



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MEXICO
PROGRAMA DE MAESTRÍA Y DOCTORADO EN ARQUITECTURA

**EL RUIDO AMBIENTAL EN LA MORFOLOGÍA URBANA Y
ARQUITECTÓNICA. LA GESTIÓN DEL RUIDO EN LAS
CIUDADES MEDIAS DEL SUR DEL ECUADOR**

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:
DOCTORA EN ARQUITECTURA

PRESENTA

ROSA ELIZABETH MEDINA ALVARADO

Tutor

DR. FERNANDO PEDRO GREENE CASTILLO
Facultad de Arquitectura

Miembros del Comité Tutor y Sinodales

DR. FELIPE ORDUÑA BUSTAMANTE, Instituto de Ciencias Aplicadas y Tecnología

DR. JOSÉ DIEGO MORALES RAMÍREZ, Facultad de Arquitectura

DR. JUAN MIGUEL BARRIGÓN MORILLAS, Universidad de Extremadura

DR. GUILLERMO REY GOZALO, Universidad de Extremadura

Asesor Externo:

DR. JUAN MIGUEL BARRIGÓN MORILLAS, Universidad de Extremadura

Ciudad Universitaria, Cd. Mx., agosto 2019



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

**EL RUIDO AMBIENTAL EN LA MORFOLOGÍA URBANA Y
ARQUITECTÓNICA. LA GESTIÓN DEL RUIDO EN LAS CIUDADES
MEDIAS DEL SUR DEL ECUADOR**

Ciudad Universitaria, Cd. Mx., agosto 2019

TUTOR

Dr. Fernando Pedro Greene Castillo

MIEMBROS DEL COMITÉ TUTOR

Dr. Felipe Orduña Bustamante

Dr. José Diego Morales Ramírez

SINODALES:

Dr. Juan Miguel Barrigón Morillas

Dr. Guillermo Rey Gozalo

ASESOR EXTERNO:

Dr. Juan Miguel Barrigón Morillas

“Declaro conocer el Código de Ética de la Universidad Nacional Autónoma de México, considerado en la Legislación Universitaria. Con base en las definiciones de integridad y honestidad ahí contenidas, manifiesto que el presente trabajo es original y enteramente de mi autoría. Las citas de otras obras y las referencias generales a otros autores, se consignan con el crédito correspondiente”.

Dedicatoria

A Dios, por la vida.

A Mathías, mi hijo, por hacerme los días felices.

A Édgar, mi esposo, por su apoyo incondicional.

A mi familia, por animarme siempre a seguir adelante, especialmente a mi madre.

Agradecimientos

A mi Director de Tesis por su valioso aporte y el apoyo en la elaboración del presente trabajo.

A los Miembros del Comité Tutor por su sabia guía.

Un reconocimiento especial a mi asesor externo por compartir su experiencia, por su aporte, apoyo, paciencia y acompañamiento en todo el proceso de la investigación.

Un agradecimiento especial al Dr. Guillermo Rey, por su colaboración en la revisión del análisis estadístico de esta investigación.

A todas las personas que de una u otra forma colaboraron en la consecución de este trabajo Dr. Alberto Avecillas.

Índice de Contenido

Dedicatoria	i
Agradecimientos	ii
Índice de Contenido	iii
Índice de Tablas	vii
Índice de Figuras	xiii
Introducción	1
Planteamiento de la investigación	4
Capítulo 1.....	9
FUNDAMENTOS DEL SONIDO	9
1.1. Fundamentos y definiciones del Sonido	10
1.1.1. Definición de sonido	10
1.1.2. Sonido frente a Ruido	10
1.1.3. La percepción del sonido	11
1.1.4. El umbral del dolor	12
1.1.5. Propiedades de las ondas sonoras	13
1.1.6. Medición del sonido	15
1.1.7. Suma y resta de niveles sonoros	16
1.1.8. Propagación del sonido	17
1.1.9. Propagación del ruido ambiental	18
1.1.10. Tipos de ruido (Brüel & Kjør, 2000)	21
1.2. Medidas para evaluar el ruido	22
1.2.1. Unidades de Ponderación	23
1.2.2. Índices acústicos	23
1.3. Instrumentos de Medición	29
1.3.1. Sistema de Instrumentación	29
1.3.2. Calibración	31
Capítulo 2.....	33
REVISIÓN DEL ESTADO DEL ARTE RELATIVO AL RUIDO AMBIENTAL	33
2.1. Introducción	34
2.2. El Ruido ambiental	35
2.2.1. Antecedentes históricos	35
2.2.2. Definición	36
2.2.3. El ruido urbano en las ciudades medias	36

2.2.4.	La Planificación y la Gestión del ruido	38
2.2.5.	Paisaje sonoro	40
2.2.6.	Los costos del ruido	41
2.3.	Factores que influyen en el ruido urbano	43
2.3.1.	Fuentes de ruido	43
2.3.2.	Condiciones meteorológicas	45
2.3.3.	Condiciones de propagación	45
2.4.	Los efectos del ruido en el ser humano	46
2.4.1.	Efectos auditivos	48
2.4.2.	Efectos no auditivos	48
2.4.2.1.	Efectos sobre el sueño	48
2.4.2.2.	Efectos sobre las funciones fisiológicas	50
2.4.2.3.	Efectos sobre la salud mental	50
2.4.2.4.	Efectos sobre el rendimiento	50
2.4.2.5.	Efectos psicosociales y sobre la conducta	51
2.4.3.	La Molestia	51
2.5.	Metodologías de evaluación del ruido ambiental para la caracterización de entornos urbanos	53
2.5.1.	Modelos nacionales de cálculo de ruido	54
2.5.2.	Modelos econométricos relacionados con el ruido ambiental en entornos urbanos	57
2.5.3.	Metodologías de descripción y evaluación subjetiva de la exposición al ruido 61	
2.6.	Legislación	67
Capítulo 3	75
METODOLOGÍA	75
3.1.	Definición del área de estudio	76
3.2.1.	Antecedentes	76
3.2.2.	Área de estudio	78
3.2.	Análisis y selección de variables de estudio	81
3.2.1.	Variables para la caracterización sonora de entornos urbanos	81
3.2.1.1.	Índices sonoros	81
3.2.1.2.	Condiciones meteorológicas	81
3.2.1.3.	Características tránsito vehicular	82
3.2.1.4.	Características urbano-arquitectónicas	83
3.2.1.5.	Elaboración de ficha para recolección de datos	85

3.2.2.	Variables para la percepción acústica del ser humano de sus entornos urbanos	85
3.2.2.1.	Determinación de variables	86
3.2.2.2.	Elaboración de encuesta	88
3.3.	Método de muestreo: Determinación de estaciones de medición	89
3.4.	Procedimiento de medición	92
3.4.1.	Selección de intervalos de tiempo de referencia y tiempo de medición	92
3.4.2.	Equipo de medición y calibración	93
3.4.3.	Recolección de datos	94
3.5.	Análisis estadístico	94
Capítulo 4.		97
	CARACTERIZACIÓN SONORA DE ENTORNOS URBANOS	97
4.1.	Resultados variables objetivas	98
4.1.1.	Niveles sonoros	98
4.1.2.	Condiciones meteorológicas	105
4.1.3.	Características del tránsito vehicular	105
4.1.4.	Características urbano-arquitectónicas	109
4.2.	Análisis e interpretación de resultados variables objetivas	117
4.2.1.	Condiciones temporales	117
4.2.2.	Condiciones meteorológicas	122
4.2.3.	Tránsito vehicular	122
4.2.4.	Características urbano-arquitectónicas	129
Capítulo 5.		147
	PERCEPCIÓN ACÚSTICA DEL SER HUMANO DE SUS ENTORNOS URBANOS	147
5.1.	Resultados variables subjetivas	148
5.1.1.	Características demográficas	148
5.1.2.	Actividades peatonales y ocupación del territorio	151
5.1.3.	Contexto urbano	154
5.1.4.	Efectos provocados por el ruido	156
5.1.5.	Percepción del ruido y la molestia provocada por el ruido	160
5.1.6.	Estrategias para afrontar el ruido	165
5.2.	Análisis e interpretación de resultados variables subjetivas	166
5.2.1.	Características demográficas	168
5.2.2.	Actividades y ocupación del territorio	176
5.2.3.	Contexto urbano	179

5.2.4.	Efectos provocados por el ruido	184
5.2.5.	Percepción del ruido y molestia provocada por el ruido.....	191
5.2.6.	Estrategias para afrontar el ruido.....	198
5.3.	Análisis e interpretación de relación entre niveles de ruido y molestia causada por el ruido.....	200
5.3.1.	Estimación de la relación niveles sonoros y molestia.....	200
5.3.2.	Estimación de la población expuesta al ruido	203
5.3.3.	Estimación de la población molestada por el ruido	206
Capítulo 6.....		207
DETERMINACIÓN DEL MODELO ACÚSTICO COMO HERRAMIENTA DE PLANIFICACIÓN URBANA.....		207
6.1.	Introducción.....	208
6.2.	Planteamiento del modelo de regresión lineal múltiple	208
6.3.	Validación y diagnóstico del modelo	212
6.3.1.	Normalidad.....	212
6.3.2.	Homocedasticidad	214
6.3.3.	Análisis de variables explicativas linealmente independientes (no colinealidad) 214	
6.4.	Capacidad de predicción de modelo propuesto.....	215
Capítulo 7.....		217
CONCLUSIONES		217
Capítulo 8.....		225
LÍNEAS FUTURAS		225
Referencias Bibliográficas		229
Glosario de Términos.....		241
Anexos		247
Anexo A:	Ficha de datos	248
Anexo B:	Encuesta	249
Anexo C:	Niveles sonoros en puntos de muestreo.....	251

Índice de Tablas

Tabla 2.1. Modelos nacionales de cálculo de ruido de tránsito rodado.	55
Tabla 2.2. Coeficientes de determinación R^2 de modelos con variables independientes indicadas. Variable dependiente: Leq.	59
Tabla 3.1. Variables urbano arquitectónicas para caracterización acústica.	84
Tabla 3.2. Variables establecidas para evaluar la percepción acústica del ser humano en entornos urbanos.	87
Tabla 4.1. Valores de media aritmética de índices sonoros Leq, Lmax y Lmin en dBA, según franjas horarias, zonas y toda la ciudad.	100
Tabla 4.2. Valores de media aritmética de índices sonoros en zonas norte, centro y sur.	105
Tabla 4.3. Número de vehículos por hora en estaciones de medición por zonas y franjas horarias.	106
Tabla 4.4. Número de eventos anómalos en estaciones de medición (15 min) según franjas horarias.	108
Tabla 4.5. Porcentaje número de carriles.	109
Tabla 4.6. Sentidos viales.	110
Tabla 4.7. Pendiente de vía.	110
Tabla 4.8. Porcentaje de pendiente de vía, según el tipo de pendiente.	111
Tabla 4.9. Clasificación de variables independientes cuantitativas-objetivas para análisis inferencial.	117
Tabla 4.10. Pruebas de normalidad de niveles sonoros en las diferentes horas del día.	118
Tabla 4.11. Descriptivos de medias de niveles sonoros Leq matutino y Leq vespertino según la hora del día.	119
Tabla 4.12. Prueba de homogeneidad de varianzas Leq matutino y Leq vespertino.	119
Tabla 4.13. Diferencias significativas de medias de Leq por horas matutino (Welch).	120
Tabla 4.14. Diferencias significativas de medias de Leq por horas vespertino (Anova).	120
Tabla 4.15. Pruebas de normalidad de niveles sonoros en los diferentes días de la semana.	120
Tabla 4.16. Descriptivos de medias de niveles sonoros Leq matutino y Leq vespertino según el día de la semana.	121
Tabla 4.17. Pruebas de homogeneidad de varianzas y diferencias significativas Leq según día de la semana.	121
Tabla 4.18. Correlaciones Leq promedio (matutino/vespertino) con variables meteorológicas.	122
Tabla 4.19. Correlación de Leq (dBA) con logaritmo decimal del número total de vehículos por hora.	123
Tabla 4.20. Resumen del modelo: Leq con Log_{10} Total vehículos.	123
Tabla 4.21. Coeficientes (Leq con Log_{10} Total vehículos).	124
Tabla 4.22. Coeficientes de Pearson de Total vehículos (log_{10}) con índices sonoros.	124
Tabla 4.23. Correlaciones Leq (dBA) con logaritmo decimal de cada categoría vehicular.	125
Tabla 4.24. Resumen del modelo: Leq con Log_{10} Pesados, Log_{10} Ligeros y Log_{10} Motocicletas.	125
Tabla 4.25. Coeficientes (Leq con Log_{10} Ligeros, Log_{10} Pesados y Log_{10} Motocicletas).	125
Tabla 4.26. Tabla cruzada: Tipo de flujo según Niveles sonoros (Leq).	127
Tabla 4.27. Pruebas de chi-cuadrado (Tipo de flujo según Niveles sonoros - Leq).	127
Tabla 4.28. Comparaciones múltiples de diferencia de medias entre Leq y tipo de flujo (C de Dunnett).	127

Tabla 4.29. Correlaciones Leq (dBA) y Leq max (dBA) con eventos anómalos de las estaciones de medición.....	128
Tabla 4.30. Resumen del modelo: Leq con Número de eventos anómalos (vehículo pesado muy ruidoso).....	128
Tabla 4.31. Coeficientes (Leq con Número de eventos anómalos - vehículo pesado muy ruidoso).....	128
Tabla 4.32. Resumen del modelo: Lmáx. con Número de eventos anómalos (vehículo pesado muy ruidoso).....	129
Tabla 4.33. Coeficientes (Lmáx. con Número de eventos anómalos - vehículo pesado muy ruidoso).....	129
Tabla 4.34. Correlaciones Leq (dBA) con Ancho de calzada.....	130
Tabla 4.35. Resumen del modelo: Leq con Ancho de calzada.....	130
Tabla 4.36. Coeficientes (Leq con Ancho de calzada).....	130
Tabla 4.37. Pruebas de normalidad de niveles sonoros según el número de carriles.....	130
Tabla 4.38. Correlación Pearson Leq (dBA) con Número de carriles.....	131
Tabla 4.39. Resumen del modelo: Leq con Número de carriles.....	131
Tabla 4.40. Comparaciones múltiples de diferencia de medias entre Leq y número de carriles (C de Dunnett).....	131
Tabla 4.41. Correlaciones Leq (dBA) con número de carril.....	131
Tabla 4.42. Resumen del modelo: Leq con 4 carriles.....	132
Tabla 4.43. Correlaciones Pearson Leq (dBA) con Número de vehículos (Log 10) por número de carril.....	132
Tabla 4.44. Pruebas de normalidad de niveles sonoros según el sentido de vía.....	132
Tabla 4.45. Estadísticos de contraste (U. de Mann Whitney) de Leq con Sentidos viales.....	133
Tabla 4.46.. Pruebas de chi-cuadrado (Sentidos viales según Niveles sonoros - Leq).....	133
Tabla 4.47. Pruebas de normalidad de niveles sonoros según la pendiente.....	133
Tabla 4.48. Pruebas de normalidad de niveles sonoros según los rangos de pendiente ascendente.....	133
Tabla 4.49. Pruebas de normalidad de niveles sonoros según los rangos de pendiente descendente.....	134
Tabla 4.50. Tabla cruzada: Porcentaje de pendiente según Niveles sonoros (Leq).....	134
Tabla 4.51. Pruebas de chi-cuadrado: Porcentaje de pendiente ascendente según Niveles sonoros (Leq).....	134
Tabla 4.52. Tabla cruzada: Porcentaje de pendiente según Niveles sonoros (Leq).....	134
Tabla 4.53. Pruebas de chi-cuadrado: Porcentaje de pendiente descendente según Niveles sonoros (Leq).....	135
Tabla 4.54. Pruebas de normalidad de niveles sonoros según geometría de la vía.....	135
Tabla 4.55. Descriptivos de medias de niveles sonoros Leq según la geometría de vía.....	135
Tabla 4.56. Pruebas de chi-cuadrado: Geometría de vía con Niveles sonoros (Leq).....	136
Tabla 4.57. Pruebas de normalidad de niveles sonoros según superficie de rodadura.....	136
Tabla 4.58. Descriptivos de medias de niveles sonoros Leq según la superficie de rodadura.....	136
Tabla 4.59. Pruebas de chi-cuadrado: Superficie de rodadura según Niveles sonoros (Leq).....	137
Tabla 4.60. Pruebas de normalidad de niveles sonoros según el tipo de vía.....	138
Tabla 4.61. Descriptivos de medias de niveles sonoros Leq según el tipo de vía.....	138
Tabla 4.62. Comparaciones múltiples de diferencia de medias entre Leq y cada tipo de vía (C de Dunnett).....	138

Tabla 4.63. Correlaciones Leq (dBA) con Tipo de vía.....	139
Tabla 4.64. Resumen del modelo: Leq con Vía perimetral.	139
Tabla 4.65. Coeficientes (Leq con Vía perimetral).....	139
Tabla 4.66. Resumen del modelo: Leq con Vía urbana.....	139
Tabla 4.67. Coeficientes (Leq con Vía urbana).	139
Tabla 4.68. Pruebas de normalidad de niveles sonoros en los diferentes usos de vía.	140
Tabla 4.69. Descriptivos de medias de niveles sonoros Leq según el uso de vía.....	140
Tabla 4.70. Comparaciones múltiples de diferencia de medias entre Leq y cada tipo de uso de vía (C de Dunnett).....	141
Tabla 4.71. Pruebas de chi-cuadrado: Uso de vía con Niveles sonoros (Leq).....	141
Tabla 4.72. Pruebas de normalidad de niveles sonoros en diferentes rangos de altura Edificio 1 (a un lado de la vía).....	142
Tabla 4.73. Pruebas de normalidad de niveles sonoros en diferentes rangos de altura Edificio 2 (al otro lado de la vía).	142
Tabla 4.74. Pruebas de normalidad de niveles sonoros en diferentes rangos de altura media ((Edificio 1+ Edificio 2)/2).	142
Tabla 4.75. Descriptivos de medias de niveles sonoros Leq según rango de altura Edificio 1 (a un lado de la vía).....	142
Tabla 4.76. Descriptivos de medias de niveles sonoros Leq según rango de altura Edificio 2 (al otro lado de la vía).	143
Tabla 4.77. Descriptivos de medias de niveles sonoros Leq según rango de altura media ((Edificio 1+ Edificio 2)/2).....	143
Tabla 4.78. Correlaciones Leq (dBA) con Altura (m).	143
Tabla 4.79. Correlaciones Leq (dBA) con Altura (m) de edificios 1 y 2.	143
Tabla 4.80. Pruebas de normalidad de niveles sonoros según los diferentes materiales de Edificio 1.....	144
Tabla 4.81. Pruebas de normalidad de niveles sonoros según los diferentes materiales de Edificio 2.....	144
Tabla 4.82. Descriptivos medias de niveles sonoros Leq según material de Edificio 1.....	145
Tabla 4.83. Descriptivos medias de niveles sonoros Leq según material de Edificio 2.	145
Tabla 4.84. Pruebas de chi-cuadrado: Material edificio 1 con Niveles sonoros (Leq).....	145
Tabla 4.85. Pruebas de chi-cuadrado: Material edificio 2 con Niveles sonoros (Leq).....	145
Tabla 4.86. Matriz de Correlaciones bivariadas entre todas las variables de estudio.....	146
Tabla 5.1. Nivel de estudios de encuestados por zona.....	150
Tabla 5.2. Valores de media aritmética y desviación estándar del grado de satisfacción con características del contexto urbano, según franjas horarias y zonas.	156
Tabla 5.3. Valores de media aritmética y desviación estándar de la valoración de los efectos que han provocado algún tipo de afectación, según franjas horarias y zonas.	159
Tabla 5.4. Valores de media aritmética y desviación estándar de molestia de fuentes de ruido, según franjas horarias y zonas.	162
Tabla 5.5. Valores de media aritmética y desviación estándar de intensidad y molestia de ruido según franjas horarias y zonas.	164
Tabla 5.6. Valores de media aritmética y desviación estándar de estrategias para afrontar el ruido, según franjas horarias y zonas.	166
Tabla 5.7. Clasificación de variables independientes cualitativas-subjetivas para análisis inferencial.	167

Tabla 5.8. Pruebas de normalidad de molestia que causa el ruido según el sexo.	168
Tabla 5.9. Estadísticos de grupo: Molestia que causa el ruido según el Sexo.	168
Tabla 5.10. Prueba de muestras independientes: Molestia que causa el ruido con el Sexo.	169
Tabla 5.11. Tabla de contingencia: Molestia que causa el ruido en este momento con el Sexo.	169
Tabla 5.12. Pruebas de chi-cuadrado: Molestia que causa el ruido en este momento con el Sexo	170
Tabla 5.13. Descriptivos: Molestia que causa el ruido con la Edad.	170
Tabla 5.14. Estadísticos de prueba a, b (Kruskal-Wallis) de Molestia que causa el ruido con la Edad.	170
Tabla 5.15. Comparaciones múltiples post hoc de diferencia de medias entre molestia que causa el ruido vs. la Edad (Scheffe).	170
Tabla 5.16. Tabla de contingencia: Molestia que causa el ruido en este momento según la Edad	171
Tabla 5.17. Pruebas de chi-cuadrado: Molestia que causa el ruido en este momento según la Edad.	172
Tabla 5.18. Descriptivos: Molestia que causa el ruido según el Nivel de estudios.	172
Tabla 5.19. Estadísticos de prueba a,b (Kruskal-Wallis): Molestia que causa el ruido según el nivel de estudios.	172
Tabla 5.20. Tabla de contingencia: Molestia que causa el ruido en este momento según el Nivel de Estudios.	173
Tabla 5.21. Pruebas de chi-cuadrado: Molestia que causa el ruido en este momento según el Nivel de Estudios.	173
Tabla 5.22. Descriptivos: Molestia que causa el ruido según el Estado civil.	174
Tabla 5.23. Estadísticos de prueba a,b (Kruskal-Wallis): Molestia que causa el ruido según el estado civil.	174
Tabla 5.24. Comparaciones múltiples post hoc de diferencia de medias entre molestia que causa el ruido y la edad (Scheffe).	174
Tabla 5.25. Tabla de contingencia: Molestia que causa el ruido en este momento según el Estado Civil.	175
Tabla 5.26. Pruebas de chi-cuadrado Estado Civil con Molestia que causa el ruido en este momento.	175
Tabla 5.27. Descriptivos: Molestia que causa el ruido con Actividades y ocupación del territorio.	176
Tabla 5.28. Estadísticos de prueba a,b (Kruskal-Wallis) de Molestia que causa el ruido con actividad y ocupación del territorio.	176
Tabla 5.29. Comparaciones múltiples post hoc de diferencia de medias entre molestia que causa el ruido y la actividad y ocupación del territorio (Scheffe).	177
Tabla 5.30. Tabla de contingencia: Molestia que causa el ruido según la Actividad y ocupación del territorio.	177
Tabla 5.31. Pruebas de chi-cuadrado: Molestia que causa el ruido según la Actividad y ocupación.	178
Tabla 5.32. Información del ajuste del modelo: Molestia que causa el ruido según la Actividad y ocupación del territorio.	178
Tabla 5.33. Contrastes de la razón de verosimilitud: Molestia que causa el ruido según la Actividad y ocupación del territorio.	179

Tabla 5.34. Estadísticos de grupo: Grado de satisfacción con las características urbanas según el Género.....	179
Tabla 5.35. Estadísticos de grupo: Grado de satisfacción con las características urbanas según la Edad.....	180
Tabla 5.36. Estadísticos de grupo: Grado de satisfacción con las características urbanas según el Nivel de estudios.....	181
Tabla 5.37. Estadísticos de grupo: Grado de satisfacción con las características urbanas según el Estado civil.....	182
Tabla 5.38. Estadísticos de grupo: Grado de satisfacción con las características urbanas según las Condición de residencia en el sector.....	183
Tabla 5.39. Relación entre satisfacción con las características urbanas y el gusto por la calle y molestia causada por el ruido.....	184
Tabla 5.40. Descriptivos: Molestia que causa el ruido según el Estado de salud.....	184
Tabla 5.41. Tabla de contingencia: Molestia que causa el ruido según el Estado de salud.....	185
Tabla 5.42. Media Aritmética del grado de afectación de los efectos del ruido según características demográficas y condición de residencia de encuestado.....	186
Tabla 5.43. Estadísticos de contraste (U. de Mann Whitney) efectos del ruido según el sexo. .	187
Tabla 5.44. Estadísticos de prueba (Kruskal Wallis) efectos del ruido según la edad.	188
Tabla 5.45. Estadísticos de prueba (Kruskal Wallis) efectos del ruido según el nivel de estudios.....	189
Tabla 5.46. Estadísticos de prueba (Kruskal Wallis) efectos del ruido según el estado civil.....	189
Tabla 5.47. Estadísticos de contraste (U. de Mann Whitney) efectos del ruido según la condición de residencia.....	190
Tabla 5.48. Correlaciones Spearman de la valoración de los efectos provocados por el ruido y la molestia provocada por ruido.....	191
Tabla 5.49. Estadísticos descriptivos: Fuentes de ruido.	191
Tabla 5.50. Media aritmética del grado de molestia de las fuentes de ruido en la calle según las características demográficas y la condición de residencia de encuestado.	192
Tabla 5.51. Estadísticos de contraste (U. de Mann Whitney): Molestia de fuentes de ruido según el sexo.	192
Tabla 5.52. Estadísticos de prueba (Kruskal Wallis): Molestia de fuentes de ruido según la edad.....	193
Tabla 5.53. Estadísticos de prueba (Kruskal Wallis): Molestia de fuentes de ruido según el nivel de estudios.....	194
Tabla 5.54. Estadísticos de prueba (Kruskal Wallis): Molestia de fuentes de ruido según el estado civil.	194
Tabla 5.55. Estadísticos de contraste (U. de Mann Whitney): Molestia de fuentes de ruido según la condición de residencia.	195
Tabla 5.56. Correlaciones Spearman de la molestia de las fuentes de ruido y la molestia provocada por ruido.....	196
Tabla 5.57. Media aritmética de la percepción de intensidad de ruido y molestia según características demográficas y condición de residencia de encuestado.	196
Tabla 5.58. Correlaciones Spearman de la percepción de intensidad de ruido y la molestia provocada.....	198
Tabla 5.59. Media aritmética de las estrategias para afrontar el ruido según características demográficas y condición de residencia de encuestado.....	199

Tabla 5.60. Valores de media aritmética de índices sonoros y su desviación estándar en zonas norte, centro y sur.	200
Tabla 5.61. Coeficientes de correlación de Pearson entre la Percepción del ruido en la ciudad y en la calle, y la Molestia del ruido con los niveles sonoros.....	201
Tabla 5.62. Población expuesta al ruido y niveles sonoros promedio L_{day} (L_{eq}) y L_{den} en las zonas norte, centro y sur.	203
Tabla 5.63. Porcentaje de la población expuesta a L_{day} y L_{den} en intervalos (dBA).	205
Tabla 6.1. Variables seleccionadas para modelo.	209
Tabla 6.2. Coeficientes de correlación de Pearson entre la variable dependiente L_{eq} y variables independientes.....	209
Tabla 6.3. Coeficientes modelo de regresión lineal múltiple. Variable dependiente: L_{eq} (dBA).	210
Tabla 6.4. Coeficientes modelo de regresión lineal múltiple propuesto. Variable dependiente: L_{eq} (dBA).	211
Tabla 6.5. Análisis de la varianza (Anova) del modelo de regresión lineal múltiple propuesto.	212
Tabla 6.6. Pruebas de normalidad de residuos estandarizados de modelo propuesto.....	213
Tabla 6.7. Coeficientes de regresión parcial y niveles de tolerancia.	215
Tabla 6.8. Diagnósticos de colinealidad ^a	215
Tabla 6.9. Diferencia entre niveles sonoros levantados y pronosticados en una muestra aleatoria (20%).....	215

Índice de Figuras

Figura 1.1. Anatomía y función del oído humano.	11
Figura 1.2. a. Límites audibles de frecuencia-niveles de presión sonora, en relación con las regiones aproximadas para la voz, música y umbrales. b. Contornos de igual intensidad, relación entre niveles de presión acústica (dB) y frecuencias (Hz).	12
Figura 1.3. a. Longitud de onda. b. Nivel de presión sonora expresada en dB y Pa. c. Longitud de onda (metros) vs. Frecuencias (Hertz).	14
Figura 1.4. a. Correcciones para calcular niveles de presión sonora total. b. Correcciones para calcular ruido de fondo.	16
Figura 1.5. a. Propagación en campo libre. b. Propagación de ondas sonoras.	17
Figura 1.6. Tipo de fuentes en propagación del ruido ambiental.	19
Figura 1.7. Reducción ponderada dBA según la velocidad y distancia del viento.	20
Figura 1.8. Refracción del sonido con gradientes de temperatura. a. Velocidad de caída normal (disminución de la temperatura con la altitud). b. Tasa de caída invertida (la temperatura aumenta con la altitud).	20
Figura 1.9. a. Trayectoria de onda acústica sobre barrera hacia receptor. b. Atenuación de una barrera en función de su altura.	21
Figura 1.10. a. Ruido continuo. b. Ruido intermitente. c. Ruido impulsivo.	22
Figura 1.11. Periodos temporales de evaluación.	25
Figura 1.12. Periodos temporales de evaluación en distintos países.	25
Figura 1.13. Nivel de presión sonora máximo ponderado.	26
Figura 1.14. Nivel de presión sonora continuo equivalente.	27
Figura 1.15. Nivel de presión sonora continuo equivalente para los períodos temporales: día, tarde y noche.	27
Figura 1.16. Períodos temporales durante la jornada completa o las 24 horas.	29
Figura 2.1. Relación entre el nivel de ruido de todo tipo de transporte y el porcentaje de personas altamente molestadas.	62
Figura 2.2. Relación entre el nivel de ruido de todo tipo de transporte y el porcentaje de personas altamente molestadas. Comparación de la función obtenida por Schultz (1978) y función obtenida por Fidell et al. (1991).	63
Figura 2.3. Porcentaje de personas altamente molestadas %HA y L_{dn} para el ruido aéreo, carretera y ferrocarril.	64
Figura 2.4. Porcentaje de personas altamente molestadas y L_{dn} por el ruido aéreo, carretera y ferrocarril.	64
Figura 3.1. Ubicación geográfica ciudad de Loja.	76
Figura 3.2. Vista panorámica ciudad de Loja.	77
Figura 3.3. Foto aérea ciudad de Loja.	77
Figura 3.4. Delimitación del área de estudio en la ciudad de Loja.	79
Figura 3.5. Clasificación de la Red Vial de la Ciudad de Loja.	79
Figura 3.6. Zonas Norte, Centro y Sur que conforman el área de estudio.	80
Figura 3.7. Escala numérica de Likert de 11 categorías con escala verbal de 5 categorías asociada.	88
Figura 3.8. Estaciones de medición en las tres zonas de la ciudad.	90
Figura 3.9. Estaciones de medición Zona Norte ZN.	91
Figura 3.10. Estaciones de medición Zona Centro ZC.	91
Figura 3.11. Estaciones de medición Zona Sur ZS.	91

