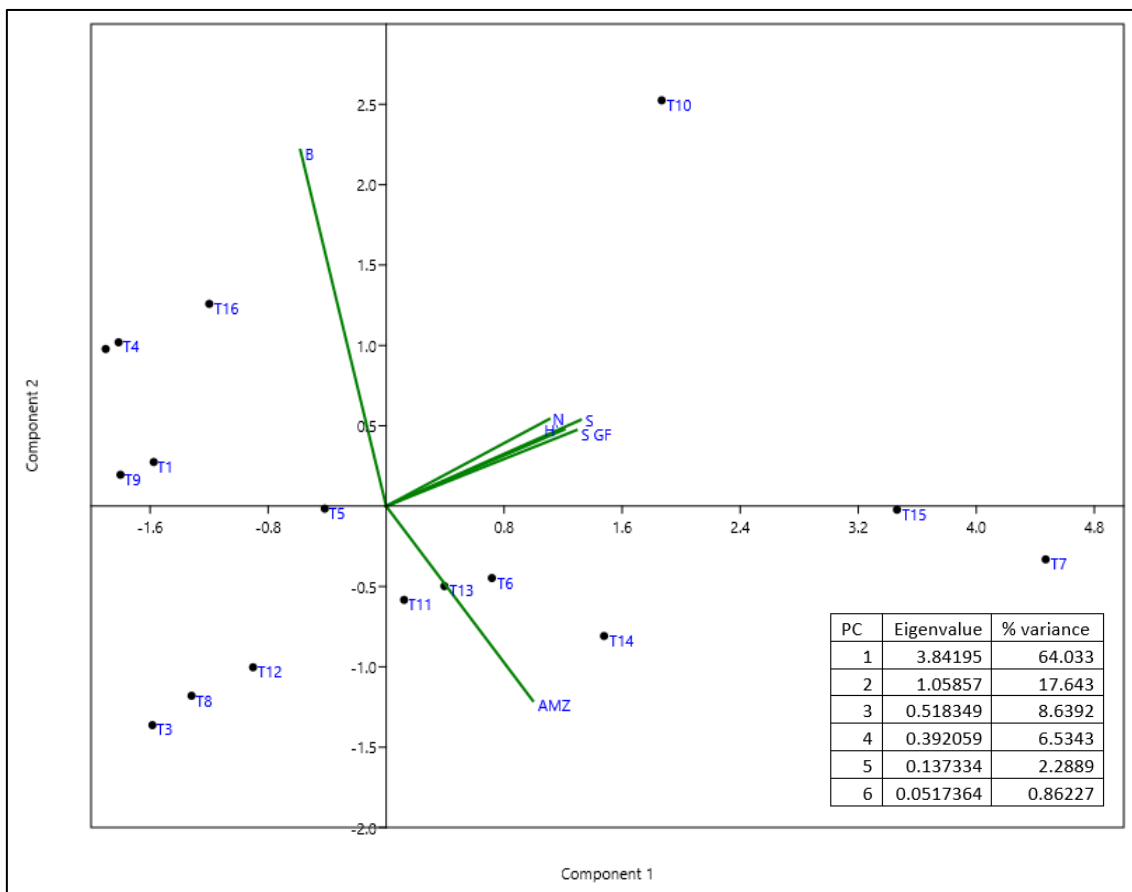


Figura 35: Ordenación de un Análisis de Componentes Principales para todos los transectos de las principales variables del mapa de sensibilidad biológica.

N: Cobertura acumulada, S: riqueza de especies, H': índice de Shannon-Wiener, AMZ: especies amenazadas o endémicas, S GF: Riqueza de grupos funcionales, B: diversidad beta por análisis de Cluster (índice de Raup-Crick)

Para determinar si el Muestreo Aleatorio Simple (MAS) era el más adecuado, se calculó el tamaño de la muestra (n = número de transectos) y el intervalo de confianza (I.C.) para errores posibles entre 0.05 hasta 0.30 (alfa). Asimismo, debido a la marcada estacionalidad del ecosistema de lomas, se decidió tomar una evaluación de ambas temporadas. Así, la época húmeda presente los datos de la evaluación agosto 2013, por presentar los valores máximos de cobertura, y la época seca presenta los datos de la evaluación diciembre 2013, por presentar los valores mínimos de cobertura. La Tabla A presenta los resultados para las 3 variables priorizadas según el ACP, para un universo muestral de 50,000 posibles transectos de 25m² en el área de estudio de 1,250,000m².

Tabla 19: Resultados del número de transectos (n) e intervalos de confianza porcentual (I.C.%) mediante el MAS para diferentes valores de alfa y las variables cobertura promedio normalizada (N), riqueza promedio normalizada (S) y riqueza promedio de grupos funcionales normalizada (S GF)

Variable	N				S				S GF			
	Húmeda		Seca		Húmeda		Seca		Húmeda		Seca	
	n	I.C.	n	I.C.	n	I.C.	n	I.C.	n	I.C.	n	I.C.
0.05	329.01	10.05	1512.40	10.07	618.52	10.04	1346.96	10.06	365.47	10.05	1346.96	10.06
0.1	58.06	24.35	268.98	23.97	109.35	24.11	239.29	23.98	64.51	24.30	239.29	23.98
0.15	19.77	43.79	91.69	41.42	37.23	42.28	81.48	41.51	21.96	43.48	81.48	41.51
0.3	2.56	735.58	11.89	129.00	4.83	184.24	10.57	130.97	2.85	735.59	10.57	130.97

Se observa que, para valores bajos de n , los I.C.% son bastante elevados, por lo que se descartarían por su poca validez estadística. Asimismo, para valores bajos del I.C.%, los valores de n son bastante elevados, por lo que se descartarían por su inviabilidad al momento de realizar el monitoreo. De esta manera, se descarta el MAS como una posibilidad de monitoreo. Es importante señalar las diferencias entre los n y los I.C. para la época húmeda y la época seca. Tomando en cuenta estos resultados, se procedió con una comparación de la eficiencia para muestreos estratificados.

Para el caso de los muestreos estratificados por afijación proporcional o por afijación óptima, los estratos se generaron en base a análisis ACP para los valores de las 3 variables priorizadas, para cada una de las dos evaluaciones representativas de la época húmeda (agosto 2013) y la época seca (diciembre 2013), tanto para los valores

originales como para los valores normalizados. Estos gráficos se pueden encontrar en el Anexo 24. De esta forma, se generaron 3 estratos en base a los valores normalizados de las tres variables priorizadas. La información utilizada para los análisis estadísticos se encuentra resumida en el Anexo 25.

Los resultados para diferentes niveles de significación estadística (alfa) y tamaño de muestra (n), se encuentran resumidos en la Tabla 20. Se descartó del análisis el muestreo estratificado por afijación óptima debido a que los valores de riqueza de especies (S) y riqueza de grupos funcionales (S GF) son iguales para la época seca en la agrupación I, generando que la varianza sea igual a cero, imposibilitando la aplicación de la fórmula indicada en la metodología. De forma general, se puede observar que los valores del intervalo de confianza de las variables priorizadas son bajos para la época húmeda, lo que indica que los criterios para los agrupamientos han sido adecuados. Por otro lado, los mismos valores tienden a incrementarse considerablemente durante la época seca. Ello es consecuencia de la menor presencia de datos y de la considerable cantidad de transectos vacíos que se encontraron en este período de evaluación (diciembre 2013). El nivel de significación a 0.05 se descarta debido a los elevados valores del intervalo de confianza, incluso cuando el tamaño de muestra es 24. Asimismo, el nivel de significación de 0.10 se descarta por las mismas razones. Los valores de los I.C. de los niveles de significación a 0.20 y 0.30 son aceptables para los tamaños de muestra propuestos, es por ello que se escoge el nivel de significación a 0.20 y un tamaño de muestra de 20 transectos distribuidos proporcionalmente al tamaño de los estratos. Así, se logró que los intervalos de confianza de las tres variables priorizadas con sus valores normalizados no superen el 12 por ciento de la media para la época húmeda, y durante la época seca se consiguieron intervalos de confianza de $\pm 0.2\%$, ± 0.1 especies y ± 0.1 de grupos funcionales para las variables de la cobertura normalizada (N), la riqueza de especies normalizada (S) y la riqueza de grupos funcionales normalizada (S GF), los cuales no superaron el 35 por ciento de la media.

Tabla 20: Valores de los intervalos de confianza y del error estándar para diferentes tamaños de muestra y niveles de significación (alfa) para las variables priorizadas en el monitoreo para la época húmeda (agosto 2013) y la época seca (diciembre 2013)

alfa = 0.05	N				S				S GF			
	Ago 13'		Dic 13'		Ago 13'		Dic 13'		Ago 13'		Dic 13'	
	IC (±)	IC (%)	IC (±)	IC (%)	IC (±)	IC (%)	IC (±)	IC (%)	IC (±)	IC (%)	IC (±)	IC (%)
n=12	0.5	18	0.6	69.6	0.3	24.3	0.3	74.8	0.2	23.6	0.3	74.8
n=16	0.4	14.4	0.5	57	0.2	20.1	0.2	59	0.2	19	0.2	59
n=20	0.3	12.4	0.4	49.6	0.2	17.5	0.2	51.1	0.1	16.6	0.2	51.1
n=24	0.3	11.1	0.4	44.5	0.2	15.7	0.2	45.6	0.1	14.8	0.2	45.6

Continuación...

alfa = 0.1	N				S				S GF			
	Ago 13'		Dic 13'		Ago 13'		Dic 13'		Ago 13'		Dic 13'	
	IC (±)	IC (%)	IC (±)	IC (%)	IC (±)	IC (%)	IC (±)	IC (%)	IC (±)	IC (%)	IC (±)	IC (%)
n=12	0.4	14.3	0.4	56.1	0.2	19.6	0.2	59.4	0.2	18.9	0.2	59.4
n=16	0.3	11.7	0.4	46.6	0.2	16.4	0.2	48	0.1	15.5	0.2	48
n=20	0.3	10.2	0.3	40.8	0.2	14.4	0.2	41.9	0.1	13.6	0.2	41.9
n=24	0.2	9.1	0.3	36.8	0.2	13	0.2	37.6	0.1	12.3	0.2	37.6

alfa = 0.2	N				S				S GF			
	Ago 13'		Dic 13'		Ago 13'		Dic 13'		Ago 13'		Dic 13'	
	IC (±)	IC (%)	IC (±)	IC (%)	IC (±)	IC (%)	IC (±)	IC (%)	IC (±)	IC (%)	IC (±)	IC (%)
n=12	0.3	10.6	0.3	42.2	0.2	14.7	0.2	44	0.1	14.1	0.2	44
n=16	0.2	8.8	0.3	35.5	0.1	12.4	0.2	36.3	0.1	11.8	0.2	36.3
n=20	0.2	7.7	0.2	31.3	0.1	11	0.1	32	0.1	10.4	0.1	32
n=24	0.2	7	0.2	28.3	0.1	9.9	0.1	28.8	0.1	9.4	0.1	28.8

alfa = 0.3	N				S				S GF			
	Ago 13'		Dic 13'		Ago 13'		Dic 13'		Ago 13'		Dic 13'	
	IC (±)	IC (%)	IC (±)	IC (%)	IC (±)	IC (%)	IC (±)	IC (%)	IC (±)	IC (%)	IC (±)	IC (%)
n=12	0.2	8.4	0.3	33.4	0.1	11.7	0.1	34.7	0.1	11.2	0.1	34.7
n=16	0.2	7	0.2	28.3	0.1	9.9	0.1	28.9	0.1	9.4	0.1	28.9
n=20	0.2	6.2	0.2	25	0.1	8.8	0.1	25.5	0.1	8.3	0.1	25.5
n=24	0.1	5.6	0.2	22.7	0.1	8	0.1	23.1	0.1	7.5	0.1	23.1

Si bien los intervalos de confianza para la época seca son mayores al 30 por ciento, son intervalos pequeños que se consideran suficientes para el monitoreo del estado de la comunidad vegetal, considerando la ausencia de vegetación en la mayor parte del área de estudio durante este período. En base a ello, se calculó el número de transectos que corresponde:

Tabla 21: Resumen de los resultados del monitoreo según las variables priorizadas para un alfa de 0.20 y un tamaño de muestra de 20 transectos en total

Estratos	I	II	III	Total
Transectos	T7, T10	T13, T14, T15, T16	T1, T2, T3, T4, T5, T6, T8, T9, T11, T12	-
Área (m²)	197608	354646	697746	1250000
Proporción	4K	7K	14K	-
n_i	3.16	5.67	11.16	20
Transectos a monitorear	3	6	11	20

n_i: número de muestras por estrato según Cochran (1977)

Se mantuvieron los 16 transectos de esta evaluación, pero se agregaron 4 transectos nuevos, según la Tabla 22.

Tabla 22: Transectos propuestos para monitoreo en coordenadas UTM

Estación	E	N
1	285403	8672014
2	284829	8672622
3	285654	8672322
4	285158	8672920
5	285464	8671893
6	285141	8672308
7	285060	8672579
8	285301	8672142
9	285419	8672431
10	285282	8672695
11	285485	8672926
12	285336	8673001
13	284372	8672039
14	284480	8672238
15	284642	8672332
16	284842	8672268
17	284472	8672501
18	284780	8672518
19	285211	8672518
20	285500	8672134

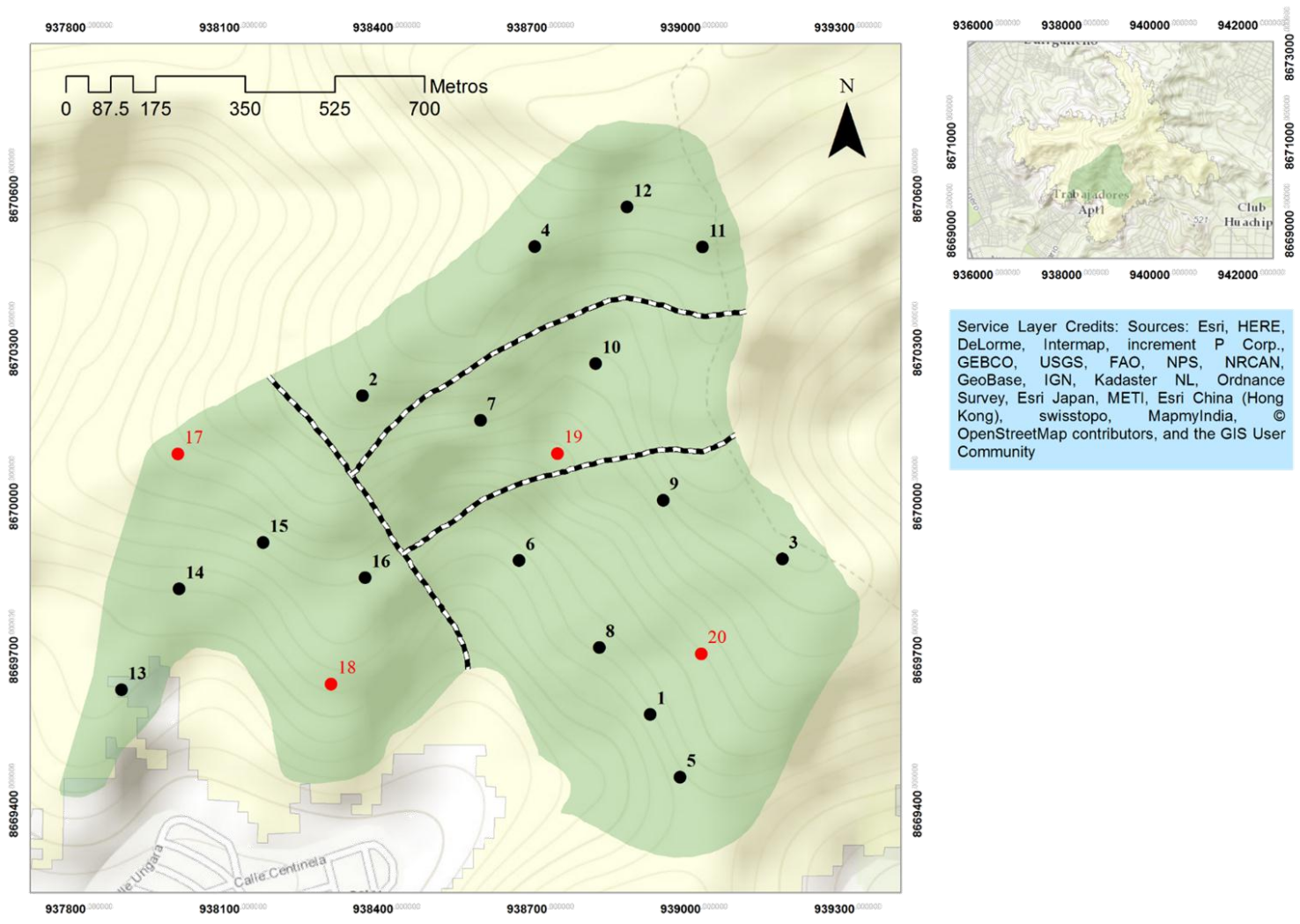


Figura 36: Mapa de distribución de transectos para monitoreo

V. CONCLUSIONES

1. La diversidad de la comunidad vegetal de las lomas de Mangamarca tuvo una estacionalidad muy marcada para el año 2013. La época de baja diversidad se desarrolló en época seca (diciembre a junio), mientras que la época de mayor diversidad se desarrolló en época húmeda (julio a noviembre). Asimismo, la dominancia estuvo marcada por especies herbáceas en la época húmeda y por subarborescentes y cactáceas en época seca. Hubo mayor diversidad en zonas de alturas intermedias, en quebradas y laderas medias principalmente.
2. Se pueden observar dos tipos de comportamientos poblacionales para 6 especies clave. El primero, de especies perennes (arborescentes, subarborescentes y cactáceas) cuyo ciclo vital no corresponde con la variación anual de humedad, sino que se desarrolla a lo largo de varios años. El segundo, de especies anuales (herbáceas) que sí dependen de la variación anual de humedad. En ambos comportamientos, las especies se desarrollan en nichos específicos en donde la altura y posición en la loma parecieran ser los más determinantes. Así, tenemos a *Trixis cacalioides* que se desarrolla en quebradas y laderas medias y a *Haageocereus limensis* que se desarrolló en laderas altas, especies que se mantuvieron presentes a lo largo de toda la evaluación. De igual manera, *Parietaria debilis*, *Solanum montanum* y *Fuertesimalva peruviana* se desarrollan en quebradas y laderas medias, mientras que *Nasa urens* lo hace en laderas altas, todas para el período de ventana de ingreso de humedad. En este último caso, la aparición se hace de forma progresiva, apareciendo primero las especies de menor altitud y hacia fines de la época humedad las de mayor altitud.

3. Se obtuvo evidencia estadística significativa para concluir que las variables ambientales afectan la comunidad vegetal en la época húmeda y la época seca de forma diferenciada. La posición en central en la loma, altos niveles de humedad, la orientación SE y bajos niveles de altitud se correlacionan con los mayores valores de cobertura vegetal, con énfasis en algunas especies. Por otro lado, el gradiente de pendiente, humedad y materia orgánica afectaría la composición sólo en la época seca. Asimismo, los estratos verticales presentaron composiciones de especies diferentes. Si bien son patrones generales, las especies clave identificadas tuvieron formas diferentes de interactuar con las variables ambientales, teniendo correlaciones positivas o negativas, evidenciando la diversidad de adaptaciones que existen en la comunidad vegetal de las lomas de Mangamarca.

4. El mapa de sensibilidad determinó que las zonas más sensibles corresponden a los lugares bajos o medianos, con mayor humedad, mayor cobertura y alta riqueza de especies; mientras que los de menor sensibilidad corresponden a los lugares medianos a altos, con poca humedad, menor o nula cobertura y poca riqueza de especies.

5. El monitoreo propone 2 evaluaciones anuales, uno a realizarse en la época seca y otro en la época húmeda. Las variables a monitorear se resumen en la cobertura, la riqueza de especies y la riqueza de grupos funcionales. El diseño muestral propone uno estratificado con afijación proporcional con un tamaño de muestra de 20 transectos (4 adicionales al diseño de este trabajo). El intervalo de confianza no supera el 12 por ciento de la media para la época húmeda, y durante la época seca se consiguieron intervalos de confianza de $\pm 0.2\%$, ± 0.1 especies y ± 0.1 de grupos funcionales para las variables de la cobertura normalizada, la riqueza de especies normalizada y la riqueza de grupos funcionales normalizada.

