

DIVERSIDAD FLORISTICA, EN LAS COMUNIDADES ROBLEDAL Y RASTROJO ALTO, EN LA CUENCA DE LA QUEBRADA PIEDRAS BLANCAS, ANTIOQUIA¹

GLADYS VELEZ S.²
ELISEO FRESNEDA B.³

RESUMEN

Se analizaron la diversidad, dominancia, homogeneidad y riqueza de especies de plantas leñosas de más de un metro de altura en 60 parcelas de 400 m² cada una representativas de dos etapas serales: rastrojo alto y roble dal. El total de especies identificadas ascendió a 132 y 106 para roble dal y rastrojo respectivamente. En cada comunidad se contabilizaron 21.492 y 14.902 individuos, lo que hace del rastrojal una comunidad más densa con 1.79 contra 1.24 ind. /m². La diversidad (H') y ($1/D$) al igual que la homogeneidad (E), resultaron mayores para el roble dal, etapa seral más avanzada, que para el rastrojo. La distancia Euclidiana, medida de disimilitud, ascendió a 17,26. El porcentaje de similitud entre las dos comunidades ascendió a 45.71%.

Palabras clave: alfa diversidad, beta diversidad, rastrojo alto, roble dal, diversidad (H'), homogeneidad (E), distancia euclidiana, porcentaje de disimilitud.

- 1 Investigación realizada dentro del post-grado en Silvicultura y Manejo de Bosques, con el apoyo del Comité de Investigaciones y Desarrollo Científico CINDEC - Universidad Nacional.
- 2 Profesora Asociada. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Colombia, Seccional Medellín. Apartado 568.
- 3 Profesor Asociado. Facultad de Minas, Universidad Nacional de Colombia, Seccional Medellín. Apartado 568.

ABSTRACT

FLOWER DIVERSITY IN THE ROBLEDAL AND RASTROJO ALTO COMMUNITIES IN THE PIEDRAS BLANCAS RIVER WATERSHEDS (ANTIOQUIA)

Diversity, dominance, evenness and richness of woody species for more than one meter of height were studied in sixty plots of 400 square meters per plot, established in two successional stages: rastrojo alto and robledal respectively. In both communities were accounted 21.492 and 14.902 individuals; this is equivalent to densities of 1.79 ind. per sq.m. for rastrojo alto and 1.24 for robledal. The diversity (H') and ($1/D$) and evenness (E), were higher for robledal, successional stage more mature and advanced than rastrojo alto. Euclidian distance, dissimilarity measure used in cluster analysis, was 17.26 for the communities studied. Similarity percentage was 45.71%.

Key words: *alpha diversity, beta diversity, rastrojo alto, robledal, diversity (H'), evenness (E), euclidian distance, dissimilarity percentage.*

INTRODUCCION

La cuenca de la quebrada Piedras Blancas, ubicada al oriente de Medellín en la cordillera central a una altura entre 2.200 - 2.540 msnm y una extensión de 3.000 ha, está cubierta actualmente con distintas comunidades vegetales tales como rastrojos en diferentes estados sucesionales, bosques maduros dominados por roble *Quercus humboldtii*, plantaciones homogéneas de diferentes especies de coníferas y pequeños sembrados agrícolas; su superficie ha estado sometida a la influencia humana desde varios siglos atrás como lo demuestran los hallazgos cerámicos, las construcciones en piedra, diferentes obras civiles e hidráulicas y modificaciones intensas del microrrelieve (Vélez*) de origen cultural incierto pero aparentemente muy antiguo, pues es de tener presente que los cronistas que llegaron con Jorge Robledo en 1543 ya reportaban presencia de construcciones en piedra abandonadas en la región oriental antioqueña, así como en otras regiones de Antioquia (Sardella, 1963).

Las aguas de la cuenca han sido manejadas por el municipio de Medellín, que desde 1903 las embalsó y utilizó como su primer acueducto municipal. Ya desde esa época se esbozaron prácticas de manejo y conser-

* Entrevista con Norberto Vélez Escobar, Profesor Universidad Nacional de Colombia. Medellín, enero 20, 1993

vacación de la vegetación tendientes a la protección de las aguas y se iniciaron mas tarde ensayos de adaptación de coníferas de diferentes especies y procedencias, por los cuales se pudo conocer el comportamiento de las especies ensayadas en condiciones tropicales y dieron origen al nacimiento de la actividad reforestadora en el país (Vélez, 1979).

El área de la cuenca ha estado sometida no sólo a la influencia humana sino también a procesos naturales con efectos sobre la diversidad biológica y eliminación de especies.

Las actividades humanas que afectan la diversidad biológica, son en gran medida causadas por el desarrollo económico y la adopción de sistemas de producción simplificados que se especializan en una o pocas especies de plantas o animales.

La planificación del desarrollo social y económico debería ser compatible con la conservación de la biodiversidad, con el fin de mantener tanto los valores sociales como los biológicos, especialmente cuando se reconoce que la biodiversidad es esencial para garantizar la sustentabilidad de la base productiva de las sociedades.

Los análisis de las medidas de diversidad son potencialmente aplicables en conservación de ecosistemas. Para el logro de este objetivo es básica la idea de que las comunidades ricas en especies tienen mayor valor que las pobres; por otra parte en monitoreo ambiental, subyace el concepto de que los factores adversos se reflejan en una reducción de la diversidad o en cambios en la forma de la distribución de ésta. En ambas situaciones la diversidad se usa como indicador de bienestar y de calidad ecológica.

En la toma de decisiones sobre el área o comunidad a conservar, la diversidad alta emerge como el parámetro más importante seguido por la presencia de especies raras. No obstante, sí se conserva una variedad de hábitats y no sólo los que cuentan con los mayores índices de diversidad, es probable que el número de especies conservadas sea el máximo posible.

El presente trabajo pretende investigar y analizar los valores de alfa y beta diversidad de rastrojo alto y robledal, dos comunidades vegetales presentes en la cuenca de la quebrada Piedras Blancas, con el objeto de aclarar los efectos que la conservación ha tenido sobre éstas.

REVISIÓN DE LITERATURA

La diversidad biológica se refiere a la variedad y abundancia de especies, a su composición genética y a las comunidades, ecosistemas y

paisajes en los cuales ésta ocurre; igualmente se refiere a las estructuras ecológicas, funciones y procesos en todos estos niveles (Magurran, 1988).

La diversidad biológica se manifiesta en escalas espaciales que van desde lo regional hasta lo global.