Figura 3.12. Equipo de medición: a. Sonómetro integrador analizador de espectro SC260, b. GPS eTrex Venture HC, c. Láser de precisión SPECTRA HD 50 y d. Anemómetro electrónico.	93
Figura 4.1. Niveles sonoros equivalentes Leq de las franjas horarias matutino y vespertino de la Zona Norte.	99
Figura 4.2. Niveles sonoros equivalentes Leq de las franjas horarias matutino y vespertino de la Zona Centro.	99
Figura 4.3. Niveles sonoros equivalentes Leq de las franjas horarias matutino y vespertino de la Zona Sur.	99
Figura 4.4. Valores de media aritmética de Leq por hora en la ciudad de Loja.	100
Figura 4.5. Valores de media aritmética de Leq por hora de medición.	101
Figura 4.6. Valores de media aritmética de Leq por día y por franjas horarias en las tres zonas de la ciudad.	102
Figura 4.7. Valores de media aritmética de Leq por día en las dos franjas horarias en la ciudad.	102
Figura 4.8. Distribución porcentual de Leq en zonas norte, centro y sur en franjas horarias matutino y vespertino.	103
Figura 4.9. Variabilidad de índices sonoros en Zona Norte.	104
Figura 4.10. Variabilidad de índices sonoros en Zona Centro.	104
Figura 4.11. Variabilidad de índices sonoros en Zona Sur.	104
Figura 4.12. Número de vehículos por hora de cada categoría vehicular en franjas horarias matutino y vespertino de las tres zonas.	106
Figura 4.13. Composición vehicular de las tres categorías de vehículos: ligeros, pesados y motocicletas en estaciones de medición de las tres zonas.	106
Figura 4.14. Porcentaje del tipo de flujo vehicular en las estaciones de medición de las tres zonas.	107
Figura 4.15. Eventos anómalos en estaciones de medición horario matutino de las tres zonas.	108
Figura 4.16. Eventos anómalos en estaciones de medición horario vespertino de las tres zonas.	108
Figura 4.17. Ancho de calzada en cada estación de medición de las zonas norte, centro y sur.	109
Figura 4.18. Número de carriles en estaciones de medición.	110
Figura 4.19. Sentidos viales en estaciones de medición.	110
Figura 4.20. Presencia de pendiente en vialidades de estaciones de medición.	111
Figura 4.21. Porcentaje de pendiente en vialidades de estaciones de medición. a. Ascendente. b. Descendente.	111
Figura 4.22. Geometría de la vía en estaciones de medición.	112
Figura 4.23. Material de superficie de rodadura de vialidades en estaciones de medición.	112
Figura 4.24. Tipo de vía en estaciones de medición.	113
Figura 4.25. Tipo de vía en estaciones de medición.	113
Figura 4.26. Valores de media aritmética de Leq según tipo de vía, en franjas horarias de las tres zonas de la ciudad.	114
Figura 4.27. Uso de vía en estaciones de medición, considerando el uso de suelo.	114
Figura 4.28. Altura de edificio 1 (a un lado de la vía) en estaciones de medición.	115
Figura 4.29. Altura de edificio 2 (al otro lado de la vía) en estaciones de medición.	115
Figura 4.30. Número de plantas de edificios en estaciones de medición. a. Edificio 1 (a un lado de la vía). b. Edificio 2 (al otro lado de la vía).	116

Figura 4.31. Material de superficie reflectora en edificios de estaciones de medición. a. Edificio 1. b. Edificio 2.....	116
Figura 4.32. Gráfico homogeneidad de varianzas, valores medios de niveles sonoros en las diferentes horas del día.	118
Figura 4.33. Diagrama de dispersión simple entre Leq y Log ₁₀ total vehículos.....	123
Figura 4.34. Diagrama de caja y bigotes entre Leq y superficie de rodadura.....	137
Figura 5.1. Sexo de encuestados en franjas horarias y zonas: norte, centro y sur.	149
Figura 5.2. Edad de encuestados de las estaciones norte, centro y sur.	149
Figura 5.3. Nivel de estudios de encuestados de las estaciones norte, centro y sur.	150
Figura 5.4. Estado civil de encuestados de las estaciones norte, centro y sur.	150
Figura 5.5. Porcentaje de encuestados que viven en esa calle de estaciones norte, centro y sur.	151
Figura 5.6. Tiempo que viven los encuestados en esa calle, estaciones norte, centro y sur.	151
Figura 5.7. Actividad que se encuentran realizando los encuestados en esa calle, estaciones norte, centro y sur.....	152
Figura 5.8. Horas de trabajo de encuestados que trabajan en esa calle, estaciones norte, centro y sur.....	152
Figura 5.9. Horas de estudio de encuestados que estudian en esa calle, estaciones norte, centro y sur.....	153
Figura 5.10. Veces al día que los encuestados realizan compras o trámites personales en esa calle, estaciones norte, centro y sur.	153
Figura 5.11. Veces al día que los peatones encuestados circulan por esa calle, estaciones norte, centro y sur.....	154
Figura 5.12. Grado de satisfacción de encuestados con las características de las calles Zona Norte.	154
Figura 5.13. Grado de satisfacción de encuestados con las características de las calles Zona Centro.	155
Figura 5.14. Grado de satisfacción de encuestados con las características de las calles Zona Sur.	155
Figura 5.15. Estado de salud de encuestados en estaciones de medición.	157
Figura 5.16. Efectos provocados por el ruido en encuestados de Zona Norte.....	157
Figura 5.17. Efectos provocados por el ruido en encuestados de Zona Centro.	158
Figura 5.18. Efectos provocados por el ruido en encuestados de Zona Sur.	158
Figura 5.19. Nivel de molestia de las fuentes de ruido en encuestados de las estaciones de medición.....	160
Figura 5.20. Nivel de molestia de las fuentes de ruido en encuestados de las estaciones de medición.....	161
Figura 5.21. Nivel de molestia de las fuentes de ruido en encuestados de las estaciones de medición.....	161
Figura 5.22. Valoración de intensidad del ruido de encuestados en Zona Norte.....	163
Figura 5.23. Valoración de intensidad del ruido de encuestados en Zona Centro.....	163
Figura 5.24. Valoración de intensidad del ruido de encuestados en Zona Sur.	163
Figura 5.25. Molestia que causa el ruido en ese momento en los encuestados de las tres zonas.	164
Figura 5.26. Estrategias para afrontar el ruido en estaciones Zona Norte.	165
Figura 5.27. Estrategias para afrontar el ruido en estaciones Zona Centro.	165
Figura 5.28. Estrategias para afrontar el ruido en estaciones Zona Sur.....	166

Figura 5.29. Relación entre la percepción del ruido en la ciudad y en las calles de estaciones de medición (media) y la evaluación de la molestia del ruido, con los niveles sonoros L_{eq} , L_1 , L_{10} , L_{50} y L_{90}	202
Figura 5.30. Porcentaje de población expuesta a L_{den} . a. Porcentaje de población expuesta en área total de estudio. b. Porcentaje de población expuesta en las zonas norte, centro y sur.	205
Figura 5.31. Estimación de la molestia causada por el ruido de tránsito rodado a partir de L_{den} (dBA). a. Porcentaje de la población molestanda (%A). b. Porcentaje de la población altamente molestanda (%HA).....	206
Figura 6.1. Histograma de distribución normal de residuos modelo propuesto.	213
Figura 6.2. Gráfico PP normal de regresión Residuo estandarizado.	213
Figura 6.3. Diagrama de dispersión para determinar homocedasticidad en modelo propuesto.	214

Introducción

La contaminación ambiental, actualmente, constituye uno de los principales motivos de preocupación a nivel mundial; la presencia en el ambiente de agentes físicos, químicos o biológicos en sus diversas manifestaciones y concentraciones están afectando de forma alarmante a la salud, seguridad, al bienestar humano y perjudicando a la vida vegetal y animal. La basura, las aguas negras, los desechos industriales, los derrames y combustión de los derivados del petróleo y la quema de combustibles como la gasolina, la basura y los desechos de plantas y animales, son consecuencia directa de la actividad humana debida a la falta de conocimiento y a la falta de conciencia, que contribuyen a un desequilibrio ecológico con daños graves que, en algunos casos, llegan a ser irreversibles.

La polución acústica es parte de esta contaminación ambiental, pero posee características peculiares respecto a otros contaminantes. El ruido no deja residuos sólidos, líquidos o gaseosos y se caracteriza por tener un fuerte carácter subjetivo: lo que puede ser música para unos, puede ser ruido para otros. Una emanación gaseosa contaminante provocará un efecto negativo en todos los seres vivos que se encuentren a su alcance; mientras que, el ruido se comportará de forma diferente, en función de la percepción que cada ser humano tenga de su entorno.

En este sentido, el ruido ambiental se ha convertido hoy en día en uno de los principales contaminantes ambientales de las ciudades; el contacto con esa realidad es inmediato y se inicia cuando nuestro sentido, el auditivo, después del visual, empieza a percibir ese entorno, haciéndonos partícipes del caos acústico producto de la dinámica que caracteriza a las ciudades. Este fenómeno, de la sociedad moderna, es detectado junto al crecimiento de las ciudades como una clara desventaja de los procesos de urbanización que involucran el aumento de la población provocada muchas veces por la migración del campo a la ciudad y los procesos de consumo que ésta conlleva, afectando principalmente a los centros urbanos en donde se concentran una variedad de actividades, convirtiéndose en una de las principales fuentes de molestia en los países de todo el mundo, no solo en los países desarrollados o en las grandes ciudades, sino también en los países que están en proceso de desarrollo, en ciudades medias.

La evolución que ha tenido el ruido desde las primeras expansiones de la civilización urbana hasta llegar a nuestros días tiene una envergadura mundial; los problemas de ruido del pasado no se comparan con los de la sociedad moderna y adquieren mucha mayor importancia, como producto principalmente del desarrollo tecnológico alcanzado, como el precio que la sociedad moderna tiene que pagar por su desarrollo. Las personas que habitan en los cascos urbanos están cotidianamente expuestas a los niveles del ruido en cualquiera de las actividades que realicen, trabajar, desplazarse, descansar o en actividades de esparcimiento, contribuyendo de esta forma a condiciones de estrés que afectan a su salud y bienestar general, pero principalmente, producen molestia y trastornos de sueño, convirtiendo actualmente al ruido en un problema de salud pública que demanda de una inmediata intervención.

Un entorno sonoro es el resultado de diversos factores y condiciones que interactúan durante la emisión y propagación del ruido ambiental. Y es que el origen del ruido ambiental se encuentra precisamente en las actividades humanas y se asocia especialmente con el proceso de urbanización, el crecimiento económico y el desarrollo del transporte y la industria. Según la Organización Mundial de la Salud (OMS), las fuentes principales de ruido son: el tránsito automotor, ferroviario

y aéreo (conocidas como fuentes móviles); la construcción y obras públicas (fuentes estacionarias) y las actividades comunitarias (fuentes intermitentes/temporales); sin embargo, se considera que los medios de transporte son los generadores de ruido más importantes que afectan a las urbes.

Organismos internacionales han establecido límites tolerables de los niveles de ruido en entornos urbanos. Algunos países cuentan con normativas para la reducción del ruido, que contemplan el monitoreo de los niveles de ruido, la elaboración de mapas de ruido, cálculo de índices de ruido ponderado, estadística del número de personas expuestas al ruido, el efecto de las actividades de reducción de ruido y medidas de mitigación y control del ruido. Pero el problema de la contaminación acústica no es la simple reducción del ruido, o el establecimiento de límites tolerables, sino el diseño del ambiente sonoro considerando el concepto de paisaje sonoro. Bajo este enfoque, un ambiente sonoro es visto de forma integral, incluyendo los aspectos positivos y negativos, considerando la interacción entre las personas, el sonido y el contexto en el que es percibido.

En los últimos años, el paisaje sonoro es tema de algunas investigaciones, y en este afán de utilizar el ruido como instrumento de planificación, se ha implementado una serie de modelos de predicción acústica que, de a poco, se van difundiendo. Para la elaboración de estos modelos se han utilizado las fuentes de ruido, principalmente el tránsito rodado, pero también las características urbanas. La ventaja de la implementación de estos modelos radica en que resultan más económicos que las medidas in situ, por lo que cada vez se plantean más cálculos teóricos sustituyendo a las medidas tradicionales.

La protección contra el ruido resulta compleja, por la multiplicidad, movilidad y diversidad de las fuentes de ruido; además de las características urbanas que se puedan presentar en los diferentes entornos urbanos. En este sentido, el ruido urbano, como herramienta en la planificación territorial, es fundamental, ya que se constituye en el único recurso que permite el estudio de los factores presentes del ruido en el territorio para proyectarlos en una evaluación futura, y poder controlar y mitigar el problema. Este proceso influirá en la planificación del uso del suelo, los planes de desarrollo, el tránsito y los planes de movilidad. Una acústica admisible en el clima urbano demanda de medidas complejas de protección en la sistematización de las ciudades: las distintas áreas urbanas (industrial, administrativo, comercial, residencial, etc.) deben ser creadas, así como enlaces eficientes, fáciles y fluidos entre ellas. Por lo tanto, la gestión del ruido, como elemento clave en la mitigación del ruido, debe convertirse en un componente esencial de los sistemas nacionales de planificación, cuyo resultado será una mejor planificación en la zonificación de nuevos usos del suelo en la ciudad y control del impacto acústico de la evolución del transporte.

Es necesario que los entornos urbanos sean vistos desde la perspectiva de paisajes sonoros, para que el ruido sea un indicador que forme parte del planteamiento de los futuros planes de ordenación y planificación de ciudades, en los que se garantice la eficiencia acústica de los paisajes urbanos como uno de los componentes ambientales determinantes de la calidad de vida.

La presente investigación tiene lugar en la ciudad de Loja, cabecera cantonal de la provincia de su mismo nombre; se encuentra ubicada al Sur en la Región 7 de la República del Ecuador en Sudamérica. El objetivo del estudio pretende, a partir de la determinación de variables cuantitativas como características del tránsito vehicular, condiciones meteorológicas y características urbano-arquitectónicas que influyen en el comportamiento acústico de los entornos urbanos, proponer un modelo de caracterización y predicción acústica que sirva para caracterizar entornos urbanos, como indicadores para la planificación urbana. Además de determinar la percepción acústica de los habitantes en los entornos urbanos de estudio, en torno principalmente, a la molestia, y estimar la relación entre los niveles sonoros versus la molestia, la población expuesta al ruido y la población molestanda por el ruido.

Una planificación racional es el instrumento indispensable para conciliar las diferencias que puedan surgir entre las exigencias del desarrollo y la necesidad de proteger y mejorar el medio (Naciones Unidas, 1972). La implementación del modelo propuesto en la planificación urbana será determinante en los procesos inherentes a su desarrollo. Para ello es fundamental la intervención de los gobiernos locales y planificadores, además de la generación de una legislación basada en normas internacionales. El manejo holístico del problema del ruido ambiental y su inclusión en la planificación de las ciudades medias, permitirá generar un paisaje sonoro de calidad para alcanzar el equilibrio ambiental tan ansiado en la actualidad.

Planteamiento de la investigación

Planteamiento del problema

El mundo se ha convertido en una simbiosis de sonido y ruido. Nuestro medio ambiente, en cualquier lugar que nos encontremos, sea exterior o interior, está compuesto de estos dos elementos: el sonido puede ser música para nuestros oídos, mientras que el ruido desentona y raya en lo desagradable. El sonido, después de ser calificado como negativo, pasa a ser ruido, a convertirse en un contaminante de las ciudades que afecta directamente a la población que vive en ella.

A diferencia del paisaje urbano de las ciudades, en el que actuamos como espectadores sin necesidad de encontrarnos dentro del paisaje, en el paisaje sonoro (soundscape), término introducido por el compositor canadiense Raymond Murray Schafer en 1970 para describir críticamente el medio ambiente como un campo humano-ecológico ubicado entre "el sonido y el ruido", siempre vamos a estar inmersos en él, en el centro del universo sonoro (Shafer, 2009). No podemos escapar al fenómeno del ruido: podemos cerrar nuestros ojos para no ver, pero no podemos cerrar nuestros oídos para no escuchar.

El proceso de cambio y evolución de las ciudades, producido principalmente por el proceso de urbanización, el crecimiento económico y el desarrollo del transporte y la industria, da lugar a un complejo sistema de infraestructura como urbanizaciones, servicios públicos y privados, infraestructura de transporte y comunicaciones, áreas verdes, espacios públicos, etc., que se constituyen en las fuentes de ruido, ya que es allí donde se desarrollan las actividades humanas, que generan una serie de sonidos que entran inmediatamente en contacto con la población, desencadenando la contaminación acústica. En la contaminación acústica contribuye el ruido ambiental emitido por las diversas fuentes de ruido; según la Organización Mundial de la Salud (OMS), el tránsito automotor, ferroviario y aéreo, obras de construcción y las actividades comunitarias; pero, por otro lado, también influyen las condiciones de propagación del sonido en función de las características del entorno urbano en el cual se produce.

De esta forma, el ruido urbano es un problema latente en las ciudades de todo el mundo y una de las principales causas de degradación medioambiental. Para la Organización Mundial de la Salud se constituye en una perturbación del medio ambiente humano que está creciendo a un ritmo elevado, principalmente debido al crecimiento demográfico, la urbanización y el desarrollo tecnológico, convirtiéndose en un agente perturbador del sosiego público que, no solo genera problemas sociales, sino efectos negativos sobre la salud y el bienestar humano, atentando a sus condiciones de habitabilidad y por lo tanto su calidad de vida.

Es importante cuestionarse, teniendo como antecedente la presencia del ruido ambiental en las ciudades: ¿se considera el ruido como un indicador en el momento de planificar?, o ¿cómo se puede conocer el comportamiento del ruido para que sirva como un indicador en el momento de planificar? Diversos métodos o metodologías se han llevado a cabo, tanto por organismos gubernamentales y privados como por investigadores, en el afán de caracterizar el ruido urbano en las ciudades.

Actualmente los mapas de ruido se han convertido en la herramienta necesaria para determinar la caracterización acústica de las ciudades. La Comunidad Europea ya en 1996, en el Libro Verde de Lucha Contra el Ruido, consideró a los mapas de ruido como “un método efectivo y relativamente barato para la evaluación de los datos sobre el ruido, su presentación al público y su utilización como herramienta básica de planificación” (CE, 1996). En este sentido, los mapas de ruido ayudan visualmente de forma fácil a identificar los niveles de ruido y a determinar cuáles son las zonas más afectadas.

En este tipo de estudios se da prioridad a las grandes ciudades en las que es fácilmente detectable el problema del ruido. Los elementos que componen su estructura urbana y las actividades humanas que se desprenden, son determinantes en el comportamiento del ruido y la percepción que la población tenga de éste. Pero, ¿qué sucede con las ciudades medias, aquellas ciudades que se encuentran en proceso de expansión, en las que la contaminación por ruido ambiental va en aumento como consecuencia directa de este mismo proceso?

Si el ruido se constituye en un factor indispensable a considerar en el momento de planificar las ciudades, adquiere mayor importancia el utilizar el ruido como herramienta de planificación en las ciudades que se encuentran en proceso de desarrollo (ciudades medias), ya que se puede determinar un comportamiento acústico previsor que ayudaría a tomar las medidas adecuadas para combatir esta contaminación.

La ciudad de Loja, caracterizada por ser una de las ciudades medias del Sur del Ecuador que actualmente cuenta con 220 504 habitantes, registra niveles de ruido que están alrededor de los 70 dBA, que sobrepasan la cifra tope de 53 dBA establecidos por la OMS, y los 65 dBA establecidos por la OCDE y el Ministerio del Ambiente del Ecuador (Libro VI anexo 5), afectando a la población que habita especialmente en la zona central de la ciudad.

Una de las principales fuentes de ruido en Loja es el tránsito vehicular que, en los últimos años, se ha incrementado de forma evidente. Desde 1965, año desde el que se registra el número de vehículos matriculados en la provincia de Loja, hasta el año de 1982, se experimenta un incremento anual moderado de entre el 10 y 30% y que en el año 1981 alcanza hasta el 52%. En este período de tiempo también se registra, en cuatro años, un decrecimiento de entre 3 y 28%. En el año 1983, se produce un incremento fuerte del 120%. Desde este año el parque automotor experimentó incrementos y decrementos (INEC, 2017). Según el estudio desarrollado por GEO – Loja, “La tasa de motorización en 2005 fue de 120 vehículos por cada 1000 habitantes, y el crecimiento vehicular promedio fue de 7,91% anual en el período 1995–2005. En el período 83–96, año a partir del cual - y en solamente 6 años - se duplicó el parque automotor, especialmente el privado. En la década 1995–2005 creció en un 237%” (GEO Loja, 2007). A partir de esta fecha, el crecimiento del número de vehículos en la provincia, ha sido regular, en algunos años más que en otros, aunque también se detectan decrementos. Desde el año 2013 hasta la actualidad, se han tenido incrementos promedio anual de hasta un 40%, pero también decrementos de hasta 11% (Jefatura Provincial de Tránsito de Loja, 2019).

El problema a investigar se dirige a la caracterización sonora de entornos urbanos en ciudades medias, a partir de la fuente de ruido: el tránsito vehicular, la morfología urbana y arquitectónica y la percepción de la población.

Con los antecedentes expuestos surge la interrogante: ¿cómo se puede hacer que la determinación de la caracterización acústica de la ciudad, no solo involucre los niveles de ruido, sino también el comportamiento del ruido frente a la morfología urbano- arquitectónica para una caracterización acústica integral de la ciudad, que ayude en la gestión del ruido, convirtiéndose en una de las herramientas indispensables en la planificación de una ciudad?

Justificación

El ruido ambiental es uno de los componentes principales de la molestia en el individuo, se convierte en el responsable del deterioro del ambiente urbano e incide directamente en la calidad de vida, provocando situaciones adversas para su normal desenvolvimiento en condiciones adecuadas de confort y en desmedro de su estabilidad física, mental y social.

“La calidad de vida es un término que se empezó a utilizar en los años sesenta, pero principalmente a partir de los setenta como una reacción a los criterios economicistas y de cantidad que rigen en los llamados informes sociales, contabilidad social, o estudios de nivel de vida. La máxima expresión de la calidad de vida es la que se da en una situación de equilibrio ecológico perfecto, tanto en lo biótico y de entorno, como en lo social, cultural y mitológico, es decir, aquel paraíso perdido, antes de la ruptura ecológica de Eva y la manzana. Esto nos situaría la calidad de vida en términos absolutos, como un mito inalcanzable. Pero no olvidemos el componente vivencial subjetivo de la realidad. En cualquier caso queda en el haber de nuestro desarrollo conceptual, a partir de esta primera reflexión exegética, el aspecto de equilibrio ecológico, o en otros términos, de calidad ambiental, como un componente fundamental que aglutina un buen número de los posibles indicadores antes enunciados” (Rueda, 1996).

Las condiciones ambientales creadas son determinantes para que el individuo viva y se desenvuelva en condiciones adecuadas. El componente acústico contribuye a la generación de estas condiciones por medio de la percepción. Por lo tanto, la conducta y las actitudes del individuo, que van a ser el reflejo de la relación de éste con el medio ambiente físico, van a depender directamente de la capacidad de percepción que tenga de dicho espacio mediante los estímulos que experimente. Esta percepción activa del ambiente físico debe ser clara y se inicia sin que nos demos cuenta, simplemente se da, y es que, es una respuesta a la sensación experimentada por los sentidos inmediatamente al ponerse en contacto con un entorno, el sentido auditivo, después del visual, se conecta automáticamente con esas ciudades en las que vivimos. El factor humano, principal componente de la dinámica de las ciudades, está siendo afectado por el ruido ambiental. Bajo estas condiciones resulta difícil hablar de calidad de vida; este problema que se vive, no solo local o nacionalmente, sino a nivel mundial, demanda una intervención inmediata de los actores involucrados.

La ciudad de Loja registra niveles de ruido elevados, lo que ha provocado una contaminación del ambiente urbano, a pesar de ser una ciudad media en el Ecuador y pequeña en relación a grandes ciudades fuera del territorio nacional. Los efectos en la población, especialmente la molestia, como consecuencia del ruido ambiental, le otorgan la relevancia necesaria para su investigación e intervención. Dentro del ámbito del urbanismo y la arquitectura, es importante considerar que la condición sonora de un determinado entorno urbano va a depender del tipo de fuente de ruido y

del comportamiento del ruido frente a las características físicas (urbano-arquitectónicas) de dichas ciudades (características geográficas, demográficas, climatológicas, arquitectónicas y urbanas), Por lo tanto, estas variables son necesarias en este tipo de estudios, además de la determinación del grado de afectación en la población.

El Ecuador, catalogado como un país muy diverso, alberga ciudades con tintes diferentes, cuyas características están determinadas por algunas variables, especialmente demográficas, geográficas y climatológicas, que determinan a su vez una serie de otras variables y han sido éstas las que han determinado la influencia del ruido urbano. Ciudades grandes del país, como Quito, Guayaquil y Cuenca, detectan altos niveles de ruido. En la ciudad de Quito se sobrepasan los niveles tolerables establecidos por la OMS de 55 decibeles por la mañana y 45 dBA por la noche “El resultado de algunas mediciones realizadas por la Dirección Metropolitana de Medio Ambiente (DMMA), indican que el promedio de decibeles en el sector sur es 80 dBA, siendo los sectores más conflictivos las avenidas Maldonado y Napo, por ser zonas comerciales; en el centro el promedio de decibeles supera los 80 dBA. “Los valores registrados en el último muestreo realizado Guayaquil en los dos sentidos de las vialidades, durante 10 minutos, fluctúan entre 69,1 y 79,8 dB, incumpliendo así la norma nacional vigente para zonas comerciales en horario diurno” (Diario Expreso, 2009).

En estas ciudades, para mitigar el ruido urbano, se desarrollan campañas concienciando a la población, por medio de información, sobre los efectos del ruido y mediante el control del uso indiscriminado del claxon de los autos a través de la aplicación de multas por cometer esta contravención. Pero, en realidad, estas medidas han sido poco efectivas. El proceso de expansión urbana de forma vertiginosa ha hecho que el problema del ruido se vuelva incontrolable ante la insuficiente atención por parte de autoridades y expertos en planificación urbana y arquitectónica y, por lo tanto, la falta de una planificación ordenada y previsible de los problemas que se puedan producir, y más cuando el factor humano es el principal involucrado. Cuando ya se ha llegado a degenerar la calidad acústica, resulta más difícil intervenir el estado actual.

En este contexto, las ciudades con mayores posibilidades de una intervención y, por lo tanto, factibles de planificación a futuro en cuanto a calidad acústica, son las ciudades medias que se encuentran en proceso de expansión. La ciudad de Loja se encuentra en proceso de expansión y se considera como potencial caso de estudio por sus antecedentes respecto al ruido.

La aportación al campo del conocimiento será llegar a establecer indicadores que sirvan como parámetros normativos para la planificación urbana, a través de la caracterización acústica, considerando las fuentes de ruido y las características urbanas y arquitectónicas en la búsqueda de una aproximación a la calidad acústica de ciudades medias. El planteamiento, resultado del proyecto de investigación, podrá ser transferido, aplicado y considerado en entornos urbanos análogos, en donde se busque como objetivo principal la creación de las condiciones acústicas ambientales necesarias para una adecuada calidad de vida.

Objetivos

General:

Desarrollar un modelo de caracterización de entornos sonoros para la planificación urbana.

Específicos:

- Estudiar las fuentes de ruido y las características urbanas y arquitectónicas que influyen en el comportamiento acústico de los entornos urbanos.
- Definir las variables para la caracterización sonora de los entornos urbanos del área de estudio.
- Determinar la percepción acústica de los habitantes en los entornos urbanos de estudio.
- Establecer las variables que influyen en el comportamiento acústico, para determinar un modelo de caracterización y predicción acústica que pueda ser incorporado como herramienta de planificación urbana.

Hipótesis

El nivel de ruido en un determinado entorno urbano de la ciudad está en función de las características del tránsito vehicular, de las condiciones meteorológicas y de las características urbano-arquitectónicas.

Capítulo 1
FUNDAMENTOS DEL SONIDO

En este capítulo se desarrollará el tema de los fundamentos del sonido, como un primer acercamiento a los tópicos que componen el tema de investigación. Definiciones de sonido y ruido, sus características, tipos, su percepción, su medición y su evaluación, tendrán lugar, de una forma amplia y suficiente, para entender el fenómeno del ruido.