VI. RECOMENDACIONES

- Realizar comparaciones de esta metodología con otras para ecosistemas con características similares, a fin de optimizar los resultados vinculados a las dinámicas en la comunidad vegetal de las lomas de Mangamarca. Estas comparaciones podrían incorporar no sólo técnicas de muestreo de la vegetación, sino el uso de métodos estadísticos diferentes a los inferenciales.
- Incorporar análisis de suelo más integrales (ciclo de nutrientes), dirección del viento e ingreso de neblina, temperatura en posibles microclimas, así como dinámicas asociadas a presiones antrópicas, a fin de comprender mejor la interacción entre el biotopo, la biocenosis y la antropocenosis.
- Realizar estudios ecofisiológicos a fin de comprender mejor la diversidad de adaptaciones que existen en las diferentes especies de la comunidad vegetal. Ello contribuiría a la comprensión de la diversidad funcional, como complemento a la diversidad estructural, y entender los procesos ecológicos que permiten la oferta natural de determinados tipos de servicios ecosistémicos (provisión, regulación y culturales).
- Continuar la evaluación anual de la comunidad vegetal, a fin de acumular datos históricos que permitan identificar patrones poblacionales de especies cuyos ciclos de vida no corresponden con variaciones anuales puntuales, así como de comprender cómo co-evoluciona la comunidad vegetal con eventos climáticos o sociales a lo largo del tiempo.
- Integrar los resultados ecológicos a procesos de investigación social y económica en el área de estudio, a fin de que los instrumentos de gestión a utilizar por los actores involucrados correspondan con la realidad socioecológica de las lomas de Mangamarca.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Albrecht, J. 1981. The twenty year average atmospheric structure at Lima, Peru. Tesis Mg. Sc. Florida State University. 83 p.
- Anderson, M. 2001. A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology* no.26:32–46
- Andreasen, J.; O'Neill, R.; Noss, R.; Slosser, N. 2001. Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity, *Ecological Indicators*, Volume 1, Issue 1: 21-35
- Angiosperm Phylogeny Group (APG). 2009. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society* 161:105-121.
- Aprovechamiento de nieblas costeras en las zonas áridas de la costa. Lomas de Atiquipa. 1989. CIZA – UNALM, ONERN, SENAMHI.
- Arakaki, M.; Cano A. 2001. Vegetación y estado de conservación de la cuenca del Río Ilo-Moquegua, Lomas de Ilo y áreas adyacentes. *Arnaldoa* 8 (1). pp 49-70.
- Barriga, C. 2003. Plan de Manejo Forestal para la Producción y Cosecha de Tara. Lomas de Atiquipa y Taimara. Atiquipa, Caravelí, Arequipa.
- Brack, A.; Mendiola, C. 2000. *Ecología del Perú*. 2 ed. Lima, Bruño. 494 p.
- Brady, N.; Weil, R. 2008. *The Nature and Properties of Soils*. 14 ed. Pearson-Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ. 990 pp. ISBN: 13-978-0-13-227938-3.
- Braun-Blanquet, J. 1979. *Fitosociología: Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Madrid, ES. Editorial H. Blume. 820 p.
- Buckley, R.; Robinson, J.; Carmody, J.; King, N. 2008. Monitoring for management of conservation and recreation in Australian protected areas. *Biodiversity and Conservation* 17:3589-3606.
- Bruno, J. F.; Stachowicz, J.; and Bertness, M. 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory - *Trends Ecol. Evol.* 18: 119-125.

- Carreira, D. 2011. Cuantificación de la Materia Orgánica del suelo. Método de WALKLEY & BLACK. Jornadas de actualización: Gestión de la calidad en los laboratorios de análisis de suelos agropecuarios. SAMLA- PROINSA. Rosario 2011. Disponible en: http://inta.gov.ar/documentos/cuantificacion-de-la-materia-organica-del-suelo.-metodo-de-walkley-black/at_multi_download/file/An%C3%A1lisis_de_C_y_N.pdf
- Chapin, F.; Kofinas, G.; Floke, C. 2009. Principles of Ecosystem Stewardship. Resilience-Based Natural Resource Management in a Change World. Springer Science + Business Media. New York.
- Chirinos, N. 1999. Fenología y productividad de pastos asociados a cultivos bajo condiciones del Fenómeno El Niño en las lomas de Mejía (Setiembre 1997 – Marzo 1998). Tesis para optar por el Título Profesional de Biólogo. Universidad Nacional de San Agustín. Arequipa – Perú. 87 pp.
- CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres, CH). 2011. Apéndices I, II y III. UNEP. Ginebra, CH. 42 p.
- Clench, H. 1979. How to make regional fists of butterflies: Some thoughts. *Journal of the Lepidopterists' Society* 33(4):216-231.
- Cochran, W. 1977. Sampling techniques. Tercera edición. EE.UU., John Wiley & sons. 428 p.
- Cochran, W. 1980. Técnicas de muestreo. Ed. Continental. México D.F., MX. 513 p.
- Davic, R. 2003. Linking keystone species and functional groups: A new operational definition of the keystone species concept (en línea). *Conservation ecology* 7(1): r11. Consultado 30 ene. 2013. Disponible en <http://www.consecol.org/vol7/iss1/resp11/>
- Delgado, A. 1999. Estudio fenométrico de cinco especies arbóreas de un año de instalación en las lomas de Mejía, durante el Evento “El Niño 1997 -1998”. Tesis para optar por el Título Profesional de Biólogo. Universidad nacional de San Agustín. Arequipa – Perú. 112 pp.
- Diamond, J. 2005. Collapse: How Societies Choose or Fail to Succeed. Viking, New York. 592 pp.

- Díaz, F. 2006. Diversidad biológica. Indicadores, compromisos e importancia de la conectividad territorial para su conservación. En: A. López & M.D. Borrell (eds.). Medio ambiente y desarrollo sostenible en los países mediterráneos de la Unión Europea. Fundación Biodiversidad y IUCA. Madrid. pp: 135-146.
- Dillon, M. 1989. Origins and diversity of the lomas formations in the Atacama and Peruvian Deserts of western South America. *Abstract Amer. J. Bot.* 76 (6): 950. 212
- Dillon, M.; Rundel, P. 1990. The botanical response of the Atacama and Peruvian Desert flora to the 1982-83 El Niño Event, pp. 487-504. In: P. W. Glynn (ed.), *Global Ecological Consequences of the 1982-83 El Niño-Southern Oscillation*.
- Dourojeanni, M.; Ponce, C. 1978. *Los Parques Nacionales del Perú*. Instituto de la Caza Fotográfica y las Ciencias de la Naturaleza. Madrid. 224 pp.
- El Comercio (Empresa Editora El Comercio, PE). 2014. Protegen 10 lomas costeras consideradas ecosistemas frágiles. Consultado el 15 de noviembre del 2015. Recuperado de: <http://elcomercio.pe/sociedad/lima/protegen-10-lomas-costeras-consideradas-ecosistemas-fragiles-noticia-1726453>
- Elzinga, C.; Salzer, D.; Willoughby, J. 1998. *Measuring & Monitoring Plant Populations*. The Nature Conservancy. Colorado, US. 477 p.
- Espinoza, G.; Manrique, Y.; Ortiz, E.; Portilla, A.; Urbano, R. 2010. Diversidad florística en lomas Cerro Punta Blanca (Pachacamac, Lima) con respecto a lomas de Lachay, Matarani, Ilo, Atiquipa y Villa María. Recuperado de: <http://www.scribd.com/doc/44201947/DIVERSIDAD-FLORISTICA-EN-LOMAS-CERRO-PUNTA-BLANCA>. Revisado el 7 de enero del 2013.
- Ezcurra, A. 2012. Capítulo VI – Sensibilidad Ambiental y Social. In *Estudio de impacto ambiental y social previo a la prospección sísmica costa afuera: Bloque Centro Golfo San Jorge Marina*. Buenos Aires, AR. 110 p.
- Ferretti, V.; Mange, G. 2009. Estudio para la elaboración de mapas de sensibilidad en los lotes 56 y 88. In Soave, G; Ferretti, V; Mange, G; Galliari, C. *Diversidad biológica en la Amazonía peruana: Programa de Monitoreo de la Biodiversidad en Camisea*. Perú. 514 p.
- Ferreyra, R. 1953. Comunidades Vegetales de Algunas Lomas Costaneras del Perú. *Boletín N° 53 de la Estación Experimental Agrícola de “La Molina”*.

Ministerio de Agricultura. Dirección General de Agricultura. Programa Cooperativo de Experimentación Agropecuaria. Apartado 2791. Lima, Perú. 88 p.

- Forman, R.; Gordon, M. 1986. Landscape ecology. John Wiley and Sons, New York, USA.
- Galindo-Leal, C. 1998. Métodos Cuantitativos para el Manejo de la Diversidad Biológica. Programa de Investigación Tropical. Universidad de Stanford. California, US. s.p.
- Goodall, D. 1952. Some considerations in the use of point quadrats for the analysis of vegetación. Australian J. Sci. Res. (Series B) 5:1-41.
- Grossman, D.; Faber-Langendoen, D.; Weakley, A.; Anderson, M.; Bourgeron, P.; Crawford, R.; Goodin, K.; Landaal, S.; Metzler, K.; Patterson, K.; Pyne, M.; Reid, M.; Sneddon, L. 1998. International classification of ecological communities: terrestrial vegetation of the United States. Volume I. The National Vegetation Classification System: development, status, and applications. Virginia, The Nature Conservancy. p. 1-26.
- Global Environment Facility. Conservation, Management and Rehabilitation Of Fragile Lomas Ecosystems. N.p., 2017. Web. 7 Feb. 2017.
- Halffter, G.; Ezcurra, E. 1992. ¿Qué es la biodiversidad? En: La Diversidad Biológica de Iberoamérica. Acta Zoológica Mexicana. CYTED. Ed. Pp. 3 -24.
- Halffter, G.; Moreno, C.; Pineda, O. 2001. Manual para evaluación de la biodiversidad en Reservas de Biósfera. M&T – Manuales y Tesis SEA, vol. 2. Zaragoza, España. 78 pp.
- Hammer, G.; Harper, D.; Ryan, P. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. Paleontología Electrónica 4(1): 9pp.
- Hammer, G. 2012. Past: Paleontological Statistics, Reference Manual. Oslo, NO. Universidad de Oslo. 229 p.
- Holling, C. 2001. Understanding the Complexity of Economic, Ecological, and Social Systems. Ecosystems (2001) 4: 390–405
- IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources). 2015. The IUCN Red List of Threatened Species (en línea). Consultado el 6 may. 2015. Disponible en: <http://www.iucnredlist.org/>

- James, F.; McCulloch, C. 1990. Multivariate analysis in ecology and systematics: Panacea or Pandora's box? *Annu. Rev. Eco. Syst.* 21:129-166.
- Karr, J.; Chu, E. 1999. *Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring*. Island Press, Washington, DC.
- Karr, J.; Dudley, D. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environ. Manage.* 5 (1), 55–68.
- Leopold, A. 1949. *A Sand County Almanac*. Oxford University Press, New York.
- León, B.; Pitman, N; Roque, J. 2006. El libro rojo de las plantas endémicas del Perú. *Revista Peruana de Biología* 13(2):1-966.
- Lima Cómo Vamos. 2014. Evaluando la Gestión en Lima. Informe Ambiental. Disponible en http://www.limacomovamos.org/cm/wp-content/uploads/2014/09/Reporte_ambiente_2013.pdf Revisado el 27 de febrero del 2017.
- Lomas de Atiquipa: Plan de Gestión Ambiental. 2005
- McArdle, B.; Gaston, K.; Lwaton, J. 1990. Variation in the size of animal populations: Patterns, problems and artefacts. *Journal of Animal Ecology* no.59:439-454
- Magurran, A. 2004. *Measuring Biological Diversity*. EE.UU., Blackwell Science. 256 p.
- Mandelbrot, B. 1996. *La Geometría Fractal de la Naturaleza*. Tusquets, Barcelona.
- Manrique, R.; Ricotta, C.; Ferrari, C.; Pezzi, G. 2014. Latitudinal pattern in plant composition along the Peruvian and Chilean fog oases. *Plant Biosystems* 148(5):1002-1008.
- Margalef, R. 2002. Diversidad y biodiversidad. En: Pineda, F.D., De Miguel, J.M., Montalvo, J. & Casado, M.A. (eds.). *La Diversidad Biológica de España*. Prentice Hall, Madrid: 3-6.
- Margalef, R. 1980. *La biósfera: entre la termodinámica y el juego*. Editorial Omega. Barcelona, ES. 236 p.
- Margalef, R. 1982. *Ecología*. Barcelona, Ediciones Omega.
- Margalef, R. 2002. *Teoría de los Sistemas Ecológicos*. Publicacions Universitat de Barcelona, Barcelona, España. 2da Edición. 290 pp.

- Matteucci, S.; Colma, A. 1982. Metodología para el estudio de la vegetación. Washington, D.C. Secretaría General de la OEA. 169 pp.
- Martínez, A.; Muñoz, J.; Pascual, A. 2004. Tamaño de muestra y precisión estadística. Universidad de Almería. Almería, ES. 297 p.
- MINAGRI (Ministerio de Agricultura y Riego). 2006. Decreto Supremo N° 043-2006-AG: Aprueban categorización de especies amenazadas de flora silvestre. Diario El Peruano. Lima, PE. p. 323527-323539.
- Ministerio del Ambiente. 2014. Ciudades Sostenibles y Cambio Climático. Resumen de experiencias, procesos e iniciativas desarrolladas en Perú. Capítulo Áreas Verdes y Biodiversidad. Lima, Perú. 190 pp.
- Moreno, C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T-Manuales y Tesis SEA, vol 1. Zaragoza, CYTED, ORCYT/UNESCO & SEA. 84 p.
- Mostacero, J.; Mejía, F.; Zelada, W.; Medina, C. Biogeografía del Perú. Primera Edición. Lima: Asamblea Nacional de Rectores, 2007.
- Muller-Dombois, D.; Ellenberg, H. 1974. Aims and methods of Vegetation Ecology. New Jersey, The Blackburn Press. 537 pp.
- Muñoz, M.; Squeo, F.; León, M.; Tracol, Y.; Gutiérrez, J. 2008. Hydraulic lift in three shrub species from the Chilean coastal desert. *Journal of Arid Environments* 72:624-632.
- Nelson, D.; Sommers, L. 1996. Total carbon, organic carbon, and organic matter. In: *Methods of Soil Analysis*. Sparks D L (ed.), Part 3. SSSA Book Series 5. Soil Sci Soc Am USA. 962-1008
- Noss, R. 1990. Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach. *Conservation Biology* 4(4):355-364
- Oka, S.; Ogawa, H. 1984. The distribution of lomas vegetation and its climatic environments along the Pacific coast of Peru. *Geographical reports of Tokyo Metropolitan University*. N°19. Japan.80 pp.
- Ono, M. 1982. A Preliminary Report of Taxonomic and Ecological Studies on the Lomas Vegetation in the Pacific Coast of Peru. Makino Herbarium. Tokyo Metropolitan University
- Ordenanza N° 1853. Ordenanza que establece los principios de la estructura ecológica de Lima Metropolitana. Diario Oficial El Peruano, Lima, Perú, 28 de diciembre del 2014

- Poissonet, P; Poissonet, J. 1969. Étude compare de diverses methods d'analyses de la végétation des formations herbacees denses et permanentes. Centre National de la Recherche Scientifique. Montpellier, FR. 120 p.
- Proyecto Lomas. 2015. La ruta de una política de protección a las lomas en la nueva gestión edil. Lo más, Blog lomoero. Recuperado de: <http://bloglomerolomas.blogspot.pe/2015/01/la-ruta-de-una-politica-de-proteccion.html>
- Pinche, C. 1986. Estudio de las condiciones climáticas y de la niebla en la costa norte de Lima. Tesis para optar el título de Meteorólogo. Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima, Perú
- Plan Arrayán. Lomas de Atiquipa. 2005.
- Presidencia del Consejo de Ministros. 2004. Reglamento de Zonificación Ecológica y Económica (ZEE). Decreto Supremo N° 087-2004-PCM, Lima. 12 p.
- Ramírez, D.; Sánchez, E.; Quinteros, Z. 2000. Muestreo para monitoreo de cobertura en lomas Morro Quemado. *Arnaldoa* 7(1-2):49-64.
- Resolución Ministerial N° 189-2010-MINAM. Establecimiento de la Zona Reservada “Lomas de Ancón”. Diario Oficial El Peruano, Lima, Perú, 6 de octubre de 2010
- Rodríguez-Salazar, M. 2001. Coeficientes de asociación. México, Plaza y Valdez. p. 56-64.
- Rostworowski, M. 1981. Recursos naturales renovables y pesca, siglos XVI y XVII. Instituto de Estudios Peruanos. Primera edición. Pp 34-54.
- Rundel, P.; Dillon, M.; Palma, B.; Mooney, H.; Gulmon, S.; Ehleringer, J. 1991. The phytogeography and ecology of the coastal Atacama and Peruvian deserts. *Aliso* 13(1):1-49
- Saito, C. 1976. Bases para el establecimiento y manejo de una unidad de conservación en las lomas de Lachay, Perú. UNALM. Lima, Perú.
- Sammul, M.; Oksanen, L.; Magi, M. 2006. Regional effects on competition-productivity relationship: a set of field experiments in two distant regions. *Oikos*-112: 138-148. <http://users.utu.fi/lauoks/Solidago-final.pdf>
- Santuarios Nacionales del Perú. 2003. Ediciones PEISA S.A.C. Primera Edición.

- Saxton, K.; Rawls, W. 2006. Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. *Soil Science Society of America Journal* 70(5):1569-1578.
- SENAMHI. 2013a. Boletín informativo monitoreo del fenómeno “El Niño/La Niña” – junio 2013. Lima, Perú. 7 p.
- SENAMHI. 2013b. Boletín informativo monitoreo del fenómeno “El Niño/La Niña” – noviembre 2013. Lima, Perú. 7 p.
- SENAMHI. 2014. Boletín informativo monitoreo del fenómeno “El Niño/La Niña” – diciembre 2013. Lima, Perú. 7 p.
- SEDA – ILO. 1995. Plan de Gestión Ambiental de Ilo.
- Steffen, W.; Sanderson, R.; Tyson, P.; Jäger, J.; Matson, P.A.; Moore III, B.; Oldfield, F.; Richardson, K.; Schellnhuber, H.; Turner, B.; Wasson, R. 2004. *Global Change and the Earth System: A Planet Under Pressure*. Springer-Verlag, New York.
- Sutherland, W. 2006. *Ecological Census Techniques: A handbook*. 2 ed. New York, US. Cambridge University Press. 432 p.
- Teixeira, V. 2000. El efecto del evento El Niño en la variación de la diversidad de la vegetación herbácea de la Reserva Nacional de Lachay. Tesis Bióloga. Lima, UNALM. 98 pp.
- Teixeira, V.; Sánchez, E. 2006. Patrones poblacionales de las principales especies en la Reserva Nacional de Lachay. *Ecol. apl.*, dic. 2006, vol.5, no.1-2, p.23-27. ISSN 1726-2216.
- Torres, J. 1981. Productividad primaria y cuantificación de los factores ecológicos que la determinan, en las lomas costaneras del centro del Perú. Tesis Biólogo. Lima, UNALM. 106 p.
- Tovar, C. 2003. Análisis de la resiliencia de la comunidad herbáceas de las lomas de Lachay, provincia de Huaura, Departamento de Lima después de la perturbación por el evento El Niño 1997-1998. UNALM. Lima, Perú.
- Türkowsky, J. 1976. Estudio Bio-Ecológico del Tillandsial de Cajamarquilla, Lima. Tesis para optar por el Título de Biólogo. Universidad Nacional Agraria La Molina. Lima – Perú. 84 pp.
- Utrera, A. 2004. Metodología para evaluar sensibilidad de hábitat basada en el recurso fauna silvestre. *Rev. Unell. Cienc. Tec.* 22:56-72.