Se han distinguido tres niveles de diversidad (Hair, 1987): diversidad alfa, la diversidad dentro del hábitat o diversidad intracomunitaria; diversidad beta o diversidad entre diferentes hábitats, definida como el cambio de composición de especies a lo largo de gradientes ambientales; diversidad gama, la diversidad de la totalidad del paisaje que puede considerarse como la combinación de las dos diversidades anteriores.

Las medidas sobre diversidad de especies o alfa-diversidad se pueden dividir en tres categorías como propone Magurran (1988):

1. índices de riqueza de especies: son esencialmente medidas del número de especies en una muestra definida, y normalmente se presentan como densidad de especies, es decir, número de especies por área específica de colección.

En estos índices la diversidad se calcula como una combinación entre el número de especies (S) y el número de individuos total en la muestra (N). Indices como el de Margalef pertenecen a esta categoría

$$D_{Mg} = (S-1) / \ln N,$$

2. modelos de abundancia de especies: describen la distribución de la abundancia de especies y van desde aquellos que representan situaciones donde hay una homogeneidad alta hasta los que caracterizan casos donde la abundancia de especies es muy heterogénea.

La diversidad de una comunidad se puede describir refiriéndola al modelo que suministra el mejor ajuste al patrón de abundancia observado.

En las comunidades tropicales es muy común que unas pocas especies sean muy abundantes, algunas medianamente abundantes y la mayoría estén representadas por unos pocos individuos. Ugland y Gray (1982), sugieren que las especies de un ecosistema se dividan en 3 clases: especies representadas por muy pocos individuos o especies raras, equivalen al 65 % del total; especies con un tamaño

poblacional intermedio, equivalen al 25% del total, y especies muy abundantes; 10% del total.

Los modelos de distribución de abundancia de especies, utilizan la información pertinente recogida en la comunidad y constituyen la descripción matemática más completa de los datos. No obstante que, como plantea Pielou (1975), los datos de abundancia de especies pueden ser descritos por una o más de una familia de distribuciones, es frecuente que la diversidad se examine con relación a cuatro modelos principales: la distribución geométrica, la serie logarítmica, la distribución logarítmica normal y la serie de Mac Arthur o modelo "Broken Stick". La serie geométrica caracteriza aquellas comunidades donde unas pocas especies son dominantes y el resto raras; la serie logarítmica y la distribución logarítmica normal corresponden a comunidades donde las especies de abundancia intermedia son más comunes; por su parte el modelo "Broken Stick" caracteriza comunidades en las cuales las especies son igualmente abundantes.

Es frecuente el uso de gráficos de rango-abundancia para analizar diversidad, pues mediante comparación se puede concluir rápidamente sobre el modelo que describe mejor la comunidad estudiada, no obstante, una prueba de ajuste estadístico es la manera inequívoca de obtener la certeza que permite concluir sobre el tipo de diversidad que exhibe la comunidad,

3. índices basados en la abundancia relativa de las especies: estos buscan conjugar la riqueza y la abundancia relativa. A este tipo de índices pertenecen los de Shannon (H') y Simpson (D , $1/D$), entre otros. El índice de Shannon mide la heterogeneidad de la comunidad, el valor máximo será indicador de una situación en la cual todas las especies son igualmente abundantes. Margalef (1972) considera que los valores de H' se encuentran frecuentemente entre 1.5 y 3.5 y que sólo en ocasiones sobrepasan valores de 4.5. La ocurrencia de valores del índice superiores a 5, se debe a que éste está relacionado no sólo con la riqueza sino también con la distribución de la abundancia (May, 1975).

El índice se calcula como

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

donde: p_i = la abundancia proporcional de la i ésima especie.

Taylor (1978) señala que si el índice de Shannon se calcula para varias muestras, los índices se distribuyen de manera normal, lo que

hace posible comparar conjuntos mediante el análisis de varianza y lo recomienda como método útil para comparar hábitats diferentes, especialmente cuando se han hecho varias replicaciones.

La homogeneidad exhibida por la comunidad equivale a la proporción entre la diversidad (H') y la diversidad máxima (H_{max}) y se representa por

$$E = H' / H_{max}; H_{max} = \ln S,$$

si $E = 1$ todas las especies son igualmente abundantes.

Un grupo de índices de diversidad conocidos como medidas de dominancia dan mayor énfasis a las especies más comunes y reflejan más la riqueza de especies; uno de los más conocidos es el índice de Simpson (D) el cual se refiere a la probabilidad de que dos individuos de una comunidad infinitamente grande, tomados al azar, pertenezcan a la misma especie.

$$D = \sum p_i^2,$$

donde: p_i = proporción de individuos de la i ésima especie.

El índice de Simpson (D) de una muestra se calcula mediante

$$D = \sum n_i (n_i - 1) / N (N - 1),$$

donde: n_i = número de individuos de la i ésima especie y
 N = total de individuos.

A medida que D incrementa la diversidad decrece. Por ello el índice de Simpson se expresa usualmente como $1/D$ ó $1-D$. Se asegura así que el valor del índice incrementa con el aumento de la diversidad.

Un índice de dominancia intuitivamente simple es el de Berger-Parker (d) el cual expresa la importancia proporcional de la especie más abundante

$$d = N_{max} / N,$$

donde: N_{max} = número de individuos de la especie más abundante.

Al igual que con el índice de Simpson se suele utilizar la forma recíproca ($1/d$) para señalar que un incremento en el valor del índice equivale a un aumento en la diversidad y una reducción en la dominancia. Este índice es independiente de S pero sufre influencias por el tamaño de la muestra. May (1975) lo presenta como una de las medidas más satisfactorias de la diversidad.

AGRICULTURA
Medellín
BIBLIOTECA

SELECCION DE LOS METODOS PARA MEDIR BIODIVERSIDAD

El gran número de índices y modelos dificulta decidir sobre cuál es el mejor método para medir la diversidad. Una manera adecuada sería la elección del índice con base en la satisfacción de ciertos criterios, por ejemplo: la capacidad para discriminar entre los sitios analizados, la independencia del tamaño de la muestra, el componente de la diversidad que se mide y la universalidad en el uso del índice de tal modo que se garantice la comparación con otras comunidades reportadas en la literatura.