1.1. Fundamentos y definiciones del Sonido

1.1.1. Definición de sonido

Para Arizmendi (1980), en el campo de la acústica, sonido, es tanto la causa que lo motiva, como la sensación producida. Por ello, el sonido debe ser entendido, tanto desde el punto de vista físico, movimiento oscilatorio mecánico de la mezcla gaseosa de aire producido generalmente por la vibración mecánica de cuerpos sólidos, como la percepción de estas vibraciones por el oído humano.

Otros autores también definen al sonido desde el punto de vista físico, en función de su relación directa con el oído humano. Según Brüel & Kjør (1984), el sonido puede definirse como cualquier variación de presión (en aire, agua u otro medio) que el oído humano pueda detectar. Para Saad (2009), el sonido es la sensación que el oído humano percibe como resultado de una rápida fluctuación en la presión del aire, estas fluctuaciones son creadas por un objeto vibrante que mueve las ondas longitudinales en el aire. Para (Jiménez, 2001), el sonido se debe a la fluctuación de ondas de presión en el aire que son registradas por nuestro oído y el sistema nervioso. Para Giani (2013), el sonido puede interpretarse como una perturbación que se propaga en forma de onda sonora a través de un medio elástico, produciendo vibraciones de presión y vibraciones de partículas que pueden ser percibidas bien por el oído humano, o bien por instrumentos específicos para tal fin. Desde la psicología, el sonido es una respuesta humana a este efecto en el oído.

Si bien las definiciones de sonido tienen significado en función del sentido auditivo, no se puede confiar enteramente en el oído para la percepción de los procesos acústicos, ya que las diferencias entre individuos pueden ser muy grandes por un lado, y por otro, que un mismo individuo juzgue sonidos idénticos de manera distinta (Arizmendi, 1980).

1.1.2. Sonido frente a Ruido

Físicamente, no hay diferencia entre sonido y ruido. El sonido es una percepción sensorial y el complejo patrón de ondas sonoras se denomina ruido, música, habla, etc. (Berglund, Lindvall, & Dietrich H, 1999). Sin embargo, la suma de sonidos caóticos, irregulares y arrítmicos o no periódicos se denomina ruido (Municipio de Rota, 2011).

En su sentido más general, varios autores e investigadores definen al ruido como un sonido no deseado (Berglund et al., 1999; Concha-Barrientos, Campbell-Lendrum, & Steenland, 2004; Kryter, 1985; Snyder, 2000), un sonido molesto, enfadoso e intempestivo o sonido fuerte, desagradable o inesperado (CE, 1996; Guski, 1989; Municipio de Rota, 2011). Con este concepto el ruido adquiere un carácter subjetivo, ya que lo que puede resultar música para alguien puede ser ruido para otro. Por lo tanto, el concepto de ruido está supeditado,

en primera instancia, a la percepción y a la valoración que una persona hace de éste (Berglund & Lindvall, 1995). En la percepción del ruido interviene un alto grado de susceptibilidad e influyen las circunstancias personales del oyente, además de la duración en el tiempo, el volumen o la intensidad, el tipo de espacio en que se emite y las características físicas del oído humano (Municipio de Rota, 2011). Por otro lado, es considerado como ruido por los efectos fisiológicos y psicológicos no deseados en una persona o grupo (Berglund & Lindvall, 1995; Municipio de Rota, 2011), cuando daña el mecanismo auditivo, cuando causa en el cuerpo otros efectos que son dañinos para la salud y la seguridad, quita el sueño y no deja descansar, interrumpe la conversación u otras formas de comunicación, cuando molesta e irrita (Baron, 1973).

En este sentido, para la definición y características del sonido, es necesario recurrir a parámetros físicos; mientras que, para analizar el ruido, debe recurrirse a parámetros psicológicos, sociales y situacionales.

1.1.3. La percepción del sonido

El oído humano es un órgano extraordinariamente sensible, que puede detectar una amplitud de 20 millonésimas de Pascal (20 μPa) equivalente a 5 000 000 000 veces menos que la presión atmosférica normal. En este sentido, no puede hablarse de sonido mientras no se haya producido en el aparato auditivo la sensación sonora correspondiente a una variación de presión superior a la cifra antes indicada (Arizmendi, 1980). Por lo tanto, el oído humano puede detectar niveles de presión tan altos o tan bajos de 100 Pa a 0,00001 Pa. El oído es más que un teléfono extremadamente sensible, también, junto con el cerebro, es capaz de analizar frecuencias y también es un discriminador muy fino entre diferentes tonos y frecuencias (Brüel & Kjær, 1984; Saad, 2009).



Figura 1.1. Anatomía y función del oído humano.

Fuente: <http://www.audix.cl/2016/10/anatomia-funcion-del-oido/>

Como variable ambiental, el sonido es captado por la persona a través de determinados receptores sensoriales, en este caso el oído. “El oído humano consta de tres partes principales (Figura 1.1): el oído externo, el oído medio y el oído interno. El oído externo, que consiste en el pabellón auricular y el conducto auditivo, recoge las ondas sonoras

aerotransportadas que luego vibran el tímpano, que colinda con el oído medio. El oído medio actúa como un dispositivo de adaptación de impedancia y tiene tres huesos pequeños que funcionan como un conjunto de palancas. Estos huesos transfieren la vibración al oído interno que consiste en dos sistemas separados, los canales semicirculares para controlar el equilibrio y la cóclea. La cóclea es un tubo con forma de caracol lleno de líquido, que está dividida longitudinalmente en dos partes por la membrana basilar. En respuesta a un estímulo acústico el líquido en la cóclea se altera y esto distorsiona la membrana basilar en cuya superficie superior hay miles de células ciliadas muy sensibles. Las células ciliadas registran esta distorsión y la transforman en impulsos nerviosos que luego se transmiten al cerebro” (Brüel & Kjær, 1984).

La exposición prolongada a sonidos fuertes causa daño a las células ciliadas con el resultado de que la capacidad auditiva se deteriora progresivamente. Al principio, el daño a algunas células ciliadas no se nota, pero a medida que se dañan más células ciliadas, el cerebro ya no puede compensar la pérdida de información. Las palabras se cruzan, el ruido del habla y del fondo no se puede distinguir y la música se amortigua. Para cuando el oyente se dé cuenta de la pérdida auditiva, el daño será irreparable. La pérdida de audición causada por la exposición al ruido es normalmente mayor en esas frecuencias (alrededor de 4 kHz) donde el oído es más sensible (Brüel & Kjær, 1984).

1.1.4. El umbral del dolor

El nivel de intensidad mínimo percibido por el oído a una frecuencia en particular es conocido como umbral de la audición a dicha frecuencia. Los umbrales de la audición varían de persona a persona, aun en las personas de audición normal; estos umbrales están relacionados con la edad de la escucha (Saad, 2009); sin embargo, se puede considerar como de 0 dB (Brüel & Kjær, 1984).

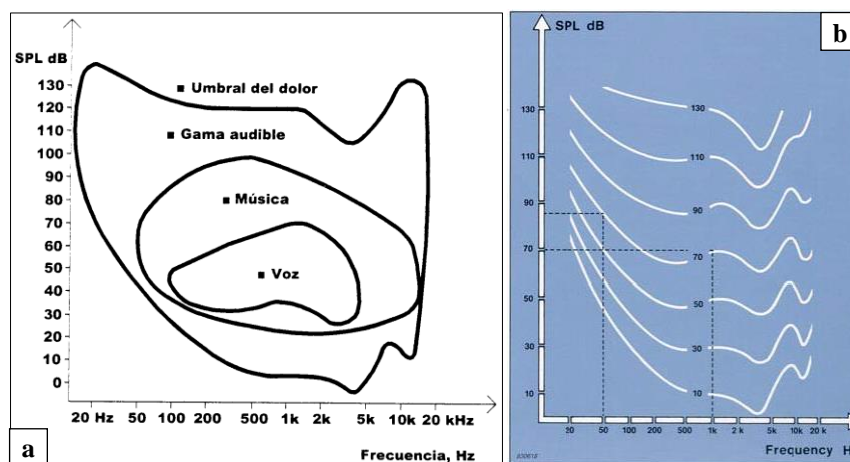


Figura 1.2. a. Límites audibles de frecuencia-niveles de presión sonora, en relación con las regiones aproximadas para la voz, música y umbrales. b. Contornos de igual intensidad, relación entre niveles de presión acústica (dB) y frecuencias (Hz).

Fuente. (Brüel & Kjær, 1984; Saad, 2009)

Cuando la intensidad de las ondas acústicas incidentes sobre el oído se incrementa, el sonido percibido en el oído se va incrementando más y más, hasta que la sensación cesa

como audición y empieza a “golpetear” o a causar dolor en el oído. Este nivel se conoce como umbral del dolor; este umbral es menos dependiente de la frecuencia ya que la respuesta del oído a estas intensidades es más parejo y su valor es aproximadamente de 120 dB SPL (Saad, 2009) o superior a 130 dB, como se puede apreciar en la Figura 1.2a.

Aunque un aumento de 6 dB representa una duplicación de la presión sonora, se requiere un aumento de aproximadamente 10 dB antes de que el sonido subjetivamente parezca ser dos veces más fuerte, el cambio más pequeño que podemos escuchar es de unos 3 dB. La sonoridad subjetiva o percibida de un sonido está determinada por varios factores complejos. Uno de estos factores es que el oído humano no es igualmente sensible a todas las frecuencias. Es más sensible a los sonidos entre 2 kHz y 5 kHz, y menos sensible a frecuencias más altas y bajas (Brüel & Kjær, 1984).

Esta diferencia en la sensibilidad a diferentes frecuencias es más pronunciada en SPLs bajos que en SPLs altos. Esto se puede ver en la Figura 1.2b, que muestra una familia de contornos de intensidad igual; estos indican el nivel de presión acústica requerido en cualquier frecuencia para dar la misma sonoridad aparente que un tono de 1 kHz. Por ejemplo, un tono de 50 Hz debe ser 15 dB más alto que un tono de 1 kHz a un nivel de 70 dB para dar la misma intensidad subjetiva. Los sonidos de impulso presentan otro problema en la evaluación de sonoridad: si un sonido es de corta duración, es decir, menos de un segundo, se denomina un sonido impulsivo o de impulso, ejemplos prácticos de sonidos de impulso son los ruidos de máquina de escribir y el martilleo, debido a la corta duración de tales sonidos, el oído es menos sensible percibiendo su volumen. Los investigadores generalmente coinciden en que la sonoridad percibida de sonidos menores de 70 milésimas de segundo (70 milésimas de segundo) es menor que la de sonidos de duraciones más largas que tienen el mismo nivel (Brüel & Kjær, 1984).

1.1.5. Propiedades de las ondas sonoras

A partir de la definición que el sonido es cualquier variación de presión (en aire, agua u otro medio) que el oído humano puede detectar, el sonido se da cuando las variaciones en la presión atmosférica ocurren más rápidamente - por lo menos 20 veces por segundo – donde pueden ser oídas (Brüel & Kjær, 1984).

Los componentes del sonido son: frecuencia, que corresponde al número de variaciones de presión por segundo (F) y se mide en Herzios (Hz) o en ciclos por segundo (C/S). Tono puro, cada frecuencia de sonido produce un tono distinto; un sonido de una sola frecuencia se denomina tono puro, pero en la práctica, los tonos puros se encuentran muy raramente y la mayoría de los sonidos se componen de diferentes frecuencias. El período (T), es el tiempo que se tarda en realizar un ciclo completo, se mide en segundos. La amplitud, informa sobre la magnitud de las variaciones de presión (cuánto más grande es la amplitud, más fuerte será el sonido). La longitud de onda (l) es la distancia que recorre una onda sonora en el tiempo de un período, se mide en metros. La velocidad de propagación (c) es la velocidad a la que se propagan las ondas sonoras, que depende de la masa y la elasticidad del medio; hay una velocidad específica para el aire (340 m/s), el agua (1460 m/s), el vidrio (5000 a 6000 m/s), etc. (Giani, 2013; Saad, 2009).

Como se ha dicho anteriormente, la frecuencia de un sonido produce su tono distintivo. El rango normal de audición para una persona joven sana se extiende desde aproximadamente 20 Hz hasta 20 000 Hz (o 20 kHz) mientras que el rango de la nota más baja a la más alta de un piano es de 27,5 Hz a 4186 Hz. Estas variaciones de presión viajan a través de cualquier medio elástico (tal como el aire) desde la fuente del sonido hasta los oídos del oyente. Para tener idea de la velocidad del sonido, para determinar qué tan lejos está una tormenta, se puede contar 3 segundos por kilómetro o 5 segundos por milla desde el momento en que se ve el rayo hasta escuchar el trueno (Brüel & Kjær, 1984).

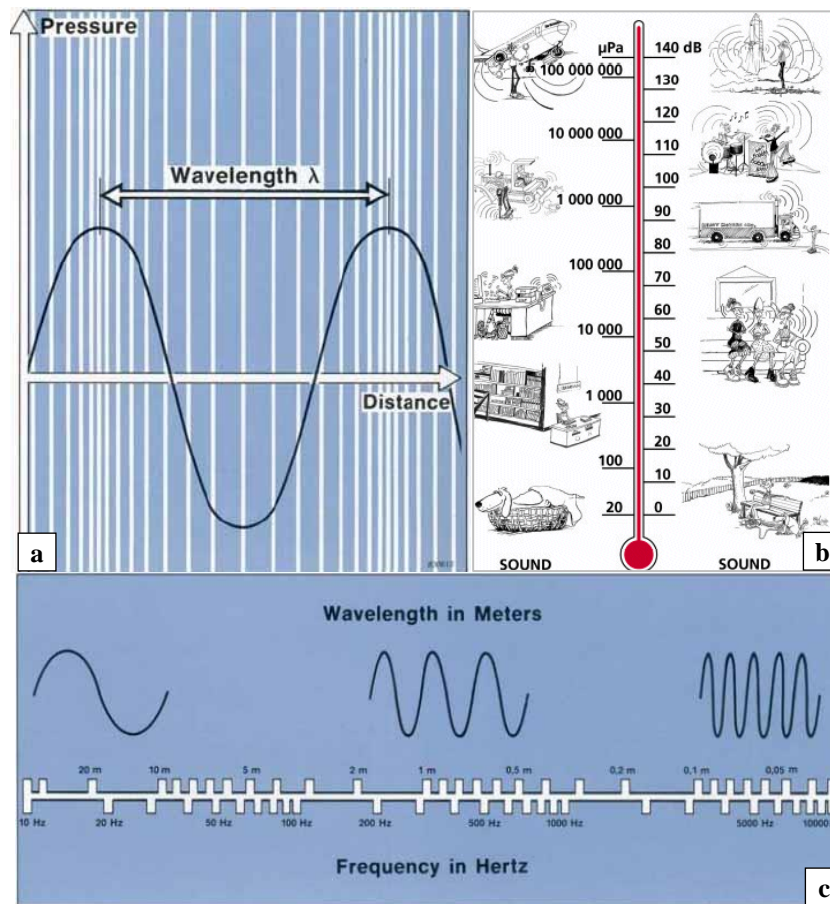


Figura 1.3. a. Longitud de onda. b. Nivel de presión sonora expresada en dB y Pa. c. Longitud de onda (metros) vs. Frecuencias (Hertz).

Fuente: Fuente: (Brüel & Kjær, 1984, 2000)

Conociendo la velocidad y la frecuencia de un sonido, se puede calcular la longitud de onda, es decir, la distancia desde una cima de onda o pico de presión a la siguiente (Figura 1.3a):

$$\text{Longitud de onda } (\lambda) = \text{Velocidad del sonido} / \text{Frecuencia}$$

A partir de esta ecuación se puede calcular la longitud de onda a diferentes frecuencias (Figura 1.3c). Por ejemplo, a 20 Hz una longitud de onda es algo más de 17 metros, mientras que, a 20 kHz, es solo 1,7 cm. Así los sonidos de alta frecuencia tienen longitudes de onda cortas y sonidos de baja frecuencia tienen longitudes de onda largas. Un sonido

que solo tiene una frecuencia se conoce como un tono puro. En la práctica los tonos puros se encuentran raramente y la mayoría de los sonidos se componen de diversas frecuencias. Incluso una sola nota en un piano tiene una forma de onda compleja. La mayoría del ruido industrial consiste en una amplia mezcla de frecuencias conocidas como ruido de banda ancha. Si el ruido tiene frecuencias uniformemente distribuidas a lo largo de la gama audible, se conoce como ruido blanco y suena como un chorro de agua.

1.1.6. Medición del sonido

Las mediciones proporcionan cantidades definidas que describen y clasifican los sonidos. Estas mediciones pueden proporcionar beneficios como en la acústica y permitir un análisis científico preciso de los sonidos molestos. Sin embargo, se debe recordar que, debido a las diferencias fisiológicas y psicológicas entre individuos, el grado de molestia no puede ser científicamente medido para una persona dada. Pero las mediciones sí dan un medio objetivo de comparar sonidos molestos bajo condiciones diferentes. Las mediciones de sonido también indican claramente cuándo un sonido puede causar daño a la audición y permitir que se tomen medidas correctivas. De esta forma, la medición y análisis del ruido es una poderosa herramienta de diagnóstico en programas de reducción de ruido, desde aeropuertos hasta fábricas, carreteras, hogares y estudios de grabación. Es una herramienta que puede ayudar a mejorar la calidad de nuestras vidas (Brüel & Kjær, 1984).

Una forma utilizada para describir un sonido es el tamaño o amplitud de las fluctuaciones de presión, que según investigaciones teóricas de los fenómenos acústicos, es conveniente expresar la presión sonora en pascales (Brüel & Kjær, 1984; Saad, 2009). El sonido más débil que un oído humano sano puede detectar tiene amplitud de 20 millonésimas de Pascal ($20 \mu\text{Pa}$) equivalente a 5 000 000 000 veces menos que la presión atmosférica normal. Un cambio de presión de $20 \mu\text{Pa}$ es tan pequeño que hace que el tímpano desvíe una distancia menor que el diámetro de una sola molécula de hidrógeno, sorprendentemente, el oído puede tolerar presiones de sonido más de un millón de veces más alto. Por lo tanto, si se mide el sonido en Pa, se termina con números bastante grandes e inmanejables; por esta razón, para mediciones prácticas se suele expresar estas cantidades en escalas logarítmicas como la escala de decibelios o dB. Las escalas logarítmicas se usan por la variación tan amplia de las presiones sonoras e intensidades y porque comprimen la gama de números requeridos para describir esta amplia variación de intensidades (Brüel & Kjær, 1984; Saad, 2009).

Cuando son usados los decibeles es una buena práctica usar la palabra “nivel”, por ejemplo: nivel de presión sonora, nivel de potencia sonora, etc., pues esto recuerda que la medición es una cantidad relativa a un nivel de referencia (Saad, 2009). La escala dB es logarítmica y utiliza el umbral auditivo de $20 \mu\text{Pa}$ como nivel de referencia, esto se define como 0 dB. Cuando se multiplica la presión acústica en Pa por 10, se añade 20 dB al nivel dB. Así que $200 \mu\text{Pa}$ corresponde a 20 dB (re $20 \mu\text{Pa}$), $2000 \mu\text{Pa}$ a 40 dB y así sucesivamente. Por lo tanto, la escala dB comprime un rango de un millón en un rango de solo 120 dB, que determina el campo de audibilidad de 0 a 120 dB (Arizmendi, 1980), ver Figura 1.3b (Brüel & Kjær, 2000).

1.1.7. Suma y resta de niveles sonoros

Adición de niveles de sonido

Si los niveles de sonido de dos o más máquinas se han medido por separado y se desea saber el SPL total realizado por las máquinas cuando se trabaja en conjunto, los niveles de sonido deben añadirse. Sin embargo, los dB no pueden ser agregados directamente (debido a la escala logarítmica). La adición de dB se puede hacer usando la Figura 1.4a y el siguiente procedimiento:

1. Medir el SPL de cada máquina por separado (L_1 , L_2).
2. Encontrar la diferencia entre estos niveles ($L_2 - L_1$).
3. Introducir el resultado de esta diferencia en la parte inferior de la Figura 1.4a. Subir hasta que intercepte la curva, luego ir al eje vertical a la izquierda.
4. Añadir el valor indicado (ΔL) en el eje vertical al nivel de la máquina más ruidosa (L_2). Esto da la suma de los SPL de las dos máquinas.
5. Si hay 3 máquinas, repetir los pasos 1 a 4 utilizando la suma obtenida para las dos primeras máquinas y el SPL para la máquina tres.

Ejemplo:

1. Máquina 1 $L_1 = 82$ dB
Máquina 2 $L_2 = 85$ dB
2. Diferencia $L_2 - L_1 = 3$ dB
3. Corrección (del gráfico) $\Delta L = 1,7$ dB
4. Ruido total = $85 + 1,7 = 86,7$ dB

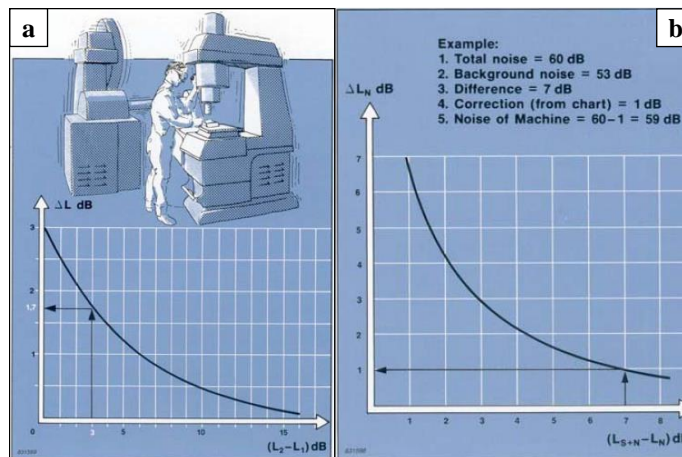


Figura 1.4. a. Correcciones para calcular niveles de presión sonora total. b. Correcciones para calcular ruido de fondo.

Fuente: (Brüel & Kjær, 1984)

Ruido de fondo (restando los niveles de sonido)

Un factor que puede influir en la exactitud de las mediciones es el nivel del ruido de fondo en comparación con el nivel del sonido que se está midiendo. El ruido de fondo no debe "ahogar" el sonido de interés, esto significa que el nivel del sonido debe ser al menos 3 dB

más alto que el ruido de fondo. Para ello es necesario hacer una corrección para obtener el resultado correcto. El procedimiento para medir el nivel sonoro de una máquina en condiciones de ruido de fondo es:

1. Medir el nivel de ruido total ($LS + N$) con la máquina funcionando.
2. Medir el nivel de ruido de fondo (LN) con la máquina apagada.
3. Encontrar la diferencia entre las dos lecturas ($LS + N - LN$). Si es inferior a 3 dB, el nivel de ruido de fondo es demasiado alto para una medición precisa. Si está entre 3 y 10dB, será necesaria una corrección. No es necesario ninguna corrección si la diferencia es superior a 10 dB.
4. Para hacer correcciones, se debe utilizar la Figura 1.4b, introducir en la parte inferior del gráfico el valor de diferencia ($LS + N - LN$) del paso 3, subir hasta que intersecte la curva y luego ir al eje vertical a la izquierda.
5. Reste el valor del eje vertical (ΔLN) del nivel de ruido total en el paso 1. Esto proporciona el nivel de sonido LS de la máquina.

1.1.8. Propagación del sonido

La propagación del sonido en el aire se puede comparar con las ondulaciones en un estanque producidas por la caída de una piedra, las ondulaciones se extienden uniformemente en todas las direcciones de forma circular en capas concéntricas (Figura 1.5a); pero la diferencia consiste en que en el aire la perturbación será volumétrica (en las tres dimensiones) y, sobre todo, que en las capas las moléculas integrantes estarán más próximas, con un aumento considerable de la densidad del aire y, posteriormente, una disminución en las capas expansivas, es decir que irá disminuyendo en amplitud a medida que se alejan de la fuente (Arizmendi, 1980; Brüel & Kjær, 1984).

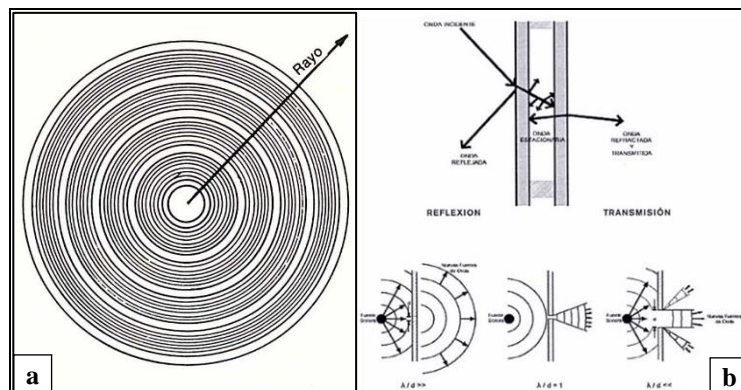


Figura 1.5. a. Propagación en campo libre. b. Propagación de ondas sonoras.
Fuente: (Arizmendi, 1980; Giani, 2013)

En general, la disminución del nivel sonoro se debe a que la superficie de las ondas sonoras aumenta con el alejamiento de la fuente, y la energía total transmitida al medio transmisor (aire en este caso), al ser evidentemente la misma, decrece en cantidad por unidad de superficie (Arizmendi, 1980).

Las condiciones antes señaladas se consideran como ideales y se denominan condiciones de campo libre. En el caso de un obstáculo en la trayectoria del sonido, se producen tres situaciones: parte del sonido será reflejado sobre su superficie si es lisa o se produce una difusión del sonido si es irregular (relación entre longitud de onda y el tamaño de las irregularidades); parte absorbida, pues la energía que no fue reflejada se transmite al medio separador que absorbe una parte de esa energía; y, el resto se transmitirá a través del objeto, accediendo finalmente, como se puede observar en la Figura 1.5b (Brüel & Kjær, 1984; Giani, 2013).

La cantidad de sonido reflejado, absorbido o transmitido depende de las propiedades del objeto, su tamaño y la longitud de onda del sonido. En general, el objeto debe ser mayor que una longitud de onda con el fin de perturbar significativamente el sonido. Por ejemplo, a 10 kHz la longitud de onda es 3,4cm - por lo que incluso un pequeño objeto como un micrófono de medición puede perturbar el campo sonoro; por lo tanto, la absorción acústica y el aislamiento se logran fácilmente. Pero, a 100 Hz, la longitud de onda es de 3,4 metros y el aislamiento acústico se vuelve mucho más difícil (Brüel & Kjær, 1984).

En otro de los casos y dependiendo de su longitud, la onda rodeará el obstáculo, una vez que llega a la superficie plana con una pequeña abertura, a partir de este orificio se generarán ondas idénticas a la incidente en todas las direcciones, conociéndose este fenómeno como difracción. Y finalmente cada sistema posee una frecuencia de oscilación propia que siempre la mantiene vibrando de forma natural; si una perturbación impacta a ese sistema con una frecuencia igual, el cuerpo vibrará con una amplitud que aumentará progresivamente hasta que no se elimine la perturbación, este fenómeno se conoce como resonancia (Giani, 2013).

1.1.9. Propagación del ruido ambiental

Cuando se habla de la propagación del ruido ambiental de debe considerar cómo se emite el ruido de la fuente, cómo viaja por el aire y cómo llega al receptor. Los factores más importantes que afectan la propagación del ruido son: tipo de fuente (punto o línea), distancia de la fuente, absorción atmosférica, viento, temperatura y gradiente de temperatura, obstáculos como barreras y edificios, absorción del suelo, reflexiones, humedad y precipitaciones entre otros. Para llegar a un resultado representativo en la medición o cálculo, estos factores deben tenerse en cuenta. Los reglamentos a menudo especificarán las condiciones para cada factor (Brüel & Kjær, 2000).

Tipos de fuente. Se pueden destacar dos tipos (Brüel & Kjær, 2000):

Fuente Puntual (Figura 1.6), si las dimensiones de una fuente de ruido son pequeñas en comparación con la distancia al oyente, se denomina fuente puntual. La energía del sonido se extiende circularmente, de modo que el nivel de presión acústica es el mismo para todos los puntos a la misma distancia de la fuente, y disminuye en 6 dB por duplicación de la distancia. Esto es válido hasta que la atenuación del suelo y aire afecte perceptiblemente el nivel. Para una fuente puntual con nivel de potencia acústica (LW), situada cerca del suelo,

se puede calcular el nivel de presión acústica (L_p) a cualquier distancia (r , en m) ecuación:
 $L_p = L_W - 20\log_{10}(r) - 8 \text{ dB}$.

Fuente Lineal (Figura 1.6), si una fuente de ruido es estrecha en una dirección y larga en la otra en comparación con la distancia al oyente, se llama una fuente de línea. Puede ser una fuente única, tal como una tubería larga que lleva un fluido turbulento, o puede estar compuesta por muchas fuentes puntuales que funcionan simultáneamente, tal como una corriente de vehículos en una carretera ocupada. El nivel de sonido se extiende de forma cilíndrica, por lo que el nivel de presión acústica es el mismo en todos los puntos a la misma distancia de la línea, y disminuye en 3 dB por duplicación de la distancia. Esto es válido hasta que la atenuación del suelo y aire afecte perceptiblemente el nivel. Para una fuente de línea con nivel de potencia acústica por metro (L_W / m) situado cerca del suelo, se puede calcular el nivel de presión acústica (L_p) a cualquier distancia (r , en m) de esa fuente a partir de la ecuación: $L_p = L_W - 10\log_{10}(r) - 5 \text{ dB}$.