- Vida Agrícola. Revista 1936. Arboricultura en las lomas de la Costa. Junio. Vol. XIII, N°151. Perú.
- Walkley, A. 1947. A critical examination of a rapid method for determining organic carbon in soil - Effect of variations in digestion conditions and inorganic soil constituents. *Soil Sci.* 63:251-263
- Walkley, A.; Black, I. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37:29-38
- Walsh Perú. 2010a. 2.0 Línea Base Biológica. In Walsh Perú. 2010. Estudio de Impacto Ambiental del sistema de transporte pandino del sur. Kuntur S.A. Lima, PE. 82 p.
- Walsh Perú. 2010b. 4.5.1 Sensibilidad Componente Biológico. In Walsh Perú. 2010. Estudio de Impacto Ambiental semidetallado de la Prospección Sísmica 2D en los lotes 123 y 124. Repsol Perú S.A. Lima, PE. 36 p.
- Walsh Perú. 2011a. 4.2.9 Análisis de Sensibilidad Biológica. In Walsh Perú. 2011. Estudio de Impacto Ambiental del Programa de Perforación de Cinco Pozos Exploratorios y Cuatro Pozos confirmatorios en el Lote 114. CEPISA PERÚ. Lima, PE 42 p.
- Watson, I.; Novelly, P. 2004. Making the biodiversity monitoring system sustainable: Design issues for large-scale monitoring systems. *Austral Ecology* 29:16-30.
- Weberbauer, A. 1945. El mundo vegetal de los andes peruanos. Lima, Estación experimental agrícola de La Molina. Ministerio de Agricultura. p. 221-270
- Weitzman, M. 2007. A Review of The Stern Review on the Economics of Climate Change *Journal of Economic Literature*. Vol. XLV, pp. 703–724.

VIII. ANEXOS

Anexo 1: Registros cuantitativos

Tabla 23: Lista de especies identificadas en las evaluaciones cuantitativas con información sobre familia, género, nombre científico y hábito

Familia	Género	Nombre científico	Hábito
Asteraceae	<i>Acmella</i>	<i>Acmella alba</i> (L'Hér.) R.K.Jansen	Hierba anual
Amaranthaceae	<i>Chenopodium</i>	<i>Chenopodium petiolare</i> Kunth	Hierba anual
Malvaceae	<i>Fuertesimalva</i>	<i>Fuertesimalva peruviana</i> (L.) Fryxell	Hierba anual
Cactaceae	<i>Haageocereus</i>	<i>Haageocereus limensis</i> (Salm-Dyck) F. Ritter	Cactácea
Boraginaceae	<i>Heliotropium</i>	<i>Heliotropium arborescens</i> L.	Arbustos y subarbustos
Lamiaceae	<i>Hyptis</i>	<i>Hyptis sidifolia</i> (L'Hér.) Briq.	Hierba anual
Loasaceae	<i>Loasa</i>	<i>Nasa urens</i> (Jacq.) Weigend	Hierba anual
Solanaceae	<i>Nicotiana</i>	<i>Nicotiana paniculata</i> L.	Hierba anual
Urticaceae	<i>Parietaria</i>	<i>Parietaria debilis</i> G.Forst.	Hierba anual
Poaceae	<i>Rostraria</i>	<i>Rostraria trachyantha</i> (Phil.) Tzvelev ex Soreng	Hierba anual
Solanaceae	<i>Solanum</i>	<i>Solanum montanum</i> L.	Hierba tuberífera
Solanaceae	<i>Solanum</i>	<i>Solanum peruvianum</i> L.	Hierba anual
Amaryllidaceae	<i>Stenomesson</i>	<i>Stenomesson coccineum</i> (Ruiz & Pav.) Herb.	Hierba bulbífera
Asteraceae	<i>Trixis</i>	<i>Trixis cacalioides</i> (Kunth) D.Don	Arbustos y subarbustos

Anexo 2: Registros cualitativos

Tabla 24: Lista de especies identificadas en las evaluaciones cualitativas con información sobre familia, género, nombre científico y hábito

Familia	Género	Nombre científico	Hábito
Amaranthaceae	<i>Chenopodium</i>	<i>Chenopodium murale</i> (L.) S. Fuentes, Uotila & Borsch	Hierba anual
Amaranthaceae	<i>Chenopodium</i>	<i>Chenopodium sp.</i>	Hierba anual
Acanthaceae	<i>Dicliptera</i>	<i>Dicliptera montana</i> Lindau	Arbustos y subarbustos
Cactaceae	<i>Haageocereus</i>	<i>Haageocereus sp.</i>	Cactácea
Malvaceae	<i>Malva</i>	<i>Malva sp.</i>	Hierba anual
Solanaceae	<i>Nolana</i>	<i>Nolana sp.</i>	Hierba tuberífera
Asteraceae	<i>Ophryosporus</i>	<i>Ophryosporus floribundus</i> (DC.) R.M.King & H.Rob.	Arbustos y subarbustos
Oxalidaceae	<i>Oxalis</i>	<i>Oxalis sp.</i>	Hierba tuberífera
Solanaceae	<i>Solanum</i>	<i>Solanum sp.</i>	Hierba tuberífera
Asteraceae	<i>Sonchus</i>	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Hierba perenne
Malvaceae	<i>Waltheria</i>	<i>Waltheria ovata</i> Cav.	Hierba anual

Anexo 3: Detalle de la comunidad vegetal de las agrupaciones según tipo de hábito de crecimiento

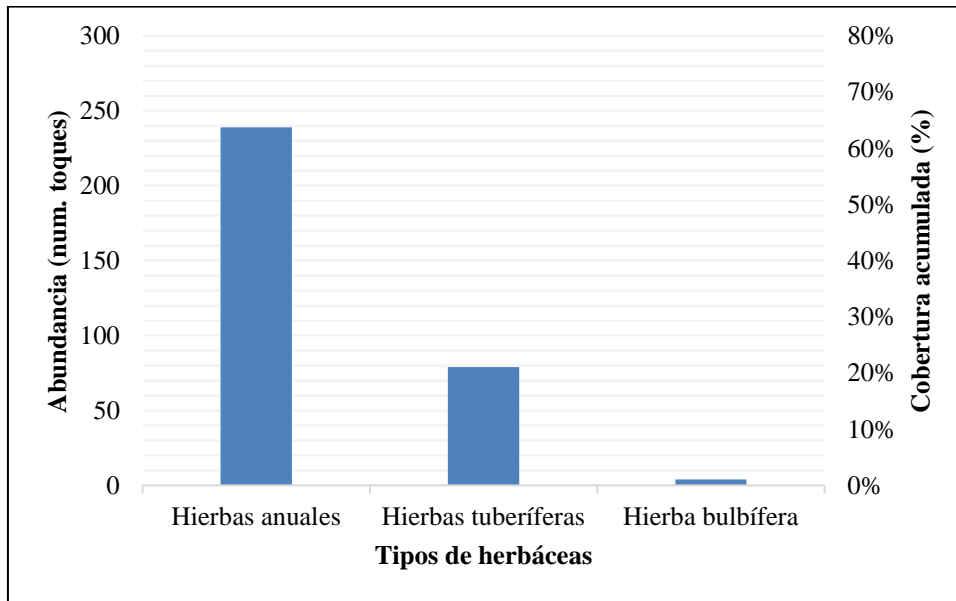


Figura 37: Composición de la comunidad vegetal para la agrupación de especies con hábito de crecimiento herbáceo

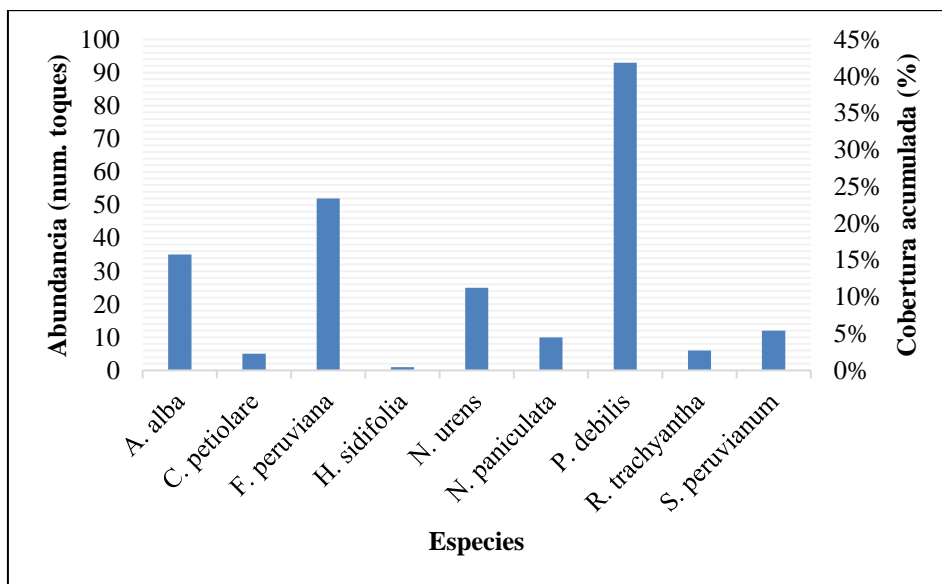


Figura 38: Composición de la comunidad vegetal para la agrupación de especies con hábito de crecimiento herbáceo anual

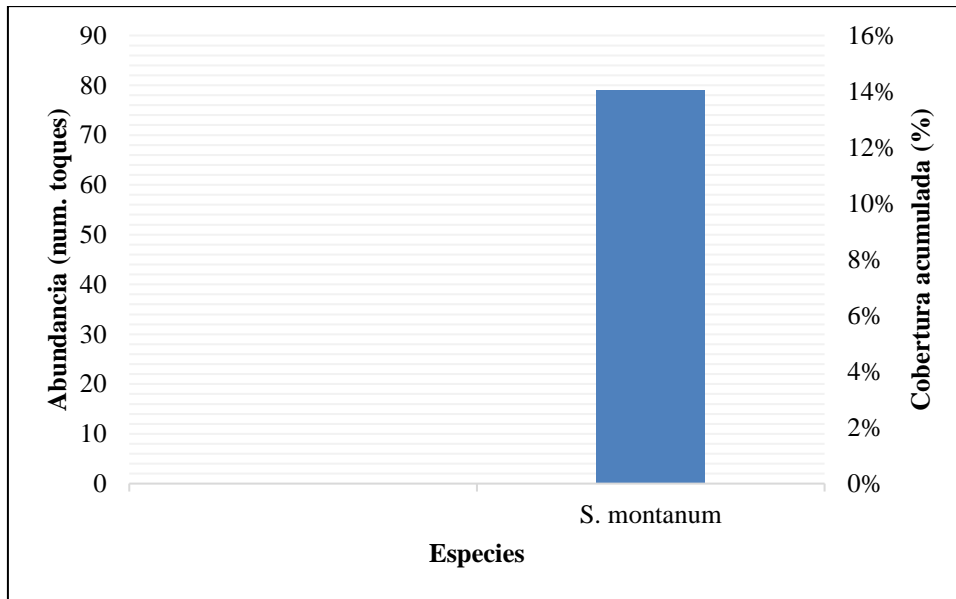


Figura 39: Composición de la comunidad vegetal para la agrupación de especies con hábito de crecimiento herbáceo tuberífero.

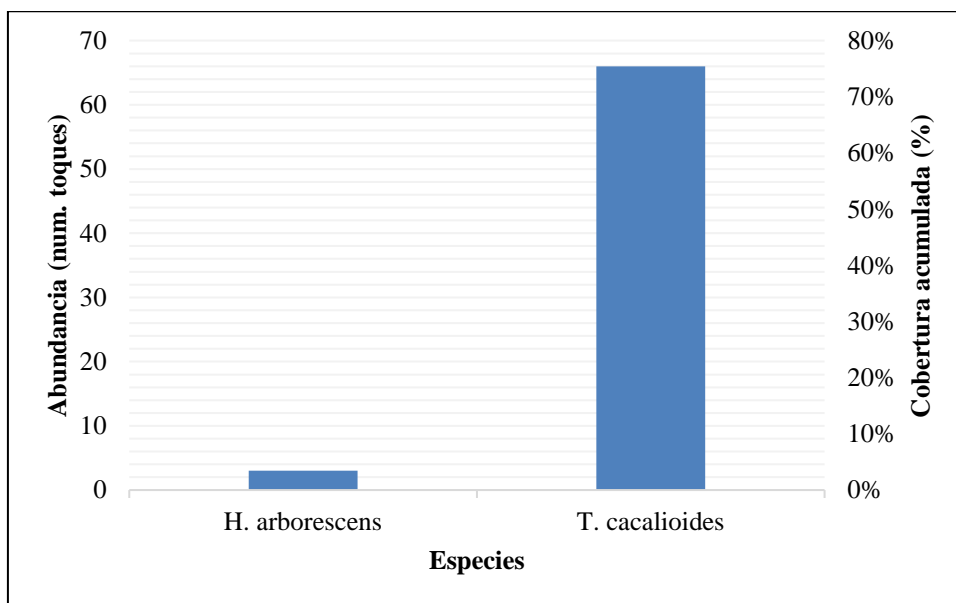


Figura 40: Composición de la comunidad vegetal para la agrupación de especies con hábito de crecimiento subarborescente.

Anexo 4: Composición de comunidad vegetal por transectos de evaluación

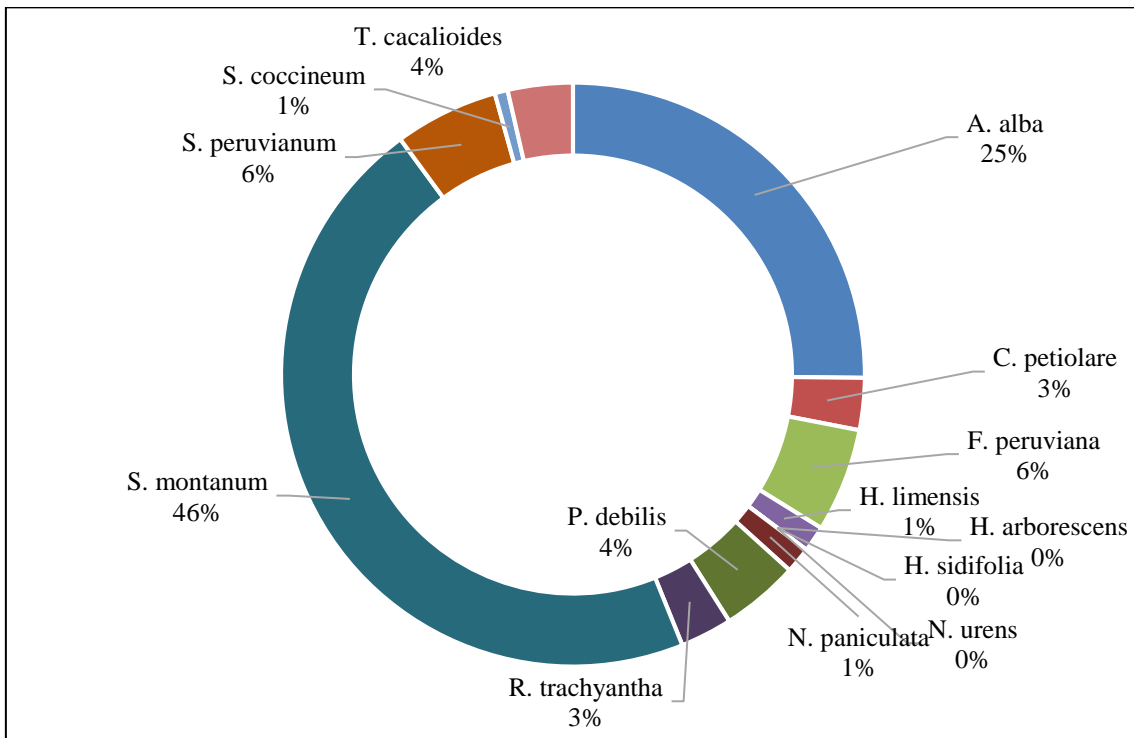


Figura 41: Porcentaje de contribución por especie a cobertura acumulada total para el transecto 7.

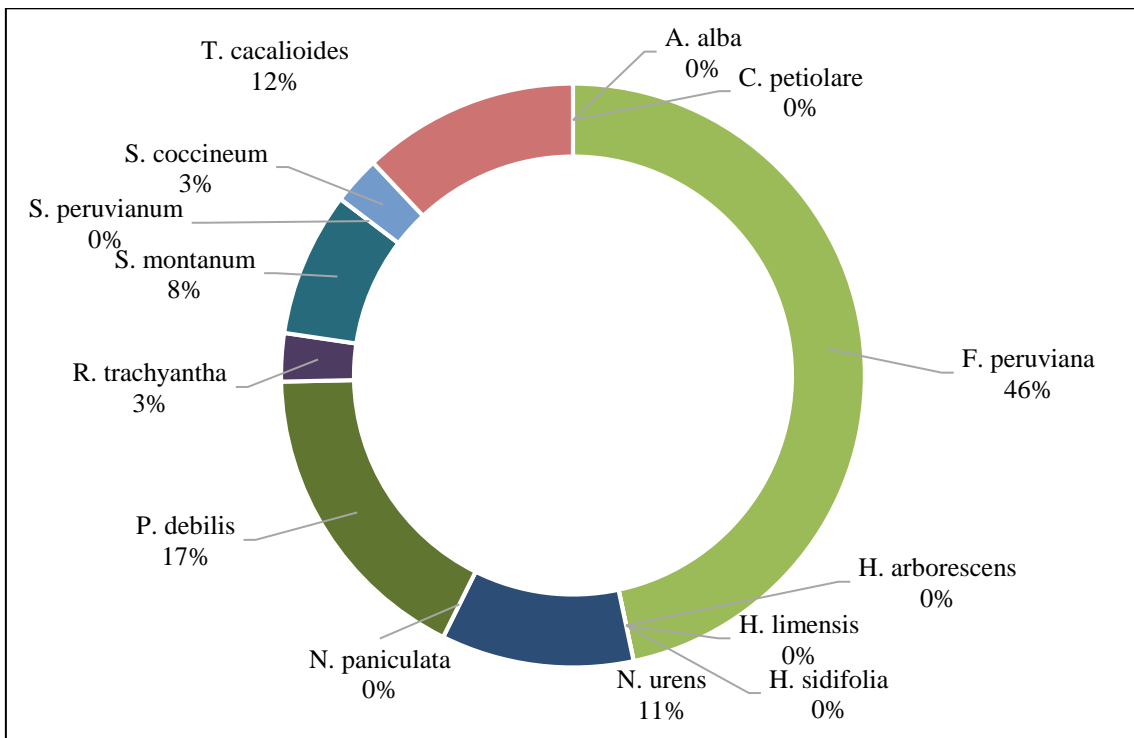


Figura 42: Porcentaje de contribución por especie a cobertura acumulada total para el transecto 10.

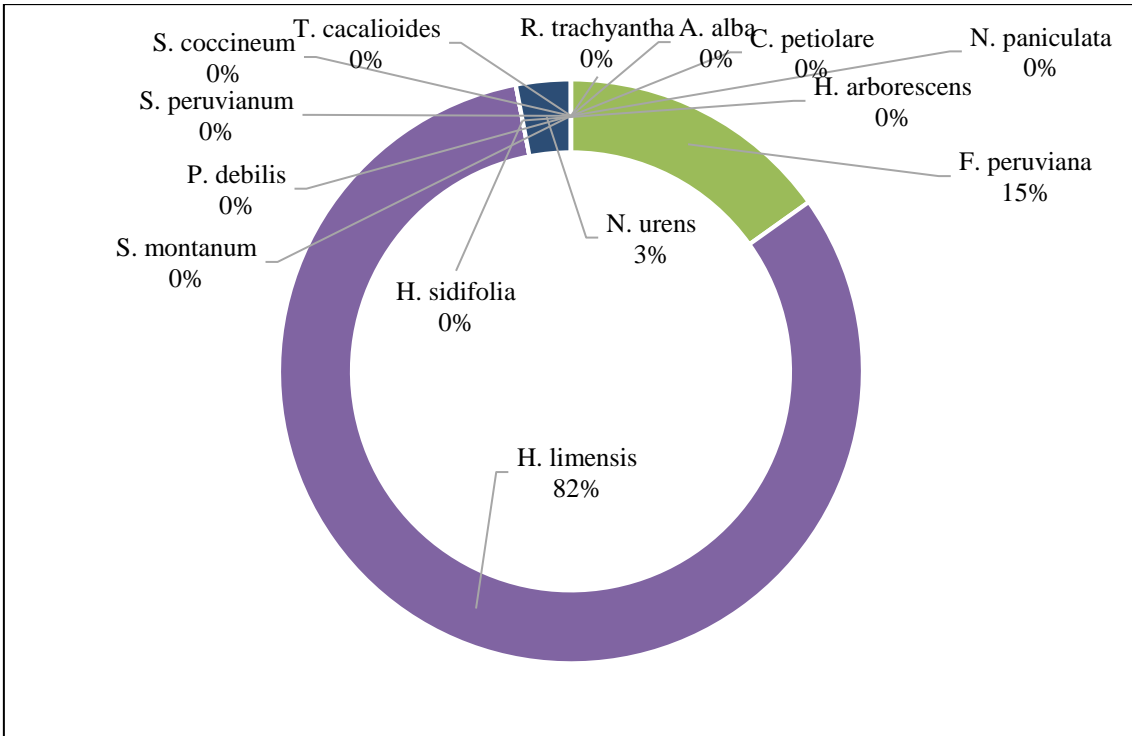


Figura 43: Porcentaje de contribución por especie a cobertura acumulada total para el transecto 11.