La satisfacción de los criterios anteriores no se logra con la utilización de un único índice. Magurran (1988) propone que los ecólogos se concentren en la utilización de unos pocos y recomienda como más adecuados los siguientes:

1. el índice α , este es un parámetro de la serie logarítmica y sobre el cual Taylor (1976), concluye que aunque los datos analizados no se ajusten a esta distribución, su uso es válido. Southwood (1978) lo sugiere como un índice candidato a estadístico de diversidad universal por su desempeño satisfactorio en un rango amplio de circunstancias y por el resultado de un gran número de investigaciones sobre su comportamiento,
2. el índice de dominancia de Berger-Parker,
3. un índice que mida riqueza de especies, como el de Margalef, por ejemplo.

La recomendación de Magurran (1988), se basa en el hecho de que los anteriores índices combinan una serie de ventajas y que además de su facilidad tanto de cálculo como de interpretación, tienen buen soporte estadístico y ecológico.

BETA-DIVERSIDAD

Beta-diversidad es básicamente una medida que informa sobre la similitud-disimilitud de un rango de hábitats o parcelas en términos de la variedad y algunas veces la abundancia de las especies que se encuentran en ellos. Mientras más pocas especies compartan las comunidades mayor será la betadiversidad (Magurran, 1988).

La similitud entre dos sitios deberá expresar sus relaciones o similitudes ecológicas; la disimilitud es el complemento de la similitud. Para su análisis los cálculos de similitud se pueden hacer directamente de los valores de

abundancia de especies de los sitios, o indirectamente luego de que alguna técnica de ordenación de los sitios valore estos sobre los ejes de ordenación. Con el método indirecto las disimilitudes se refieren a distancias entre los sitios en el espacio de ordenación.

Una buena representación de la Beta diversidad se puede obtener a través del análisis de *cluster*, mediante el cual se unen los dos puntos más similares en la matriz para formar con ellos un único *cluster*. El análisis continúa añadiendo sitios similares hasta cuando todos se unen en un único grupo. De la gran variedad de técnicas existentes para decidir cómo se deben unir los sitios en grupos y cuáles se deben combinar con otros, se escogió para este trabajo la técnica conocida como agrupamiento por los más próximos (Pielou, 1984).

Una manera de medir la Beta diversidad se relaciona con la comparación de la composición de especies de diferentes comunidades, de tal manera que mientras menor número de especies compartan las diferentes comunidades comparadas, mayor será la Beta diversidad.

Con este objetivo varios investigadores, Pielou (1975), Braak (1987) y Magurran (1988) describen medidas de similitud de dos clases: métricas y no métricas. Las métricas tienen las propiedades geométricas de una distancia y se prefieren a las medidas no métricas, especialmente si el análisis de las comunidades se hace mediante los métodos de clasificación y de ordenación.

Medidas de similitud no métrica son entre otras: porcentaje de disimilitud (PD), conocida también como porcentaje de diferencia o porcentaje de distancia; su complemento, el porcentaje de similitud (PS) o índice de similitud de Czekanowski, se calcula así:

$$PD = 100 - PS$$

$$PS = 200 (\Sigma \min (X_{11} , X_{22}) / \Sigma (X_{11} + X_{22})),$$

donde:

X_{11} y X_{22} representan la cantidad de especies en cada comunidad.

Otros índices o medidas de similitud o disimilitud, ampliamente utilizados, son:

Índice de Jaccard (C_j)

$$C_j = j/(a+b-j),$$

donde:

a= número de especies en el ecosistema A,

b= número de especies en el ecosistema B,

j= número de especies compartidas por las comunidades objeto de comparación.



Coefficiente de Sorenson (C_s)

$$C_s = 2j/(a+b),$$

Coefficiente cuantitativo de Sorenson (C_N)

$$C_N = 2jN/(aN + bN),$$

donde:

aN= número total de individuos en el ecosistema A,

bN= número total de individuos en el ecosistema B, y

jN= la más baja de las dos abundancias anotadas para las especies encontradas en ambas comunidades.

Distancia Euclidiana (DE)

$$DE = \sqrt{\sum (X_{ij} - X_{ik})^2},$$

donde:

X_{ij}= cantidad de especies en la comunidad j, y

X_{ik}= cantidad de especies en la comunidad k.

Porcentaje de remotidad (PR)

$$PR = 100 - RI$$

$$RI = 100 (\sum \min (X_{i1}, X_{i2}) / \sum \max (X_{i1}, X_{i2})),$$

donde:

RI= índice de similitud de Ruzicka y X₁₁ y X₂₂ representan la cantidad de especies en cada comunidad.

METODO

Para cumplir el objetivo propuesto se establecieron 60 parcelas circulares de 400 m² c/u, 30 en cada comunidad, en ellas se identificaron y contaron la totalidad de especies leñosas de más de un metro de altura y se registró información sobre el área basal por categorías, así: hasta 3 cm de diámetro, entre 3.1 y 8 cm y mayor de 8.1 cm.

Dada la cantidad de información recogida se requirió utilizar microcomputador con programas de estadística y hojas de cálculo, acordes a los requerimientos de los índices y modelos a analizar.

ANALISIS DE LOS RESULTADOS OBTENIDOS

Resultados para Alfa diversidad

La medida de alfa diversidad en las comunidades robleal y rastrojo alto se analizó con la información obtenida mediante la identificación y contabilización de los individuos de especies leñosas de más de 1 m de altura, utilizando:

1. la distribución del total de especies, discriminadas en abundantes, medianas y raras (Tabla 1).

TABLA 1. Distribución de los individuos en rangos de abundancia de especies.

Comunidad	Tot. Sp.	Total Ind.	Especies del total		
			10% Abundantes	10 al 35%	65% Raras
Rastrojo Alto	106	21492	12162 100%	7579 35.26%	1751 8.15%
Robleal	132	14902	8501 100%	4401 29.53%	2000 13.42%

Del total de individuos de los dos ecosistemas, 36.394, el 59% pertenece al rastrojo alto con una densidad de 1.79 individuos / m². El total de individuos de especies exclusivas a cada ecosistema alcanza a ser 3% (672) y 14% (2.073) para el rastrojo y el robleal respectivamente (Tabla 2).

TABLA 2. Comparación de individuos y especies en las comunidades de roble y rastrojo alto.

	Individuos		Ind/m ²	Especies		Esp. Exclusiv.		Ind.Esp.	Exclus.
Rast. Alto	21492	59%	1.79	106	72%	16	11%	672	3%
Robledal	14902	41%	1.24	132	89%	42	28%	2073	14%
Total	36394	100%		148	100%	58	39%	2745	8%

El robledal presenta un número más alto de especies leñosas de más de 1 metro de altura: 132 contra 106 identificadas en el rastrojo alto.