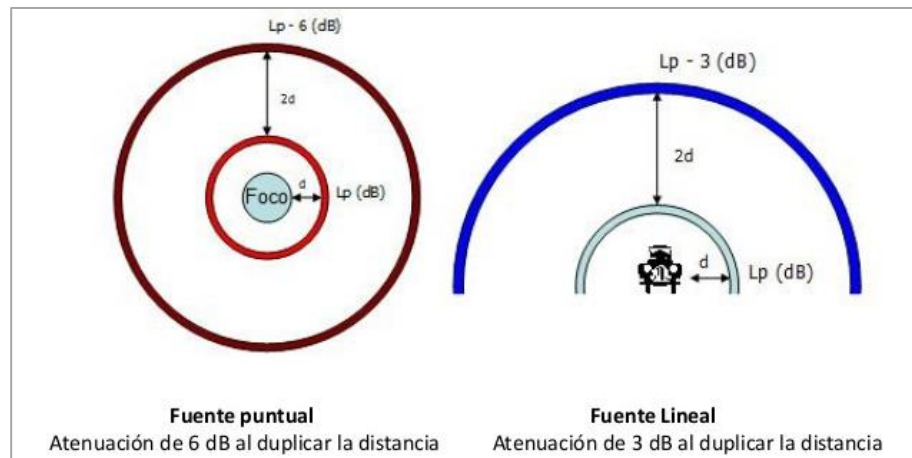


Figura 1.6. Tipo de fuentes en propagación del ruido ambiental.

Fuente: (Ismael, 2006)

Atenuación atmosférica. La reducción del ruido a través del aire depende de muchos factores: distancia de la fuente y contenido de frecuencia del ruido, como los factores más influyentes, y, temperatura ambiente, humedad relativa y presión ambiental. Las frecuencias bajas no están bien atenuadas por la absorción atmosférica.

Viento. La velocidad del viento aumenta con la altitud, que dobla la trayectoria del sonido para orientarla en el lado del viento y crea una sombra en el lado contra el viento de la fuente. A distancias cortas, de hasta 50 m, el viento tiene poca influencia en el nivel de sonido medido. Para distancias más largas, el efecto del viento se hace apreciablemente mayor Figura 1.7. A nivel del viento, el nivel puede aumentar unos pocos dB, dependiendo de la velocidad del viento. Pero al medir el viento o el viento lateral, el nivel puede caer más de 20 dB, dependiendo de la velocidad y la distancia del viento. Esta es la razón por la que se prefiere la medición del viento - la desviación es menor y el resultado también es conservador.

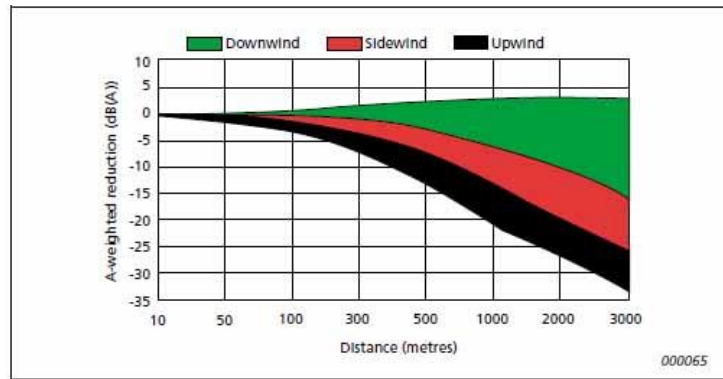


Figura 1.7. Reducción ponderada dBA según la velocidad y distancia del viento.

Fuente: (Brüel & Kjær, 2000).

Temperatura y gradiente de temperatura, los gradientes de temperatura crean efectos similares a los de los gradientes del viento, excepto que son uniformes en todas las direcciones desde la fuente. En un día soleado sin viento, la temperatura disminuye con la altitud, dando un efecto de "sombra" para el sonido. En una noche clara, la temperatura puede aumentar con la altitud (inversión de temperatura), "enfoque" de sonido en la superficie del suelo (Figura 1.8).

Obstáculos como barreras y edificios, la reducción del ruido causada por una barrera depende de dos factores: la diferencia de trayectoria de la onda acústica mientras que viaja sobre la barrera, comparada con transmisión directa al receptor ($a + b - c$, en la figura 1.8a) y el contenido de frecuencia del ruido. El efecto combinado de estos dos se muestra en la Figura 1.9a, donde las frecuencias bajas son difíciles de reducir usando barreras. La atenuación de la barrera para una pantalla típica se muestra en la Figura 1.9b en función de la altura de la barrera. Una barrera es más eficaz cuando se coloca cerca de la fuente de ruido o receptor.

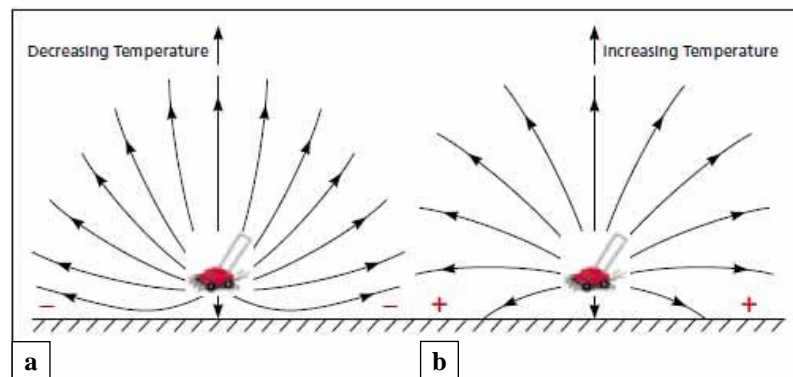


Figura 1.8. Refracción del sonido con gradientes de temperatura. a. Velocidad de caída normal (disminución de la temperatura con la altitud). b. Tasa de caída invertida (la temperatura aumenta con la altitud).

Fuente: (Brüel & Kjær, 2000).

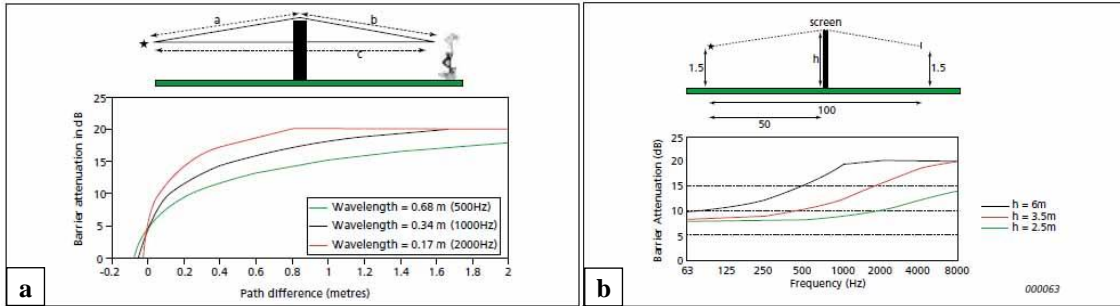


Figura 1.9. a. Trayectoria de onda acústica sobre barrera hacia receptor. b. Atenuación de una barrera en función de su altura.

Fuente: (Brüel & Kjær, 2000).

Efectos del suelo, el sonido reflejado por el suelo interfiere con el sonido propagado directamente. El efecto del terreno es diferente para superficies acústicamente duras (por ejemplo, hormigón o agua), blandas (por ejemplo, hierba, árboles o vegetación) y mixtas. La atenuación del suelo a menudo se calcula en bandas de frecuencia para tener en cuenta el contenido de frecuencia de la fuente de ruido y el tipo de suelo entre la fuente y el receptor. La precipitación puede afectar la atenuación del suelo. La nieve, por ejemplo, puede dar una atenuación considerable, y también puede causar gradientes de temperatura altos y positivos. Las regulaciones a menudo aconsejan no medir en tales condiciones.

1.1.10. Tipos de ruido (Brüel & Kjær, 2000)

En casa o en el trabajo, a menudo se oye el ruido de los sistemas de ventilación, que es apenas perceptible porque no tiene rasgos prominentes, el ruido nunca para y no tiene tono, pero si el ventilador de repente se detiene o comienza a quejarse, el cambio puede perturbar o llegar a molestar. La audición reconoce la información en los sonidos que se escuchan. La información que no se necesita o no se quiere es ruido. Las características de ruido que hacen escuchar y tomar nota son tonos o cambios en el nivel de sonido. Cuanto más prominente sea el tono, y cuanto más brusco sea el cambio en el nivel de sonido, más notable será el ruido.

Al medir el ruido, se necesita saber el tipo de ruido para poder elegir los parámetros a medir, el equipo a utilizar, y la duración de la medida. A menudo necesitamos utilizar los oídos para identificar las molestas características del ruido, antes de realizar mediciones, analizarlas y documentarlas.

Ruido continuo, es producido por maquinaria que funciona sin interrupción en el mismo modo, por ejemplo, sopladores, bombas y equipo de procesamiento. Medir solo unos minutos con un equipo de mano es suficiente para determinar el nivel de ruido. Si se escuchan tonos o frecuencias bajas, se puede medir el espectro de frecuencia para documentación y análisis posterior (Figura 1.10a).

Ruido intermitente, cuando la maquinaria funciona en ciclos, o cuando pasan por vehículos individuales o aviones, el nivel de ruido aumenta y disminuye rápidamente. Para cada ciclo de una fuente de ruido de la maquinaria, el nivel de ruido se puede medir igual que para el ruido continuo. Sin embargo, se debe anotar la duración del ciclo. Un solo

vehículo o avión que pasa es llamado evento. Para medir el ruido de un evento, se mide el nivel de exposición del sonido, combinando nivel y duración en un solo descriptor. También se puede utilizar el nivel máximo de presión acústica. Una serie de eventos similares se pueden medir para establecer un promedio fiable (Figura 1.10b).

Ruido impulsivo, es el ruido de impactos o explosiones, por ejemplo, de un controlador de pila, prensa de punzón o disparo. Es breve y abrupta, y su efecto sorprendente causa mayor molestia de lo que cabría esperar de una simple medición del nivel de presión acústica. Para cuantificar la impulsividad del ruido, puede utilizarse la diferencia entre un parámetro de respuesta rápida y un parámetro de respuesta lenta (como se ve en la Figura 1.10c). También se debe documentar la tasa de repetición (número de impulsos por segundo, minuto, hora o día).

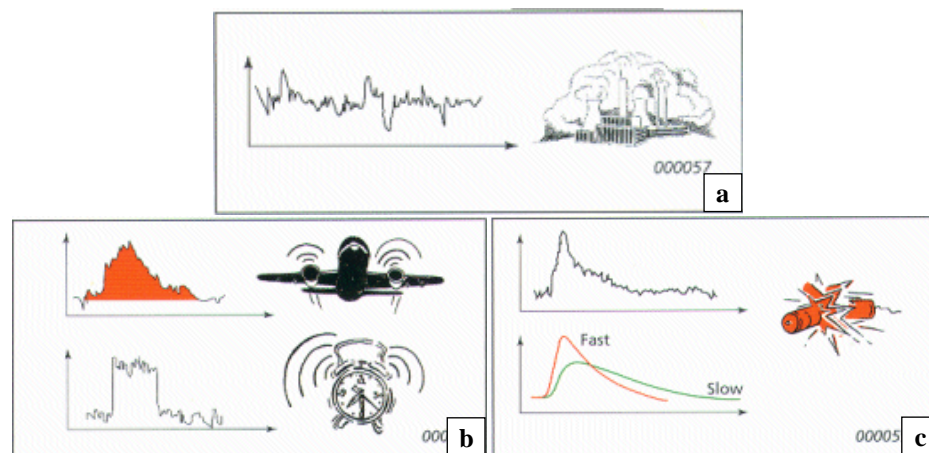


Figura 1.10. a. Ruido continuo. b. Ruido intermitente. c. Ruido impulsivo.

Fuente: (Brüel & Kjør, 2000).

1.2. Medidas para evaluar el ruido

Las medidas que se quieran desarrollar, responden al propósito por el cual se realizan, que puede ser para comprobar que un sistema funciona según lo especificado, diagnosticar un problema o hacer cumplir una especificación o regulación (Domínguez, 2013).

Cuando se trata de determinar la exposición al ruido, importa saber la energía total que percibe el oyente, y por tanto se debe integrar la energía acústica en un periodo de tiempo largo. Sin embargo, si lo que se pretende es registrar la aparición de eventos acústicos de tipo impulsivo, se debe disponer de una historia de niveles medidos con tiempos de integración muy cortos (Domínguez, 2013).

Es de especial importancia el nivel equivalente LA_{eq} , que se define como la media energética del nivel de ruido promediado en el intervalo de tiempo de medida, o el nivel que tendría un sonido continuo de la misma energía y duración de la medida. El nivel de exposición sonora (SEL) se define como el nivel equivalente a un segundo (Domínguez, 2013).

1.2.1. Unidades de Ponderación

La respuesta del sistema auditivo no es lineal. En general se perciben con más sensibilidad los sonidos en torno a 3 kHz, mientras que las frecuencias situadas a ambos extremos del espectro necesitan más nivel para ser percibidas con la misma sonoridad por el oyente (Domínguez, 2013).

Para intentar contrarrestar ese efecto y hacer que las medidas obtenidas por distintos sistemas sean comparables, se introdujo la ponderación A, que introduce un filtrado paso alto y paso bajo con características estandarizadas. La presión acústica medida se hace pasar primero por este filtro, antes de cualquier procesamiento posterior. Al nivel de presión sonora con ponderación A se lo suele denotar como dBA. Un inconveniente de la ponderación A es que puede minusvalorar la contribución a la energía total de la baja frecuencia. Esto es importante para el control de ruido, dado que el ruido de baja frecuencia se considera más molesto. Otra ponderación es la C, igual que la A, pero sin el filtrado paso alto. Existen otras ponderaciones, como la B o la I; sin embargo, no tienen aplicación hoy en día (Domínguez, 2013). Las ponderaciones frecuenciales normalizadas son las ponderaciones A y C especificadas en la Norma IEC 61672-1 (AENOR, 2014). La ponderación frecuencial A se utiliza generalmente para evaluar todas las fuentes de ruido, salvo los ruidos impulsivos de alta energía o los ruidos con un alto contenido de baja frecuencia, esta ponderación no se utiliza para medir los niveles de presión acústica de pico (ISO 1996-1, 2003).

La norma también especifica las ponderaciones temporales definidas, en función de su constante de tiempo τ , son la F (Fast, rápida), de $\tau = 0,125$ s, y la S (Slow, lenta), de $\tau = 1$ s. Los tiempos de caída para una señal eléctrica de entrada sinusoidal de 4 kHz deben ser de por lo menos 25 dB/s para la ponderación F y entre 3,4 dB/s y 5,3 dB/s para la S. Para una señal eléctrica sinusoidal continua de 1 kHz al nivel de presión acústica de referencia, la desviación entre la indicación de nivel medido con ponderación A y ponderación temporal F, nivel medido con ponderación A y ponderación temporal S y nivel con ponderación A promediado en el tiempo no debe exceder $\pm 0,3$ dB (AENOR, 2014). Estas ponderaciones temporales F y S, están especificadas en la Norma IEC 61672-1 (ISO 1996-1, 2003).

1.2.2. Índices acústicos

Para determinar los niveles de ruido urbano se utilizan índices acústicos. El índice acústico consiste en la magnitud física que describe la contaminación acústica y tiene relación con los efectos nocivos producidos por ésta. Inherente a este concepto se desprenden los siguientes conceptos (Hernández, 2012):

La contaminación acústica, se entiende como la presencia en el ambiente de ruidos o vibraciones, cualquiera que sea el emisor acústico que los origine, que impliquen molestia, riesgo o daño para las personas, para el desarrollo de sus actividades o para los bienes de cualquier naturaleza, o que causen efectos significativos sobre el medio ambiente.

Los efectos nocivos, se refiere los efectos negativos sobre la salud humana o sobre el medio ambiente.

Emisor acústico, es cualquier actividad, infraestructura, equipo, maquinaria o comportamiento que genere contaminación acústica.

Calidad acústica, grado de adecuación de las características acústicas de un espacio a las actividades que se realizan en su ámbito.

Intervalos de tiempo

Los índices para la evaluación del ruido y de las vibraciones se establecen para los distintos periodos temporales de evaluación para la calidad acústica en áreas acústicas, para la calidad acústica en el espacio interior de edificaciones y para evaluar los valores límite que deben cumplir los emisores acústicos.

Dentro de los intervalos de tiempo se contempla el intervalo de referencia y el intervalo a largo plazo. Según la norma ISO 1996-1: 2003, el tiempo de referencia lo deben especificar las normas nacionales o internacionales o las autoridades, donde se debe abarcar las actividades humanas típicas y las variaciones en el funcionamiento de las fuentes de ruido; puede ser, una parte del día, un día entero o una semana completa, incluso podrían ser intervalos de referencia más largos; se podrían especificar diferentes niveles o conjuntos de niveles para intervalos de referencia diferentes. El intervalo a largo plazo se refiere a un intervalo de tiempo especificado sobre el que se promedia o evalúa el ruido de una serie de intervalos de referencia; este tipo de intervalo se utiliza para describir el ruido medioambiental y es fijado por las autoridades responsables; para evaluaciones a largo plazo y para el uso del suelo se deben utilizar intervalos a largo plazo que representen una fracción significativa de un año, por ejemplo, 3 meses, 6 meses o 1 año.

Se emplean índices acústicos homogéneos correspondientes a las 24 horas del día, los periodos de tiempo son: período diurno, período vespertino y período nocturno que corresponde a día, tarde y noche, respectivamente, según la Figura 1.11. Cada país tiene definidos estos periodos, que en algunos casos tienen poca variación como el período del día cuyo inicio difiere en 1 hora, donde algunos países inician a las 6 y otros a las 7 de la mañana, o pueden tener grandes variaciones en la duración de los tres periodos, como se puede observar en la Figura 1.12 (Brüel & Kjær, 2000; Hernández, 2012).

Existen también los promedios a largo plazo que, para efectos de cálculo, un año corresponde al año para la emisión de sonido y a un año-medio para las circunstancias meteorológicas.

En la evaluación de los niveles sonoros en el ambiente exterior mediante índices de ruido, el sonido que se tiene en cuenta es el sonido incidente, es decir, no se considera el sonido reflejado en el propio paramento vertical.



Figura 1.11. Periodos temporales de evaluación.

Fuente: (Hernández, 2012)

Reference Time Periods			
Country	Day	Rest	Night
	(loudest period)	(loudest period)	(loudest period)
Austria	6-22 (8 h)		22-6 (0,5h)
Belgium	1h	1h	1h
Canada	7-23 (1h)		23-7 (1h)
Denmark	7-18 (8h)	18-22 (1h)	22-7 (0,5h)
France	7-20	6-7 20-22	22-6
Germany	6-22 (16h)	Workdays: 6-7, 20-22 Weekends: 6-9 13-15, 20-22	22-6 (1h)
Hong Kong	7-23 (0,5h)		23-7 (0,5h)
Italy	6-22		22-6
Korea	6-18 (8h)	18-24 (4h)	24-6 (2h)
Netherlands	7-19	19-23	23-7
Sweden	7-18	18-22	22-7
Switzerland	7-19		19-7
UK	7-23 (1h)		23-7 (5min)

Figura 1.12. Periodos temporales de evaluación en distintos países.

Fuente: (Brüel & Kjør, 2000).

Entre los índices que se utilizan se tienen (ISO 1996-1, 2003):

Nivel de presión sonora ponderado en frecuencia y ponderado en el tiempo L_{pAF} (dB): diez veces el logaritmo decimal de cuadrado del cociente de una presión sonora cuadrática determinada y la presión acústica de referencia que se obtiene con una ponderación frecuencial y una ponderación temporal normalizadas.

Nivel de presión sonora máximo ponderado en frecuencia y ponderado en el tiempo $L_{AFmáx}$ (dB): mayor nivel de presión sonora ponderado en frecuencia y ponderado en el tiempo durante un intervalo de tiempo determinado Figura 1.13.

El nivel de presión sonora máximo ponderado A **L_{Amax}** , utiliza la constante de integración fast L_{AFmax} , se asocia a la molestia, o a los efectos nocivos, producidos por sucesos sonoros individuales y se emplea para evaluar niveles sonoros máximos durante el periodo temporal de evaluación.

Nivel percentil N L_{AFNT} (dB): nivel de presión sonora ponderado en frecuencia y ponderado en el tiempo superado en el $N\%$ del intervalo de tiempo considerado.

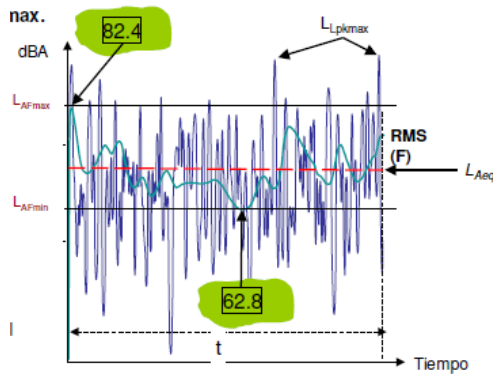


Figura 1.13. Nivel de presión sonora máximo ponderado.
Fuente: (Hernández, 2012)

Considerando una ponderación A, determinada la frecuencia y el tiempo de medición, el nivel percentil se simboliza como L_n , es un índice o descriptor estadístico que da una idea de las fluctuaciones del sonido a lo largo del tiempo. Los percentiles que se registran generalmente en las mediciones son: L_1 , L_5 , L_{10} , L_{50} , L_{90} , L_{95} , y L_{99} . L_1 se asimila al valor máximo. L_{10} es representativo del nivel pico de la señal, indicativo de valores altos de ruido. L_{50} representa los valores medios de ruido e interpreta mejor el ruido generado por el tránsito rodado. L_{90} se asocia al nivel de fondo (ruido de fondo) que son valores bajos de ruido. L_{99} se asemeja al valor mínimo.

Nivel de presión acústica de pico L_{Cpeak} (dB), con ponderación C: diez veces el logaritmo decimal del cociente del cuadrado de la presión acústica de pico y de la presión acústica de referencia, donde la presión acústica de pico es el valor máximo de la presión acústica instantánea durante un intervalo de tiempo determinado con una ponderación frecuencial determinada o un ancho de banda determinado.

Nivel de exposición sonora L_{AE} (dBA): diez veces el logaritmo decimal del cociente de la exposición sonora, E , y la exposición sonora de referencia, E_0 , siendo la exposición sonora la integral temporal del cuadrado, variable en el tiempo, de la presión sonora instantánea ponderada en frecuencia sobre un intervalo de tiempo determinado, t , o durante un suceso.

$$LE = 10 \lg\left(\frac{E}{E_0}\right) dB$$

Donde:

$$E = \int T P^2(t) dt dB \quad (1)$$

Nivel de presión sonora continuo equivalente L_{AeqT} (dBA): es diez veces el logaritmo decimal del cociente entre el cuadrado de la presión sonora cuadrática media durante un intervalo de tiempo determinado y la presión acústica de referencia, donde la presión sonora se obtiene con una ponderación frecuencial normalizada, figura 1.14. El nivel de presión sonora continuo equivalente ponderado A es:

$$L_{Aeq,T} = 10 \lg \left[\frac{1}{T} \int PA^2(t) / P_o^2 dt \right] dB \quad (2)$$

Donde:

$P_A(t)$ es la presión sonora instantánea ponderada A durante el funcionamiento de la fuente, t;

P_o es la presión acústica de referencia (= 20 μ Pa)

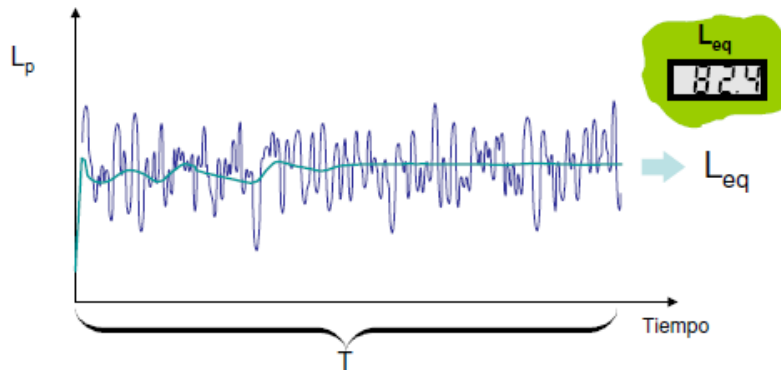


Figura 1.14. Nivel de presión sonora continuo equivalente.
Fuente: (Hernández, 2012)

Si se consideran los períodos temporales, se tendrían las equivalencias de la Figura 1.15.



Figura 1.15. Nivel de presión sonora continuo equivalente para los períodos temporales: día, tarde y noche.
Fuente: (Hernández, 2012)

Para la evaluación de la molestia producida por el ruido en las comunidades, la norma ISO 1996-1:2003, da directrices para evaluar el ruido medioambiental emitido por fuentes individuales o combinación de fuentes. Las autoridades competentes decidirán qué fuentes se deben combinar y qué términos correctores aplicar. Las investigaciones han demostrado que la ponderación frecuencial A no basta para evaluar ruidos caracterizados por la tonalidad, la impulsividad o con un alto contenido de baja frecuencia. Para estimar la respuesta de molestia a largo plazo de una comunidad frente a los ruidos con alguna de estas características especiales, se añade un término corrector, en decibelios.

Niveles de exposición sonora corregidos L_{REij} : este método se utiliza cuando los niveles de exposición sonora de sucesos aislados se pueden medir o calcular por separado. Para

cualquier ruido de un suceso aislado, salvo para los ruidos impulsivos de alta energía o los ruidos con un alto contenido de baja frecuencia, el nivel de exposición sonora corregido es:

$$L_{Rij} = L_{Eij} + K_j \quad (3)$$

Donde:

L_{Eij} Nivel de exposición sonora para el *i*ésimo ruido de un suceso aislado
 K_j Término corrector de nivel para el *j*ésimo tipo de ruido

Nivel de presión sonora continuo equivalente corregido, $L_{Reqj, Tn}$,

$$L_{Reqj, Tn} = L_{Aeqj, Tn} + K_j \quad (4)$$

Donde:

T_n Intervalo de tiempo
 $L_{Aeqj, Tn}$ Nivel de presión sonora continuo equivalente real
 K_j Término corrector para la *j*ésima fuente.

Niveles de evaluación compuestos para jornada completa

La norma ISO 1996-1:2003 establece otro método para describir el entorno acústico de una comunidad, que consiste en determinar el nivel de evaluación compuesto para jornada completa, a partir de los niveles de evaluación durante diferentes períodos de una jornada completa o las 24 horas del día.

El nivel de evaluación día/noche L_{Rdn} se calcula a partir de:

$$L_{Rdn} = 10 \lg [(d/24) \times 10^{(L_{Rd} + K_d)/10} + (24-d)/24 \times 10^{(L_{Rn} + K_n)/10}] \text{ dB} \quad (5)$$

Donde:

d es el número de horas de día
 L_{Rd} es el nivel de evaluación para el período del día, incluyendo los términos correctores para las fuentes y las características acústicas
 L_{Rn} es el nivel de evaluación para el período de noche, incluyendo los términos correctores para las fuentes y las características acústicas
 K_d es el término corrector para el fin de semana, si procede
 K_n es el término corrector para el período de noche

El nivel de evaluación mañana/tarde/noche, se define por:

$$L_{Rden} = 10 \lg [(d/24) \times 10^{(L_{Rd} + K_d)/10} + (e/24) \times 10^{(L_{Re} + K_e)/10} + (24-d-e)/24 \times 10^{(L_{Rn} + K_n)/10}] \text{ dB} \quad (6)$$

Donde:

E es el número de horas de la tarde
 L_{Re} es el nivel de evaluación para la tarde, incluyendo los términos correctores para las fuentes y las características acústicas

El resto de símbolos según la ecuación anterior (6)

En este sentido, los niveles según el período temporal se definirían como (ISO 1996-1, 2003):

L_d, es el nivel sonoro medio a largo plazo ponderado A, determinado a lo largo de todos los períodos día de un año.

L_e, es el nivel sonoro medio a largo plazo ponderado A, determinado a lo largo de todos los períodos tarde de un año.

L_n, es el nivel sonoro medio a largo plazo ponderado A, determinado a lo largo de todos los períodos noche de un año.



Figura 1.16. Períodos temporales durante la jornada completa o las 24 horas.
Fuente: (Hernández, 2012)

Por lo tanto, en función a lo antes expuesto, los niveles de ruido se definirían (Figura 1.16):

L_d, el índice de ruido asociado a la molestia durante el período día, L_{day}

L_e, el índice de ruido asociado a la molestia durante el período Tarde, $L_{evening}$

L_n, el índice de ruido correspondiente a la alteración del sueño, L_{night}

L_{den} y **L_{dln}**, índices de ruido asociados a la molestia global, índice de ruido día-tarde-noche e índice de ruido día-noche. Se expresan en decibelios (dBA).

En la preparación y la revisión de los mapas estratégicos de ruido se aplicarán los índices de ruido L_{den} y L_n .

Considerando que la noche dura 8 horas. Un año corresponde al año considerado para la emisión de sonido y a un año medio por lo que se refiere a las circunstancias meteorológicas. El sonido que se tiene en cuenta es el sonido incidente.

1.3. Instrumentos de Medición

1.3.1. Sistema de Instrumentación

El sistema de instrumentación comprende los elementos que componen el instrumento de medición o medidor de nivel sonoro, que incluye el micrófono, la pantalla antiviento, el cable y los grabadores, si los hay (ISO1996-2, 2007).

Un medidor de nivel sonoro es un instrumento diseñado para responder al sonido aproximadamente de la misma manera que el oído humano y para dar mediciones objetivas y reproducibles del nivel de presión acústica. Hay muchos sistemas de medición de sonido disponibles. Aunque diferentes en detalle, cada sistema consta de un micrófono, una

sección de procesamiento y una unidad de lectura. El micrófono convierte la señal de sonido en una señal eléctrica equivalente; el más adecuado para medidores de nivel sonoro es el micrófono condensador, que combina precisión con estabilidad y fiabilidad. La señal eléctrica producida por el micrófono es bastante pequeña y, por lo tanto, es amplificada por un preamplificador antes de ser procesada. Pueden realizarse varios tipos diferentes de procesamiento en la señal dependiendo de las redes de ponderaciones "A", "B" y "C".