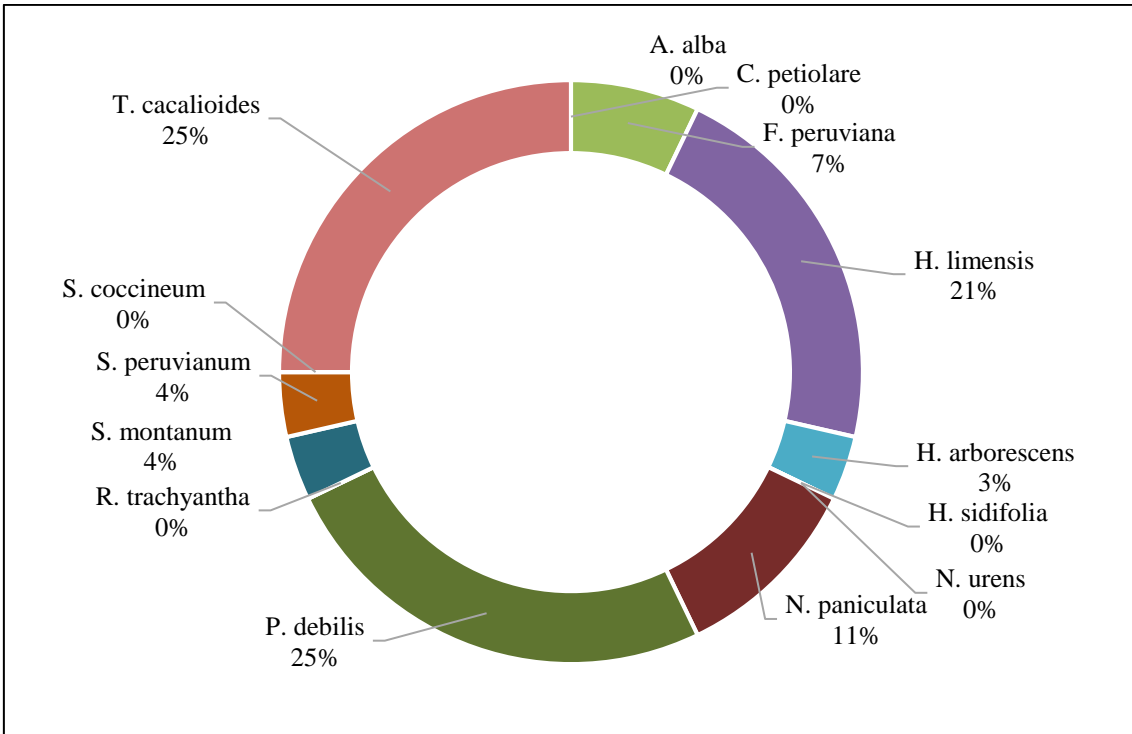


Figura 44: Porcentaje de contribución por especie a cobertura acumulada total para el transecto 15.

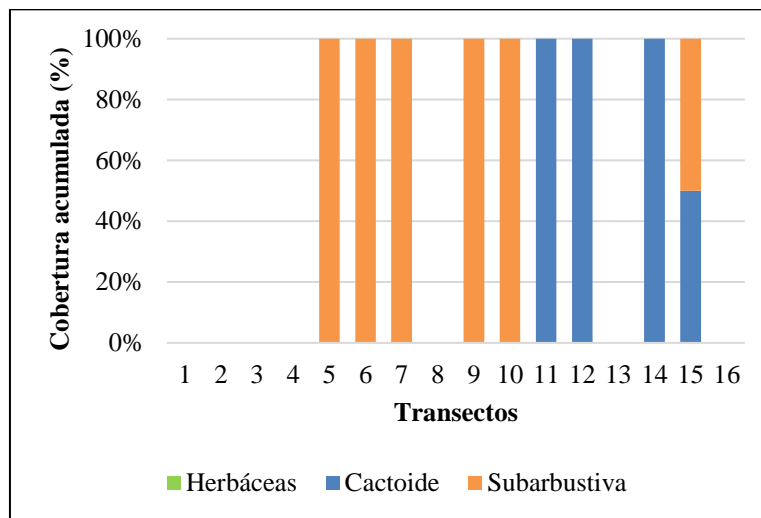


Figura 45: Porcentaje de contribución a cobertura acumulada para todos los transectos según hábito de crecimiento para la primera evaluación (marzo del 2013).

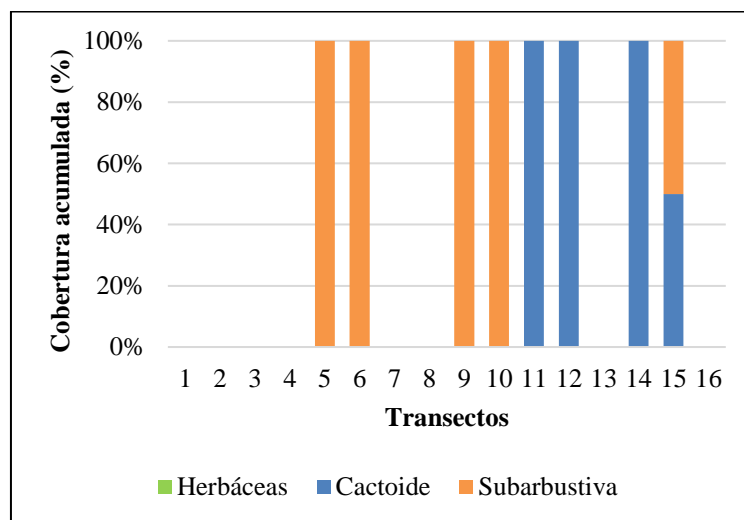


Figura 46: Porcentaje de contribución a cobertura acumulada para todos los transectos según hábito de crecimiento para la segunda evaluación (junio del 2013).

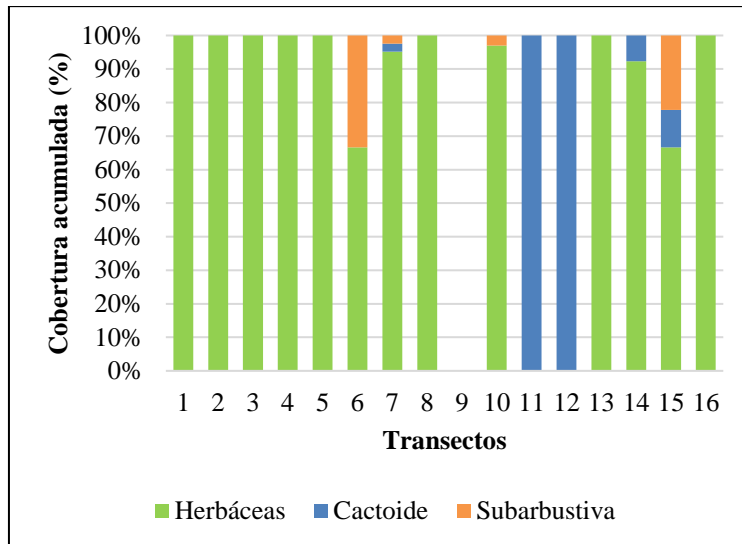


Figura 47: Porcentaje de contribución a cobertura acumulada para todos los transectos según hábito de crecimiento para la tercera evaluación (agosto del 2013).

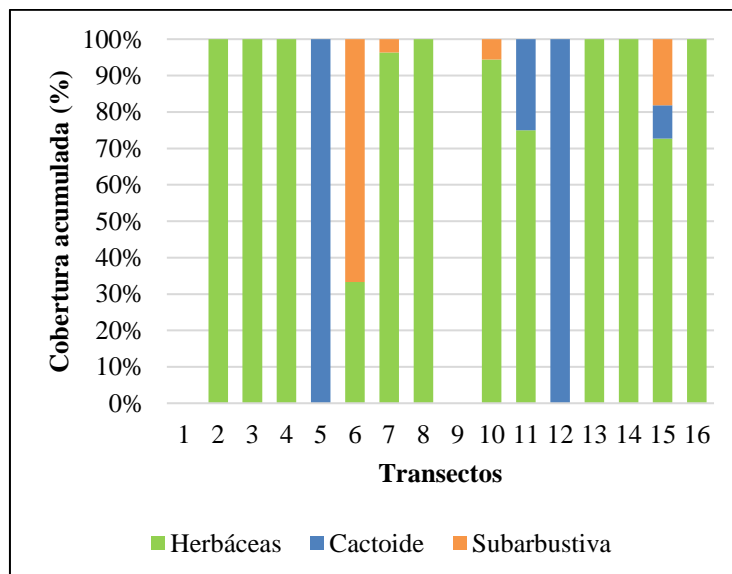


Figura 48: Porcentaje de contribución a cobertura acumulada para todos los transectos según hábito de crecimiento para la cuarta evaluación (setiembre del 2013).

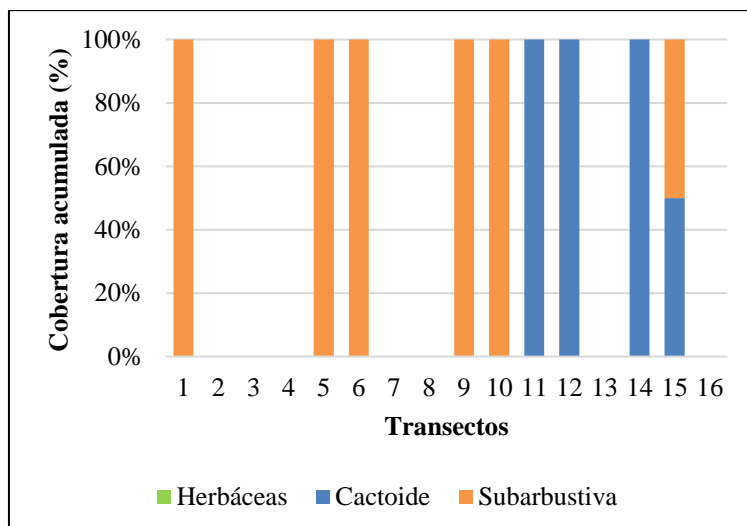


Figura 49: Porcentaje de contribución a cobertura acumulada para todos los transectos según hábito de crecimiento para la quinta evaluación (diciembre del 2013).

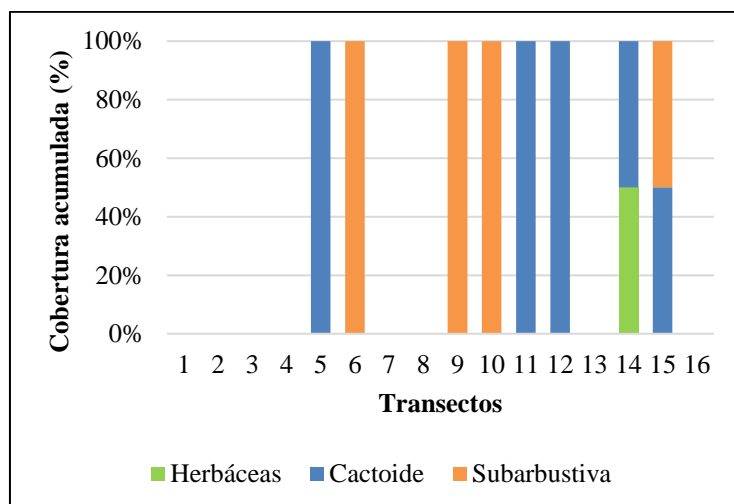


Figura 50: Porcentaje de contribución a cobertura acumulada para todos los transectos según hábito de crecimiento para la sexta evaluación (enero del 2014).

Anexo 5: Composición de comunidad vegetal por estratos de evaluación

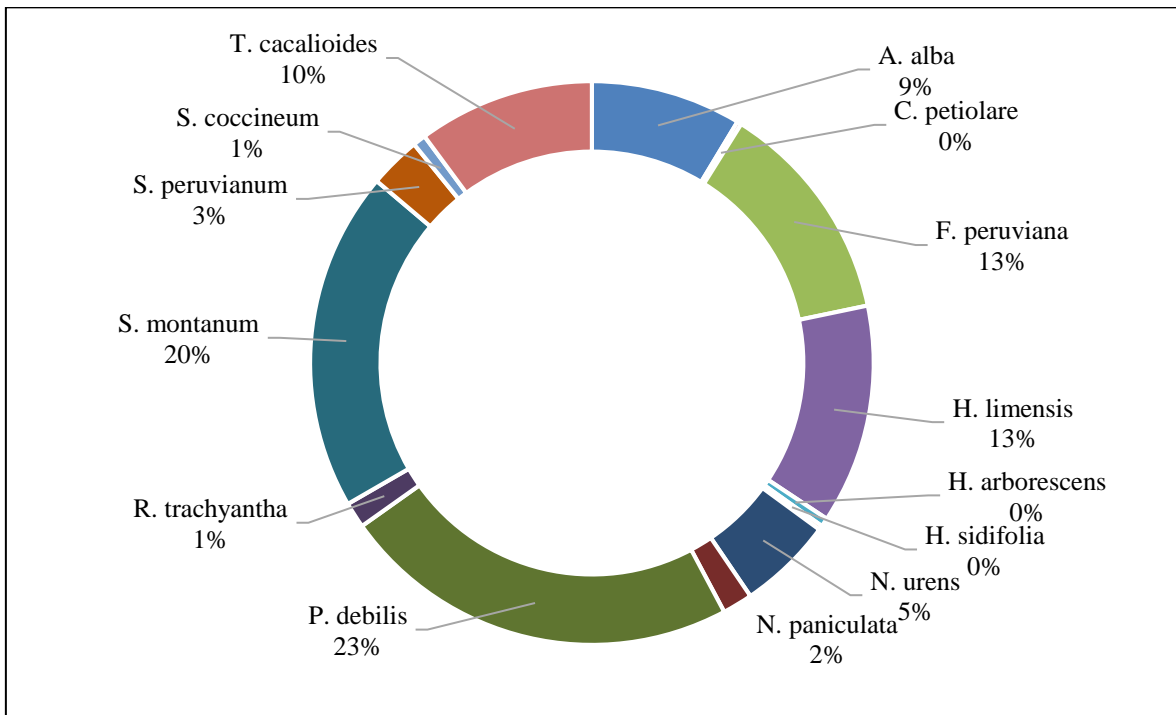


Figura 51: Porcentaje de contribución por especie a cobertura acumulada total para el estrato de evaluación 0cm a 20cm.

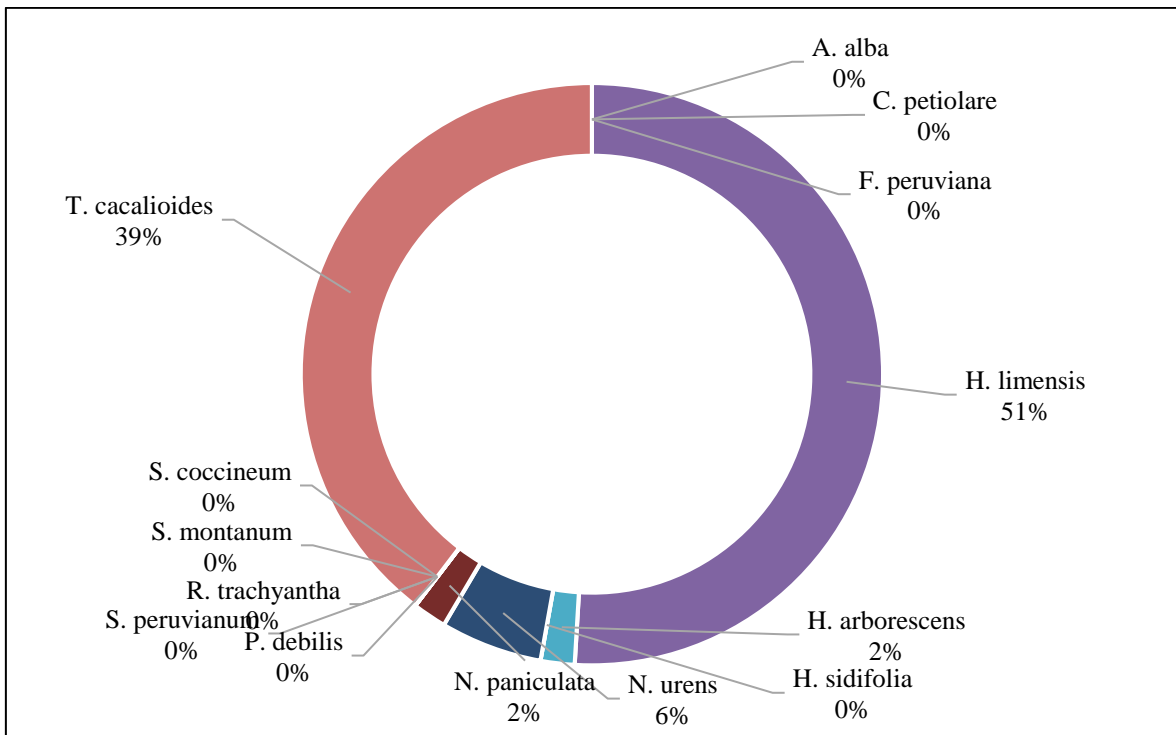


Figura 52: Porcentaje de contribución por especie a cobertura acumulada total para el estrato de evaluación 20cm a 50cm.

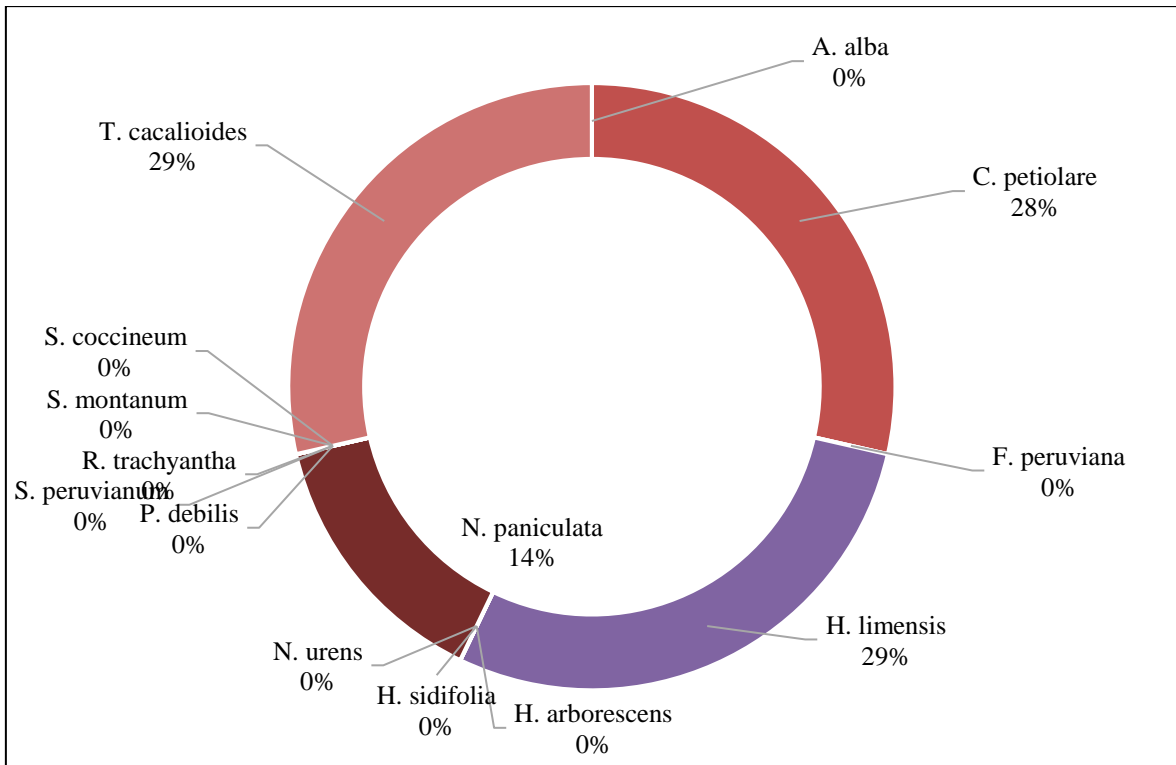


Figura 53: Porcentaje de contribución por especie a cobertura acumulada total para el estrato de evaluación 50cm a 100cm.