En conjunto se encontraron 148 especies, de este total 11% (16), se detectaron solamente en el rastrojo y 28% (42) sólo en el robledal; 90 (60%) especies son compartidas por las dos comunidades.

Se ve claramente como el 65% de las especies tiene el porcentaje más reducido de individuos 7.63% y 13.42% para el rastrojo y robledal respectivamente, es decir, son comunidades con muy pocos individuos distribuidos en una cantidad grande de especies,

2. índice de riqueza de especies de Margalef (Tabla 3).
3. índices basados en la abundancia relativa de las especies: Shannon (H') para medir heterogeneidad y (E) homogeneidad. Simpson (D , $1/D$) y Berger-Parker (d , $1/d$) que enfatizan la dominancia. Se calcularon además los índices α y λ para cada una de las comunidades. Estos índices corresponden a los modelos serie logarítmica y logarítmica normal truncada respectivamente (Tabla 3).

TABLA 3. Índices de alfa diversidad de la flora de las dos comunidades.

	I. Simpson		I. Shannon		Margalef		Berg-Park		
	D	1/D	H'	E	α	λ	D_{Mg}	d	1/d
Rast. Alto	0.043	23.06	3.59	0.77	14.52	102.71	10.53	0.121	8.28
Robledal	0.038	26.37	3.89	0.80	19.95	187.55	10.93	0.124	8.06

Los valores de diversidad (H') son de 3.59 para la comunidad de rastrojo alto y de 3.89 para la comunidad de roble, comparando estos

índices mediante una prueba de t se observa que las dos comunidades son significativamente diferentes ($P > 0.01$) en términos de su diversidad florística. Valores de (3.32) inferiores al que presenta el rastrojo alto (3.59) se encontraron para una comunidad en la amazonía luego de 11 años de haber sido alterada (Saldarriaga, 1985). El mismo autor reporta valores entre 3.86 y 5.90 para comunidades entre 9 y 80 años.

La relación E indica un alto grado de homogeneidad de especies en las dos comunidades.

La riqueza de especies medida con el índice de Margalef, informa de una mayor riqueza para el robledal que para el rastrojo.

El índice de Simpson indica que la diversidad es más alta para el robledal, 26.37 contra 23.06 para el rastrojo alto.

Maguran (1988) reporta sensibilidad moderada al tamaño de la muestra para el índice de Shannon y baja para el índice de Simpson, no obstante, al analizar los valores obtenidos para cada una de las 30 parcelas, comparándolos con los valores resultantes cuando se analiza el conjunto como un solo ecosistema no se pudo sustentar lo reportado por dicha autora, puesto que al realizar las pruebas de t correspondientes se encontró que ambos índices son altamente sensibles, con una $P > 0.01$, al tamaño de la muestra (Anexo 1).

4. Gráficos de rango de abundancia de especies: establecen comparaciones entre los modelos de serie logarítmica, logarítmica truncada y "broken stick" (Figuras 1 a 6),
5. pruebas de bondad de ajuste de cada uno de los modelos anteriores (Tablas 4 y 5).

El ecosistema rastrojo alto se describe mejor mediante la serie logarítmica al 95% y un $P > 0.3$ como se aprecia en la Tabla 4. Ambientes sometidos a factores de estrés, sufren un cambio en el patrón de abundancia de especies desde el logarítmico normal hasta uno que caracteriza un incremento en la dominancia y decrecimiento en la riqueza de especies (May, 1981). Esto confirma lo que es conocido con relación al rastrojo alto como una etapa sucesional previa a la comunidad madura dominada por roble.

El modelo logarítmico normal truncado describe adecuadamente, el patrón de distribución de abundancia de especies al 95% de confianza en el robledal, con $P > 0.7$. May (1981) informa que las comunidades en equilibrio presentan con frecuencia este patrón de distribución (Tabla 5).

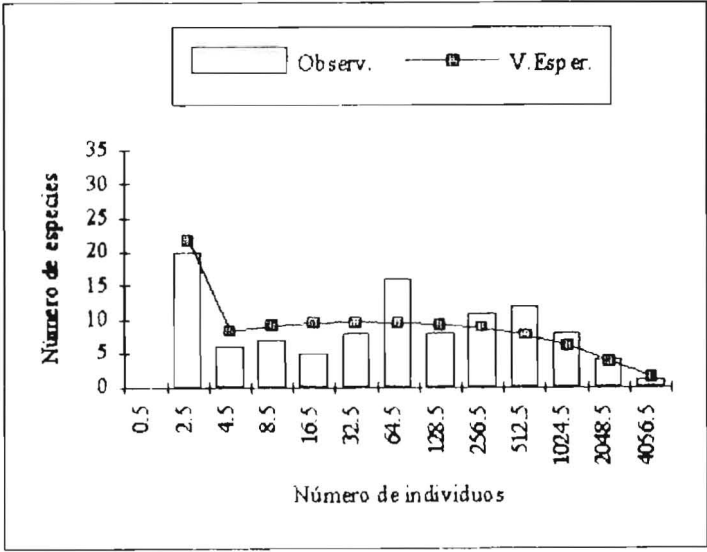


FIGURA 1. Modelo de la serie logarítmica en rastrojo alto.

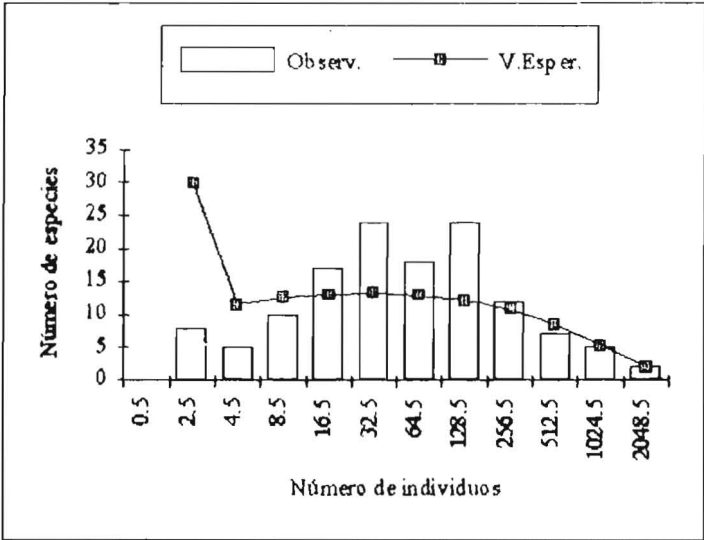


FIGURA 2. Modelo de la serie logarítmica en robledal.