La red de ponderación "A" pasa una señal de una manera que se aproxima a un contorno de sonoridad igual invertido en SPLs bajos, la red "B" corresponde a un contorno en SPLs medianos y la red "C" a un contorno de sonoridad igual en SPLs altos. Una característica especializada, la ponderación "D", también ha sido estandarizada para mediciones de ruido de aeronaves. Además de una o más de estas redes de ponderación, los medidores de nivel de sonido suelen tener también una red Lineal o "Lin".

Hoy en día, la red de ponderación "A" es la más utilizada ya que las ponderaciones "B" y "C" no se correlacionan bien con las pruebas subjetivas. Una razón de esta falta de la correlación entre las pruebas subjetivas y las mediciones ponderadas "B" y "C" se debe a que los contornos de intensidad igual se basaron en experimentos que utilizaron muestras puras tonos - y la mayoría de los sonidos comunes no son tonos puros, sino señales muy complejas compuestas de muchos tonos diferentes. Después de que la señal ha sido ponderada y/o dividida en bandas de frecuencia, se amplifica la señal resultante y se determina el valor cuadrático medio (RMS) determinado en un detector RMS. El RMS es un tipo especial de valor promedio matemático. Es importante en las mediciones de sonido porque el valor RMS está directamente relacionado con la cantidad de energía en el sonido que se está midiendo.

La última etapa de un sonómetro es la unidad de lectura que muestra el nivel de sonido en dB o alguna otra unidad derivada tal como dB (A). La señal también puede estar disponible en los zócalos de salida, en forma AC o DC, para la conexión a instrumentos externos tales como registradores de nivel o de cinta para proporcionar un registro y/o para procesamiento posterior (Brüel & Kjaer, 1984).

La Norma de la Comisión Electrotécnica Internacional IEC 61672 especifica el funcionamiento electro acústico de tres tipos de instrumentos de medida del sonido: 1. Sonómetro que mide niveles de sonido ponderados en frecuencia con ponderación temporal exponencial, 2. Sonómetro que integra y que promedia, promedio que mide niveles de sonido ponderados en frecuencia promediados en el tiempo, y 3. Sonómetro integrador que mide niveles de exposición sonora ponderados en frecuencia. Los sonómetros conforme con los requisitos de esta norma tienen una respuesta en frecuencia especificada para el sonido incidente sobre el micrófono desde una dirección principal en un campo acústico libre o sucesivamente desde direcciones aleatorias. Los sonómetros especificados en esta norma están dirigidos a medir sonidos comprendidos generalmente en el intervalo de la audición humana (AENOR, 2014).

Existen dos categorías de funcionamiento, clase 1 y clase 2. En general las especificaciones para los sonómetros de la clase 1 y de la clase 2 tienen los mismos objetivos de diseño y difieren principalmente en los límites de aceptación y en el rango de temperaturas de funcionamiento. Los límites de aceptación para la clase 2 son mayores o iguales que los de

la clase 1. La norma se aplica a una variedad de diseños de sonómetros, que pueden ser: un instrumento de mano auto-contenido con un micrófono montado e incorporando una pantalla de presentación de resultados; un sonómetro compuesto por componentes separados en uno o más recintos y puede ser capaz de mostrar una gran variedad de niveles de señales acústicas; los sonómetros pueden incluir un procesado de señal analógico o digital extensivo, separadamente o en combinación, con múltiples salidas digitales y analógicas; y, los sonómetros pueden incluir ordenadores de propósito general, grabadoras, impresoras y otros dispositivos que formen una parte necesaria del instrumento completo. Los sonómetros están diseñados para ser utilizados en presencia de un operador o para medidas automáticas sin su presencia (AENOR, 2014; ISO1996-2, 2007).

1.3.2. Calibración

Un aspecto importante a considerar con los medidores de nivel sonoro o sonómetros es su calibración, que les permite proporcionar resultados precisos. El modelo del calibrador acústico debe cumplir la norma IEC 60942 y mantener un nivel estable en un rango amplio de condiciones ambientales. La calibración se realiza colocando un calibrador acústico portátil, directamente sobre el micrófono, estos calibradores proporcionan un nivel de presión de sonido definido con precisión al que se puede ajustar el medidor de nivel de sonido, se prefiere un nivel de calibración de 94 dB SPL (igual a 1Pa), aunque pueden utilizarse otras. Es necesario calibrar los medidores de nivel de sonido inmediatamente antes y después de cada sesión de medición, los calibradores deberán ser clase 1 o clase 2, según el instrumento de medida, servirá para comprobar la calibración del sistema de medición completo a una o más frecuencias. Si se van a realizar grabaciones de mediciones de ruido, también se debe grabar la señal de calibración para proporcionar un nivel de referencia en la reproducción (AENOR, 2014; Brüel & Kjær, 1984).

Si las mediciones se realizan durante períodos de tiempo más largos, por ejemplo, durante un día o más, entonces el sistema de medición se debería comprobar o bien acústicamente o bien eléctricamente a intervalos regulares, una o dos veces al día. También será necesario verificar, al menos una vez al año, que el calibrador cumple con los requisitos de la Norma IEC 60942, y cada dos años, que el sistema de instrumentación cumple con los requisitos de las normas IEC de interés, en un laboratorio con trazabilidad a las normas nacionales (ISO1996-2, 2007).

Capítulo 2

**REVISIÓN DEL ESTADO DEL ARTE RELATIVO
AL RUIDO AMBIENTAL**

2.1. Introducción

El deterioro del medio ambiente es uno de los problemas más serios que la humanidad debe enfrentar hoy en día. Entre muchos otros efectos, el desarrollo no controlado de las actividades humanas ha dado como resultado la contaminación de aire y agua, el efecto de la casa caliente, la usurpación de áreas extensivas del bosque, la desertización de muchas tierras y la acumulación de enormes cantidades de desechos tóxicos. Dentro de este contexto, las sociedades modernas también experimentan un incremento de suma importancia en los niveles de contaminación acústica (García, 2001).

“Estamos viviendo en un mundo increíblemente ruidoso”, ya lo había dicho Baron 44 años atrás, en su libro *la Tiranía del Ruido*, en 1973. Y es que el ruido ambiental se ha convertido, hoy en día, en una de las principales fuentes de molestia en los países de todo el mundo, no solo en los países desarrollados, sino también en los que están en proceso de desarrollo. La evolución que ha tenido el ruido desde las primeras expansiones de la civilización urbana hasta llegar a nuestros días tiene una envergadura mundial. Los problemas de ruido del pasado no se comparan con los de la sociedad moderna y adquieren mucha mayor importancia; este proceso se ha dado como producto principalmente del desarrollo tecnológico avanzado, que ha traído consigo toda una serie de equipos y aparatos motorizados que se han convertido en instrumentos irremediables de las ciudades.

En este sentido, el hábitat urbano actual no está dimensionado para soportar los eventos sonoros. La sola actividad humana emite sonidos que, dependiendo de la intensidad y neutralizando muchas otras características, puede llegar a convertirse en ruido e interferir en las actividades que se desarrollan en su entorno. Así, el ruido llena todo y afecta a todo el mundo. Las personas que habitan en los cascos urbanos están cotidianamente expuestas a los niveles del ruido en cualquiera de las actividades que realicen: trabajar, desplazarse, descansar o en actividades de esparcimiento, contribuyendo de esta forma a condiciones de estrés que afectan a su salud y bienestar general.

El ruido, al atentar contra la estabilidad física, mental y social, y con mayor razón que en el pasado, es un problema ambiental importante para el ser humano, es el precio que la sociedad moderna tiene que pagar por su desarrollo. Frente a esta realidad, el ruido ambiental es tema de discusión de los organismos internacionales pertinentes, quienes en todo este tiempo han trabajado en investigaciones sobre los efectos en el ser humano y han establecido una legislación con el fin de controlar y mitigar el problema.

El contenido que se desarrolla a continuación ha intentado en la medida de lo posible determinar y conocer cómo ha evolucionado el problema del ruido, cuáles son sus antecedentes, cuál es la posición de los diferentes autores e investigadores que se refieren al tema y qué han hecho los organismos internacionales al respecto.

2.2.El Ruido ambiental

2.2.1. Antecedentes históricos

El problema del ruido no es exclusivo de las ciudades actuales, es uno de los problemas ambientales más antiguos que conscientemente ya fueron percibidos y lamentados por la población. Tiene sus antecedentes en la antigua ciudad de Roma, con la introducción de la primera rueda chirriante (Baron, 1973). Los romanos estaban muy familiarizados con el ruido no deseado y se quejaban del estrepitoso traqueteo que las ruedas con calces de hierro de sus carros producían sobre el irregular adoquinado de las calles, causando la interrupción del sueño y molestias a los habitantes de la ciudad (Berglund et al., 1999; Guski, 1989; Kotzen & English, 1999; Schwela & Zali, 1999). Los carros que corrían ruidosamente sobre los guijarros romanos movieron a Julio César a tratar - sin éxito - de prohibirlos durante el día (Baron, 1973), luego se emitió un decreto que prohibía el uso de carros en las calles de Roma en la noche. Por desgracia para los romanos, sus dirigentes no tienen el monopolio de la sabiduría acústica: Julio César aprobó una ley que requería que todas las entregas de bienes en Roma sean en la noche. No contento con la creación de esta contaminación acústica, Claudio posteriormente amplió la ley para todas las ciudades en Italia y Aurelius Marcus lo impuso a todas las ciudades del Imperio Romano. La caída del Impero Romano anunciaba una aparente disminución del interés en el control de los efectos adversos del ruido de tránsito. Parece que hay poca referencia al problema durante muchos siglos, hasta la invención del motor de combustión interna cambiando irrevocablemente el paisaje auditivo (Kotzen & English, 1999).

Hacia la época medieval, en algunas ciudades europeas no se permitía usar carruajes, ni cabalgar durante la noche para asegurar el reposo de la población (Berglund et al., 1999; Schwela & Zali, 1999).

En el siglo XV, en Berna se registra la presencia del ruido urbano con la emisión de un reglamento municipal que prohíbe circular por las carreteras en mal estado que produzcan ruidos que molesten a la población (Municipio de Rota, 2011).

A pesar de la presencia de los sonidos desagradables del pasado, éstos eran menos intensos, menos frecuentes y afectaban a menos personas. Pero el ataque acústico sobre el hombre y su medio realmente comenzó en serio con la Revolución Industrial en el siglo XVIII. De un medio predominantemente agrícola, el hombre se encontró desarraigado, por la atracción de las fábricas, hacia la congestión y la mugre de las ciudades. Se encontró a sí mismo rodeado por todas partes por fábricas que hacían millones de artefactos para permitirle desplazarse velozmente sobre la superficie de la tierra, pasar rugiendo a través de los cielos o mezclar el jugo de naranja (Baron, 1973), lo que significó un aumento constante en los niveles de ruido en las ciudades, aumentando año a año a lo largo del siglo. Esto, combinado con la densidad del crecimiento poblacional, resultó en una exposición mayor y más frecuente de la mayoría de las personas al ruido (Henning, 1975).

2.2.2. Definición

El ruido puede ser considerado como uno de los factores más importantes que perturba cualquier actividad diaria, el acompañante natural de la civilización, ya que se encuentra presente en todos los ambientes en los que se desarrolla nuestra vida: en el trabajo, en los desplazamientos en medios de transporte, al caminar por las calles e, incluso, logra introducirse en el hogar, el lugar donde todos deseamos alcanzar nuestro merecido descanso (Barrigón Morillas et al., 2002).

La clasificación del ruido se hace a partir de dos enfoques, primero considerando la exposición al ruido y segundo el bienestar del ser humano. En el primer caso, el ruido se clasifica en: ruido laboral, social y ambiental (González & Rocco, 1997), el ruido laboral se da en circunstancias de trabajo; se puede hablar de ruido social a la exposición voluntaria, como puede ser el uso de un walkman o la asistencia a un local de diversión nocturna; y el ruido ambiental es aquel que es involuntario y ocurre por el hecho de estar en un sitio sobre el que no se tiene potestad para modificar las condiciones: el caso más típico es el del ruido urbano, que no se puede gobernar a gusto de los transeúntes. En el segundo caso se clasifica al ruido como: ruido ocupacional, que se genera en los lugares de trabajo y ruido ambiental, que incluye el ruido en todos los demás entornos, ya sea a nivel comunitario, residencial o doméstico, por ejemplo el tránsito, parques infantiles, deportes, música, etc. (Concha-Barrientos et al., 2004). Según esta clasificación, se puede entonces asumir que hay dos tipos de ruido: el ruido laboral u ocupacional y el ruido ambiental. Para efectos de esta investigación, el estudio se va a enfocar sólo en el ruido ambiental.

La OMS, define al ruido ambiental (también denominado ruido urbano, ruido residencial o ruido doméstico) como el ruido emitido por todas las fuentes a excepción de las áreas industriales, siendo las fuentes principales del ruido urbano: el tránsito automotor, ferroviario y aéreo, la construcción y obras públicas y el vecindario (Berglund et al., 1999). Mientras que la Directiva de la Comunidad Europea describe al ruido ambiental como el sonido exterior no deseado o nocivo generado por las actividades humanas, incluido el ruido emitido por los medios de transporte, por el tránsito rodado, ferroviario y aéreo y por emplazamientos de actividades industriales (CE, 2002a; Silence, 2006), en este segundo concepto se incluye también el ruido generado en áreas industriales. El ruido ambiental generalmente se expresa como el promedio de todos los eventos de ruido durante un tiempo determinado, por ejemplo, 24 horas o días, o los valores de la noche (Sato, Yano, Björkman, & Rylander, 1999). A partir de estos conceptos, se asume como definición del ruido ambiental o urbano al ruido exterior generado por las actividades humanas y los medios de transporte como el tránsito rodado, ferroviario y aéreo.

2.2.3. El ruido urbano en las ciudades medias

El ruido urbano es un problema latente en las ciudades de todo el mundo y una de las principales causas de degradación medioambiental, para la Organización Mundial de la Salud, se constituye en una perturbación en el medio ambiente humano que está creciendo a un ritmo elevado, principalmente debido al crecimiento demográfico, la urbanización y el desarrollo tecnológico (Berglund et al., 1999).

De esta forma se ha convertido en un agente perturbador del sosiego público que no solo acarrea problemas sociales, sino efectos negativos sobre la salud y el comportamiento de los individuos que la padecen (Municipio de Rota, 2011).

La agresión permanente a la que estamos expuestos, lleva a afirmar que los ruidos de hoy no son los mismos de ayer, ni los mismos de mañana; si los de hoy son molestos, los de mañana serán mucho más, porque por un lado se están acumulando las causas del ruido y por otro somos menos tolerantes y más sensibles frente al ruido.

Si bien la contaminación acústica producida por el ruido urbano se inició en las grandes ciudades, en la actualidad ya no es un problema exclusivo de éstas, ni de las ciudades industrializadas. Ya lo decía Baron en el año 1973 que aunque grandes ciudades, como Nueva York, Tokio, Río de Janeiro y Madrid rivalizan entre sí por el título de “la más ruidosa”, también se encuentran ciudades pequeñas como Martha’s Vineyard (Isla en el Estado de Massachusetts, Estados Unidos), con población de 3916 habitantes que luchan contra las ruidosas motocicletas y la expansión del aeropuerto (Baron, 1973). En los países en desarrollo, debido a la deficiente planificación y la mala construcción de los edificios, los efectos del ruido son tan generalizados como en los países desarrollados y las consecuencias a largo plazo para la salud son exactamente las mismas (Berghlund & Lindvall, 1995; Schwela & Zali, 1999), pues estas poblaciones urbanas están creciendo rápidamente y la demanda de vehículos de motor aumenta de manera significativa.

El Programa Internacional de Trabajo de la Unión Internacional de Arquitectos (UIA): Ciudades Intermedias y Urbanización Mundial, afirma que las ciudades medias no tienen los problemas medioambientales que presentan las mega ciudades y que ello se convierte en un claro potencial, en una importante partida a jugar de cara al éxito social y económico y proyección de la ciudad, bajo el concepto de que las ciudades intermedias se constituyen en redes territoriales consolidadas, que pueden ser centros regionales de equilibrio y de regulación, tanto desde el punto de vista demográfico como desde el económico, que puede tener un impacto sobre la reducción de la pobreza, la violencia y los perjuicios ecológicos en las grandes ciudades (UIA, 1998). Sin embargo, el tamaño de una ciudad no determina necesariamente los problemas que pueda tener, pues erróneamente, todos partimos de un consenso no explícito de que las ciudades medias son aquellas que no son grandes y tampoco muy pequeñas. Fuera de eso no hay elementos que permitan comparar lo que estas ciudades tienen en común, la ciudad media es solo el escenario en donde se ubica el análisis del proceso que realmente interesa estudiar, sin que este análisis se vea atravesado por las cualidades atribuidas a una ciudad media. Cuando se encuentra algo en común, resulta que se trata de la pobreza, de la marginación, la incapacidad productiva, los déficits en servicio e infraestructura, el grave deterioro ambiental, etc., características que son consecuencia de una concepción del desarrollo social, no del tamaño del asentamiento (Castillo Palma & Patiño Tovar, 1999).

En este sentido, las ciudades medias no escapan a los problemas que aquejan a las grandes ciudades, pero a diferencia de las grandes ciudades, denotan una despreocupación ambiental con respecto al problema del ruido, como si no existiera o fuera ajeno a su realidad. Sin embargo, hay algo que se debe resaltar respecto a las ciudades medias, y es que tienen un claro potencial, respecto a las ciudades grandes ya consolidadas, por encontrarse en proceso de

expansión, donde se puede manejar el problema del ruido urbano con la prevención. El ruido debe constituirse en un insumo para su gestión como una política, que forme parte irremediable de la planificación de estas ciudades.

2.2.4. La Planificación y la Gestión del ruido

El incremento de los niveles de ruido ambiental es de tal magnitud a nivel mundial que solo la planificación puede lograr cambios ante esta realidad. Si bien es cierto, el ruido no es nuevo, no así su consideración como un factor importante al momento de planificar ciudades. En el año de 1969, ya se hablaba de la lucha contra el ruido y que la disminución del ruido debe considerarse en la planificación que se haga de las ciudades (Kurtze, 1969).

El descontrol y agravamiento dado en el transcurso de los años con respecto al ruido urbano es consecuencia de que los principales involucrados no le han dado la importancia debida y ha sido relegado a un segundo plano, no así problemas de contaminación atmosféricas y del agua. Las encuestas de opinión muestran que el ruido se considera una de las principales causas de la disminución de la calidad de vida. Para los ciudadanos chilenos, el ruido es percibido como uno de los principales problemas ambientales, ocupando el tercer puesto después de la contaminación del aire y la basura (MMA, 2011). Este accionar puede explicarse en parte, porque los responsables de toma de decisiones no son conscientes de los problemas o no están familiarizados con los efectos del ruido, que no son espectaculares, pues el ruido no es catastrófico, sino insidioso (CE, 1996). No considerar a la contaminación por ruido como un tema prioritario, sino otros temas del medio ambiente, ha hecho que el ruido no se constituya en una política que necesariamente forme parte de la planificación de las ciudades a nivel mundial o sea visto como instrumento de planificación (Raimbault & Dubois, 2005).

El ruido es generado por la misma actividad del hombre, que surge en la confluencia de estas actividades por la cercanía de los diferentes usos del suelo, vivienda, comercio, industria y rutas viales. El desarrollo urbano y el desarrollo de los niveles de ruido están estrechamente ligados, en este sentido, la planificación del uso del suelo y la planificación del desarrollo urbano pueden contribuir de manera significativa a aumentar o reducir la exposición al ruido y de la misma manera evitar su generación como la forma más eficaz de reducción.

En el documento Guías para el ruido urbano de la Organización Mundial de la Salud (1999), se expone el apoyo de los principios de manejo ambiental, sobre los cuales se pueden basar las políticas de gobierno, en cuanto a las políticas de manejo de ruidos: el principio de precaución, el principio "el que contamina paga" y el de prevención de ruidos. El ruido es un problema importante de salud pública (Willy Passchier-Vermeer & Passchier, 2000), y si la salud pública está en riesgo se deben tomar medidas de protección. Los responsables de las fuentes de ruido deben asumir los costos totales asociados con la contaminación sonora (incluido el monitoreo, manejo, reducción y supervisión), y tomar las medidas del caso para reducir el ruido en la fuente (Berglund et al., 1999). El manejo de ruidos requiere de un marco legal, normas nacionales basadas en normas internacionales. Las normas nacionales deberán considerar los factores tecnológicos, sociales, económicos y políticos de acuerdo a la realidad particular de cada país y velar porque se haga cumplir dichas disposiciones. Por lo tanto, las prioridades reales del manejo racional del ruido serán diferentes en cada país y dependerán de los riesgos

a la salud que se quieran evitar y en la identificación de las fuentes de ruido más importantes. También se debe implementar un programa de reducción de ruidos para alcanzar niveles óptimos de protección de la salud en un mediano y largo plazo (Berglund et al., 1999).

La Comisión de las Comunidades Europeas en la Política de lucha contra el Ruido en su Libro Verde (1996), contempla como instrumentos para reducir la exposición al ruido: las normas de emisión; normas de inmisión; medidas de planificación; medidas infraestructurales; instrumentos económicos; procedimientos operativos; investigación y desarrollo; e, información y educación. Utiliza la cartografía del ruido como un método efectivo y relativamente barato para la evaluación de los datos sobre el ruido, su presentación al público y su utilización como herramienta básica de planificación. De esta forma es fácil reconocer las diferentes exposiciones al ruido e identificar las zonas donde es necesario actuar y las zonas donde, aunque son tranquilas, no deben sufrir un aumento de la exposición (CE, 1996).

La protección del ruido resulta compleja por la multiplicidad, movilidad y diversidad de las fuentes de ruido. En este sentido, considerando el ruido y evitando los conflictos relacionados, deben constituirse en parte fundamental de la planificación del uso del suelo, planes de desarrollo, el tránsito y planes de movilidad. Una acústica admisible en el clima urbano demanda de medidas complejas de protección en la sistematización de las ciudades, las distintas áreas urbanas (industrial, administrativo, comercial, residencial, etc.) deben ser creadas, así como enlaces eficientes, fáciles y fluidos entre ellas. Por lo tanto, la planificación acústica, como elemento clave en la mitigación del ruido, se debe convertir en una parte inherente de los sistemas nacionales de planificación en el futuro. En la ordenación de la ciudad, se debe tener en cuenta el impacto acústico de las actividades que, en sus distintas zonas, se van a desarrollar, con el objeto de que los niveles de ruido sean los más adecuados (Sancho Vendrell, Llinares, & Llopis Reyna, 1996). Los principales nuevos usos del suelo y evolución del transporte deben tener en cuenta específicamente los posibles impactos acústicos antes de su ejecución (Murphy & King, 2010).

En muchos países, previo a implementar cualquier proyecto que pudiera aumentar significativamente el nivel de ruido ambiental en una comunidad, se realiza una evaluación de impacto ambiental, cuya autorización de construcción se hace con la emisión de licencias de construcción. Este estudio implica: el monitoreo de los niveles de ruido, la elaboración de mapas de ruido, cálculo de un índice de ruido ponderado, evaluación de la relación costo-eficiencia, el efecto de las actividades de reducción de ruido, la presentación tabular del número de personas expuestas a ciertos niveles de ruido, y enfoques para el control del ruido (Berglund et al., 1999; Brüel & Kjær, 1986, 2000). En Europa, la Directiva Europea sobre evaluación y gestión del ruido ambiental obliga a los estados miembros a elaborar mapas de ruido y planes de acción contra el ruido en aglomeraciones de más de 250.000 habitantes (CE, 2002a). Sin embargo, en otros, las medidas acústicas necesarias son totalmente insuficientes (Murphy & King, 2010).

Los mapas de ruido son, junto a los planes de acción, probablemente la actividad de más alto perfil que para la gestión, control y evaluación del ruido de la comunidad se ha llevado a cabo; sin embargo, existen otros métodos. En China se ha desarrollado una de las aplicaciones de los SIG que puede mejorar la eficiencia, la gestión de datos, la calidad, la exactitud y la

presentación, con el desarrollo de VR (Realidad Virtual) y las aplicaciones tecnológicas se pueden mover ampliamente en diversos ámbitos: los usuarios no solo obtienen los datos de los paisajes geoespaciales de forma dinámica, sino también pueden realizar algunos análisis (Huang, Han, Chen, & Zhou, 2010). Otra forma para recoger los datos precisos de la contaminación de ruido real y una mayor cantidad de datos, es la creación de redes inalámbricas de sensores, que representan una tecnología prometedora que puede superar los inconvenientes del procedimiento de recogida de datos de ruido actuales, así como abrir oportunidades de monitoreo; de igual manera podrían aportar mejoras significativas, en particular en la evaluación de la contaminación acústica debida al tránsito vehicular en las vialidades urbanas (Santini, Ostermaier, & Vitaletti, 2008).

2.2.5. Paisaje sonoro

Inherente al ruido urbano, es muy común escuchar actualmente la palabra *soundscape*, en español, paisaje sonoro, para describir el entorno acústico que por analogía se hace con el entorno visual; lógicamente sus propiedades son diferentes con el paisaje espacial visual, *landscape*, pero su importancia no menor. En este concepto, introducido por el canadiense Murray Schafer en 1965, el sonido no es entendido solo como un elemento físico del medio, sino como elemento de comunicación e información entre el hombre y el medio urbano. En este sentido, el ambiente urbano no debería ser solo aceptable, sino un ambiente que promueva reacciones positivas y estimulantes para el deleite humano (Shafer, 1976).

La realidad de las ciudades es el paso de la vida rural a la urbana, que puede caracterizarse como la transición de un paisaje sonoro de alta fidelidad a otro de baja fidelidad. En la ciudad, una información acústica trivial o adversa encubre los sonidos que necesitamos oír y para que un sonido atraiga nuestra atención debe ser enormemente fuerte e insistente, y es que el medio ambiente conformado por "sonidos y ruido" desde un punto de vista comercial, está provocando que el espacio público se hunda en un ruido coloreado de desechos sonoros, que lo deteriora, lejos de propiciar un paisaje sonoro (Shafer, 1976).

Los paisajes sonoros de cualquier entorno urbano se convierten esenciales para el bienestar, en este sentido el ruido constituye un impacto en la percepción del carácter y la calidad de ese paisaje. Una evaluación del paisaje sonoro describe el carácter de un paisaje, que puede ser, un lugar tranquilo o ruidoso. Por lo tanto, la presencia del ruido afecta la calificación de la calidad paisajística de un espacio (Kotzen & English, 1999).

Y es que han sido los efectos negativos que produce el ruido en el ser humano y principalmente la molestia y los trastornos del sueño (Botteldooren, De Coensel, & De Muer, 2006), los que han llevado actualmente al estudio de la acústica urbana, poniendo mayor atención al diseño del ambiente sonoro más que a la simple reducción del ruido, al establecimiento de límites tolerables o a proporcionar tranquilidad (Berglund & Nilsson, 2001; Bohme, 2000; Raimbault & Dubois, 2005). El concepto de paisaje sonoro está dirigido a desarrollar métodos para analizar el ambiente sonoro desde un punto de vista integral, incluyendo los aspectos positivos y negativos, considerando la interacción entre las personas, el sonido y el contexto donde es percibido; además del análisis del significado social y cultural que las personas atribuyen al ambiente sonoro (German González, 2009).

Al formar parte el paisaje sonoro del confort acústico, es parte integral de las condiciones de calidad de vida urbana, y por lo tanto, es esencial que el diseño, evaluación y gestión de los entornos sonoros sean incluidos en los futuros planes de ordenación y planificación, así como de movilidad urbana (Botteldooren et al., 2006). La inclusión de la variable sonido en la planificación urbana, conlleva al diseño, evaluación y gestión de paisajes sonoros, de manera que se pueda catalogar o valorar cuáles de los diferentes paisajes requieren de una protección y conservación debido a su interés sonoro; es decir, a sus características sonoras, a la información que poseen, al significado para la población, etc., o cuáles de los paisajes sonoros deben ser recuperados, puesto que existe un foco de contaminación que impacta de manera notable sobre ellos, o cuáles de los paisajes sonoros podrían acoger algún tipo de actividad, infraestructura e instalación que pudiera generar algún impacto sonoro, puesto que dicho paisaje carece o tiene un escaso interés sonoro, o bien, cuáles de los paisajes sonoros están fuertemente contaminados por el hombre, debido a actividades de tipo industrial, transporte, etc. (Torija et al., 2010).

Para el diseño de un entorno urbano se debe iniciar con la investigación acústica del ruido ambiental, determinando cuáles son los ruidos que la gente escucha, los ruidos que le molestan, pues normalmente no se ocurre preguntarle a la gente cuáles son los sonidos que le gustan o prefieren escuchar en un lugar determinado (Brown & Muhar, 2004). En el caso de zonas urbanas, el diseño del paisaje sonoro se debe entender como una composición de sonidos de la gente y sus actividades, el sonido de los animales y la naturaleza misma, etc.; para este proceso es importante conocer qué sonidos son valorados de manera negativa, adversos o desfavorables como la molestia y de manera positiva o favorables como la tranquilidad (Berglund & Nilsson, 2001), y de acuerdo a ello se eliminaría o restringiría ciertos sonidos a través de la reducción del ruido, se preservarían los sonidos que le dan carácter y sentido de pertenencia a un lugar (marcas sonoras como el equivalente acústico de las señales visuales) o se colocarían de forma imaginativa sonidos para crear entornos atractivos y estimulantes (Brown & Muhar, 2004).

Para llegar a una acertada planificación, los responsables políticos y los planificadores deben entender la importancia del concepto de paisaje sonoro en los proyectos urbanos, en donde la relación directa de los diferentes elementos que interactúan puede llenar el vacío que enfrentan al momento de decidir sobre los argumentos, y resolver una opción para la mejora de la calidad del sonido de sus pueblos (Raimbault & Dubois, 2005). Solo la comprensión del ruido urbano, tanto de los gobiernos locales como de la población, por medio de una acertada planificación, permitirá generar un entorno sonoro agradable.