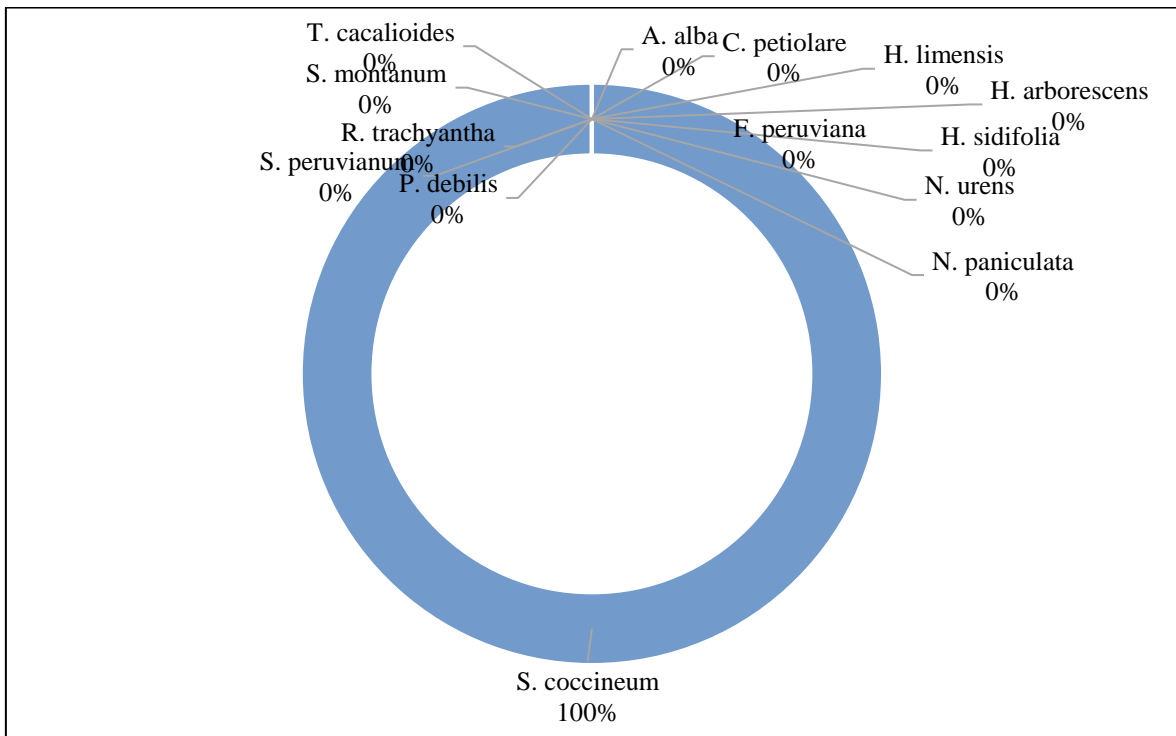


Figura 54: Porcentaje de contribución por especie a cobertura acumulada total para el estrato de evaluación 100cm a 150cm.

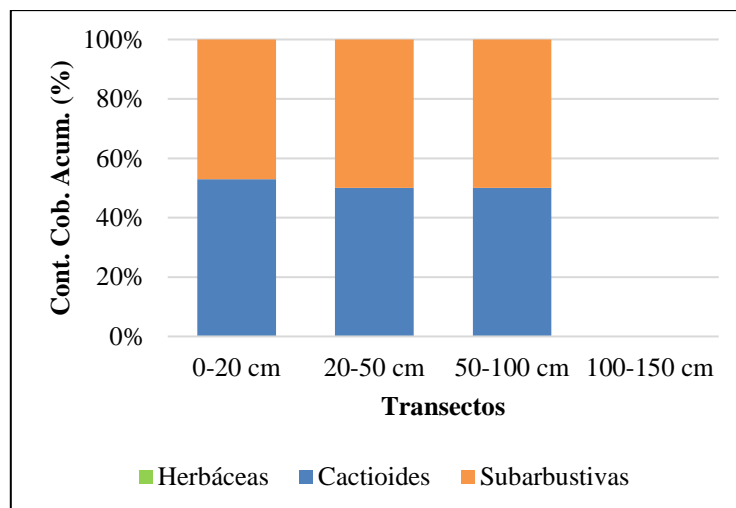


Figura 55: Porcentaje de contribución a cobertura acumulada para todos los estratos según hábito de crecimiento para la primera evaluación (marzo del 2013).

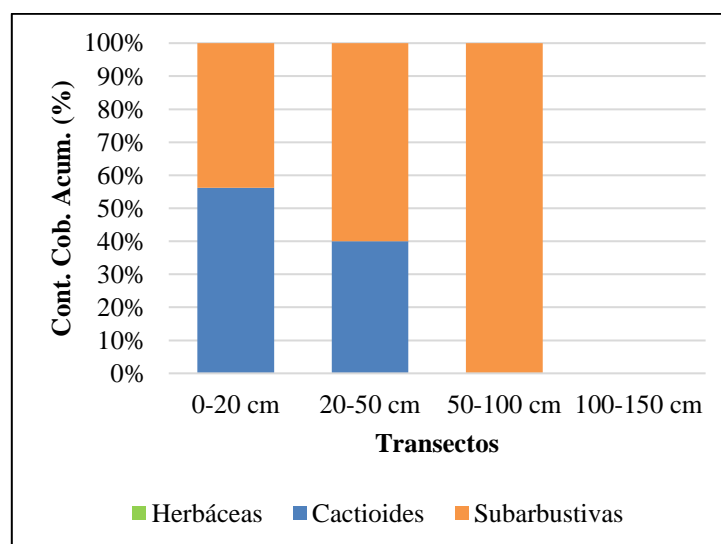


Figura 56: Porcentaje de contribución a cobertura acumulada para todos los estratos según hábito de crecimiento para la segunda evaluación (junio del 2013).

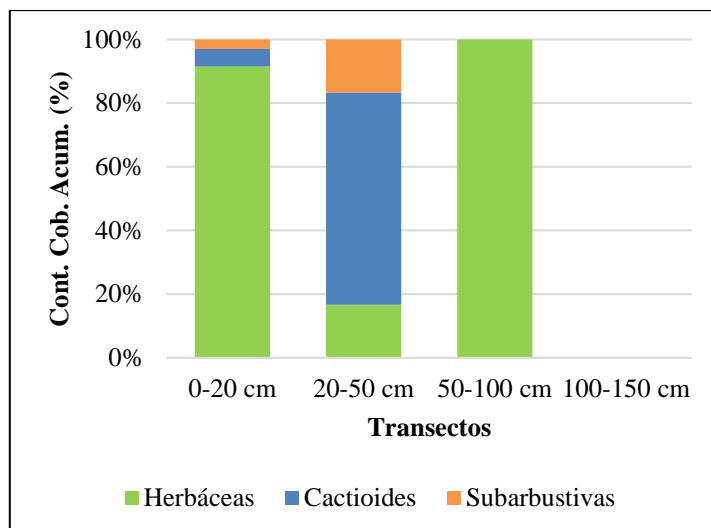


Figura 57: Porcentaje de contribución a cobertura acumulada para todos los estratos según hábito de crecimiento para la tercera evaluación (agosto del 2013).

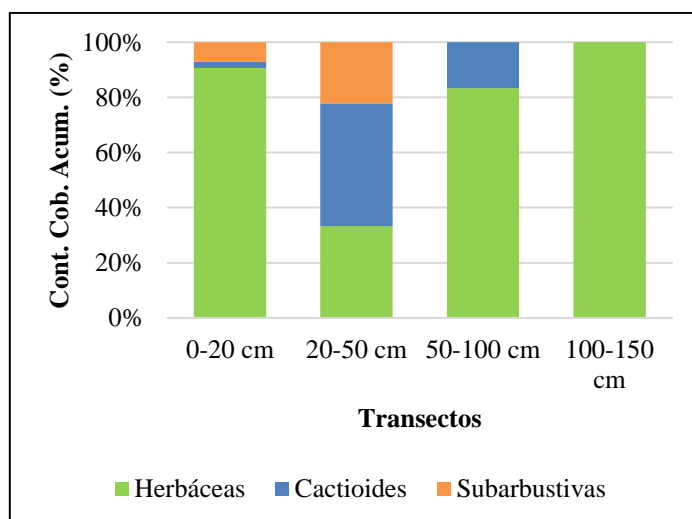


Figura 58: Porcentaje de contribución a cobertura acumulada para todos los estratos según hábito de crecimiento para la cuarta evaluación (setiembre del 2013)

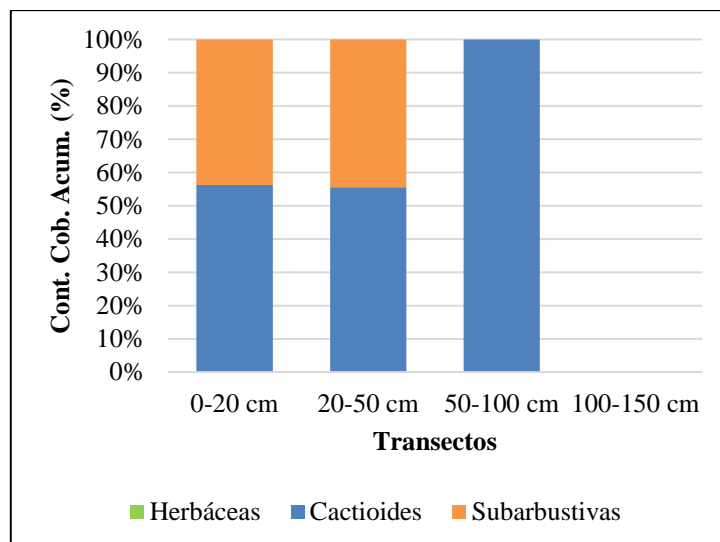


Figura 59: Porcentaje de contribución a cobertura acumulada para todos los estratos según hábito de crecimiento para la quinta evaluación (diciembre del 2013).

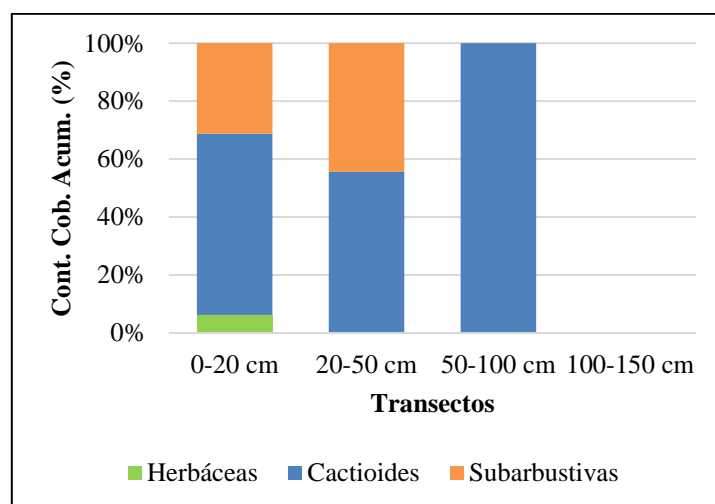


Figura 60: Porcentaje de contribución a cobertura acumulada para todos los estratos según hábito de crecimiento para la sexta evaluación (enero del 2014).

Anexo 6: Prueba de Mann-Whitney para los valores de los índices de Shannon-Wiener para el promedio total y el estrato de 0cm-20cm en todas las evaluaciones

Tests for equal medians			
1	2		
N:	6	N:	6
Mean rank:	3.2917	Mean rank:	3.2083
Mann-Whitn U : 17.5			
z :	0	p (same med.):	1
Monte Carlo permutation:	p (same med.):		1
Exact permutation:	p (same med.):		1

Anexo 7: Resultados de la prueba Kruskal-Wallis para los valores del índice de Shannon-Wiener para todas las evaluaciones

Evaluaciones	Mar 13'	Jun 13'	Ago 13'	Set 13'	Dic 13'	Ene 14'
Mar 13'	0.000	0.964	0.017	0.005	0.964	0.576
Jun 13'		0.000	0.017	0.005	0.964	0.576
Ago 13'			0.000	0.279	0.017	0.054
Set 13'				0.000	0.005	0.011
Dic 13'					0.000	0.576
Ene 14'						0.000

Anexo 8: Resultados de la prueba Kruskal-Wallis para los valores del índice de Shannon-Wiener para todos los transectos

Transectos	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	T10	T11	T12	T13	T14	T15	T16
T1	0.00	0.40	1.00	0.40	1.00	0.18	0.18	1.00	1.00	0.18	0.40	1.00	0.40	0.07	0.00	0.40
T2		0.00	0.40	1.00	0.40	0.46	0.46	0.40	0.40	0.46	1.00	0.40	1.00	0.25	0.00	1.00
T3			0.00	0.40	1.00	0.18	0.18	1.00	1.00	0.18	0.40	1.00	0.40	0.07	0.00	0.40
T4				0.00	0.40	0.46	0.46	0.40	0.40	0.46	1.00	0.40	1.00	0.25	0.00	1.00
T5					0.00	0.18	0.18	1.00	1.00	0.18	0.40	1.00	0.40	0.07	0.00	0.40
T6						0.00	0.78	0.18	0.18	0.78	0.46	0.18	0.75	0.79	0.21	0.46
T7							0.00	0.18	0.18	0.92	0.46	0.18	0.60	0.93	0.21	0.46
T8								0.00	1.00	0.18	0.40	1.00	0.40	0.07	0.00	0.40
T9									0.00	0.18	0.40	1.00	0.40	0.07	0.00	0.40
T10										0.00	0.46	0.18	0.75	0.93	0.21	0.46
T11											0.00	0.40	1.00	0.34	0.03	1.00
T12												0.00	0.40	0.07	0.00	0.40
T13													0.00	0.45	0.03	1.00
T14														0.00	0.08	0.34
T15															0.00	0.03
T16																0.00

Anexo 9: Prueba de Mann-Whitney para los valores de los índices de Simpson para el promedio total y el estrato de 0cm-20cm en todas las evaluaciones

Tests for equal medians			
1	2		
N:	6	N:	6
Mean rank:	3.2917	Mean rank:	3.2083
Mann-Whitn U : 17.5			
z :	0	p (same med.):	1
Monte Carlo permutation:		p (same med.):	1
Exact permutation:		p (same med.):	1

Anexo 10: Resultados de la prueba Kruskal-Wallis para los valores del índice de Simpson para todas las evaluaciones

Evaluaciones	Mar 13'	Jun 13'	Ago 13'	Set 13'	Dic 13'	Ene 14'
Mar 13'	0.000	0.964	0.020	0.005	0.964	0.576
Jun 13'		0.000	0.020	0.005	0.964	0.576
Ago 13'			0.000	0.261	0.020	0.067
Set 13'				0.000	0.005	0.011
Dic 13'					0.000	0.576
Ene 14'						0.000

Anexo 11: Resultados de la prueba Kruskal-Wallis para los valores del índice de Shannon-Wiener para todos los transectos

Transectos	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	T10	T11	T12	T13	T14	T15	T16
T1	0.00	0.40	1.00	0.40	1.00	0.18	0.18	1.00	1.00	0.18	0.40	1.00	0.40	0.07	0.00	0.40
T2		0.00	0.40	1.00	0.40	0.46	0.46	0.40	0.40	0.46	1.00	0.40	1.00	0.25	0.00	1.00
T3			0.00	0.40	1.00	0.18	0.18	1.00	1.00	0.18	0.40	1.00	0.40	0.07	0.00	0.40
T4				0.00	0.40	0.46	0.46	0.40	0.40	0.46	1.00	0.40	1.00	0.25	0.00	1.00
T5					0.00	0.18	0.18	1.00	1.00	0.18	0.40	1.00	0.40	0.07	0.00	0.40
T6						0.00	0.78	0.18	0.18	0.78	0.46	0.18	0.75	0.79	0.21	0.46
T7							0.00	0.18	0.18	0.92	0.46	0.18	0.60	0.93	0.21	0.46
T8								0.00	1.00	0.18	0.40	1.00	0.40	0.07	0.00	0.40
T9									0.00	0.18	0.40	1.00	0.40	0.07	0.00	0.40
T10										0.00	0.46	0.18	0.75	0.93	0.21	0.46
T11											0.00	0.40	1.00	0.34	0.03	1.00
T12												0.00	0.40	0.07	0.00	0.40
T13													0.00	0.45	0.03	1.00
T14														0.00	0.08	0.34
T15															0.00	0.03
T16																0.00

Anexo 12. Resultados del Análisis de Componentes Principales utilizando la sumatoria de coberturas de las seis evaluaciones por transecto

Tabla 25: Eigen value y porcentaje de varianza de cada PC

PC	Eigen value	% variance
1	338.025	64.506
2	84.8173	16.186
3	55.1194	10.519
4	29.1573	5.5642
5	11.9719	2.2846
6	3.96596	0.75684
7	0.50538	0.096443
8	0.291593	0.055646
9	0.12234	0.023347
10	0.026909	0.005135
11	0.011048	0.002108
12	0.001851	0.000353
13	0.001259	0.00024
14	9.05E-32	1.73E-32

Tabla 26: Puntajes para cada transecto respecto a los PC

	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4	PC 5	PC 6	PC 7	PC 8	PC 9	PC 10	PC 11	PC 12	PC 13	PC 14
T1	-5.8	-2.2	-4	0.32	-0.9	-1.7	-0.5	0.5	-0.3	-0.2	0.12	0.072904	-0.047144	-9.681E-16
T2	-5.9	-2.2	-3.5	-0.5	-3.9	1.51	0.32	0.21	-0	0.08	0.09	0.059807	-0.036656	-1.336E-16
T3	-2.5	-4.7	-2.2	-3.7	-4.5	-2.4	-0.3	-1.2	0.74	-0.1	-0	-0.0034471	-0.015488	6.065E-17
T4	-5.9	-0.8	-4.2	1.23	-4.4	5.26	0.57	-0.1	0.06	0.16	-0	-0.0093173	0.0051683	8.101E-16
T5	-5.8	-3.3	-1.1	-3.8	0.01	-0.8	-0.3	0.42	-0.3	-0	-0.2	-0.0096552	0.01039	2.574E-17
T6	-4.3	-1.5	-2.9	-11	7.58	1.98	-0.7	0.08	0.32	0.08	0.13	-0.015274	0.0021627	8.387E-16
T7	68.3	-4.5	-0	0.42	0.03	0.16	0.04	0.09	-0	-0	0	-2.01E-05	-1.86E-05	-4.756E-16
T8	-5.9	-3.4	-3.1	-1.4	-2.9	-2.3	0.8	0.16	-0.3	0.02	0.19	-0.10435	0.013777	3.290E-17
T9	-5.7	-3.5	-2.3	-6.5	-0.6	-1	-0.1	0.44	-0.3	0.06	-0.2	-0.014546	-0.01652	2.396E-17
T10	4.42	33.5	3.53	-2.6	-1.5	-0.5	-0.1	0.01	-0	0	0	0.0029372	0.0070068	-4.273E-16
T11	-6.2	-4	23.7	3.36	0.41	0.9	-0.1	0.22	0.15	-0	0	-0.034536	-0.047816	1.310E-15
T12	-6.3	-6.2	8.73	-0.3	-1.6	-0.8	-0.1	0.27	0.1	0.02	0.04	0.058161	0.10739	4.215E-16
T13	-5.2	2.38	-7.4	10.1	3.87	-1.6	0.66	0.79	0.69	0.09	-0	-0.0064377	-0.003541	-3.557E-16
T14	-4	-0.4	-0.4	7.94	2.59	-1	-1	-0.8	-0.5	0.36	0	0.0079477	-0.002013	8.841E-17
T15	-4.4	-0.2	1.49	-0.6	5.51	0.12	1.76	-0.9	-0.3	-0.2	-0	0.034337	-0.000994	1.869E-16
T16	-4.9	0.93	-6.5	7.21	0.4	2.19	-1.1	-0.2	-0.1	-0.4	-0	-0.038511	0.024299	-7.813E-17