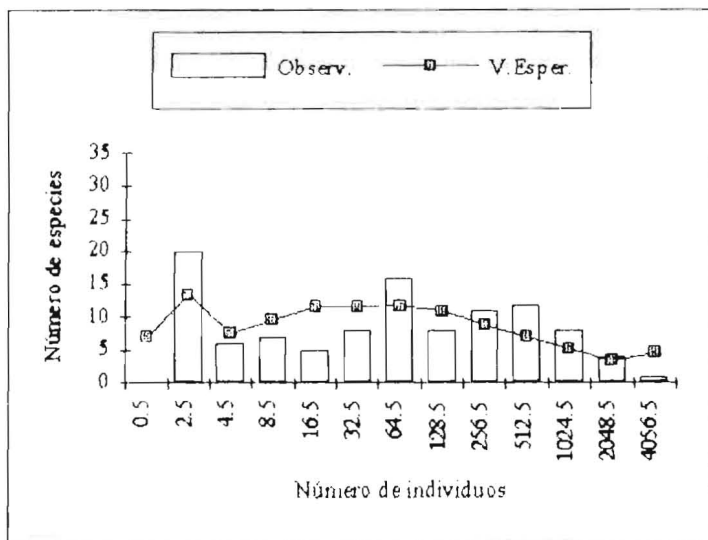


FIGURA 3. Modelo de distribución logarítmica truncada en rastrojo alto.

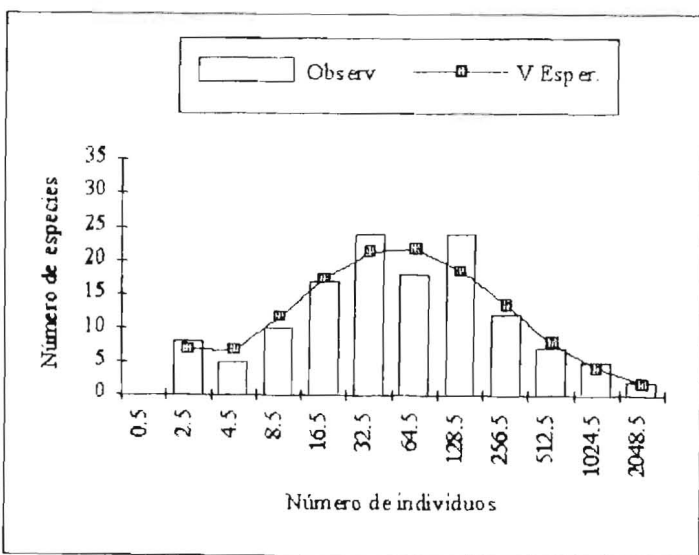


FIGURA 4. Modelo de distribución logarítmica truncada en rastrojo alto.

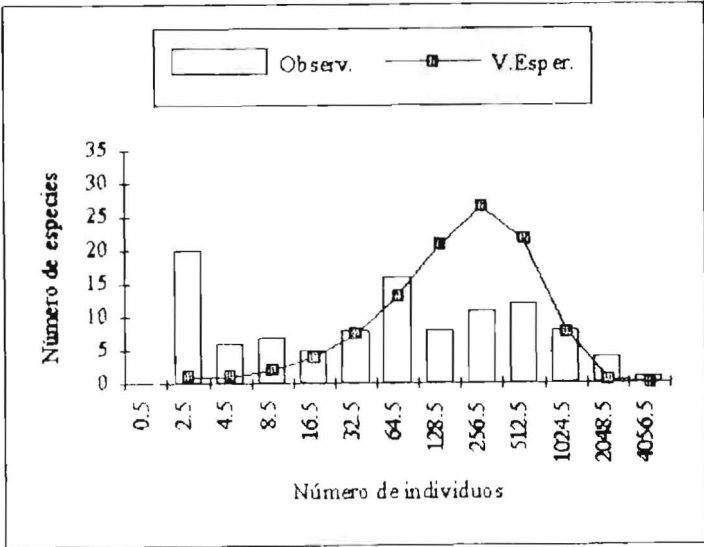


FIGURA 5. Modelo de distribución "Broken Stick" en rastrojo alto.

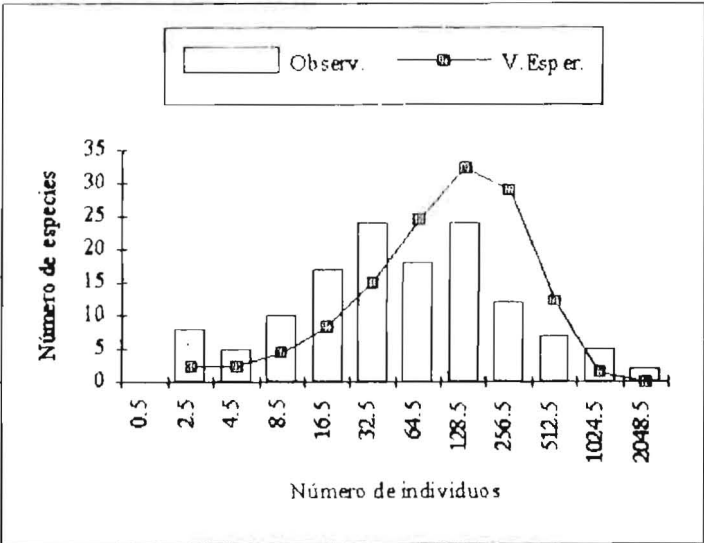


FIGURA 6. Modelo de distribución "Broken Stick" en robledal

TABLA 4. Pruebas de bondad de ajuste a los modelos: serie log, broken stick y log. truncada para rastrojo alto.