2.2.6. Los costos del ruido

Concomitante a los efectos que causa el ruido se habla de los precios que generan o los costos que hay que pagar por los daños y protección contra el ruido.

A la hora de hablar del precio de la elaboración y sobre todo de la ejecución de los planes de acción contra el ruido, debemos tener en cuenta que el propio ruido genera gastos. Estos gastos están relacionados, por ejemplo, con la salud (tratamientos médicos) o con la disminución de los precios de las viviendas y los ingresos por alquiler; esto se revierte en un coste social que

le toca asumir al país. La lucha contra el ruido no solo acarreará beneficios sociales y sanitarios, sino también ventajas económicas.

Baron (1973) hace referencia a los precios que debe pagar la sociedad como precio de la civilización y define el precio en términos de salud, en dinero y en calidad ambiental.

Con relación al *precio en salud*, representan un gasto los tratamientos médicos. Tomando como punto de partida el concepto de salud de la OMS, el ruido representa un problema de salud pública, ya que, si no daña, molesta, afectando su bienestar; entonces existen razones suficientes para que el médico apoye las medidas de supresión del ruido como método reconocido de prevención de enfermedades.

Con relación al *precio en dinero*, el ruido no sale barato, pues constituye un presupuesto representativo dentro del presupuesto nacional; se han hecho pocos intentos de medir lo que están pagando el individuo o la sociedad por el exceso del ruido, probablemente sea más barato hacer el ruido que acabar con él. Este precio se lo evidencia en: el coste socioeconómico de los precios del suelo edificable, la disminución del valor de mercado de los bienes raíces al bajar el precio de las viviendas y los ingresos por alquiler, pues las personas económicamente mejor situadas abandonan los territorios más baratos, mientras que las económicamente más débiles se ven obligadas a emigrar hacia ellos (Guski, 1989); las personas que quieran vivir en una zona más tranquila y puedan económicamente, estarán dispuestas a invertir más dinero, encareciendo de esta forma las viviendas y los terrenos más tranquilos, produciéndose inclusive de esta forma una segregación de la población; un descenso en las interrelaciones personales de la gente; la estratificación social, encontrándose referencias de personas con formación escolar superior (más prolongada) que se quejan y reclaman mucho antes que otras con formación escolar más breve; pérdida en la productividad. Todos estos aspectos terminan afectando a los márgenes de ganancia y quien finalmente lo asume es el Estado.

Con relación al *precio en calidad ambiental*, la degradación del ambiente sonoro con un notable empeoramiento cualitativo del ambiente que nos rodea y que deviene en deterioro de la calidad de vida.

El costo social debido al ruido ha sido evaluado principalmente con respecto al transporte por carretera. “Este costo de los transportes en los estudios de varios países ha sido resumido por Quinet (1990) en alrededor de 0.1% del Producto Nacional Bruto (PNB), el rango de 0.06-1.0%, siendo aproximadamente el 90-93% de los costes debido al tránsito rodado y un 7-10%, al tránsito ferroviario (CETUR, 1982; Países Bajos Ministerio de Medio Ambiente, 1985). Con respecto a los costos sociales para todas las molestias de ruido, Wicke (1987) estima que en Alemania este costo fue de alrededor de 2% del PIB, siendo alrededor del 0.2% las pérdidas de productividad y disminuye un 1.9% en el valor de la propiedad” (Berglund & Lindvall, 1995). Durante la década de 1970, la caída en el valor de la vivienda debido a la exposición al ruido era de aproximadamente 0.3 a 0.8% por cada decibelio, y durante la década de 1980 la tasa de depreciación aumentó aproximadamente 1% por cada decibelio. Los niveles sonoros de exposición con que se evalúa el costo, varía a menudo entre 55 y 65 dBA, lo que puede dar lugar a una variación en un factor de 3 en la depreciación total estimada de todas las viviendas. El hecho de que el ruido de la comunidad reduce el valor de la tierra destaca la importancia de

la ordenación del territorio. Una planificación adecuada puede llevar a un incremento de largo alcance en el valor de la propiedad industrial (Berglund & Lindvall, 1995).

Es cierto que la cantidad de dinero y el esfuerzo que la gente está dispuesta a dedicar a la solución de un problema depende de la comprensión de la gravedad del problema y la conciencia que tenga de ello, presentado en términos cuantitativos y hacia ello se deben encaminar los trabajos de investigación (Schultz, 1982).

2.3. Factores que influyen en el ruido urbano

Los valores de los niveles sonoros medidos en un área urbana, serán el resultado de diversos factores y condiciones que interactúan durante la emisión y propagación de los mismos, por lo que es necesario conocer cuáles son los factores que influyen en este comportamiento.

2.3.1. Fuentes de ruido

Los orígenes del ruido ambiental se encuentran en las actividades humanas y se asocia especialmente con el proceso de urbanización, el crecimiento económico y el desarrollo del transporte y la industria. Aunque fundamentalmente se trata de un problema urbano, puede también, en función de las condiciones topográficas, ser fuente de molestias en las zonas rurales (CE, 1996).

Según la definición que hace la OMS del ruido ambiental, las fuentes principales son: el tránsito automotor, ferroviario y aéreo (conocidas como fuentes móviles), la construcción y obras públicas (fuentes estacionarias) y las actividades comunitarias (fuentes intermitentes/temporales); sin embargo, se considera que los medios de transporte son los generadores de ruido más importantes que afectan a las urbes.

En el Libro Verde se expone que, muchos europeos consideran al ruido ambiental, causado por el tránsito y las actividades industriales y recreativas, como su principal problema ambiental, especialmente en las zonas urbanas. El interés de la población es cada vez mayor, evidenciado por el creciente número de quejas, debido al continuo aumento del volumen del tránsito de todos los medios de transporte, junto con el desarrollo suburbano, provocando altos niveles de exposición al ruido, cada vez mayor en el espacio y en el tiempo (CE, 1996). El número de quejas contra el ruido urbano se ha constituido en uno de los indicadores para determinar cuál es la fuente que más causa molestia sobre el individuo. Evidencias como: acciones jurídicas contra el ruido, la realización de una encuesta de opinión pública y pruebas en laboratorio, son muestra de ello (Harris, 1979).

En este sentido, una de las principales fuentes del ruido urbano lo constituye el tránsito rodado (Fahy & Walker, 1998; Seto, Holt, Rivard, & Bhatia, 2007). Estudios en varias ciudades del mundo han revelado que el ruido de tránsito es el mayor contribuyente a los niveles de sonido grabado y la más importante fuente de molestia (Ibrahm S., 2003).

Considerando que es el tránsito rodado el principal medio de transporte en la ciudad de estudio, la investigación se limita sólo a referenciar y a analizar esta fuente de ruido.

El inicio del tránsito rodado se da en Roma, con la invención de la rueda; pero fue en la Revolución Industrial donde la situación se agravó, como consecuencia del desarrollo industrial, el crecimiento masivo de modernos sistemas de transporte y el surgimiento de grandes aglomeraciones urbanas. El estudio ejecutado en Reino Unido en 1960 por el Comité Wilson, llegó a la conclusión que el ruido de tránsito era la fuente de molestia predominante en áreas urbanas. De igual forma, un informe emitido por la Organización por la Cooperación Económica y Desarrollo OCED, indica que el trágico crecimiento de diferentes sistemas de transporte (el tránsito vehicular, los ferrocarriles y la aeronave), en 1960 y 1970 produjo un significativo aumento en los niveles de ruido ambiental en todos los países desarrollados. Se estimó que cerca del 15-20% de la población en países desarrollados sobre 100 millones de personas, están expuestas al nivel de sonido diurno equivalente (Leq) excediendo 65 dBA (García, 2001). Se estima que alrededor de 120 millones de personas en la Unión Europea o el 30% de la población está expuesta a niveles de ruido del tránsito rodado mayores a 55 dBA, el 13% está expuesta a niveles mayores a 65 dBA (Lday-night), por la noche, más del 30% están expuestos a niveles de presión acústica equivalente mayor a 55 dBA; en estos niveles, muchas personas se sienten molestas y su sueño se altera (WHO, 2004).

El ruido de un vehículo en circulación, es el resultado de la superposición de los diversos ruidos provocados por el motor, los órganos de transmisión, los neumáticos, la carrocería, etc. (Josse, 1975). De esta forma se puede distinguir el ruido emitido (emisiones sonoras) y el ruido producido (ruido de exposición). Las emisiones sonoras del tránsito rodado están determinadas por el ruido de los motores y los dispositivos de escape; mientras que el ruido producido o de exposición depende de muchos aspectos como: la velocidad, el tipo de vehículo: liviano o pesado, estado y conservación del vehículo, flujo de tránsito, influencia de la forma de conducción, pendiente de la vía, el trazado de la carretera y el estado del firme (Morales Pérez, 2009), dirección de circulación; material de la vía (características de absorción de los materiales), fenómenos por la propagación del sonido: refracción, difusión; condiciones meteorológicas, entre otros.

Existen estudios donde se ha comprobado cómo los aspectos derivados del tránsito rodado influyen en el ruido de exposición. En las velocidades de circulación, hay que distinguir dos campos: velocidades inferiores a 50-60 km/h caracterizadas por las interrupciones, paradas y arrancadas frecuentes, como es el caso de la circulación urbana; y, las velocidades superiores a este rango, donde se supone que el vehículo circula de forma fluida y continua (Morales Pérez, 2009). Sin embargo, los límites de velocidad de tránsito de 50 a 60 km/h generalmente no reducen la intensidad del ruido, puesto que la mayor permanencia de los vehículos en la calle y el frecuente cambio de marchas neutralizan completamente la insignificante reducción del ruido que supone una velocidad más reducida (Burk, 1969). En velocidades superiores a 60 km/h los niveles sonoros aumentan a medida que aumenta su velocidad (Morales Pérez, 2009), y a partir de ésta, es el ruido por rodadura, producido por el contacto con la carretera, el que supera el ruido del motor (WHO, 1980), inclusive en velocidades bastante bajas de 50 km/h ya se puede detectar el predominio del ruido producido por los neumáticos (CE, 1996).

Se ha observado una correlación entre la aceleración y ruido de los vehículos de todo tipo. Para velocidades bajas de 30 km/h, el aumento de ruido por aceleración es de 2dB; para velocidades

de 50 a 60 km/h, el incremento es de 1 a 1.5 dB; la conducción menos agresiva puede reducir el ruido en promedio de 5 dB, para vehículos pequeños y comerciales, y 7 dB para motocicletas (Morales Pérez, 2009). El nivel de ruido del tránsito, además de la velocidad de los vehículos, se correlaciona, con el índice de flujo de tránsito y la proporción de vehículos pesados, que, junto con las motocicletas, tienden a ser casi el doble de ruidosos que los automóviles. Surgen problemas especiales en áreas donde los movimientos del tránsito implican un cambio en la velocidad y potencia del motor, como en los semáforos, las colinas y las carreteras que se cruzan (WHO, 1980).

Si bien de alguna forma se controla el ruido emitido por medio de la legislación, no así el ruido de exposición que afecta cada vez más a la población que habita las ciudades, lo que demanda de una intervención urgente a nivel gubernamental.

2.3.2. Condiciones meteorológicas

Según la norma ISO 1996-2 (2007), las condiciones ambientales deben ser representativas de la situación de exposición al ruido en estudio, ya que los niveles de presión sonora varían en función de las condiciones meteorológicas. Los resultados de las mediciones de niveles sonoros pueden ser seriamente afectados por las condiciones meteorológicas cuando no se cumple la ecuación 2:

$$\frac{hs + hr}{r} > 0.1$$

Con la fuente a favor del viento, las mediciones tienen grandes incertidumbres. Para facilitar la comparación de resultados, es conveniente realizar mediciones en condiciones meteorológicas escogidas, para que los resultados sean reproducibles, propiciando condiciones de propagación sonora estables.

En el estudio que hace Morales (2005) en Madrid, donde analiza la relación entre variables, no encuentra ninguna asociación entre el viento y los niveles sonoros, pero sí entre la temperatura y los niveles sonoros. Para Sakamoto et al. (2009), el efecto meteorológico es considerado como difícil de incluir en un modelo de ingeniería, porque es un fenómeno complicado, causado por el perfil del viento y el perfil de temperatura sobre el suelo.

2.3.3. Condiciones de propagación

Las condiciones de propagación dependen de la configuración y las características urbanísticas del entorno, es decir, las características urbanas y arquitectónicas de la ciudad, donde convergen elementos tanto físicos como naturales, vialidades, edificios, ríos, vegetación, etc., sus dimensiones y materiales.

Dentro de los elementos urbanos, las características de **la calzada** influyen considerablemente en el comportamiento acústico de la circulación vehicular, según Perera (1989) (Citado por Morales Pérez, 2009, p. 32) la **existencia de pendientes** eleva los niveles sonoros, especialmente en los vehículos pesados, al tener una peor relación peso/potencia, que les obliga

a aumentar ésta para tratar de mantener la velocidad. El signo de la pendiente no influye significativamente; sin embargo, cuánto mayor es la pendiente mayor es el ruido producido por el tránsito. Según la Sociedad Española de Acústica (1991) (Citado por Morales Pérez, 2009, p. 33), para pendientes inferiores al 3% la incidencia no es significativa (< 1 dBA) por lo que en su trazado deben evitarse pendientes superiores a estos valores, ya que en pendientes superiores al 3% en áreas sensibles al ruido, por cada incremento de un punto en la pendiente, el nivel de ruido se incrementa aproximadamente en 2 dB(A) por su efecto sobre los vehículos pesados.

La importancia del **tipo de firme** es menor en el caso de circulación urbana que a alta velocidad. Para el caso de circulación urbana, los firmes rígidos pueden originar valores del nivel sonoro entre 2 y 4 dBA superiores a los firmes elásticos; el firme adoquinado origina elevaciones mayores, pudiendo llegar a valores de entre 8 y 10 dBA, en función de su estado de mantenimiento. La rugosidad del pavimento también tiene importancia para altas velocidades, siendo aconsejable no superar los 0.8 mm de profundidad con el ensayo de mancha de arena. El agua en el pavimento origina niveles sonoros superiores de hasta 10-12 dBA a los originados por pavimentos secos (Morales Pérez, 2009).

Las edificaciones junto a calzada, son elementos que también influyen en la propagación sonora. Cuando un vehículo circula por una calzada situada en espacios abiertos, las ondas sonoras emitidas por éste no encuentran obstáculos para su propagación, lo que origina una disminución relativamente rápida de los niveles una vez desaparecida la fuente que los originó; sin embargo, cuando el vehículo circula por una vía típicamente urbana, las edificaciones que la flanquean originan dos fenómenos: apantallamiento, que en muchos casos impide la propagación de las ondas sonoras, evitando que en la parte posterior de la edificación se modifiquen los niveles sonoros existentes, con la contrariedad que en la mayoría de los casos la parte posterior de una edificación es a su vez fachada de una nueva calle; y, el efecto cañón, donde se da un fenómeno de múltiples reflexiones de las ondas acústicas entre las fachadas de las edificaciones de ambos lados de la calzada, que son mayores mientras más reflectantes sean éstas, originado un aumento de los niveles sonoros incluso en altura que pueden llegar entre 3 y 5 dBA (Morales Pérez, 2009). Según la Sociedad Española de Acústica (1991) (Citado por Morales Pérez, 2009, p. 34) se produce una reducción de 0,1 dBA por cada metro de anchura de calle para una altura media dada y se produce un aumento de 0,6 dBA de nivel de ruido por cada metro de altura media, para una anchura de calle dada.

2.4. Los efectos del ruido en el ser humano

El ruido principalmente alcanza preponderancia por los efectos que provoca en el ser humano, pues a diferencia de otros problemas ambientales, la contaminación sonora sigue en aumento y produce un número cada vez mayor de reclamos por parte de la población; este incremento resulta insostenible debido a las consecuencias adversas, tanto directas como acumulativas que tiene sobre la salud (Berglund et al., 1999).

Los efectos del ruido en las emociones humanas y la salud física del hombre van de insignificante, pasando por molestia y enojo, hasta psicológicamente perturbador, fisiológicamente inocuo o hasta doloroso y físicamente dañino (Kinsler, Frey, Coppins, & Sanders, 1991). Dichos efectos no se

manifiestan en un corto, sino en un largo plazo que demanda de acciones inmediatas para limitar y controlar la emisión y exposición al ruido ambiental. Según Berglund et al. (1999), esas acciones deben estar respaldadas por una adecuada evaluación científica de los datos disponibles sobre los efectos del ruido, en particular, la relación dosis-respuesta, misma que constituye la base del proceso de evaluación y gestión de riesgos. Diversas investigaciones se han desarrollado en torno a los efectos que produce la exposición al ruido, que ha sido considerada como un riesgo para la salud pública, por los múltiples problemas que puede provocar en la población expuesta (Willy Passchier-Vermeer & Passchier, 2000).

Berglund ya en 1999, afirmó que en la Unión Europea, alrededor de 40% de la población están expuestos al ruido del tránsito con un nivel equivalente de presión sonora que excede 55 dB(A) en el día y 20% están expuestos a más de 65 dBA (Berglund et al., 1999; CE, 1996). Se atribuye principalmente, la contaminación por ruido, a los países desarrollados, cuando este problema es grave e incluso puede ser mayor en los países en desarrollo por la deficiente planificación y construcción de edificios, además del tránsito.

Pero, ¿por qué se considera al ruido urbano como un contaminante ambiental del ser humano, que atenta contra su estabilidad física, mental y emocional?, su respuesta está en la definición de salud.

La definición tradicional ha sido, que salud es ausencia de enfermedades. Pero salud, debe incluir la salud psíquica y la protección de la personalidad humana; en este sentido la OMS en 1946, define a la salud como "Un estado de completo bienestar físico, mental y social y no solamente la ausencia de afecciones o enfermedades" (EnHealth Council, 2004). Esto va paralelo al creciente reconocimiento médico de la necesidad de prevenir la enfermedad, y no solo de esperar que la enfermedad ataque. Por otro lado, en 1999, la Estrategia Nacional de Salud Ambiental define a la salud ambiental como "Los aspectos de la salud humana determinados por factores físicos, químicos, biológicos y sociales en el medio ambiente." (EnHealth Council, 2004). Bajo esta premisa es un hecho que el ruido está afectando a la salud humana y de allí su importancia.

Los efectos de la exposición al ruido en la salud, la capacidad funcional y el bienestar se puede resumir en: pérdida de la audición (deficiencia auditiva temporal o permanente); interferencia en la comunicación oral (proceso de enmascaramiento, cuando el ruido simultáneo impide la comprensión); efectos sobre el bienestar general: trastorno del sueño y reposo, la molestia, estrés; efectos psicofisiológicos, sobre la salud mental, trastornos cardiovasculares, cambios en el sistema hormonal e inmunológico, efectos en la circulación e hipertensión, efectos adversos en la cognición y el rendimiento; efectos sobre el comportamiento; interferencia en actividades (Berglund et al., 1999; Henning, 1975; Willy Passchier-Vermeer, 1993; WHO, 2004). Los niños son más vulnerables con respecto a la cognición y los adultos con respecto a la molestia. El ruido no solo se evidencia cuando produce la pérdida parcial o total del sentido auditivo conocido como efectos auditivos, sino también en efectos no auditivos al interferir en una serie de actividades inherentes a su actividad y bienestar, por el hecho de causar molestia. Estos últimos efectos son más difíciles de diagnosticar, por su carácter subjetivo, que depende de la reacción de cada individuo frente al ruido.

De manera general, se puede clasificar a los efectos producidos por el ruido urbano en: auditivos y no auditivos.

2.4.1. Efectos auditivos

Generalmente está relacionado con el ruido ocupacional que con el ambiental. Sin embargo, de acuerdo a la exposición, el tiempo y la intensidad, el ruido ambiental sí lleva a que se produzca sociacusia y presbiacusia. Según estudios desarrollados, se ha comprobado que las personas afectadas por el ruido ambiental no se habitúan fisiológicamente a éste; lo que hacen es reaccionar fisiológicamente frente a todos y cada uno de los ruidos, y con tanta mayor intensidad cuanto más intenso sea el ruido y más agredidas se sientan por él. Se ha detectado que existe un incremento de manifestaciones de síntomas psicosomáticos conforme crece la sobrecarga acústica ocasionada por los ruidos del tránsito, tanto urbano como aéreo, pero, que tales síntomas no son una consecuencia directa del ruido propiamente dicho, sino más bien de las molestias originadas por éste (Guski, 1989).

Los efectos sobre la audición, implican una deficiencia auditiva, que tiene lugar cuando se da un incremento en el umbral de audición que puede estar acompañada de zumbido de oídos. La deficiencia auditiva causada por ruido; se produce predominantemente en una banda de frecuencia de 300 a 6000 Hz. El límite permisible de ruido para adultos expuestos al ruido ambiental y de áreas recreativas es de 140 dB (Berglund et al., 1999). Se han determinado efectos en niños que están por nacer, cuando las madres embarazadas son expuestas a niveles sonoros de 85 dBA, lo que podría causar pérdida auditiva en los bebés (Willy Passchier-Vermeer, 1993).

La principal consecuencia social de la deficiencia auditiva es la incapacidad para escuchar lo que se habla. Esto se considera una limitación social grave, incluso los valores mínimos de deficiencia auditiva (10 dB en una frecuencia de 2 000 a 4 000 Hz y en ambos oídos) pueden perjudicar la comprensión del habla. El ruido interfiere en la comunicación oral, esta interferencia en el habla es un proceso de enmascaramiento, en el cual el ruido simultáneo impide la comprensión. La dificultad para entender la conversación cotidiana está influenciada por el nivel del habla, la pronunciación, la distancia entre el hablante y el oyente, las características del ruido circundante, la agudeza auditiva y el nivel de atención. (Berglund et al., 1999)

2.4.2. Efectos no auditivos

Los efectos no auditivos del ruido se definen como “todos los efectos en la salud y el bienestar que son causadas por la exposición al ruido, con la exclusión de los efectos sobre el órgano de la audición y los efectos que se deben a la ocultación de la información auditiva, es decir problemas de comunicación” (EnHealth Council, 2004; Kinsler et al., 1991).

2.4.2.1. Efectos sobre el sueño

El sueño es una necesidad biológica para la salud mental y física, que implica un proceso de recuperación esencial para que los humanos funcionen correctamente; durante este tiempo tiene lugar la restauración del cerebro y la provisión de un período de respiro para el sistema cardiovascular. El sueño ininterrumpido es un prerequisite para el buen funcionamiento

fisiológico y mental, que influye en la calidad de vida de un individuo y la pérdida del mismo puede tener varios efectos perjudiciales para la salud.

El sueño normal tiene una estructura claramente definida y estable de seis estadios diferentes. Temprano en la noche, la presión del sueño es alta y el cuerpo entra en un sueño profundo (etapas 3 y 4). El sueño profundo se ve interrumpido por varios ciclos de sueño REM, que significa movimiento ocular rápido y se refiere a la etapa del sueño donde se produce la fase de soñar. A medida que avanza la noche, la presión del sueño se reduce y dormimos más ligero (etapa 1 y 2). Mientras que el sueño profundo parece ser un estado de restauración de energía del cuerpo, la fase de soñar parece estar más relacionado con los procesos mentales y de memoria (Muzet, 2007).

Los efectos inmediatos del ruido en el sueño incluye, aumento de la motilidad, modificaciones en la etapa del sueño, respuestas autonómicas y despertares (Muzet, 2007). El tiempo total de sueño puede reducirse a través de un retraso en el inicio del sueño, despertares repetidos durante la noche o un despertar prematuro en la mañana. La motilidad o los movimientos corporales son una medida importante de las alteraciones del sueño y se ha observado que aumentan con el aumento del nivel de ruido. El umbral de inicio de la motilidad inducida por el ruido (de la aeronave) es, en promedio, 32 dBA L_{max} (W Passchier-Vermeer, Vos, Steenbekkers, Van der Ploeg, & Groothuis-Oudshoorn, 2002). El ruido nocturno puede alterar la profundidad del sueño, puede causar transiciones de una etapa de sueño profundo a una más superficial, reduciendo la cantidad de sueño profundo y afectando la ritmicidad de la fase de soñar. Además, dado que el sistema auditivo está siempre abierto, el ruido puede inducir cambios en la actividad eléctrica del cerebro y activar los sistemas de alerta (WHO, 2009). La activación de los sistemas de activación reticular, nervioso autónomo y endocrino da lugar a los "despertares". Los despertares se caracterizan por los cambios fisiológicos y psicológicos, como aumento en los niveles de hormonas del estrés, frecuencia cardíaca, presión arterial, constricción de los vasos sanguíneos, estado de alerta sensorial, movilidad y disposición a responder (Griefahn, Bröde, Marks, & Basner, 2008). La aparición de efectos cardiovasculares agudos del ruido del tránsito durante el sueño se ha demostrado en estudios epidemiológicos. El L_{Amax} , el umbral interior para los despertares inducidos por el ruido, se ha encontrado en unos 35 dBA, suponiendo un nivel de ruido de fondo de 27 dBA (Eriksson, Nilsson, & Pershagen, 2013; WHO, 2009).

De esta forma, los efectos primarios del ruido, durante el sueño, produce trastornos del sueño importantes como dificultad para conciliar el sueño, interrupción del sueño, acortamiento del período de sueño, cambios en la presión arterial y en la frecuencia cardíaca, incremento del pulso, vasoconstricción, variación en la respiración, arritmia cardíaca, mayores movimientos corporales y cambios en los sistemas hormonales e inmunes; y, efectos secundarios que se pueden observar al día siguiente como percepción de menor calidad del sueño, fatiga, depresión, reducción del rendimiento y efectos adversos sobre el estado de ánimo (Berglund et al., 1999; Eriksson et al., 2013; Willy Passchier-Vermeer & Passchier, 2000).

La probabilidad de ser despertado aumenta con el número de eventos de ruido por noche. Para descansar apropiadamente, el nivel de sonido equivalente no debe exceder 30 dBA para el ruido continuo de fondo y se debe evitar el ruido individual por encima de 45 dBA. Para fijar

límites de exposición al ruido durante la noche, se debe tener en cuenta la intermitencia del ruido. Esto se puede lograr al medir el número de eventos de ruido y diferenciar entre el nivel de sonido máximo y el nivel de sonido de fondo. También se debe prestar atención especial a las fuentes de ruido en un ambiente con bajos niveles de sonido de fondo; combinaciones de ruido y vibraciones y fuentes de ruido con componentes de baja frecuencia (Berglund et al., 1999).

2.4.2.2. Efectos sobre las funciones fisiológicas

Existe evidencia de que la exposición prolongada al ruido puede tener un impacto permanente sobre las funciones fisiológicas de los trabajadores y personas que viven cerca de aeropuertos, industrias y calles ruidosas. La hipertensión y cardiopatía están asociadas con la exposición a altos niveles de sonido, cuya magnitud y duración de estos efectos se determinan en parte por las características individuales, estilo de vida y condiciones ambientales. Una exposición de largo plazo al ruido del tránsito con valores de LAeq, 24h de 65-70 dBA puede tener efectos cardiovasculares, aunque las asociaciones son débiles, el efecto es más fuerte en el caso de cardiopatía isquémica que en hipertensión (Berglund et al., 1999; WHO, 2018).

2.4.2.3. Efectos sobre la salud mental

El ruido ambiental no causa directamente enfermedades mentales, pero se presume que puede acelerar e intensificar el desarrollo de trastornos mentales latentes. Por otro lado, los estudios sobre el uso de medicamentos, tales como tranquilizantes y pastillas para dormir, síntomas psiquiátricos y tasas de internamientos en hospitales psiquiátricos, sugieren que el ruido urbano puede tener efectos adversos sobre la salud mental; se ha encontrado personas que han ingresado a hospitales psiquiátricos, que han estado expuestas a ruidos considerables de aeronaves (Berglund et al., 1999).

En la exposición a ruido laboral se ha observado efectos como la depresión inducida por el ruido, la disminución de la orientación social y la actividad (Willy Passchier-Vermeer, 1993).

2.4.2.4. Efectos sobre el rendimiento

Se ha demostrado que el ruido puede perjudicar el rendimiento de los procesos cognitivos, principalmente en trabajadores y niños, que se deteriora principalmente en tareas complejas. Entre estos efectos se encuentran la lectura, la atención, la solución de problemas y la memorización. En las escuelas alrededor de los aeropuertos, los niños expuestos crónicamente al ruido de aviones tienen problemas en la adquisición y comprensión de la lectura, en la persistencia para completar rompecabezas difíciles y en la capacidad de motivación. Los niños que viven en áreas más ruidosas presentan alteraciones en el sistema nervioso linfático, lo que se manifiesta en mayores niveles de la hormona del estrés y presión sanguínea más elevada en estado de reposo. El ruido también puede producir deficiencias y errores en el trabajo y algunos accidentes pueden indicar un rendimiento deficiente (Berglund et al., 1999).

2.4.2.5. Efectos psicosociales y sobre la conducta

La exposición al ruido ambiental, en investigaciones epidemiológicas, contemplan el bienestar psicosocial, efectos conductuales, hospitalización psiquiátrica y la molestia. Estos efectos resultan complejos, sutiles e indirectos y son resultado de la interacción de diversas variables no auditivas. Siendo la molestia el principal efecto psicosocial (Berglund et al., 1999; Willy Passchier-Vermeer & Passchier, 2000)

El efecto del ruido urbano sobre la molestia se puede evaluar con cuestionarios o estudios del trastorno de actividades específicas. Sin embargo, niveles similares de ruido de tránsito o de la industria causan diferentes grados de molestia. La molestia en las personas varía no solo con las características del ruido, incluida la fuente del ruido, sino que depende en gran medida de muchos factores no acústicos de naturaleza social, psicológica o económica. La correlación entre la exposición al ruido y la molestia general es mucho mayor en un grupo que en un individuo. El ruido por encima de 80 dBA también puede reducir la actitud cooperativa y aumentar la actitud agresiva. Se han observado reacciones más fuertes cuando el ruido está acompañado de vibraciones y componentes de baja frecuencia o impulsos, como un disparo. Las reacciones temporales más fuertes ocurren cuando la exposición aumenta con el tiempo, en comparación con una exposición constante (Berglund et al., 1999).