Tabla 27: Puntajes para cada especie respecto a los PC

	PC 1	PC 2	PC 3	PC 4	PC 5	PC 6	PC 7	PC 8	PC 9	PC 10	PC 11	PC 12	PC 13	PC 14
<i>A. alba</i>	0.47	-0.1	-0	0.03	0.01	0.09	0.17	0.69	-0.5	-0.1	0.12	-0.025351	-0.03452	0.12549
<i>C. petiolare</i>	0.05	-0	-0	0.02	0.02	-0	-0.1	-0.1	-0.3	0.88	0.04	0.28332	-0.11056	-8.02E-16
<i>F. peruviana</i>	0.13	0.88	0.29	-0.1	-0.2	-0.2	0.05	0.06	-0	-0	0.05	0.005094	-0.081321	-2.48E-16
<i>H. limensis</i>	-0	-0.2	0.91	0.28	0.22	0.13	-0	-0	0.01	-0	-0	-0.0069328	0.016206	1.26E-16
<i>H. arborescens</i>	-0	-0	-0	-0	0.07	0.04	0.14	-0.2	0.01	-0.2	0.56	0.6865	0.06187	0.31373
<i>H. sidifolia</i>	-0	-0	-0	-0	0.04	0.03	-0.1	0.02	0.17	0.21	0.77	-0.55006	0.11453	2.50E-15
<i>N. urens</i>	-0	0.2	-0	0.04	-0.3	0.9	0.12	-0.1	0.03	0.04	-0	-0.014175	0.0083033	2.52E-16
<i>N. paniculata</i>	0.02	-0	-0	0.06	0.13	-0.1	0.86	-0.3	-0.2	0.06	-0	-0.22707	0.087951	1.14E-15
<i>P. debilis</i>	0.02	0.32	-0.3	0.77	0.44	0.07	-0.1	0	-0	-0	-0	-0.0062118	0.0043054	-1.81E-17
<i>R. trachyantha</i>	0.06	0.04	0.01	-0	-0	-0	0	0.08	-0.1	0.01	0.05	0.20865	0.73816	-0.62746
<i>S. montanum</i>	0.86	-0.1	0	0.02	-0	-0	-0.2	-0.4	0.2	-0	-0.1	-0.036201	0.017901	2.82E-16
<i>S. peruvianum</i>	0.1	-0	-0	0.03	0.12	0	0.35	0.34	0.66	0.21	0.02	0.21704	-0.32106	-0.31373
<i>S. coccineum</i>	0.01	0.05	-0	0.01	0	-0	0.07	0.2	0.36	0.25	-0.2	-0.021014	0.55359	0.62746
<i>T. cacalioides</i>	0.05	0.18	-0	-0.6	0.75	0.28	-0.1	-0	-0	-0	-0.1	-0.03118	0.014114	2.20E-16

Anexo 13: Valores del índice de Whittaker para cada una de las 6 evaluaciones

Tabla 28: Valores del índice de Whittaker para la evaluación mar 13'

0.8	T5	T6	T7	T9	T10	T11	T12	T14	T15
T5									
T6	0.00								
T7	0.00	0.00							
T9	0.00	0.00	0.00						
T10	0.00	0.00	0.00	0.00					
T11	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00				
T12	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.00			
T14	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.00	0.00		
T15	0.33	0.33	0.33	0.33	0.33	0.33	0.33	0.33	

Tabla 29: Valores del índice de Whittaker para la evaluación jun 13'

0.78	T5	T6	T9	T10	T11	T12	T14	T15
T5								
T6	0.00							
T9	0.00	0.00						
T10	0.00	0.00	0.00					
T11	1.00	1.00	1.00	1.00				
T12	1.00	1.00	1.00	1.00	0.00			
T14	1.00	1.00	1.00	1.00	0.00	0.00		
T15	0.33	0.33	0.33	0.33	0.33	0.33	0.33	

Tabla 30: Valores del índice de Whittaker para la evaluación ago 13'

3.29	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T10	T11	T12	T13	T14	T15	T16
T1															
T2	0.33														
T3	1.00	1.00													
T4	0.33	0.00	1.00												
T5	0.00	0.33	1.00	0.33											
T6	0.50	0.60	0.50	0.60	0.50										
T7	0.78	0.80	0.78	0.80	0.78	0.45									
T8	0.00	0.33	1.00	0.33	0.00	0.50	0.78								
T10	0.75	0.56	0.75	0.56	0.75	0.40	0.33	0.75							
T11	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.78	1.00	1.00						
T12	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.78	1.00	1.00	0.00					
T13	0.00	0.33	1.00	0.33	0.00	0.50	0.78	0.00	0.75	1.00	1.00				
T14	0.33	0.50	1.00	0.50	0.33	0.60	0.60	0.33	0.78	0.33	0.33	0.33			
T15	0.50	0.60	1.00	0.60	0.50	0.33	0.45	0.50	0.60	0.50	0.50	0.50	0.20		
T16	0.00	0.33	1.00	0.33	0.00	0.50	0.78	0.00	0.75	1.00	1.00	0.00	0.33	0.50	

Tabla 31: Valores del índice de Whittaker para la evaluación set 13'

2.71	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T10	T11	T12	T13	T14	T15	T16
T2														
T3	1.00													
T4	0.00	1.00												
T5	1.00	1.00	1.00											
T6	1.00	1.00	1.00	1.00										
T7	1.00	0.80	1.00	1.00	0.69									
T8	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.80								
T10	0.75	0.75	0.75	1.00	0.82	0.25	1.00							
T11	0.50	1.00	0.50	0.50	1.00	0.83	1.00	0.60						
T12	1.00	1.00	1.00	0.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.50					
T13	1.00	1.00	1.00	1.00	0.78	0.29	0.67	0.50	0.75	1.00				
T14	1.00	0.60	1.00	1.00	1.00	0.38	0.60	0.45	0.71	1.00	0.33			
T15	1.00	0.78	1.00	0.78	0.50	0.29	0.78	0.47	0.64	0.78	0.38	0.33		
T16	0.50	0.50	0.50	1.00	1.00	0.67	1.00	0.40	0.67	1.00	0.75	0.43	0.64	

Tabla 32: Valores del índice de Whittaker para la evaluación dic 13'

0.8	T1	T5	T6	T9	T10	T11	T12	T14	T15
T1									
T5	0.00								
T6	0.00	0.00							
T9	0.00	0.00	0.00						
T10	0.00	0.00	0.00	0.00					
T11	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00				
T12	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.00			
T14	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.00	0.00		
T15	0.33	0.33	0.33	0.33	0.33	0.33	0.33	0.33	

Tabla 33. Valores del índice de Whittaker para la evaluación ene 14'

1.4	T5	T6	T9	T10	T11	T12	T14	T15
T5								
T6	1.00							
T9	1.00	0.00						
T10	1.00	0.00	0.00					
T11	0.00	1.00	1.00	1.00				
T12	0.00	1.00	1.00	1.00	0.00			
T14	0.33	1.00	1.00	1.00	0.33	0.33		
T15	0.33	0.33	0.33	0.33	0.33	0.33	0.50	

Anexo 14: Análisis Cluster con índice de Raup-Crick

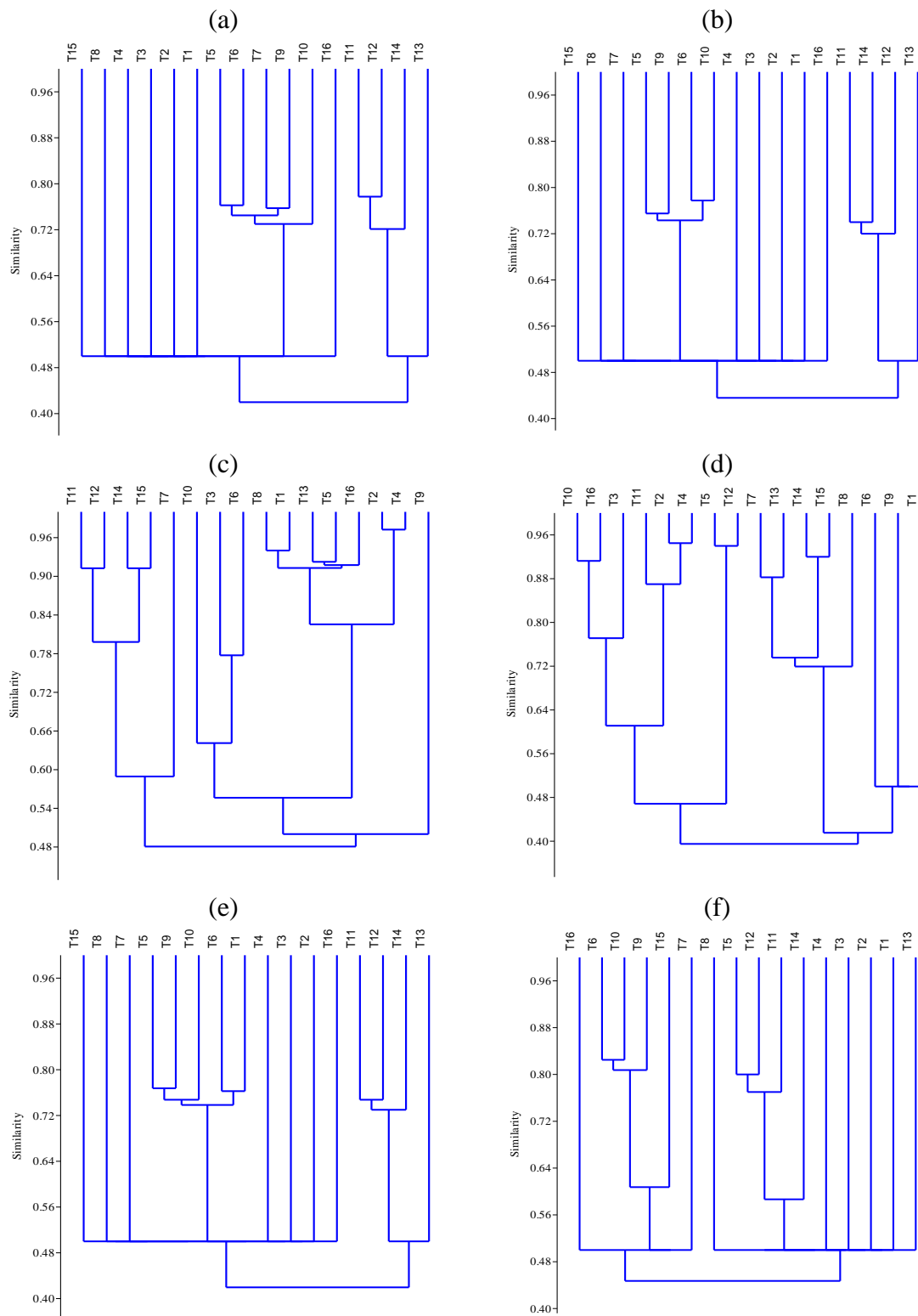


Figura 61: Análisis *Cluster* para los transectos en las evaluaciones de marzo (a), junio (b), agosto (c), setiembre (d), diciembre (e) del 2013 y enero (f) del 2014 con el índice de Raup-Crick.

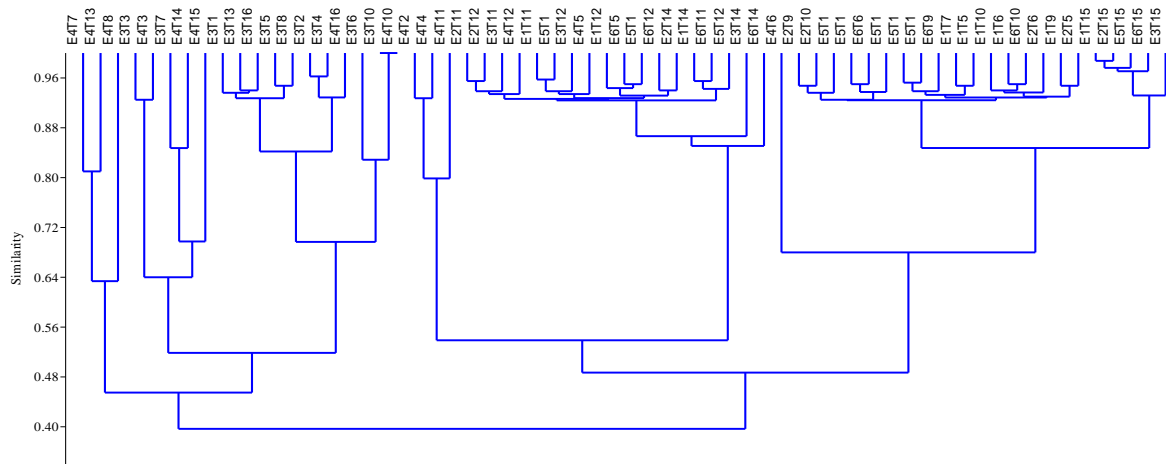


Figura 62: Análisis *Cluster* para cada transecto de cada evaluación con el índice de Raup-Crick.

Anexo 15: Valores de humedad gravimétrica del suelo

Tabla 34: Valores de humedad gravimétrica del suelo para todos los transectos y evaluaciones

Transecto	Humedad gravimétrica del suelo (%)						Promedio	Desv St
	Mar 13'	Jun 13'	Ago 13'	Set 13'	Dic 13'	Ene 14'		
1	1.23	1.19	7.07	11.34	1.09	0.90	3.81	4.40
2	0.75	0.71	2.48	5.93	1.49	1.20	2.09	1.99
3	1.62	1.55	5.09	5.64	1.82	1.62	2.89	1.93
4	0.61	0.58	2.49	7.00	0.91	0.62	2.04	2.54
5	1.06	1.05	0.90	6.31	1.21	0.88	1.90	2.16
6	1.42	1.60	10.15	10.36	1.74	1.67	4.49	4.47
7	1.30	1.06	8.68	10.91	1.91	1.36	4.20	4.40
8	1.01	1.26	9.28	9.56	1.67	1.29	4.01	4.20
9	2.30	2.17	2.00	5.81	1.95	1.40	2.60	1.60
10	1.53	1.55	10.69	13.12	2.40	1.86	5.19	5.27
11	1.05	1.07	3.31	4.05	1.78	1.10	2.06	1.31
12	1.79	1.84	1.46	2.70	1.60	1.02	1.74	0.56
13	0.98	0.82	1.96	2.14	1.15	0.82	1.31	0.59
14	1.79	1.88	0.98	3.51	1.34	0.91	1.74	0.96
15	1.24	1.64	1.08	1.56	1.03	1.42	1.33	0.25
16	0.94	0.87	4.66	6.14	1.15	0.70	2.41	2.37
Promedio	1.29	1.30	4.52	6.63	1.51	1.17		
Desv St	0.44	0.46	3.52	3.52	0.41	0.36		

Tabla 35: Valores de coeficiente de correlación de Spearman (rs) entre las evaluaciones de humedad gravimétrica del suelo (θ_g) con la altura y la pendiente

Humedad	Altura		Pendiente	
	rs	p-valor	rs	p-valor
θ_g Mar 13'	-0.10	0.70	-0.30	0.26
θ_g Jun 13'	-0.19	0.49	-0.40	0.13
θ_g Ago 13'	0.09	0.74	0.39	0.14
θ_g Set 13'	-0.08	0.78	0.34	0.20
θ_g Dic 13'	0.30	0.26	0.02	0.95
θ_g Ene 14'	0.07	0.80	-0.25	0.35
θ_g Promedio	0.03	0.93	0.32	0.23

Anexo 16: Valores de materia orgánica del suelo

Tabla 36: Valores de materia orgánica del suelo para todos los transectos y evaluaciones

Transecto	Materia orgánica del suelo (%)						Promedio	Desv St
	Mar 13'	Jun 13'	Ago 13'	Set 13'	Dic 13'	Ene 14'		
1	1.54	0.81	2.35	1.01	0.67	0.60	1.16	0.67
2	1.01	0.74	2.49	2.15	2.49	2.42	1.88	0.79
3	4.03	0.77	2.18	2.35	2.49	3.36	2.53	1.11
4	1.07	0.34	2.69	1.34	1.07	1.41	1.32	0.77
5	1.01	1.28	2.15	2.02	1.01	0.60	1.34	0.61
6	3.09	3.09	2.55	3.90	2.82	3.76	3.20	0.53
7	1.34	1.34	3.36	3.63	2.69	2.62	2.50	0.97
8	1.14	1.75	2.42	1.24	3.02	1.21	1.80	0.77
9	2.22	1.41	1.88	3.09	2.42	2.49	2.25	0.57
10	0.67	2.22	2.02	2.89	1.81	4.10	2.28	1.14
11	0.74	1.34	1.81	1.01	2.15	1.34	1.40	0.52
12	1.54	1.41	2.28	1.54	1.54	2.02	1.72	0.34
13	0.94	0.87	1.88	0.67	1.54	0.94	1.14	0.47
14	3.02	1.95	2.75	2.15	2.15	2.28	2.38	0.41
15	1.95	3.63	4.03	2.28	1.48	3.49	2.81	1.04
16	1.01	1.54	2.55	2.15	2.89	2.02	2.03	0.68
Promedio	1.65	1.53	2.46	2.09	2.02	2.17		
Desv St	0.98	0.87	0.57	0.94	0.73	1.11		

Tabla 37: Valores de coeficiente de correlación de Spearman (rs) entre las evaluaciones de materia orgánica del suelo (θg) con la altura y la pendiente

M. O.	Altura		Pendiente	
	rs	p-valor	rs	p-valor
Mar 13'	-0.30	0.26	-0.10	0.71
Jun 13'	-0.37	0.15	-0.45	0.08
Ago 13'	-0.25	0.36	-0.02	0.95
Set 13'	-0.07	0.79	-0.25	0.35
Dic 13'	0.04	0.88	0.21	0.43
Ene 14'	0.10	0.70	-0.36	0.17
Promedio	-0.14	0.61	-0.27	0.30

Anexo 17: Pruebas de normalidad de errores

Tabla 38: P-valores de pruebas de normalidad de errores para variables ambientales y bióticas

	p-valor para Shapiro - Wilk						p-valor para Anderson Darling					
	Mar 13'	Jun 13'	Ago 13'	Set 13'	Dic 13'	Ene 14'	Mar 13'	Jun 13'	Ago 13'	Set 13'	Dic 13'	Ene 14'
H'	0.000	0.000	0.001	0.002	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000	0.000
1-D	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Cobertura	0.001	0.001	0.000	0.000	0.000	0.001	0.002	0.001	0.000	0.000	0.001	0.001
Humedad	0.697	0.775	0.017	0.412	0.563	0.783	0.641	0.683	0.018	0.370	0.517	0.798
M.O.	0.008	0.074	0.023	0.553	0.398	0.513	0.006	0.070	0.052	0.523	0.435	0.655
Altitud	0.094						0.144					
Pendiente	0.009						0.005					

Anexo 18: Resultados de la prueba Kruskal-Wallis para los valores del índice de Shannon-Wiener (H') y del índice de Simpson (1-D) para las agrupaciones de transectos según su posición en la zona de estudio

Índice de Shannon-Wiener (H')

Tabla 39: Valores del índice de Shannon-Wiener (H') para los transectos agrupados según su posición en la zona de estudio (categorías C1 y C2) para las evaluaciones de setiembre y agosto del 2013

C1												C2											
Set 13'						Ago 13'						Set 13'						Ago 13'					
A		B		C		A		B		C		A		B		C		A		B		C	
T	H'	T	H'	T	H'	T	H'	T	H'	T	H'	T	H'	T	H'	T	H'	T	H'	T	H'	T	H'
1	0,0	4	0,8	2	0,7	1	0,0	4	0,0	2	0,0	1	0,0	5	0,0	2	0,7	1	0,0	5	0,0	2	0,0
3	0,0	6	1,5	13	0,0	3	0,0	6	1,7	13	2,2	6	1,5	7	1,8	3	0,0	6	1,7	7	2,2	3	0,0
5	0,0	7	1,8	14	0,3	5	0,0	7	2,2	14	1,9	10	2,0	8	0,0	4	0,8	10	2,1	8	0,0	4	0,0
8	0,0	10	2,0	15	1,2	8	0,0	10	2,1	15	2,8	14	0,3	9	0,0	11	0,0	14	1,9	9	0,0	11	1,3
9	0,0	11	0,0	16	0,0	9	0,0	11	1,3	16	1,3												
		12	0,0					12	0,0					13	0,0	12	0,0			13	2,2	12	0,0
														15	1,2					15	2,8		
														16	0,0					16	1,3		
															0						16	8	

Tabla 40: Resultados de la prueba Kruskal-Wallis para los valores del índice de Shannon-Wiener para las agrupaciones según su posición en la zona de estudio (categorías C1 y C2) para las evaluaciones de setiembre y agosto del 2013