Clase	Lim. sup.	Especie Observ.	Serie Logarítmica V. Esper. X ²		Broken Stick V. Esper. X ²		Log. Truncada V. Esper. X ²	
0	0.5						6.98	
1	2.5	20	21.76	0.14	1.03	350.04	13.51	3.11
2	4.5	6	8.45	0.71	1.02	24.37	7.56	0.32
3	8.5	7	9.17	0.51	2.01	12.42	9.64	0.72
4	16.5	5	9.55	2.17	3.90	0.31	11.61	3.77
5	32.5	8	9.68	0.29	7.36	0.06	11.68	1.16
6	64.5	16	9.64	4.19	13.11	0.63	11.81	1.49
7	128.5	8	9.40	0.21	20.84	7.91	11.06	0.85
8	256.5	11	8.86	0.52	26.43	9.00	8.93	0.48
9	512.5	12	7.84	2.21	21.64	4.29	6.98	3.61
10	1024.5	8	6.13	0.57	7.78	0.01	5.22	1.48
11	2048.5	4	3.78	0.01	0.63	18.10	3.38	0.11
12	4056.5	1	1.47	0.15	*		4.62	2.84
TOTAL		106	105.73	11.68	105.74	427.14	112.98	19.94
Grados de libertad		11			10		9	
X ² tabulado (0.5)			10.34					
X ² tabulado (0.2)							19.679	
X ² tabulado (0.3)			12.90					
X ² tabulado (0.001)					29.58		21.66	

* Se combinó el número esperado de especies de las dos últimas clases

TABLA 5. Pruebas de bondad de ajuste a los modelos: serie log, broken stick y log. truncada para robleadal.

Clase	Lim. sup.	Especie Observ.	Serie Logarítmica V. Esper. X ²		Broken Stick V. Esper. X ²		Log. Truncada V. Esper. X ²	
0	0.5							
1	2.5	8	29.87	16.02	2.29	14.23	6.97	0.15
2	4.5	5	11.58	3.74	2.25	3.36	6.79	0.47
3	8.5	10	12.55	0.52	4.39	7.19	11.72	0.25
4	16.5	17	13.01	1.22	8.33	9.04	17.32	0.01
5	32.5	24	13.10	9.07	15.00	5.40	21.37	0.32
6	64.5	18	12.85	2.07	24.38	1.67	21.75	0.65
7	128.5	24	12.15	11.56	32.33	2.15	18.58	1.58
8	256.5	12	10.78	0.14	28.87	9.86	13.60	0.19
9	512.5	7	8.46	0.25	12.23	2.24	7.93	0.11
10	1024.5	5	5.24	0.01	1.35	9.90	4.07	0.21
11	2048.5	2	2.06	0.00	*		1.67	0.06
TOTAL		132	131.66	44.60	131.42	65.02	131.77	4.01
Grados de libertad		10			9		8	
X ² tabulado (0.9)							3.49	
X ² tabulado (0.8)							4.59	
X ² tabulado (0.001)			29.58		27.67			

* Se combinó el número esperado de especies de las dos últimas clases

FACULTAD DE...
1992
BIOLOGIA

Del 10% del total de especies de cada comunidad con poblaciones abundantes, 13 para el robledal y 11 para el rastrojo, 5 son comunes. En cada comunidad la dominancia numérica es ejercida por una especie diferente de *Palicourea*, con porcentaje similar. Si se excluyen las especies comunes a las dos comunidades, el robledal estaría dominado por *Satyria* sp, una Ericaceae semiepipita que aprovecha los claros pequeños, mientras que el rastrojo aparece dominado por *Befaria glauca*, especie que se ve favorecida en áreas que alguna vez han sufrido quemadas. Si la dominancia se analiza con base en el área basal, el robledal estaría dominado por roble mientras que el rastrojo por chilco colorado *Escallonia paniculata*, ésta no se encuentra en el 10% de especies de mayor abundancia numérica (Tabla 6).

TABLA 6. Especies con mayor número de individuos; 10% del total en cada comunidad.

ROBLEDAL				RASTROJO ALTO			
Especie	Individuo % Total		Especie	Individuo % Total			
	s	G		s	G		
1 <i>Palicourea</i> sp.1	1850	12.41%	<i>Palicourea</i> sp 2	2595	12.07%		
2 <i>Palicourea</i> sp. 2	1151	7.72%	<i>Befaria glauca</i>	1584	7.37%		
3 <i>Satyria</i> sp.	732	4.91%	<i>Palicourea</i> sp. 1	1547	7.20%		
4 <i>Quercus humboldtii</i>	641	4.30%	<i>Viburnum comifolium</i>	1285	5.98%		
5 <i>Myrcia</i> sp.	635	4.26%	<i>Hediosmum bonplandianum</i>	1189	5.53%		
6 <i>Cavendishia guatapensis</i>	576	3.87%	<i>Cavendishia guatapensis</i>	754	3.51%		
7 <i>Alfaroa colombiana</i>	544	3.65%	<i>Clusia</i> sp.	697	3.24%		
8 <i>Ilex</i> sp.	432	2.90%	<i>Rapanea ferruginea</i>	674	3.14%		
9 <i>Rhamnus goudoutiana</i>	419	2.81%	<i>Piper</i> sp.	636	2.96%		
10 <i>Viburnum comifolium</i>	411	2.76%	<i>Ilex</i> sp.	625	2.91%		
11 <i>Miconia</i> sp. 1	388	2.60%	<i>Vaccinium</i> sp.	576	2.68%		
12 <i>Miconia</i> sp. 2	380	2.55%	-				
13 <i>Miconia</i> sp. 3	342	2.29%	-				
Total 10% Especies	8501	57.05%	-	12162	56.59%		
Total General Ecosist.	14902	100.00%	-	21492	100.00%		

Resultados para Beta-diversidad

Al analizar las dos comunidades se obtuvieron los resultados que se presentan en la Tabla 7.

Handwritten signature or note

Tabla 7. Índices de Beta diversidad para las dos comunidades

% Similitud (PS)	45.71	I. Sorenson. Cuant.	0.819
Índice Ruzica	29.59	I. Sorenson. Cualit.	0.756
Índice Jaccard	0.608	Distancia Euclidiana	17.26

El porcentaje de similitud (PS) se calculó para comparar las comunidades. Este valor es un índice de similitud en abundancia de todas las especies presentes en las dos comunidades al mismo tiempo. Si todas las especies que se encuentran en una comunidad, también se encuentran en la otra en idéntica abundancia, el porcentaje de similitud es igual al 100%. En el caso analizado se obtuvo un valor de 45.71%.

DISCUSION

Las sesenta parcelas investigadas se seleccionaron con base en la experiencia de los investigadores a fin de representar adecuadamente dos etapas serales: rastrojo alto y robledal. Análisis de *cluster* que utilizan técnicas de clasificación no jerárquica y que comparan simultáneamente todas las parcelas, a partir de la selección de nucleadoras y que van asignando otros sitios al escogido inicialmente, Braak 1987), permitieron corroborar la certeza de la selección pues agrupó como rastrojo el 93% de las parcelas que se habían reconocido como tales, el 7% restantes las agrupó con las 30 del robledal.