2.4.3. La Molestia

Uno de los efectos del ruido que alcanza el mayor porcentaje de incidencia en la población es la molestia o annoyance en inglés, cuyo concepto aparece a partir de 1970 (Guski, 1989). La molestia se centra particularmente en, que se considera una de las primeras y más difundidas reacciones al ruido ambiental (Ouis, 2001). Se define como: “un sentimiento de enojo, descontento, malestar, insatisfacción o vulneración que se produce cuando el ruido interfiere con los pensamientos de alguien, los sentimientos o las actividades diarias” (Willy Passchier-Vermeer & Passchier, 2000).

En 1997, las estadísticas de algunos países ya daban números sobre el problema de la molestia. Para esa fecha la molestia por ruido era un problema grave en Europa y Japón, aproximadamente la mitad de los residentes urbanos de los países europeos eran afectados negativamente por el ruido y el 17% estaban expuestos a niveles de ruido superiores a 65 dBA. En Japón, la cifra aumentaba al 30%. En Estados Unidos, se reportaba solo un 7% de población expuesta (OECD, 1997).

En este sentido, la molestia por el ruido es generalizada en los países industrializados, pero también en las zonas urbanas de los países en desarrollo. La creciente red de transporte con el aumento de la densidad de tránsito es una causa primaria de la alta prevalencia de molestias de ruido (Miedema & Oudshoorn, 2001). El ruido del tránsito está claramente relacionado con la molestia. Para un nivel de ruido equivalente dado, el ruido de la aeronave genera una mayor proporción de residentes molestos que el ruido del tránsito rodado, que a su vez genera una mayor proporción de residentes molestos que el ruido ferroviario (Eriksson et al., 2013).

El carácter subjetivo del ruido determina un grado mayor, menor o la ausencia de la molestia. Algunos ruidos pueden ser molestos para casi toda la gente y, probablemente, cualquier ruido es molesto para algunas personas, y en función de ello pueden pensar que la molestia es o no importante como efecto del ruido en el comportamiento. Pero en la naturaleza no hay forzosamente una conexión entre lo placentero de un estímulo y sus efectos. Las medicinas son a menudo de sabor desagradable y algunos entretenimientos tienen malos efectos para la salud. Todo esto, sin embargo, no convierte el carácter agradable o desagradable de los estímulos en un asunto irreal que pueda ser ignorado. Una sensación puede adquirir asociaciones o significados sociales y culturales diferentes, agradables o desagradables. Una posible forma de reducir la molestia, según Harris Cyril (1979), es por hábito o bien por ventajas compensatorias. La audición repetida de un ruido, sin las asociaciones desagradables que le han hecho molesto, debería hacer al ruido neutral emocionalmente en condiciones adecuadas, pues la molestia y otros efectos del ruido disminuye cuando el ruido es familiar, y cuando esto no es posible los estímulos agradables y desagradables pueden equilibrarse mutuamente. De esta forma, las molestias debidas a la presencia de una fábrica pueden ser compensadas por la prosperidad que esta fábrica trae a la zona próxima a ella; o las debidas al ruido de aviones pueden ser compensadas por la seguridad contra un ataque aéreo; estas consideraciones son válidas hasta cierto punto, que no se debe sobrepasar (Harris, 1979).

En este sentido, la molestia como un componente de carácter no acústico del ruido, necesita de la contribución de la fisiología, la psicología, la sociología y otras disciplinas para ser correctamente interpretada. Desde un punto de vista medioambiental, el estudio y control del ruido se utiliza para alcanzar una determinada protección de la calidad del ambiente sonoro, donde se determinan los niveles de inmisión, y el grado de molestia sobre la población. En algunos casos las molestias son evidentes, ya que la exposición al ruido puede provocar daños físicos evaluables. Sin embargo, en gran parte de los casos, el riesgo para la salud no es tan fácil de cuantificar, interviniendo factores psicológicos y sociales que suelen ser analizados desde un punto de vista estadístico (Segués, 2007).

El grado de molestia del ruido se asocia generalmente con factores acústicos. El nivel de energía o presión sonora, no se puede asumir como molesto solo a los ruidos intensos, ya que pueden ser molestos y perjudiciales los ruidos de fondo muy débiles. Si bien los ruidos más intensos pueden perturbar y molestar a muchas más personas, y más intensamente que otros más irrelevantes o débiles, siempre habrá algunas personas que no se sentirán ni molestadas ni perturbadas por ruidos intensos, de idéntica manera que otras personas se sentirán muy perturbadas por ruidos de fondo sumamente débiles (Guski, 1989). El tiempo de exposición (a mayor duración, mayor molestia) y las características del sonido (espectro de frecuencias, ritmo, etc.), son también factores acústicos que influyen en la molestia (Segués, 2007).

Sin embargo, la reacción que un individuo tenga a determinado ruido no necesariamente depende de factores acústicos, sino también, como se había dicho antes, de factores no acústicos como: el entorno, la fuente de ruido, la situación (actividad específica que está desarrollando el receptor), la personalidad de los afectados (sensibilidad al ruido, factores culturales), variables demográficas (sexo, edad, nivel educativo, estado ocupacional, tamaño del hogar, propiedad de vivienda), la ansiedad, el miedo a la fuente de ruido, la sensación de que se puede evitar el ruido, las expectativas, la calidad de vida (aspectos subjetivos, difíciles

de evaluar, que están relacionados con la calidad de vida de las personas) y la situación socioeconómica, de esta forma la afectación puede ser menor o mayor (Guski, 1989; Ouis, 2001; Willy Passchier-Vermeer & Passchier, 2000; Segués, 2007).

El componente subjetivo de la molestia, constituye una considerable complejidad en el intento de establecer los criterios de calidad del ambiente sonoro. Años de investigación ha tomado el hecho de describir en cifras, de una forma objetiva, el ruido y las molestias originadas que permita pronosticar. Al respecto Murray Schafer (1976) comprobó la existencia de, como mínimo, 70 procedimientos de medición diferentes, a los que se han ido sumando muchos más, a lo largo de los años. No se considera al concepto de subjetividad contrario con un análisis científico de los problemas, pues existen indicadores de ruido que están mejor o peor correlacionados con el grado de molestia. Sin embargo, tras estos años de investigación no se ha llegado a un consenso de criterios en cuanto a la validez de los indicadores utilizados hasta la actualidad, y su utilización está sujeta a un continuo debate y revisión (Segués, 2007).

En el caso de molestias no específicas en las condiciones de vida, ocurren correlaciones muy altas si las perturbaciones medidas en general (promedios, medios) están relacionadas con medidas de exposición general (un coeficiente de correlación promedio de 0,82). Si la molestia individual está relacionada con la exposición a ruido, esto da lugar a una dispersión amplia y baja correlación (coeficiente de correlación en un promedio de 0,42). Solo algunas variables, de las muchas variables no acústicas disponibles, contribuyen realmente a la explicación de esta amplia dispersión inter-individual para la molestia: la actitud frente a la fuente de ruido, sensibilidad individual al ruido, el grado en que un individuo puede controlar el ruido, variables demográficas como edad, sexo, estatus socioeconómico, renta o valor de la casa, etc. (Willy Passchier-Vermeer, 1993).

Resultados de investigaciones desarrolladas, muestran que el miedo y la sensibilidad al ruido tienen un gran impacto en la molestia (DNL 19 y 11 dB, respectivamente). Los factores demográficos son mucho menos importantes. La molestia por ruido no está relacionada con el género, pero la edad tiene un efecto de DNL equivalente a 5 dB. Los efectos de otros factores demográficos sobre la molestia por ruido son (muy) pequeños; es decir, la diferencia equivalente de DNL es igual a 1-2 dB y, en el caso de la dependencia, 3 dB (Miedema & Vos, 1999). Otros estudios revelan que la molestia por el ruido ambiental, expuestos a niveles variables de ruido de transporte de aeronaves, tránsito rodado y ruido ferroviario, en edades comprendidas entre 15 y 102 años, muestran un patrón invertido en forma de U, donde el mayor número de individuos altamente molestos se encontró en el segmento de mediana edad de la muestra (con un máximo de 45 años), mientras que el menor número se encontró en los segmentos de edad más joven y más viejo. La forma de U invertida explica la ausencia de efectos de edad lineales en estudios previos, que predicen una vulnerabilidad al ruido relacionada con la edad (Van Gerven, Vos, Van Boxtel, Janssen, & Miedema, 2009).

2.5. Metodologías de evaluación del ruido ambiental para la caracterización de entornos urbanos

Para la evaluación del ruido urbano se puede distinguir una evaluación cuantitativa de ambientes sonoros, con la determinación de los índices (L_{eq} , L_{max} , L_{min}) y descriptores para evaluar la molestia

producida por el ruido (L_{den} , L_{night} , etc.) mediante cálculos o mediciones en los puntos de muestreo (punto o estación de medición); y la estimación de respuesta de la comunidad al ruido ambiental, donde la relación dosis-efecto se utiliza para evaluar el efecto nocivo del ruido sobre la población (CE, 2002a); de allí la importancia de considerar al receptor y su percepción subjetiva.

Por lo tanto, los efectos del ruido sobre las personas no se pueden evaluar únicamente con aparatos de medida, es relativamente fácil medir la calidad física del ruido, pero es virtualmente imposible medir la respuesta humana al ruido, como ya se indicó, debido al fuerte componente psicológico de la contaminación por ruido. Al depender, el nivel de molestia de algunos aspectos: estado de ánimo del receptor, nivel económico, vivencias personales, actitud hacia la fuente del ruido, bagaje cultural, etc., es necesario realizar estudios sociales mediante el empleo de encuestas para evaluar el impacto medioambiental que, finalmente, el ruido urbano tiene sobre las personas que se ven sometidas a su existencia (Barrigón Morillas et al., 2002).

La Norma ISO 1996-2 (2007), establece que para evaluar el ruido ambiental se puede por un lado determinar los niveles sonoros o índices mediante la medición directa, por extrapolación de los resultados de medición por medio de cálculo o exclusivamente mediante cálculo; y, por otro lado, evaluar el nivel de molestia de la comunidad. Las investigaciones desarrolladas dentro de este ámbito, además de medir los niveles sonoros, levantan una serie de variables relacionadas con las fuentes de emisión y las características de propagación, en su afán de caracterizar acústicamente los entornos urbanos. En los casos de realizar una evaluación por medio de cálculo, se utilizan métodos manuales o computacionales, que plantean ecuaciones o fórmulas donde se incluyen variables levantadas en estudios previos y que mostraron una asociación significativa con los niveles sonoros, así se puede llegar a predecir el nivel de ruido a través de una serie de variables que influyen (Azzurro, Ercoli, & Namuz, 2000); de esta forma podemos tener métodos de cálculo a partir de fórmulas que están normadas, y que forman parte de la legislación de cada país, o métodos manuales, donde por medio de ecuaciones se establecen modelos predictivos.

Con estos antecedentes, las metodologías de evaluación del ruido ambiental para la caracterización de entornos urbanos, se van a analizar desde tres ámbitos: modelos nacionales de cálculo de ruido desarrollados por organismos gubernamentales, modelos econométricos relacionados con el ruido ambiental en entornos urbanos y metodologías de descripción y evaluación subjetiva de la exposición al ruido.

2.5.1. Modelos nacionales de cálculo de ruido

La generación de modelos para estimar o predecir el ruido en función de las fuentes que lo producen, ha sido uno de los principales criterios para su desarrollo. Una de estas fuentes de ruido es el tránsito rodado o el ruido proveniente de las carreteras cuya influencia se ha comprobado en múltiples estudios (Goines & Hagler, 2007; Roberts, Western, & Webber, 2003; Seto et al., 2007; Yamaguchi & Kato, 1989). Actualmente se coloca como un perturbador del paisaje sonoro importante en las zonas urbanas, pues el ruido del tránsito domina el paisaje sonoro, que a menudo implica el empobrecimiento y embotamiento de las condiciones de vida (Botteldooren et al., 2006).

Los decibeles que produce están estrechamente relacionados con el volumen de tránsito (flujo o densidad) y su logaritmo (Roberts et al., 2003), además de la variación temporal, el rango de frecuencia, la amenaza percibida o la falta de control asociado con el ruido, y el grado de interacción con otros factores de estrés (Seto et al., 2007); por lo tanto, la generación del ruido de tránsito varía de acuerdo al volumen de tránsito, el tipo de vehículo, la velocidad, el tipo de firme, composición del tránsito: los vehículos ligeros y los vehículos pesados, características de la vía: pendiente y tipo de superficie y hasta el modo de conducción. Una vez generado el ruido, el campo sonoro estará en función del entorno en el que se desarrolla conformado por factores que afectan a la propagación del sonido como: la orografía del (presencia de obstáculos o barreras acústicas), la climatología, y la presencia de superficies reflectantes – edificios (Bartí D., 2010).

Actualmente la predicción de los niveles sonoros es cada vez más utilizada en los estudios acústicos ambientales; las razones son evidentes: la simulación es mucho más económica que las medidas “in situ” y se pueden actualizar fácilmente los resultados, el menor coste económico de la simulación lleva a que los cálculos teóricos vayan sustituyendo paulatinamente a las medidas tradicionales (Bartí D., 2010); ello supone que los modelos resultado de este proceso sean lo suficientemente precisos como para efectuar las previsiones más realistas posible.

Tabla 2.1. Modelos nacionales de cálculo de ruido de tránsito rodado.

Nombre	Descripción	Variables utilizadas
Modelo (Alemania)	RLS Es utilizado por la administración española como modelo de predicción, aunque no es obligada. Para la aplicación de este método, se considera la composición y flujos vehiculares, tipos de vía, etc. que son diferentes en cada país, y por lo tanto, algunos parámetros tendrán que ser sustituidos, de acuerdo a estas circunstancias.	Volumen de tránsito M Porcentaje de vehículos pesados p Tipo de calle: autopista, autovía, comercial, municipal Corrección por material de calle: asfalto colado liso, asfalto colado de hormigón acanalado/apisonado, pavimento plano, pavimento rugoso Vialidades con pendiente superiores a 5% Velocidad de vehículos pesados Porcentaje de vehículos pesados a partir del total considerando ligeros Presencia de cruces próximos (distancia en metros hasta cruce: hasta 40 m, de 40 a 70 m, de 70 a 100 m, más de 100 m)
Modelo (Francia)	Francés Este modelo es similar al modelo RLS. En función de las condiciones de contorno del punto donde se quiere calcular el nivel, se utiliza una determinada ecuación, y se aplican ciertas correcciones. Existen dos posibilidades, según el tipo de calle.	Calle tipo U, altura cumple con: $H/L > 0,2$ (H= altura de edificio, L=distancia entre fachadas) Corrección de alturas (cuando se calcula el nivel sonoro a más de 4 metros de altura) Corrección de velocidad (cuando los vehículos circulan a más de 60 Km/h, representando un incremento de 1 dB(A) por cada incremento de 10 Km/h) Corrección por pendiente (parámetro de equivalencia entre vehículos ligeros y pesados, %pendiente: <=2%, 3%, 4%, 5% >6%) Corrección para cruces (cuando se calcula el nivel sonoro, a una distancia inferior a 200 m de distancia de un cruce, se calculan los niveles en las dos vialidades de forma independiente (L1 y L2). Se aplica un factor de corrección al nivel debido a la vía secundaria - en la cual no está el punto de medida -, y se suman energéticamente los dos niveles Calles de configuración en L y en campo libre Se trata de la misma manera que la anterior Corrección de -3 dB(A) en el caso de campo libre Hay equivalencia entre vehículos ligeros y pesados en función de la pendiente de la vía: autopista, vía rápida urbana y vía urbana Se puede introducir la velocidad medida, pero si ésta es inferior a los 60 Km/h, se supondrá una velocidad media de 60 Km/h.

Modelo Federal Highway Administration's- (FHWA) Traffic Noise Model (TNM) (Estados Unidos)	El Departamento de Transporte de los Estados Unidos, utiliza el modelo TNM (Traffic Noise Model) versión 2.5 modelo de predicción de ruido de tránsito definido por la Administración Federal de Carreteras FHWA. Se utiliza para calcular el ruido inducido por el tránsito, asumiendo un vehículo a una velocidad de 50 km/h sobre superficies duras, con los receptores situados a 10 m del centro de la calzada. Ha sido de mucha utilidad en las decisiones para la planificación urbana, la ordenación del territorio, y en análisis de datos y diseño de barreras contra el ruido	Considera cinco tipos de vehículos estándar, (automóviles, camiones medianos, camiones pesados, autobuses y motocicletas, y otros definidos por el usuario El flujo constante y el flujo del tránsito interrumpido Tipos de pavimentos, así como los efectos de las carreteras graduadas Cálculo del nivel de sonido basadas en un tercio de octava de banda base de datos y algoritmos
Modelo de predicción Harmonoise (Unión Europea)	Este método se ha implementado con la intención de que lo utilicen de forma obligatoria las autoridades y consultores especializados de todos los Estados miembros de la Unión Europea, su aplicación comprende: la evaluación de los niveles de ruido ambiental, la planificación urbana, la cartografía y zonificación, planes de acción para la reducción del ruido y para predecir los niveles de ruido en situaciones futuras (ruido ambiental de las carreteras y vialidades férreas). Estos efectos de la aplicación se pueden resumir en el término común: la gestión del ruido ambiental.	Diseño y optimización de las barreras del ruido, atenuación de las hileras de edificios y la vegetación densa, análisis de difracción múltiple, análisis de barreras en paralelo y análisis de curvas de nivel: curvas de nivel de sonido, las curvas de pérdida por inserción de barreras y las curvas de diferencia del nivel de sonido. Tipo de vehículo Número de vehículos Velocidad Pavimento Pendiente La propagación del sonido, basado en técnicas avanzadas como la linealizada del modelo de Euler, el modelo de ecuación parabólica, el programa de campo rápida, el método de los elementos de Contorno (MEC), el BEM-Meteo, un modelo de rayos con rayos rectos y curvos y el modelo de la Manga de Gauss.
Modelo de predicción ASJ RTN-Modelo 2008 (Japón)	El modelo de predicción de ruido de tránsito rodado "ASJ RTN-Modelo 2008" emplea un método de ingeniería para el cálculo de la propagación del sonido. El método, por el cual los niveles de presión sonora A continuo equivalente se calculan en zonas al borde de la carretera.	Atenuación del ruido de la fuente al receptor, que depende de: la altura de la fuente, la impedancia de la superficie del terreno, la geometría de las vialidades, la geometría del entorno, las variaciones de altitud de la tierra, las barreras y edificios. Condiciones meteorológicas, determinadas por la velocidad del viento y los gradientes de temperatura del aire para cada dirección específica. El modelo hace una corrección por efecto de difracción, los métodos de cálculo para el hormigón de asfalto denso y concreto asfáltico se basa en la mejora de las características espectrales del ruido del tránsito rodado
Modelo RVS 04.02.11 Laarmschutz (Austria)	Marzo 2006	
Modelo (Dinamarca, Finlandia, Islandia, Noruega y Suecia)	Road Traffic Noise. Nordic Prediction Method, TemaNord 1996:525. Nord 2000. New Nordic Prediction Method for Road Traffic Noise	
Modelo (Países Bajos)	Reken-en Meetvoorschrift Wegverkeerslawaaai 2002, especificando un método básico (Standaard rekenmethode I) y un método avanzado (Standaard Rekenmethode II)	
Modelo (Suiza)	StL-86 Swiss road traffic noise model, 1986.	
Modelo (Reino Unido)	CRTN-88. Se calcula la hora del día 18h, L10.	

Nota de la tabla. Fuente: (Bartí D., 2010; Bento Coelho & Alarcão, 2005; Federal Highway Administration. Office of Planning Environment & Realty (HEP) Environment, 2017; Mishra, Parida, & Rangnekar, 2010; Sakamoto, Fukushima, & Yamamoto, 2009; Van Leeuwen & Nota, 2004; Ziauddin, Singh B., & Siddiqui, 2007).

En la Tabla 2.1, se resumen algunos modelos nacionales de cálculo de ruido de tránsito rodado que han sido desarrollados por los organismos competentes, y asumidos en algunos países de Europa principalmente y de Estados Unidos (ISO1996-2, 2007) como métodos de cálculo nacional, en un intento por predecir el ruido urbano que les sirva para plantear medidas de mitigación del ruido. Las variables que forman parte de los métodos de cálculo, se consideran en función a su asociación con el ruido. En este punto solo se hace referencia a los métodos y modelos que consideran como fuente de emisión al tránsito rodado, objeto de estudio.

2.5.2. Modelos econométricos relacionados con el ruido ambiental en entornos urbanos.

Resultan innumerables los estudios de contaminación ambiental por ruido, caracterización acústica o análisis de ruido de exposición en entornos urbanos a partir del levantamiento de niveles sonoros (Barrigón Morillas, Pulido Guío, Gómez Escobar, Méndez Sierra, & Vílchez Gómez, 2001; Chandio, Brohi, & Memon, 2010; Ministerio de Medio Ambiente y Bosques, 2010; Moreno & Martínez, 2005; Riesco García, Arenaz Gombáu, & Espinel Valdivieso, 2010; Sequeira, Stoklas, Azzurro, Girón, & Cortínez, 2008; Seto et al., 2007; Torija et al., 2010).

Gilbert, ya en 1977, planteó la primera ecuación para predecir L_{10} en calles urbanas y desde allí hasta la actualidad se han desarrollado una serie de modelos econométricos, calculando Leq , L_{10} , L_{50} , L_{90} , especialmente en función de las fuentes de ruido. La variable física más representativa para cuantificar emisiones de ruido es el nivel equivalente de presión sonora que se considera como variable dependiente, y se relaciona con una serie de otras variables independientes que intervienen en el comportamiento acústico, con las que se llega a determinar modelos de regresión lineal (MRL).

Otros autores por su parte, han desarrollado propuestas de aproximación neuronal basadas en una red de retropropagación (Back Propagation Network - BPN), donde los resultados obtenidos de la comparación de la aproximación BPN con aquellos aportados por las relaciones seleccionadas encontradas en la literatura, muestran cuán buena es la aproximación propuesta (Azzurro et al., 2000).

Para los modelos de predicción sonora, que es lo más desarrollado para la evaluación objetiva o cuantitativa de un entorno acústico urbano, primeramente, se determinan los índices sonoros mediante medición directa en las áreas de estudio, según lo establece las normas ISO 1996-1 (2003) e ISO 1996-2 (2007), los índices medidos se ajustan a los objetivos de la investigación. Los estudios desarrollados donde la fuente de ruido es el tránsito rodado, utilizan principalmente el nivel continuo equivalente Leq para describir acústicamente un entorno urbano (Barrigón Morillas et al., 2001; Brüel & Kjær, 2000; Gómez Escobar, Barrigón Morillas, Méndez Sierra, & Vílchez Gómez, 2001; ISO1996-2, 2007; Rey Gozalo, Barrigón Morillas, & Gómez Escobar, 2012; Riesco García et al., 2010; Saavedra Achurra, Capdevila Páges, Vergara Vera, & Jiménez Díaz, 2005; Sanchis Sabater, Marín Sanchis, & Giménez Pérez, 1999); sin embargo, se pueden encontrar otros índices como L_{max} y L_{min} (Gómez Escobar et al., 2001; ISO1996-2, 2007; Rey Gozalo et al., 2012), y los niveles percentiles L_1 , L_5 , L_{10} , L_{50} , L_{90} , L_{95} y L_{99} (Barrigón Morillas et al., 2001; Brüel & Kjær, 2000; Gómez Escobar et al., 2001; Rey Gozalo et al., 2012; Saavedra Achurra et al., 2005; Torija, Ruiz, & Ramos, 2006).

Además de los valores de niveles sonoros, levantan una serie de variables cuantitativas relacionadas con el medio ambiente, las fuentes de emisión y las características de propagación, con la aplicación de metodologías que plantean modelos con las variables levantadas del estudio. En algunos estudios se registran también las condiciones meteorológicas contempladas en la norma ISO 1996-2:2007, para encontrar su relación con el comportamiento sonoro (Riesco García et al., 2010; Saavedra Achurra et al., 2005).

Las variables de las fuentes de emisión, corresponden al tránsito vehicular y sus características: flujo vehicular, tipo de flujo vehicular y tipo de vehículo (Barrigón Morillas, Gómez Escobar, Méndez Sierra, Vílchez Gómez, & Vaquero, 2005; Riesco García et al., 2010; Saavedra Achurra et al., 2005; Torija et al., 2010), además de su velocidad (Morales Pérez, 2009; Riesco García et al., 2010). Vinculado al tránsito vehicular y a las características del sector, también se pueden dar sucesos puntuales, conocidos como eventos anómalos: bocinas, alarmas, ladridos, sirenas, frenadas violentas, escapes ruidosos de motos y de otros vehículos (González, Gaja Díaz, Jorysz, & Torres, 2000a; Torija et al., 2010).

Para la introducción de la variable flujo vehicular, entendida como el número de vehículos total por hora y por categoría, los investigadores recurren a la transformación en logaritmo decimal de base 10 (\log_{10}), considerando que, en estadística, este logaritmo decimal se utiliza para hacer que los datos con asimetría positiva sean más "normales", para explicar una curvatura en un modelo lineal y para estabilizar la variación de datos dentro de grupos, ya que se puede tener una gran variabilidad en el número de vehículos en los puntos establecidos para el muestreo, con un número muy grande o muy pequeño de vehículos.

Otras variables consideradas en estudios de evaluación acústica son las características urbano arquitectónicas, principalmente: número de carriles (Saavedra Achurra et al., 2005), pendientes, número de carriles (Riesco García et al., 2010), tipo y condiciones de pavimento (Riesco García et al., 2010; Saavedra Achurra et al., 2005), geometría de la calle (Saavedra Achurra et al., 2005), ancho de calzada (Saavedra Achurra et al., 2005; Torija et al., 2010), uso de la calle, altura de edificios y tipo de circulación (Saavedra Achurra et al., 2005).

En estos estudios, la determinación del tiempo de medición constituye un factor importante ya que de ello depende garantizar que el Leq medido sea un buen descriptor de la realidad muestreada y, por lo tanto, sea representativo del Leq global. El tiempo de medición depende del tiempo de estabilización del instrumento. Para alcanzar una precisión de ± 1 dBA, estabilizando el 95% de las muestras, se requiere un tiempo de muestreo de 30 minutos para vialidades que tengan hasta 2000 vehículos/hora; si se tolera que solo un 90% de las muestras se estabilicen, se debería muestrear durante 20 minutos, y así sucesivamente. Para 2 dBA, el tiempo de estabilización es de 15 minutos para estabilizar el 95% de las muestras (González, Gaja Díaz, Jorysz, & Torres, 2000b). En estudios desarrollados se ha utilizado 10 minutos (Sanchis Sabater et al., 1999; Torija et al., 2010), 15 minutos (Gómez Escobar et al., 2001; González et al., 2000a; Rey Gozalo et al., 2012; Sequeira et al., 2008; Torija et al., 2006) y 30 minutos (González et al., 2000b). Por otro lado, los intervalos o períodos de tiempo de referencia, para medir los niveles sonoros, son importantes para tener una caracterización completa de la zona a evaluar; las investigaciones distinguen generalmente día, tarde y noche o día y noche, según las especificaciones establecidas en cada país para el efecto; las investigaciones desarrollan mediciones durante el día, tarde (Barrigón Morillas et al., 2001; Gómez Escobar et al., 2001; Rey Gozalo et al., 2012; Torija et al., 2010). Generalmente los estudios se desarrollan en días laborales de lunes a viernes (Sanchis Sabater et al., 1999; Sequeira et al., 2008) y en otros casos también los fines de semana (Gómez Escobar et al., 2001) donde los niveles descienden.

Tabla 2.2. Coeficientes de determinación R^2 de modelos con variables independientes indicadas. Variable dependiente: Leq.

Variables independientes	Coeficiente de determinación R^2											
	Comuna de Ñuñoa-Chile (2005). Pobl.: 208 237 hab. (al 2017)	Victoria-Gasteiz - España (2005). Pobl.: 249 176 hab. (al 2018)	Salamanca - España (2005). Pobl.: 144 692 hab. (al 2016)	Badajoz - España (2005). Pobl.: 150 530 hab. (al 2018)	Cáceres - España (2005, 2016 y 2017). Pobl.: 95 917 hab. (al 2017)	Merida - España (2005). Pobl.: 59 352 hab. (al 2017)	Granada-España (2006 y 2010). Pobl.: 232 770 hab. (al 2017)	San Francisco-Estados Unidos (2007). Pobl.: 884 382 hab. (al 2013)	Valencia-España (2009). Pobl.: 791 413 hab. (al 2018)	Madrid-España (2009). Pobl.: 3 223 334 hab. (al 2018)	Ciudad media de Brasil (2009)	Surat-India (2011). Pobl.: 4 462 000 hab. (2011)
Log 10 total flujo vehicular					0,90			0,62		0,49	0,77	0,94
Log 10 flujo vehículos ligeros	0,61					0,31						
Log 10 flujo vehículos pesados	0,42					0,53	0,33		0,20			
Log 10 flujo motocicletas	0,22					0,71			0,13			
Log10 flujo vehicular +eventos anómalos						0,63						
Log 10 flujo pesados+Log10 flujo motocicletas (modelo alemán RLS)		0,69	0,79	0,48	0,81	0,64						
Ancho de calzada	0,24				0,32; 0,28		-0,09					0,25
Superficie de rodadura	0,21						0,01					
Uso del suelo							0,11					
Altura de edificios					0,04		0,04				0,81	
Eventos anómalos del tráfico vehicular							0,24					
Eventos anómalos de variables urbanas							0,06					
Todas las variables tránsito vehicular y variables urbanas					0,72		0,90		0,76			
Variables tránsito vehicular + variables urbanas (representativas)					0,63							

Nota de la tabla. Fuente: (Barrigón Morillas et al., 2005; Lucas de Souza & Benutti G., 2011; Medina Alvarado, Barrigón Morillas, & Rey Gozalo, 2017; Morales Pérez, 2009; Rey Gozalo & Barrigón Morillas, 2016; Saavedra Achurra et al., 2005; Seto et al., 2007; Tandel, Macwan, & Ruparel, 2011; Torija et al., 2010, 2006).