					H (chi2)	Hc (tie corr)	p(same)
C1 ²	Set 13'	B	C		1.2	1.257	0.2622
	B		0.304				
	C	0.304					
	Ago 13'	B	C		0.5333	0.5432	0.4611
	B		0.519				
	C	0.519					
C2	Set 13'	A	B	C	1.78	2.161	0.3395
	A		0.2163	0.3061			
	B	0.6488		0.923			
	C	0.9184	1				
	Ago 13'	A	B	C	3.096	3.533	0.171
	A		1	0.08114			
	B	1		0.1474			
C	0.2434	0.4422					

Índice de Simpson (1-D)

Tabla 41: Valores del índice de Simpson (1-D) para los transectos agrupados según su posición en la zona de estudio (categorías C1 y C2) para las evaluaciones de setiembre y agosto del 2013

C1											C2												
Set 13'						Ago 13'					Set 13'						Ago 13'						
A		B		C		A		B		C	A		B		C		A		B		C		
T	H'	T	H'	T	H'	T	H'	T	H'	T	H'	T	H'	T	H'	T	H'	T	H'	T	H'		
1	0.00	4	0.38	2	0.32	1	0.00	4	0.00	2	0.00	1	0.00	5	0.00	2	0.32	1	0.00	5	0.00	2	0.00
3	0.00	6	0.67	13	0.00	3	0.00	6	0.67	13	0.77	6	0.67	7	0.64	3	0.00	6	0.67	7	0.68	3	0.00
5	0.00	7	0.64	14	0.14	5	0.00	7	0.68	14	0.72	10	0.68	8	0.00	4	0.38	10	0.69	8	0.00	4	0.00
8	0.00	10	0.68	15	0.49	8	0.00	10	0.69	15	0.84	14	0.14	9	0.00	11	0.00	14	0.72	9	0.00	11	0.53
9	0.00	11	0.00	16	0.00	9	0.00	11	0.53	16	0.57			13	0.00	12	0.00			13	0.77	12	0.00
		12	0.00					12	0.00					15	0.49					15	0.84		
														16	0.00					16	0.57		

² La agrupación A ha sido descartada del análisis pues todos los valores de H' eran igual a cero (0) como se puede ver en la Tabla 26

Tabla 42: Resultados de la prueba Kruskal-Wallis para los valores del índice de Simpson para las agrupaciones según su posición en la zona de estudio (categorías C1 y C2) para las evaluaciones de setiembre y agosto del 2013

					H (chi2)	Hc (tie corr)	p(same)
C1 ³	Set 13'	B	C		1.2	1.257	0.2622
	B		0.304				
	C	0.304			1.633	1.664	0.1971
	Ago 13'	B	C				
	B		0.231				
	C	0.231					
C2	Set 13'	A	B	C	2.121	2.576	0.2758
	A		0.1491	0.3061			
	B	0.4474		0.923			
	C	0.9184	1				
	Ago 13'	A	B	C	3.226	3.68	0.1588
	A		0.8466	0.08114			
	B	1		0.1474			
	C	0.2434	0.4422				

³ La agrupación A ha sido descartada del análisis pues todos los valores de 1-D eran igual a cero (0) como se puede ver en la Tabla 28

Anexo 19: Valores del coeficiente de correlación de Spearman (rs) para los porcentajes de cobertura de especies clave respecto a variables ambientales

Tabla 43: Valores del coeficiente de correlación de Spearman (rs) para los porcentajes de cobertura de *Trixis cacalioides* respecto a variables ambientales

	<i>T. cacalioides</i>	H (%)						M. O. (%)						Alt	Pend	
		Mar 13'	Jun 13'	Ago 13'	Set 13'	Dic 13'	Ene 14'	Mar 13'	Jun 13'	Ago 13'	Set 13'	Dic 13'	Ene 14'			
rs	Mar 13'	0.40						0.09							-0.23	-0.39
	Jun 13'	0.37	0.40					0.12	0.51						-0.30	-0.57
	Ago 13'	0.23	0.22	0.34				0.11	0.55	0.45					-0.14	-0.22
	Set 13'	0.26	0.23	0.47	0.38			0.11	0.57	0.36	0.68				-0.18	-0.28
	Dic 13'	0.34	0.39	0.12	0.33	0.08		0.21	0.42	-0.07	0.40	-0.28			-0.46	-0.42
	Ene 14'	0.43	0.54	0.23	0.12	0.31	0.69	0.26	0.65	0.02	0.64	0.07	0.69		-0.23	-0.53
p-valor	Mar 13'	0.13						0.75							0.39	0.14
	Jun 13'	0.15	0.13					0.65	0.04						0.26	0.02
	Ago 13'	0.39	0.42	0.19				0.68	0.03	0.08					0.60	0.42
	Set 13'	0.33	0.40	0.06	0.15			0.68	0.02	0.17	0.00				0.51	0.30
	Dic 13'	0.20	0.14	0.66	0.21	0.78		0.43	0.11	0.79	0.12	0.29			0.08	0.11
	Ene 14'	0.10	0.03	0.40	0.65	0.24	0.00	0.34	0.01	0.93	0.01	0.79	0.00		0.40	0.03

(*) En negrita se resaltan los coeficientes con p-valor ≤ 0.05

Tabla 44: Valores del coeficiente de correlación de Spearman (rs) para la cobertura promedio acumulada de *Trixis cacalioides* respecto a variables ambientales

Cob% prom	H	MO	Alt	Pend
rs	0.3934	0.41155	-0.22902	-0.37255
p-valor	0.13168	0.11324	0.39356	0.15529

Tabla 45: Valores del coeficiente de correlación de Spearman (rs) para los porcentajes de cobertura de *Haageocereus limensis* respecto a variables ambientales

	<i>H. limensis</i>	H&						MO						Alt	Pend
		Mar 13'	Jun 13'	Ago 13'	Set 13'	Dic 13'	Ene 14'	Mar 13'	Jun 13'	Ago 13'	Set 13'	Dic 13'	Ene 14'		
rs	Mar 13'	0.29						0.08						0.18	-
	Jun 13'	0.28	0.42					0.07	0.32					0.21	-
	Ago 13'	0.29	0.29	-0.26				0.05	0.24	0.19				0.27	0.17
	Set 13'	0.09	0.17	-0.49	-0.48			-0.16	0.14	-0.21	-0.27			0.33	-
	Dic 13'	0.28	0.42	-0.45	-0.63	-0.07		0.07	0.32	0.03	-0.22	-0.22		0.23	-
	Ene 14'	0.23	0.31	-0.62	-0.57	-0.12	-0.13	-0.03	0.24	-0.08	-0.26	-0.37	-0.18	0.14	0.50
p-valor	Mar 13'	0.27						0.76						0.51	0.09
	Jun 13'	0.29	0.10					0.79	0.22					0.42	0.08
	Ago 13'	0.28	0.27	0.33				0.85	0.36	0.49				0.30	0.53
	Set 13'	0.73	0.54	0.05	0.06			0.56	0.62	0.44	0.31			0.22	0.07
	Dic 13'	0.29	0.10	0.08	0.01	0.79		0.79	0.22	0.92	0.41	0.41		0.42	0.08
	Ene 14'	0.39	0.24	0.01	0.02	0.65	0.63	0.91	0.38	0.77	0.33	0.15	0.50	0.61	0.05

(*) En negrita se resaltan los coeficientes con p-valor ≤ 0.05

Tabla 46: Valores del coeficiente de correlación de Spearman (rs) para la cobertura promedio acumulada de *Haageocereus limensis* respecto a variables ambientales

Cob% prom	H	MO	Alt	Pend
rs	-0.3962	-0.056305	0.16085	-0.35131
p-valor	0.1287	0.83592	0.55178	0.18212

Tabla 47: Valores del coeficiente de correlación de Spearman (rs) para los porcentajes de cobertura de *Parietaria debilis* respecto a variables ambientales

	<i>P. debilis</i>	H&						MO						Alt	Pend
		Mar 13'	Jun 13'	Ago 13'	Set 13'	Dic 13'	Ene 14'	Mar 13'	Jun 13'	Ago 13'	Set 13'	Dic 13'	Ene 14'		
rs	Mar 13'														
	Jun 13'														
	Ago 13'	-0.42	-0.36	-0.10				-0.30	0.07	0.37				0.49	0.14
	Set 13'	0.03	-0.06	0.09	0.01			-0.33	0.37	0.20	0.20			0.24	0.10
	Dic 13'														0
	Ene 14'														
p-valor	Mar 13'														
	Jun 13'														
	Ago 13'	0.10	0.17	0.72				0.26	0.80	0.16				0.06	0.6
	Set 13'	0.93	0.82	0.74	0.99			0.22	0.16	0.47	0.45			0.36	0
	Dic 13'														0.7
	Ene 14'														1

(*) En negrita se resaltan los coeficientes con p-valor ≤ 0.05

Tabla 48: Valores del coeficiente de correlación de Spearman (rs) para los porcentajes de cobertura de *Solanum montanum* respecto a variables ambientales

	<i>S. montanum</i>	H&						MO						Alt	Pen d	
		Mar 13'	Jun 13'	Ago 13'	Set 13'	Dic 13'	Ene 14'	Mar 13'	Jun 13'	Ago 13'	Set 13'	Dic 13'	Ene 14'			
rs	Mar 13'													-	0.14	
	Jun 13'															
	Ago 13'	-0.42	-0.36	-0.10				-0.30	0.07	0.37						0.49
	Set 13'	0.03	-0.06	0.09	0.01			-0.33	0.37	0.20	0.20					0.24
	Dic 13'															
	Ene 14'															
p-valor	Mar 13'													0.78	0.66	
	Jun 13'															
	Ago 13'	0.17	0.66	0.01				0.57	0.58	0.73						0.84
	Set 13'	0.19	0.44	0.43	0.70			0.63	0.23	0.14	0.03					0.52
	Dic 13'															
	Ene 14'															

(*) En negrita se resaltan los coeficientes con p-valor ≤ 0.05

Tabla 49: Valores del coeficiente de correlación de Spearman (rs) para los porcentajes de cobertura de *Fuertesimalva peruviana* respecto a variables ambientales

	<i>F. peruviana</i>	H&						MO						Alt	Pen d	
		Mar 13'	Jun 13'	Ago 13'	Set 13'	Dic 13'	Ene 14'	Mar 13'	Jun 13'	Ago 13'	Set 13'	Dic 13'	Ene 14'			
rs	Mar 13'													0.17	0.16	
	Jun 13'															
	Ago 13'	0.21	-0.01	0.50				-0.31	0.20	0.05						0.03
	Set 13'	0.13	0.09	0.07	-0.10			-0.37	0.35	-0.03	0.08					0.05
	Dic 13'															
	Ene 14'															
p-valor	Mar 13'													0.54	0.56	
	Jun 13'															
	Ago 13'	0.44	0.97	0.05				0.25	0.46	0.84						0.90
	Set 13'	0.63	0.75	0.80	0.71			0.15	0.19	0.90	0.78					0.85
	Dic 13'															
	Ene 14'															

(*) En negrita se resaltan los coeficientes con p-valor ≤ 0.05

Tabla 50: Valores del coeficiente de correlación de Spearman (rs) para los porcentajes de cobertura de *Nasa urens* respecto a variables ambientales

	N. <i>urens</i>	H&					MO					Alt	Pend
		Mar 13'	Jun 13'	Ago 13'	Set 13'	Dic 13'	Ene 14'	Mar 13'	Jun 13'	Ago 13'	Set 13'		
rs	Mar 13'												
	Jun 13'												
	Ago 13'	-0.32	-0.38	0.23			-0.45	-0.24	0.03			0.42	-0.14
	Set 13'	-0.55	-0.54	0.23	0.25		-0.62	-0.21	-0.01	-0.09		0.48	0.01
	Dic 13'												
	Ene 14'												
p-valor	Mar 13'												
	Jun 13'												
	Ago 13'	0.23	0.15	0.39			0.08	0.37	0.92			0.10	0.61
	Set 13'	0.03	0.03	0.39	0.36		0.01	0.44	0.98	0.74		0.06	0.97
	Dic 13'												
	Ene 14'												

(*) En negrita se resaltan los coeficientes con p-valor ≤ 0.05

Anexo 20: Transformación de variables edáficas y geomorfológicas en variables categóricas

Tabla 51: Valores de variables categóricas para las variables edáficas y geomorfológicas

T	Altitud		Pendiente		Orientación		Posición	
	m	VC	°	VC	Dirección	VC	Categoría	VC
T1	459	1	32	3	SO	1	Quebrada	1
T2	656	3	25	1	SE	2	Ladera Alta	3
T3	612	3	30	3	SO	1	Ladera Alta	3
T4	725	3	28	2	SSE	2	Ladera Alta	3
T5	471	1	25	1	OSO	1	Ladera Media	2
T6	445	1	8	1	SO	1	Quebrada	1
T7	585	2	33	3	SSE	2	Ladera Media	2
T8	521	2	32	3	SO	1	Ladera Media	2
T9	582	2	27	2	SO	1	Ladera Media	2
T10	607	3	25	1	SSE	2	Quebrada	1
T11	735	3	27	2	SO	1	Ladera Alta	3
T12	738	3	14	1	SSE	2	Ladera Alta	3
T13	462	1	28	2	ESE	2	Ladera Media	2
T14	427	1	25	1	S	2	Quebrada	1
T15	491	1	15	1	SO	1	Ladera Media	2
T16	500	2	29	2	SE	2	Ladera Alta	3
Criterios	400-499: 1		5-25: 1		O - S: 1		Que: 1	
	500-599: 2		25-30: 2		S - E: 2		Lad M: 2	
	600-750: 3		30-35: 3				Lad A: 3	

Anexo 21: Análisis NP-MANOVA para cada una de las evaluaciones a lo largo del año

Tabla 52: Coeficientes de correlación para el análisis NP-MANOVA (índice de Bray-Curtis) a una vía entre la cobertura y variables geomorfológicas para marzo 2013

Altitud	p-valor		2	3
	0.712	1	0.7711	0.5674
		2		0.6253
Pendiente	p-valor		2	3
	0.1962	1	0.194	0.1441
		2		1
Orientación	p-valor		2	
	0.7092	1	0.712	
Posición	p-valor		2	3
	0.166	1	0.7294	0.1906
		2		0.1113

Humedad	p-valor		2	3
	0.0755	1	0.1543	0.0472
		2		0.2218
Materia orgánica	p-valor		2	3
	0.4304	1	0.1425	0.9727
		2		0.5883

(*) En negrita se resaltan los coeficientes con p-valor ≤ 0.05

Tabla 53: Coeficientes de correlación para el análisis NP-MANOVA (índice de Bray-Curtis) a una vía entre la cobertura y variables geomorfológicas para junio 2013

Altitud	p-valor		2	3
	0.5487	1	0.454	0.5505
		2		0.6969
Pendiente	p-valor		2	3
	0.0332	1	0.2014	0.0188
		2		0.4398
Orientación	p-valor		2	
	0.2879	1	0.2895	
Posición	p-valor		2	3
	0.3378	1	0.8249	0.1247
		2		0.3215
Humedad	p-valor		2	3
	0.1646	1	0.4026	0.0473
		2		0.2776
Materia orgánica	p-valor		2	3
	0.4147	1	0.9062	0.1393
		2		0.4743

(*) En negrita se resaltan los coeficientes con p-valor ≤ 0.05

Tabla 54: Coeficientes de correlación para el análisis NP-MANOVA (índice de Bray-Curtis) a una vía entre la cobertura y variables geomorfológicas para agosto 2013

Altitud	p-valor		2	3
	0.2782	1	0.364	0.1491
		2		0.5661
Pendiente	p-valor		2	3
	0.7467	1	0.585	0.8455
		2		0.4569
Orientación	p-valor		2	
	0.168	1	0.1732	
Posición	p-valor		2	3
	0.8508	1	0.9265	0.6593
		2		0.5775
Humedad	p-valor		2	3
	0.4814	1	0.661	0.2289
		2		0.7132
Materia orgánica	p-valor		2	3
	0.776	1	0.6935	0.7857
		2		0.4635

(*) En negrita se resaltan los coeficientes con p-valor ≤ 0.05

Tabla 55: Coeficientes de correlación para el análisis NP-MANOVA (índice de Bray-Curtis) a una vía entre la cobertura y variables geomorfológicas para setiembre 2013

Altitud	p-valor		2	3
	0.3626	1	0.8428	0.0908
		2		0.5154
Pendiente	p-valor		2	3
	0.6235	1	0.6843	0.5081
		2		0.4951
Orientación	p-valor		2	
	0.1531	1	0.1525	
Posición	p-valor		2	3
	0.1894	1	0.9435	0.2337
		2		0.046
Humedad	p-valor		2	3
	0.0562	1	0.0744	0.1413
		2		0.1757
Materia orgánica	p-valor		2	3
	0.3417	1	0.4813	0.5374
		2		0.1097

(*) En negrita se resaltan los coeficientes con p-valor ≤ 0.05

Tabla 56: Coeficientes de correlación para el análisis NP-MANOVA (índice de Bray-Curtis) a una vía entre la cobertura y variables geomorfológicas para diciembre 2013

Altitud	p-valor		2	3
	0.2181	1	0.1323	0.168
		2		0.6996
Pendiente	p-valor		2	3
	0.1924	1	0.1949	0.1372
		2		1
Orientación	p-valor		2	
	0.0856	1	0.0862	
Posición	p-valor		2	3
	0.0916	1	0.2815	0.0135
		2		0.3207
Humedad	p-valor		2	3
	0.6147	1	0.6169	0.7347
		2		0.2628
Materia orgánica	p-valor		2	3
	0.0747	1	0.309	0.3159
		2		0.0421

(*) En negrita se resaltan los coeficientes con p-valor ≤ 0.05

Tabla 57: Coeficientes de correlación para el análisis NP-MANOVA (índice de Bray-Curtis) a una vía entre la cobertura y variables geomorfológicas para enero 2014

Altitud	p-valor		2	3
	0.4718	1	0.242	0.5004
		2		0.6966
Pendiente	p-valor		2	3
	0.028	1	0.1817	0.007
		2		0.4357
Orientación	p-valor		2	
	0.5468	1	0.5466	
Posición	p-valor		2	3
	0.4139	1	0.7205	0.0963
		2		0.3885
Humedad	p-valor		2	3
	0.3937	1	0.6012	0.2099
		2		0.506
Materia orgánica	p-valor		2	3
	0.2966	1	1	0.0677
		2		0.3091

(*) En negrita se resaltan los coeficientes con p-valor ≤ 0.05

Anexo 22: Valores de los intervalos para la clasificación de transectos para el mapa de sensibilidad

Tabla 58: Valores de la cobertura acumulada utilizados para el mapa de sensibilidad

	T1	T2	T3	T4	T5	T6	T7	T8	T9	T10	T11	T12	T13	T14	T15	T16
Σ Promedios	2.3 3	2.6 7	1.3 3	4.6 7	2.6 7	6.6 7	46.3 3	1.3 3	1.6 7	25.0 0	11.0 0	4.00	8.00	8.00	9.33	6.33
Ln (Σ Promedios)	0.8 5	0.9 8	0.2 9	1.5 4	0.9 8	1.9 0	3.84	0.2 9	0.5 1	3.22	2.40	1.39	2.08	2.08	2.23	1.85

Tabla 59. Valores de los intervalos de clasificación de las variables para el mapa de sensibilidad

Variables	Sensibilidad		
	Baja	Media	Alta
Ln Σ PromN	0.29 - 1.47	1.47 - 2.65	2.65 - 3.84
Σ S	0.33 - 1.28	1.28 - 2.22	2.22 - 3.17
Σ H'	0 - 0.45	0.45 - 0.90	0.90 - 1.34
β	0	1 - 2	3
Amz	0	1	2
S GF	1 - 2	3	4 - 5