La información recogida en el campo se analizó mediante gráficos de rango de abundancia de especies para los modelos: serie logarítmica, logarítmica normal truncada y "Broken-stick", así como mediante pruebas de bondad de ajuste a los modelos anteriores. No se analizó el ajuste al modelo serie geométrica, pues en varias investigaciones citadas por Magurran, 1978, se concluye que este modelo se ajusta fundamentalmente a comunidades que crecen en ambientes hostiles, pobres en especies o en estados iniciales de la sucesión, no obstante, sería conveniente analizar el ajuste de la sucesión a este modelo, especialmente cuando el ajuste mostrado por los otros modelos no es alto.

El robledal es una etapa seral más madura que el rastrojo. Comunidades sometidas a factores de estrés, como el rastrojo, se ajustan a patrones de abundancia de especies caracterizados por un incremento en la dominancia y decrecimiento en la riqueza de especies. En contraste comunidades maduras se ajustan mejor al patrón de abundancia de especies logarítmico normal, como el exhibido en este caso por el robledal (May, 1981).

En la etapa más inmadura el número de individuos de porte pequeño por metro cuadrado, es mayor que en la etapa más avanzada pero el número de especies es menor. Resultados similares a éste fueron observados por Saldarriaga (1985), en comunidades del bosque amazónico.

Taylor (1978) investigó la habilidad de discriminar comunidades que podían tener distintas medidas de diversidad y concluyó que el índice alfa presentaba mejor habilidad discriminatoria seguido en su orden por Shannon (H'), el índice de la distribución logarítmica normal (I) y, finalmente, el índice recíproco de Simpson ($1/D$). Los datos de la presente investigación coinciden con lo anotado por Taylor.

Goodman (1975) sostiene que los índices de diversidad se correlacionan con frecuencia. Kempton (1979) anota que es frecuente que al analizar con diferentes índices de diversidad se obtengan ordenamientos diferentes de las comunidades, esto se explica por el grupo de índices escogidos. Diferentes índices utilizados, (ver Tabla 3), muestran a la comunidad robledal más diversa que la rastrojo alto. Por el contrario, cuando se analiza la diversidad resultante para las dos comunidades, mediante el recíproco del índice de Berger-Parker ($1/d$) aparece el rastrojo alto con mayor diversidad, 8.28, que el robledal, 8.06. Es de anotar que este índice refleja dominancia y Peet (1974) lo clasifica como índice de tipo 2 o sea aquellos sensitivos a cambios en la abundancia de las especies más comunes, al mismo tipo pertenece el índice de Simpson a diferencia de Shannon, clasificado por el mismo autor como de tipo 1, aquellos afectados mayormente por la riqueza de especies.

Los valores de diversidad (H') son significativamente mayores para la comunidad más madura; este hallazgo corrobora lo anotado por varios investigadores Saldarriaga (1985), Triquet et al (1990), Hansen et al (1991). No obstante lo anterior cabe recordar que el bosque maduro es sólo una etapa sucesional y que cada etapa seral provee hábitat crítico e importante para varias especies de plantas y animales asociados.

Confirmando lo anterior se observa que, en el caso que se analiza, 11% del total de especies, es exclusivo del rastrojo y que la permanencia de ellas se lograría con la coexistencia de las dos comunidades. Paralelamente, cabe esperar valores de diversidad más elevados que los presentados sólo por el bosque maduro si las dos comunidades se mantienen.

Con relación a beta diversidad los resultados obtenidos permiten concluir que las dos comunidades son diferentes, independientemente del índice utilizado. La distancia Euclidiana, como la medida de disimilitud, que los separa Pielou (1984), es de 17.26. La distancia entre las parcelas más

disímiles en cada ecosistema es de 10.95 y de 12.20 para el rastrojo alto y robleal respectivamente; información que está de acuerdo con el concepto que subyace en lo que define las etapas serales analizadas.

BIBLIOGRAFIA

BRAAK, C.J.F. Ordination in data analysis in community and landscape ecology. Wageningen, The Netherlands: Longman, 1987. p. 91-73.

GOODMAN, D. The theory of diversity-stability relations in ecology *En: Quarterly Review Biology*. No. 50 (1975); p. 237-266.

HAIR, J.D. Medida de la diversidad ecológica. p. 283-291. *En: RODRIGUEZ T. Rubén. Manual de Técnicas de gestión de vida silvestre*. Bethesda, Maryland: The Wild life Society, 1987.

HANSEN, A.J. et al. Conserving biodiversity in managed forests. *En: Bioscience*. No. 41 (1991); p. 382-392.

KEMPTON, R.A. Structure of species abundance and measurement of diversity. *En: Biometrics*. No. 35 (1979); p. 307-322.

MAGURRAN, A.E. Ecology diversity and it's measurement. Princeton, N.Y.: Princeton University, 1988. 179 p.

MARGALEF, R. Homage to evelyn hutchinson, or why is there an upper limit to diversity. *En: Transactions Connecticut Academy Arts Science*. No. 44 (1972); p. 211-235.

MAY, R. M. Patterns of species abundance and diversity in ecology and evolution of communities. Cambridge, Ma.: Harvard University, 1975. p. 81-120.

_____. Patterns in multi-species communities in theoretical ecology: principles and applications. Oxford: Blackwell, 1981. p. 197-227.

PEET, R.K. 1974. The measurement of species diversity. *En: Annual Review Ecology Systematics*. No. 5 (1974); p. 285-307.

PIELOU, E.C. Ecological diversity. New York: Jhon Wiley, 1975. 165 p.

_____. The interpretation of ecological data: a primer on classification and ordination. New York: Jhon Wiley, 1984. 263 p.