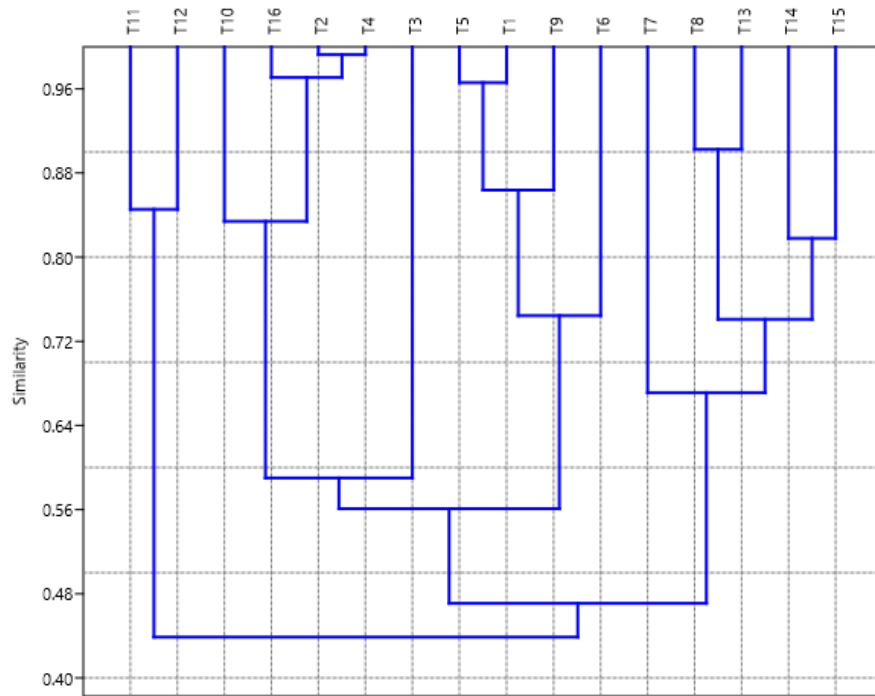


Figura 63: Análisis Cluster para los transectos de todas las evaluaciones con el índice de Raup-Crick

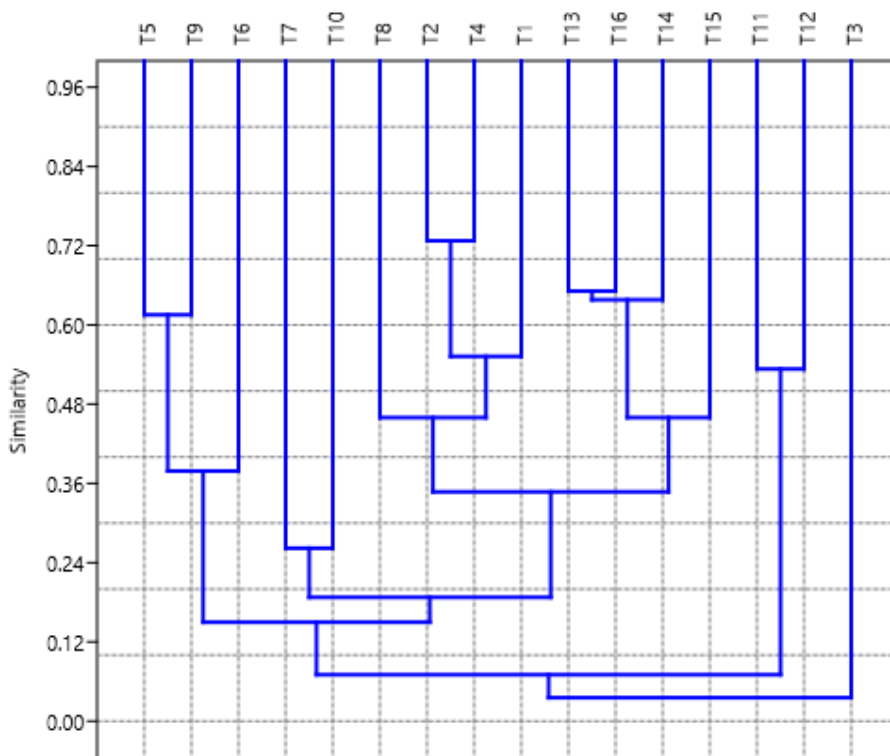
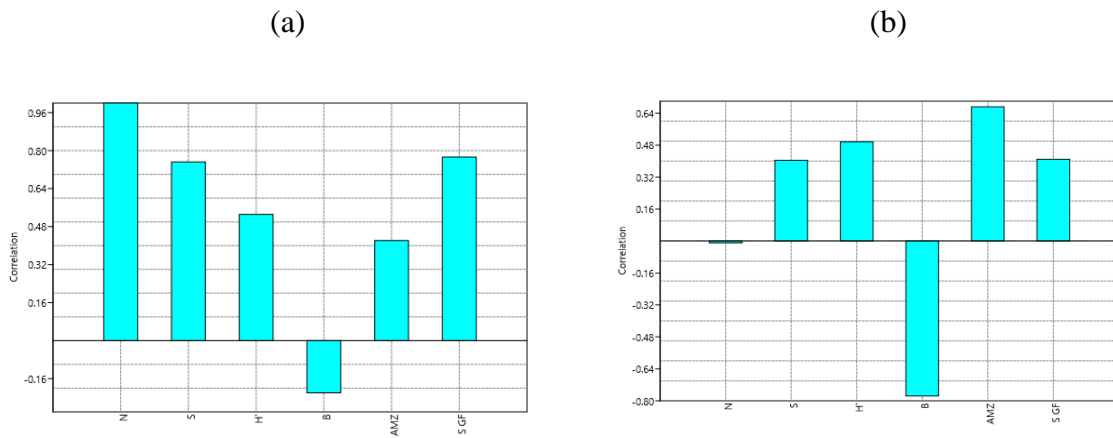


Figura 64: Análisis Cluster para los transectos de todas las evaluaciones con el índice de Bray-Curtis

Anexo 23: Contribuciones de las variables priorizadas en el monitoreo a los componentes del ACP para el componente 1 (a) y el componente 2 (b)



Anexo 24: Análisis de Componentes Principales para las variables priorizadas en el monitoreo en las temporadas húmeda y seca

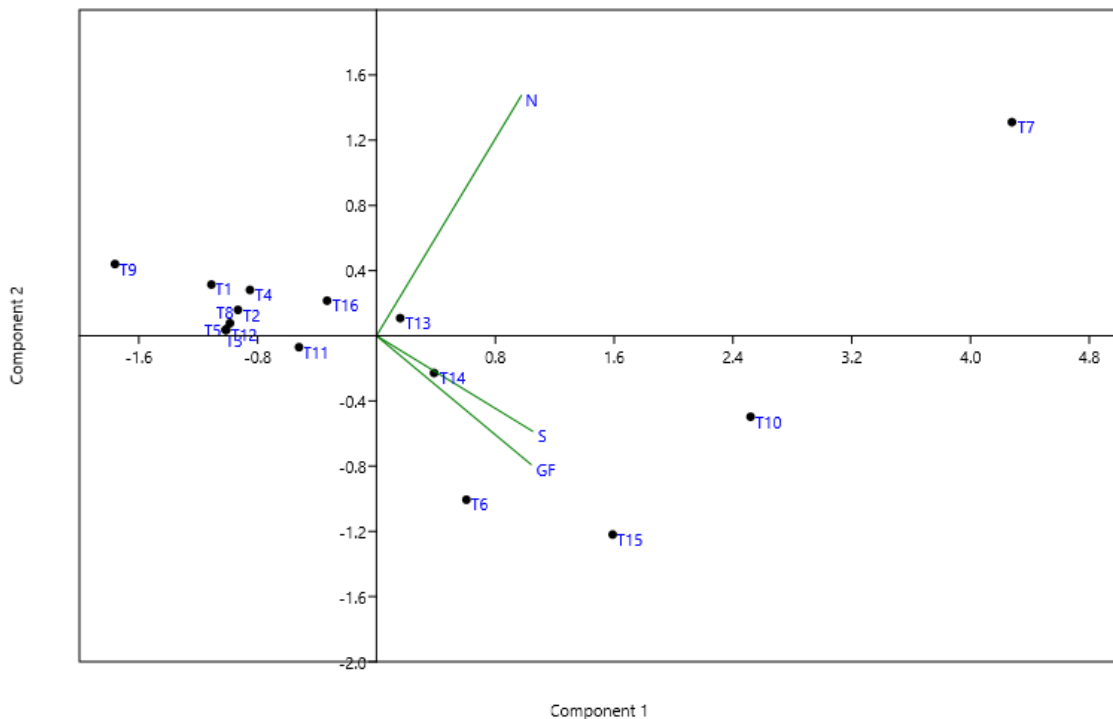


Figura 65: ACP para la cobertura acumulada (N), riqueza de especies (S) y riqueza de grupos funcionales (S GF) para la época húmeda (agosto 2013).

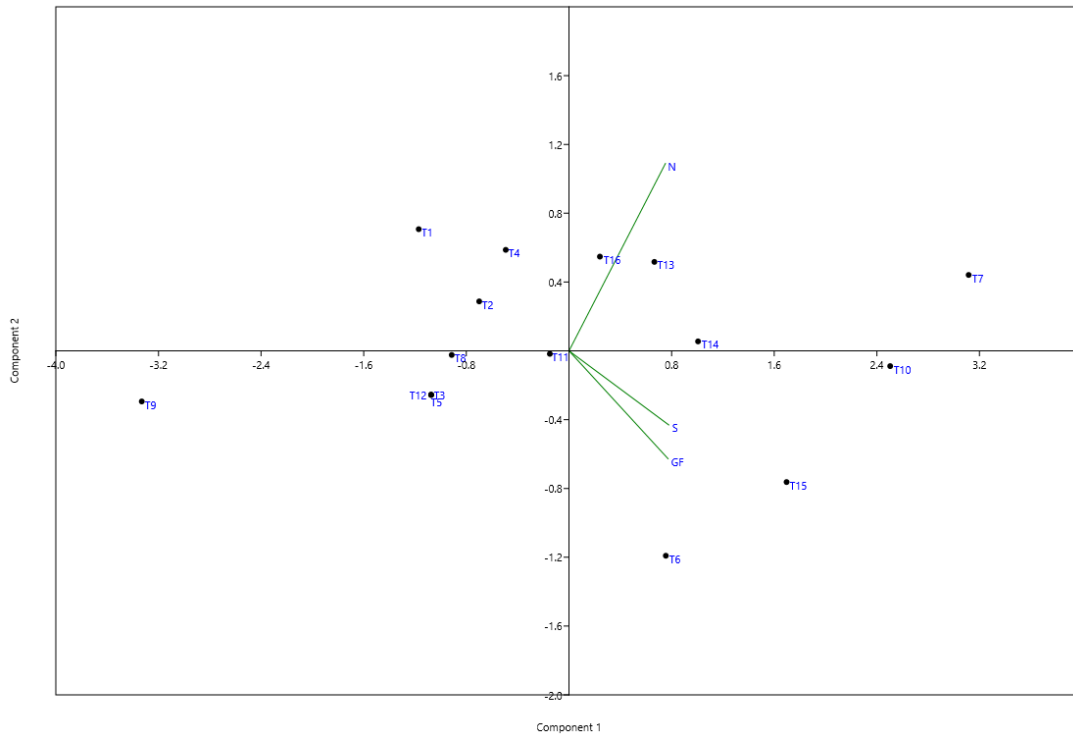


Figura 66: ACP para la cobertura acumulada normalizada (N), riqueza de especies normalizada (S) y riqueza de grupos funcionales normalizada (S GF) para la época húmeda (agosto 2013).

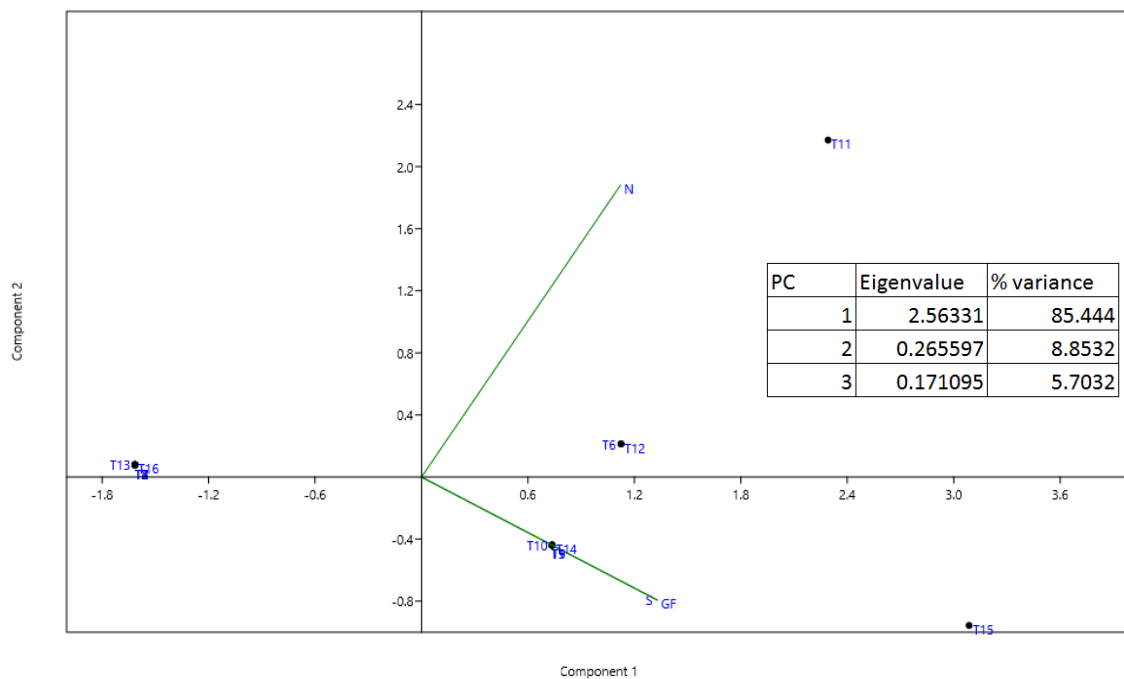


Figura 67: ACP para la cobertura acumulada (N), riqueza de especies (S) y riqueza de grupos funcionales (S GF) para la época seca (diciembre 2013).

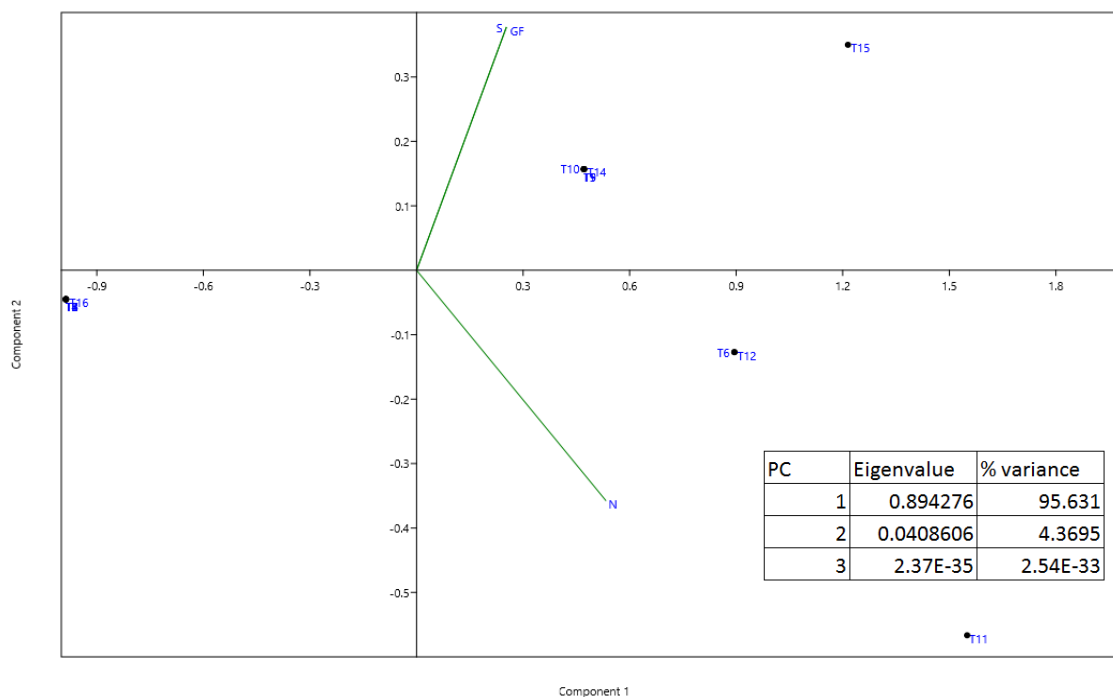


Figura 68: ACP para la cobertura acumulada normalizada (N), riqueza de especies normalizada (S) y riqueza de grupos funcionales normalizada (S GF) para la época seca (diciembre 2013)

Anexo 25: Información utilizada para análisis estadístico del monitoreo

Tabla 60: Valores normalizados de la cobertura (N), riqueza de especies (S) y riqueza de grupos funcionales (S GF) para la época húmeda (agosto 2013) y la época seca (diciembre 2013) ordenados por grupos de monitoreo estratificado

Grupos	Transectos	Época húmeda			Época seca		
		N	S	S GF	N	S	S GF
1	T7	5.12	2.30	1.61	0.00	0.00	0.00
	T10	4.20	2.08	1.61	1.10	0.69	0.69
2	T13	3.43	1.79	0.69	0.00	0.00	0.00
	T14	3.30	1.61	1.10	1.10	0.69	0.69
	T15	2.94	2.20	1.39	1.61	1.10	1.10
	T16	3.22	1.39	0.69	0.00	0.00	0.00
3	T1	2.56	0.00	0.69	1.10	0.69	0.69
	T2	2.40	0.69	0.69	0.00	0.00	0.00
	T3	1.61	0.69	0.69	0.00	0.00	0.00
	T4	2.83	0.69	0.69	0.00	0.00	0.00
	T5	1.61	0.69	0.69	1.10	0.69	0.69
	T6	1.95	1.61	1.39	1.61	0.69	0.69
	T8	1.95	0.69	0.69	0.00	0.00	0.00
	T9	0.00	0.00	0.00	1.10	0.69	0.69
	T11	2.40	1.39	0.69	2.40	0.69	0.69
	T12	1.61	0.69	0.69	1.61	0.69	0.69

Anexo 26: Vistas panorámicas de las zonas de muestreo

Fotografía 1: Quebrada (a) y ladera media (b) en marzo 2013

(a) T13



(b) T14



Fotografía 2: Quebrada (a) y ladera alta (b) en junio 2013

(a) T6



(b) T3



Fotografía 3: Laderas medias en agosto 2013

(a) T13



(b) T7



Fotografía 4: Quebrada (a) y ladera media (b) en setiembre 2013

(a) T6



(b) T13



Fotografía 5: Quebradas en diciembre 2013

(a) T6



(b) T1



Fotografía 6: Laderas medias en enero 2014

(a) T13

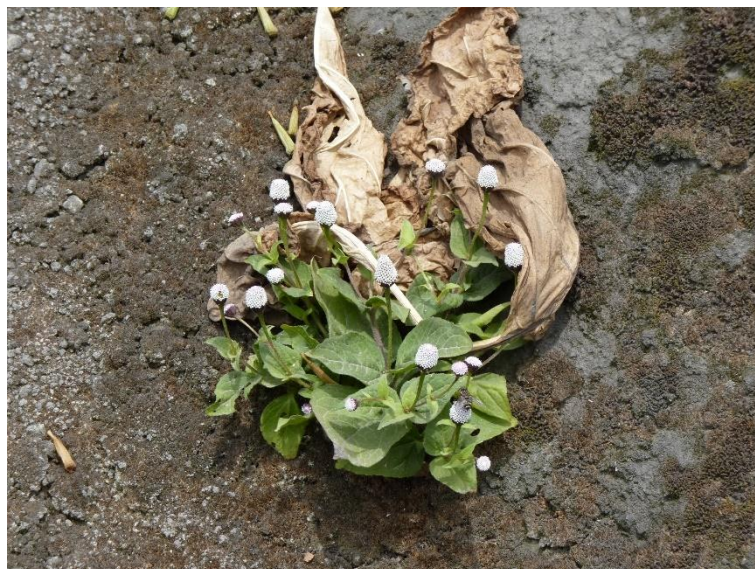


(b) T15



Anexo 27: Fotografías de algunas especies identificadas

Fotografía 7: Individuo de *Acmella alba*



Fotografía 8: Individuos de *Chenopodium petiolare*



Fotografía 9: Individuos de *Haageocereus limensis*



Fotografía 10: *Heliotropium arborescens*



Fotografía 11: *Hyptis sidifolia*



Fotografía 12: *Nasa urens*



Fotografía 13: *Nicotiana paniculata*



Fotografía 14: *Parietaria debilis*



Fotografía 15: *Rostraria trachyantha*



Fotografía 16: *Solanum montanum*



Fotografía 17. *Solanum peruvianum*



Fotografía 18. *Stenomesson coccineum*



Fotografía 19. *Trixis cacalioides*