- SALDARRIAGA, J. G. Forest succession in the upper Rio Negro of Colombia and Venezuela. Knoxville, 1985. 153 p. Tesis (Doctor of Philosophy Degree). University of Tennessee.
- SARDELLA, J. B. Relación del descubrimiento de las provincias de Antioquia por el Mariscal Jorge Robledo. p. 9-28. *En*: Crónica Municipal: Organo del Concejo Municipal de Medellín. Edición Especial. Medellín, (Ago., 1963).
- SOUTHWOOD, T. R. E. Ecological methods. London: Chapman and Hall, 1978. 391 p.
- TAYLOR, L.R.; KEMPTON, R.A. and WOJDWOD, I. P. Diversity statistics and the log series model. *En*: Journal of Animal Ecology. No. 45 (1976); p. 255-271.
- _____ and BATES, William. Hutchinson: a variety of diversities. p. 1-18. *En*: SYMPOSIUM OF THE ROYAL ENTOMOLOGICAL SOCIETY IN DIVERSITY OF INSECTS FAUNAS (9°:1978:Oxford). Proceedings of the Symposium of the Royal Entomological Society in Diversity of Insects Faunas. Oxford: Blackwell, 1978.
- TRIQUET, A. M. et al. Songbird diversity in clearcuts with and without a riparian buffer strip. *En*: Journal of Soil and Water Conservation. Vol. 45, No. 4 (1990); p. 500-503
- UGLAND, K. I. and GRAY, J. S. Lognormal distributions and the concept of community equilibrium. *En*: Oikos. No. 39 (1982); p. 171-178.
- VELEZ, E. N. Plan para el desarrollo de la reforestación en Colombia. *En*: Crónica Forestal y del Medio Ambiente. Vol. 1, No. 1 (1979); 75 p.

ANEXO 1.

TABLA 8. Índices de Shannon y Simpson, para parcelas del robledal

Parcela	N. Indiv.	N. Espec.	N.I./N.E.	Simpson	1/D.	Shannon	E
P01	198	40	4.95	0.040	24.72	3.36	0.91
P02	483	58	8.33	0.038	26.11	3.51	0.86
P03	355	47	7.55	0.044	22.93	3.40	0.88
P04	493	66	7.47	0.047	21.47	3.46	0.83
P05	661	69	9.58	0.042	23.95	3.60	0.85
P06	437	53	8.25	0.083	12.11	3.11	0.78
P07	435	52	8.37	0.048	20.63	3.35	0.85
P08	600	59	10.17	0.086	11.63	3.10	0.76
P09	465	44	10.57	0.074	13.60	3.00	0.79
P10	434	58	7.48	0.046	21.92	3.40	0.84
P11	463	64	7.23	0.036	27.57	3.64	0.88
P12	505	69	7.32	0.030	33.38	3.79	0.89
P13	300	56	5.36	0.039	25.79	3.52	0.88
P14	601	60	10.02	0.063	15.95	3.20	0.78
P15	623	57	10.93	0.058	17.19	3.35	0.83
P16	568	65	8.74	0.051	19.66	3.48	0.83
P17	669	55	12.16	0.083	12.07	3.01	0.75
P18	364	50	7.28	0.050	20.06	3.30	0.84
P19	562	61	9.21	0.058	17.30	3.39	0.82
P20	481	55	8.75	0.051	19.75	3.33	0.83
P21	471	51	9.24	0.059	17.06	3.20	0.81
P22	262	51	5.14	0.058	17.30	3.26	0.83
P23	344	64	5.38	0.032	31.55	3.73	0.90
P24	269	51	5.27	0.042	23.65	3.48	0.88
P25	736	56	13.14	0.079	12.65	3.13	0.78
P26	598	48	12.46	0.070	14.23	3.07	0.79
P27	989	53	18.66	0.130	7.70	2.79	0.70
P28	558	69	8.09	0.039	25.36	3.64	0.86
P29	407	41	9.93	0.084	11.96	2.96	0.80
P30	571	68	8.40	0.032	30.89	3.71	0.88
TOTAL	14902	106	8.85	0.038	26.37	3.89	0.80
MEDIA	496.73	56.33	8.85	0.056	20.01	3.34	0.83
DESV.T.	159.87	8.16	2.83	0.02	6.54	0.25	0.05
C.V.(%)	32.2%	14.5%	31.9%	38.8%	32.7%	7.5%	5.9%

TABLA 9. Índices de Shannon y Simpson, para parcelas del rastrojo alto.

Parcela	N. Indiv.	N. Espec.	N.I./N.E.	Simpson	1/D.	Shannon	E
P01	1005	47	21.38	0.054	18.47	3.21	0.83
P02	656	50	13.12	0.074	13.49	3.10	0.79
P03	472	49	9.63	0.043	23.50	3.40	0.87
P04	902	52	17.35	0.055	18.24	3.28	0.83
P05	844	41	20.59	0.060	16.65	3.11	0.84
P06	728	50	14.56	0.064	15.69	3.22	0.82
P07	993	50	19.86	0.090	11.13	3.07	0.79
P08	570	53	10.75	0.072	13.89	3.14	0.79
P09	502	53	9.47	0.044	22.67	3.41	0.86
P10	924	47	19.66	0.050	20.14	3.27	0.85
P11	870	48	18.13	0.065	15.40	3.21	0.83
P12	438	50	8.76	0.049	20.35	3.29	0.84
P13	745	46	16.20	0.048	20.79	3.31	0.87
P14	308	28	11.00	0.114	8.74	2.58	0.77
P15	835	36	23.19	0.075	13.42	3.00	0.84
P16	1176	45	26.13	0.069	14.43	3.04	0.80
P17	448	36	12.44	0.071	14.14	3.09	0.86
P18	595	50	11.90	0.068	14.78	3.18	0.81
P19	950	37	25.68	0.076	13.09	2.98	0.82
P20	888	37	24.00	0.074	13.44	2.99	0.83
P21	509	45	11.32	0.057	17.47	3.19	0.84
P22	940	49	19.18	0.087	11.55	2.87	0.74
P23	980	58	16.90	0.106	9.44	2.94	0.72
P24	458	45	10.18	0.054	18.42	3.20	0.84
P25	387	50	7.74	0.039	25.79	3.45	0.88
P26	502	45	11.16	0.059	17.00	3.15	0.83
P27	749	58	12.91	0.047	21.47	3.44	0.85
P28	578	57	10.14	0.037	27.35	3.52	0.87
P29	532	52	10.23	0.044	22.78	3.41	0.86
P30	1008	53	19.02	0.050	19.90	3.33	0.84
TOTAL	21492	132	15.42	0.043	23.06	3.59	0.77
MEDIA	716.40	47.23	15.42	0.06	17.12	3.18	0.83
DESV.T.	232.85	6.99	5.44	0.02	4.69	0.20	0.04
C.V.(%)	32.5%	14.8%	35.3%	29.8%	27.4%	6.3%	4.5%