En este sentido, múltiples estudios se han desarrollado intentando explicar la influencia de las variables del entorno en el ruido urbano. Las variables introducidas en los modelos propuestos por diversos investigadores en algunas ciudades a nivel mundial, han conseguido explicar, en

mayor o menor grado, su influencia en el ruido ambiental o urbano. En la Tabla 2.2, se exponen los coeficientes de determinación R^2 obtenidos en modelos de regresión lineal desarrollados. Con este indicador estadístico, se puede fácilmente identificar el nivel de asociación entre el nivel sonoro Leq y las variables independientes del tránsito rodado y las características urbanas.

En la tabla, se comparan los resultados de los coeficientes de determinación de los modelos de regresión lineal desarrollados, donde coinciden las variables introducidas. Los datos demuestran, en algunos casos, niveles altos de asociación de las variables introducidas con los niveles sonoros ($R^2 > 0,70$), mientras que otros son bajos ($R^2 < 0,70$), no hay asociación o simplemente no se desarrollaron este tipo de asociaciones.

Las variables que alcanzan un mayor grado de asociación con el nivel sonoro, son las vinculadas al tránsito vehicular, especialmente el número total de vehículos, ciudades como Talca, Cáceres y Surat alcanzan el 0,94, 0,90 y 0,77 respectivamente; y, los vehículos pesados y motocicletas, en ciudades como Cáceres, Salamanca y Vitoria-Gasteiz alcanzan el 0,81, 0,79 y 0,69, respectivamente. La altura de los edificios, como variable urbana, alcanza una asociación significativa en el caso de Surat de 0,81, a diferencia de los otros estudios que no alcanzar un nivel significativo.

Los modelos de regresión lineal múltiple, compuestos por todas las variables de estudio, alcanzan valores altos de asociación, Granada: 0,90, Madrid: 0,76 y Cáceres: 0,72. En Granada Torija (2010), relaciona variables del tránsito vehicular y variables urbanas con Leq en un total de 25 variables. Variables temporales como: tiempo de estabilización y período de tiempo; variables de tránsito vehicular como: tipo de flujo, eventos anómalos relativos y no relativos al tránsito; y, variables urbanas como: pendiente de tránsito, número de carriles ascendentes y descendentes, tipo y condición de pavimento, uso de comercio u ocio, trabajos de construcción, geometría de calle, ancho de calle, altura de calle, ancho de carretera y distancia fuente-receptor, fueron contempladas en el modelo. No se indica si, finalmente, todas estas variables, aportaron de forma significativa al modelo.

El mismo análisis de regresión lineal múltiple, a partir de variables urbanas, fue desarrollado por Rey et al. (2016), variables como: uso de suelo, características de la calle, altura de edificios, etc., en un total de 52, fueron contempladas en este estudio, alcanzando un coeficiente de determinación (R^2) de 0,72. Sin embargo, en el test, la mayor parte de las variables introducidas en el modelo no contribuyeron significativamente a la explicación de la variabilidad del nivel sonoro; y por lo tanto, en el modelo planteado, solo se incluyeron ocho variables: ancho de calzada, número de semáforos, presencia de residencias universitarias, presencia de áreas comerciales, número de carriles de servicio en dirección de entrada a la ciudad, presencia de escuelas, superficie de pavimento en buenas condiciones y número de cruces de entrada en la dirección de entrada de la ciudad. De forma similar, Morales (2009), en el planteamiento de un modelo de regresión lineal solo con variables urbanas, encuentra el 72% de explicación de la varianza de Leq .

La asociación de variables significativas, sólo se analiza en Cáceres, donde no alcanza un nivel de asociación significativo 0,63. El resto de resultados, donde se incluyen variables

relacionadas a las características urbanas y arquitectónicas, no influyen en la variabilidad de L_{eq} , pues los valores resultan insignificantes

Los resultados que se obtienen, en algunos casos se aproximan y, en otros difieren mucho, es importante resaltar que, las condiciones y características de los contextos físicos utilizados para estas investigaciones son diversos, y, por lo tanto, los resultados están supeditados a las características particulares de esos entornos urbanos. De allí la disparidad que podemos encontrar en el nivel de asociación cuando se introducen en el modelo las mismas variables. Un factor determinante en las características, es sin duda el tamaño de la ciudad, sin embargo, no el único al momento de buscar la asociación entre las variables.

2.5.3. Metodologías de descripción y evaluación subjetiva de la exposición al ruido

La Norma ISO 1996-1:2003, establece para la evaluación de ruido medioambiental, además de la medición de los niveles sonoros, la estimación de la respuesta a la molestia comunitaria a largo plazo, con monitoreo de mínimo un año, para determinar los niveles de ruido reales a la que está expuesta la comunidad y qué porcentaje de ésta se encuentra expuesta a los distintos niveles.

De los efectos para la salud asociados con el ruido, la relación dosis-respuesta o relación entre ruido y molestia de la comunidad es lo más desarrollado. Los niveles sonoros son medidos directamente en la zona de estudio, mientras la molestia en la población es evaluada mediante encuestas, donde se estima el porcentaje de la población fuertemente molestanda en función de los niveles acústicos día/noche corregidos. A pesar de ser una medida relativamente subjetiva, su asociación con la comunidad del ruido es muy consistente (Seto et al., 2007), pues su relevancia está en la incidencia para el establecimiento de políticas públicas para el control del ruido ambiental, donde es necesario tener un conjunto de relaciones que muestren cómo los niveles de molestia están asociados con los niveles de exposición al ruido dados.

Schultz en 1978, a partir de datos originales publicados de encuestas sociales desarrolladas durante 14 años en nueve países, con el objeto de evaluar la magnitud del problema del ruido de los aviones, el tránsito de la calle, el tránsito de la autopista y los ferrocarriles, hace comparaciones de las diversas clasificaciones de ruido de las encuestas; en su análisis las traduce al nivel de sonido promedio diurno y nocturno L_{dn} , y realiza un juicio independiente, donde fue posible la elección, en cuanto a qué encuestados se deben contar como "muy molestos". Los resultados de las 11 encuestas muestran una consistencia notable; sin embargo, se observó un amplio rango en las respuestas individuales de los sujetos, de tal forma que la correlación entre el ruido de exposición y las reacciones individuales de los sujetos fue pobre (0,3 – 0,4), pero cuando las respuestas fueron agrupadas se obtuvieron mejores coeficientes de correlación (0,8). Estos resultados dependieron de los instrumentos de entrevista, procedimientos de medición de ruido, los índices de ruido, etc. Finalmente propone que el promedio de estas curvas es la mejor relación para predecir la molestia de la comunidad debido al ruido de transporte de todo tipo (Schultz, 1978).

En la Figura 2.1, se puede observar la curva que define la relación entre el porcentaje de personas muy molestas en función de L_{dn} . En este sentido, la función promedio establecida por

Schultz para predecir el porcentaje de personas altamente molestadas por el ruido de todo tipo de transporte L_{dn} es:

$$\% \text{ HA} = 0,8553L_{dn} - 0,0401 L_{dn}^2 + 0,00047L_{dn}^3 \quad (1)$$

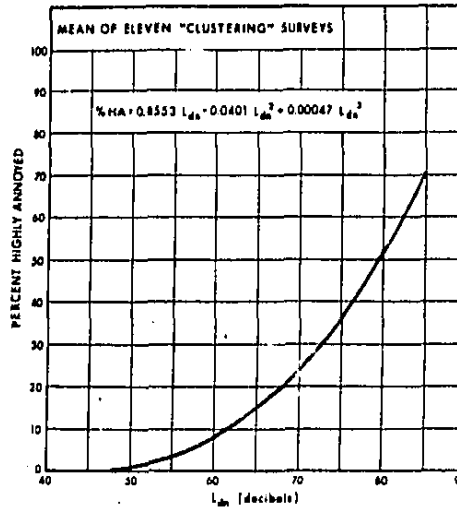


Figura 2.1. Relación entre el nivel de ruido de todo tipo de transporte y el porcentaje de personas altamente molestadas.

Fuente: (Schultz, 1978)

En 1982, Fields y Walker, analizan la relación entre los niveles de ruido y la molestia de un estudio de ruido de ferrocarril comparando con dos estudios de tránsito de carretera y tres estudios de avión en Reino Unido, para determinar si las respuestas a varios ruidos ambientales son similares o son específicas de la fuente. El ruido del ferrocarril es menos molesto que otros ruidos a un alto nivel de ruido. La molestia del ruido ferroviario aumenta menos al aumentar rápidamente el nivel de ruido. En niveles altos de ruido, esta brecha en las reacciones promedia unos 10 dB, pero varía entre 4 dB y más de 20 dB (Fields & Walker, 1982).

Una década después, en 1991, Fidell, Barber y el mismo Schultz, actualizan la relación dosis-efecto sintetizada por Schultz en 1978. A pesar de la controversia recibida por el planteamiento de esta relación, ha sido la base y punto de partida de múltiples estudios de evaluación de los efectos de la exposición de ruido en comunidades y ha ganado una gran popularidad como la relación de dosis-efecto más completa y bien documentada disponible para los planificadores ambientales. En esta investigación se revisan los resultados de la relación dosis-efecto derivada en 1978 a la luz de la evidencia publicada desde entonces. El estudio analiza 15 estudios desarrollados sobre la molestia del ruido de exposición de transporte, publicados desde la síntesis de Schultz en 1978, con un total de 292 nuevos datos, que sumados a los datos de Schultz de 161, conforman un total de 453. En la Figura 2.2, se compara la función polinómica de tercer orden que Schultz escogió para ajustar los datos sintetizados en 1978 con una función ajustada de segundo orden para todos los 453 puntos de esta investigación. La ecuación determinada para predecir el porcentaje de personas altamente molestadas como una función de L_{dn} es (Fidell, Barber, & Schultz, 1991):

$$\% \text{ HA} = 0.0360 L_{dn}^2 - 3.2645L_{dn} + 78.9181 \quad (2)$$

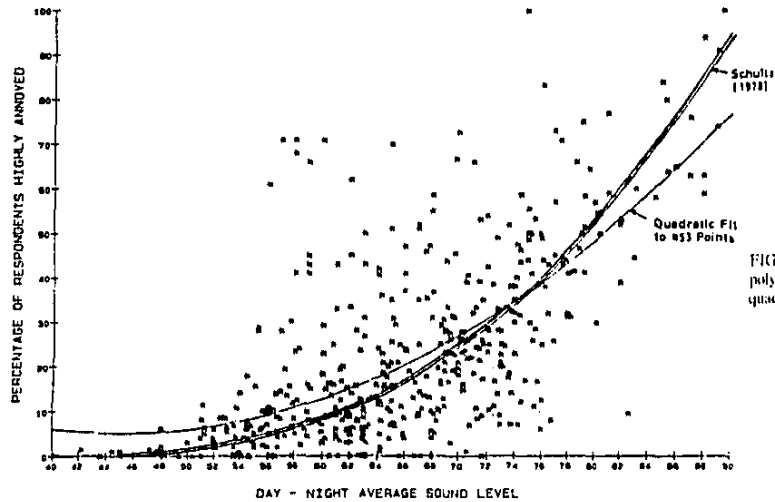


Figura 2.2. Relación entre el nivel de ruido de todo tipo de transporte y el porcentaje de personas altamente molestadas. Comparación de la función obtenida por Schultz (1978) y función obtenida por Fidell et al. (1991).

Fuente: (Fidell et al., 1991)

Como antecedente de los estudios de Schultz, donde se establece relaciones dosis-efecto para la molestia para cualquier fuente de transporte, Miedema & Vos (1998), desarrollan la relación dosis-efecto, determinando la curva de síntesis donde se muestra la relación entre L_{dn} y el porcentaje altamente molesto para las tres fuentes principales de ruido de tránsito de aviones, carretera y ferrocarril. Los resultados se basan en 21 conjuntos de datos examinados por Schultz y Fidell de lo cual se deriva una L_{dn} aceptable y una medida altamente molesta, aumentada con 34 conjuntos de datos. Se encontraron curvas separadas, no idénticas para aeronaves, tránsito vial y ruido ferroviario, donde el ruido de los aviones es estadísticamente significativo más molesto y el ruido ferroviario es menos molesto que el ruido del tránsito.

Los extensos análisis de Miedema dieron como resultado diferentes curvas para diferentes tipos de ruido de tránsito, muestra que el porcentaje de personas muy molestadas por el ruido de los aviones aumenta más rápidamente que el porcentaje por la molestia causada por el ruido del tránsito en las carreteras y el ferrocarril. La molestia severa comienza en un valor L_{dn} de 42 dBA y algo de molestia desde 32 dBA, define una molestia severa, usando una escala de 0 a 100% (desde absolutamente no molesto hasta muy molesto), por un valor de al menos 72, tasas de molestia de al menos 50 y algo de molestia al menos 28 (Willy Passchier-Vermeer, 1993). Las ecuaciones para predecir el porcentaje de personas altamente molestadas, como una función de L_{dn} , para los diferentes medios de transporte se calcularon por dos métodos: análisis directo de regresión de mínimos cuadrados y con enfoque multinivel. En el primer caso las ecuaciones obtenidas corresponden a (Miedema & Vos, 1998):

Aviones:	$\% HA = 0,53 (DNL - 42) + 0,0285 (DNL - 42)^2$	(3)
Tránsito de carretera:	$\% HA = 0,03 (DNL - 42) + 0,0353 (DNL - 42)^2$	(4)
Trenes:	$\% HA = 0,01 (DNL - 42) + 0,0193 (DNL - 42)^2$	(5)

Con el segundo procedimiento se obtienen las ecuaciones siguientes:

$$\begin{aligned} \text{Aviones:} & \quad \% \text{ HA} = 0,02 (\text{DNL} - 42) + 0,0561 (\text{DNL} - 42)^2 & (6) \\ \text{Tránsito de carretera:} & \quad \% \text{ HA} = 0,24 (\text{DNL} - 42) + 0,0277 (\text{DNL} - 42)^2 & (7) \\ \text{Trenes:} & \quad \% \text{ HA} = 0,28 (\text{DNL} - 42) + 0,0085 (\text{DNL} - 42)^2 & (8) \end{aligned}$$

En la Figura 2.3 se muestra la síntesis de las curvas, por los dos métodos para los tres modos de transporte, ajustada con un análisis de regresión de mínimos cuadrados. El ruido de aviones causa el más alto porcentaje de molestia, seguido del tránsito de carretera y el tránsito de trenes (Miedema & Vos, 1998).

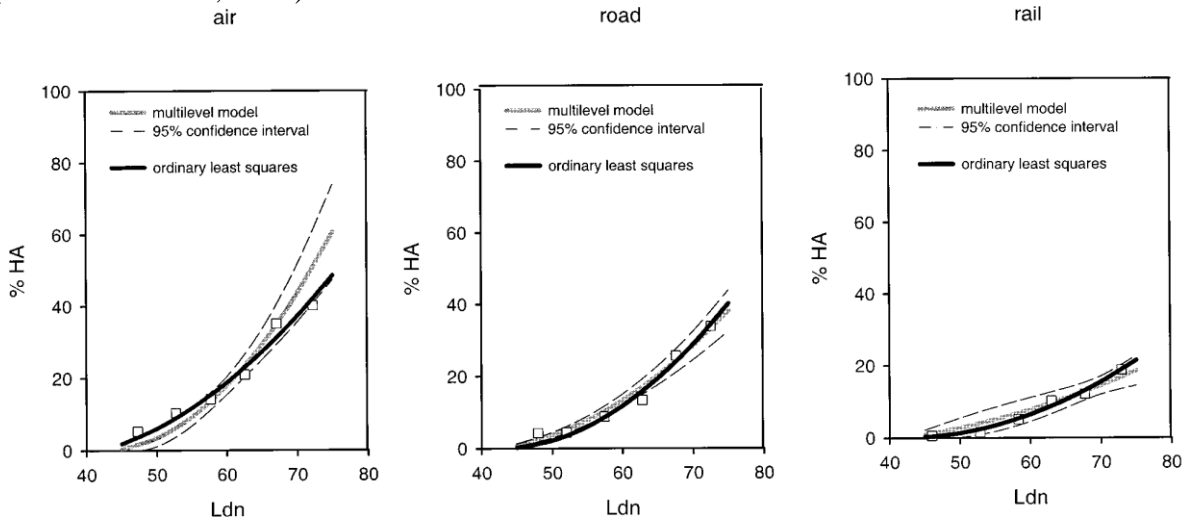


Figura 2.3. Porcentaje de personas altamente molestadas %HA y L_{dn} para el ruido aéreo, carretera y ferrocarril. Fuente: (Miedema & Vos, 1998).

En la figura 2.4, se muestra que la molestia inducida por los diferentes modos de transporte - aéreo, por carretera y ferrocarril - se diferencia en los niveles de exposición más alto, teniendo en cuenta las variaciones estadísticas dentro y entre los diversos estudios que Miedema y Vos mostraron (Willy Passchier-Vermeer & Passchier, 2000).

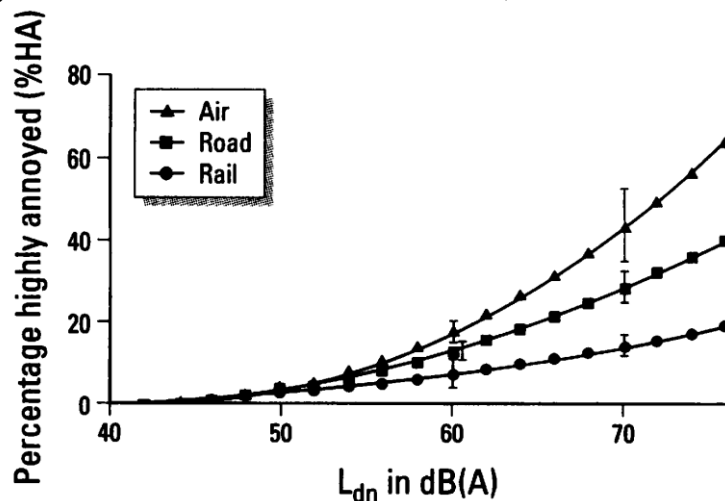


Figura 2.4. Porcentaje de personas altamente molestadas y L_{dn} por el ruido aéreo, carretera y ferrocarril. Cada curva ha sido derivada por un análisis multinivel de todos los estudios para los cuales los datos originales estaban disponibles. Las barras verticales de 60 y 70 dB(A) representan intervalos de confianza del 95% [la barra de 60 dB(A) para carretera ha sido desplazado claramente por 0.5 dB(A)].

Fuente: (Willy Passchier-Vermeer & Passchier, 2000)

Más adelante Miedema & Oudshoorn (2001), basados en el mismo conjunto de datos del estudio anterior, en el que se establecieron las relaciones entre DNL (L_{dn}) y el porcentaje muy molesto, desarrollan un modelo de distribución de la molestia del ruido: molestia con la variación media como una función del ruido de exposición utilizando los mismos descriptores de ruido: nivel día-noche DNL y nivel día-noche-noche DENL (L_{den}); el modelo se adaptó a los datos de los estudios de molestia de ruido para aviones, tránsito de carretera y ferrocarriles por separado. Presentan aproximaciones polinomiales de las relaciones implicadas por el modelo para las combinaciones: DNL o DENL y porcentaje "muy molesto" (corte a 72 en una escala de 0-100), porcentaje "molesto" (corte a 50 en una escala de 0-100), o porcentaje (al menos) "un poco molesto" (corte a 28 en una escala de 0-100). Además se presentan las relaciones que utilizan descriptores distintos de DNL y el porcentaje altamente molesto sobre un gran conjunto de datos (Miedema & Oudshoorn, 2001). Las ecuaciones que se utilizaron fueron (ISO 1996-1, 2003; Miedema & Oudshoorn, 2001):

$$\%A = 0,0001795 (L_{den} - 37)^3 + 0,0211 (L_{den} - 37)^2 + 0,5353 (L_{den} - 37) \quad (9)$$

$$\%HA = 0,0009868 (L_{den} - 42)^3 - 0,01436 (L_{den} - 42)^2 + 0,5118 (L_{den} - 42) \quad (10)$$

Estos estudios centrados en comprender la relación dosis-respuesta, han servido de base para una serie de investigaciones desarrolladas hasta la actualidad (Rey et al., 2012; Seto et al., 2007). Los datos utilizados en las investigaciones de Schultz (1978), J. M. Fields & Walker (1982), Fidell et al. (1991), Miedema & Vos (1998) y Miedema & Oudshoorn, (2001) comprendieron una amplia gama de preguntas y escalas para determinar si había o no molestia en la comunidad y en qué medida. Se observó una gran variación en las reacciones de molestia individual respecto al mismo nivel de exposición al ruido, y en cada estudio hubo una gran variación en las relaciones encontradas, haciendo difícil de esta forma, predecir la molestia con suficiente precisión.

Ello motivó a que Fields et al. (2001), con la intención de estandarizar las preguntas de las encuestas para medir la molestia de la comunidad frente al ruido, a partir de las diferencias en la redacción de las preguntas de la encuestas planteadas y la debilidad en algunas preguntas utilizadas en los estudios desarrollados, proponga, junto al equipo de la Comisión Internacional sobre los Efectos Biológicos del Ruido ICBEN (International Commission on the Biological Effects of Noise), preguntas normalizadas con el objetivo de permitir comparaciones internacionales válidas de los resultados de las encuestas considerando varios idiomas; proporcionar una medida de alta calidad y confiable de la reacción general experimentada frente al ruido en un entorno residencial; producir resultados claros que puedan ser interpretados consistentemente por encuestados, formuladores de políticas y lectores de informes; producir una escala de medición a nivel de intervalo que cumple con los supuestos de regresión y otras técnicas de análisis; adoptarse ampliamente a nivel internacional; y, utilizarse de todas las formas: personalmente, teléfono o autónomo.

Las dos preguntas planteadas de selección múltiple para las encuestas de ruido en la comunidad, presentadas en nueve idiomas, se plantean en dos escalas: escala verbal Q.V. y escala numérica Q.N. (Fields et al., 2001):

Q.V. Tomando en consideración los últimos (...12 meses...), indique Ud. en qué cuantía le molesta o perturba el ruido producido por (...indicar la fuente de ruido...) cuando se encuentra en su casa: extremadamente, muy, medianamente, ligeramente, absolutamente nada.

Q.N. A continuación se da una escala de opinión de cero a diez para que Ud. pueda expresar en qué cuantía le molesta o perturba el ruido producido por (...indicar la fuente de ruido...) cuando se encuentra en su casa. Por ejemplo, si Ud. está “absolutamente nada” molesto por el ruido debería escoger el cero, y si Ud. está “extremadamente” molesto debería escoger el diez. Tomando en consideración los últimos (...12 meses...), indique qué número desde el cero al diez expresa mejor la cuantía en que Ud. está molesto o perturbado por el ruido producido por (...indicar la fuente de ruido...)

En la relación dosis-respuesta, como ya se dijo anteriormente, no está claro aún la relación directa de la molestia con ruido, ya que un mismo descriptor de ruido responde a distintos grados de molestia en los individuos; este indicador conduce a la búsqueda de otros aspectos que puedan estar incidiendo en la respuesta, aspectos que se desprenden de las mismas características del individuo encuestado. Algunas investigaciones han intentado hacer un acercamiento hacia este tipo de variables, y es el mismo Fields en 1993, quien realiza una investigación de los efectos de las variables personales y situacionales en la molestia del ruido ambiental en áreas residenciales, donde con 464 hallazgos tomados de 136 encuestas determina que la molestia no se ve afectada en gran medida por los niveles de ruido ambiental, la cantidad de tiempo que los residentes están en casa, el tipo de método de entrevista o cualquiera de las nueve variables demográficas: edad, sexo, condición social, ingresos, educación, propiedad de la vivienda, tipo de vivienda, duración de la residencia o recibo de beneficios de la fuente de ruido; sin embargo la molestia si está relacionada con la cantidad de aislamiento del sonido en casa y con cinco actitudes: miedo al peligro de la fuente del ruido, creencias sobre la prevención del ruido, sensibilidad general al ruido, creencias sobre la importancia de la fuente de ruido y molestia con impactos no sonoros de la fuente de ruido (Fields, 1993).

Por su parte Berglund y Nilsson (2001), desarrollaron **herramientas para la identificación de la fuente de sonido**, la cuantificación de volumen y el perfil de atributos de calidad de sonido, como medio para captar los aspectos de percepción que contribuyen a la valoración de los ciudadanos en general del paisaje sonoro. La identificación de los sonidos demuestra lo que los sonidos tienden a emerger desde el sonido ambiente. El discernir los sonidos no deseados, contribuyen al deterioro del paisaje sonoro, a pesar de que la contribución correspondiente al nivel de sonido total o promedio puede ser insignificante. Los perfiles cualitativos del paisaje sonoro pueden ser utilizados para la clasificación de sonidos percibidos sobre la base de las valoraciones en dimensiones fundamentales de la percepción.

La escasa documentación de las desigualdades de la exposición al ruido, como consecuencia del uso de suelo y las políticas de desarrollo del transporte, motivó a Edmund Seto a desarrollar un modelo basado en SIG para evaluar la distribución espacial del tránsito inducido por ruido en el entorno urbano; este modelo relativamente simple puede utilizarse para evaluar los cambios en la exposición del ruido y la molestia como una herramienta para la evaluación de impacto en la salud de la planificación del transporte y uso del suelo. El estudio fue

desarrollado en 2007 en San Francisco, donde no sólo se midió el porcentaje de población expuesta al ruido, sino también se correlacionaron las variables número de vehículos pesados con los niveles sonoros (Seto et al., 2007).

Yu y Kang, en 2008, realizan un estudio de los efectos de los factores sociales, demográficos y de comportamiento, así como la experiencia sonora a largo plazo en la evaluación subjetiva del nivel de sonido en espacios públicos abiertos urbanos. El estudio utiliza una serie de encuestas a gran escala en 19 espacios urbanos abiertos en Europa y China. Los resultados indican que los efectos de los factores demográficos, edad, género, ocupación, educación y estado residencial, en la evaluación del nivel de sonido resultan insignificantes. Mientras que la ocupación y la educación son dos factores relacionados y ambos se relacionan con la evaluación del nivel de sonido. La experiencia sonora a largo plazo, es decir, el entorno acústico en el hogar, afecta significativamente la evaluación del nivel de sonido en espacios abiertos urbanos (Yu & Kang, 2008).

En 2009, Miriam German hace un análisis del ambiente sonoro y de la reacción humana al ruido en espacios urbanos de la ciudad de México, donde desarrolla un cuestionario que recoge un amplio espectro de la reacción humana al ruido, aquí los aspectos afectivos, la actividad peatonal, los efectos provocados por el ruido; las creencias relacionadas por el ruido y estrategias para afrontarlo, la percepción del ruido y la molestia provocada por el ruido, la información demográfica de los encuestados e información objetiva del ruido son registrados. Utiliza como escala de respuesta preguntas dicotómicas, de opción múltiple, verbales con 5 categorías y numéricas de 11 categorías (0-10, donde 0 significa nada y 10 muchísimo). La escala numérica se plantea en función a preguntas normalizadas planteadas por ICBEN. Para el respectivo análisis la escala verbal fue asociada a la numérica (German González, 2009).

Similar a otros autores, el interés por conseguir un acercamiento hacia la descripción del paisaje sonoro urbano, en relación con los factores físicos, psicológicos y sociales, ha implicado otros estudios. El estudio de paisaje sonoro de Kang & Zhang (2010), por medio de la técnica de diferencial semántico, diferencia el ambiente y el ruido de fondo, con miras a la identificación de las fuentes acústicas o eventos, donde la escucha descriptiva indica las dimensiones psicológicas y sociales de una fuente de sonido en un espacio urbano abierto al público, determinando su significado denotativo y connotativo.

2.6. Legislación

A continuación, se hace una cronología de cómo se ha abordado a lo largo de los años el tema del ruido en cuanto a legislación y cuáles han sido los principales organismos internacionales que han intervenido.

El ruido ambiental tiene sus antecedentes en Roma, en esa época ya se planteó una legislación para mitigar las molestias ocasionadas por los carruajes. En la época medieval, en algunas ciudades europeas no se permitía usar carruajes, ni cabalgar durante la noche para asegurar el reposo de la población. En el siglo XV, en Berna, también se emitió un reglamento municipal que prohibía circular por las carreteras en mal estado. Y aunque en la Revolución Industrial en el siglo XVIII, aumentó su incidencia, es a partir de la década de los 60 donde se tienen antecedentes de

organismos conformados específicamente para tratar el problema del ruido y establecer una normativa.

El primer estudio importante, del que se tiene conocimiento, en donde se trató la magnitud de los problemas de ruido y las posibles medidas de mitigación en una sociedad industrializada, es el iniciado en Reino Unido en abril de **1960**, con la conformación del **Comité Wilson**, cuyo objetivo era "examinar la naturaleza, fuentes y efectos del problema del ruido y asesorar sobre las nuevas medidas más favorables que pueden ser tomadas para mitigarlo" (Fahy & Walker, 1998). El comité desarrolló una amplia investigación de diversos aspectos del ruido: el ruido en las ciudades, en el país y en los edificios, así como el ruido de los vehículos de motor, los ferrocarriles, los aviones, la industria, obras y actividades de entretenimiento. El informe final sobre las reflexiones del comité se hizo en **1963**, con la elaboración de un documento, que ha sido considerado durante muchos años, como la declaración definitiva de la naturaleza y el alcance del ruido en el país en esa época. Este informe ha tenido gran importancia en la evaluación del ruido ambiental (Maynard, 2009) y fue el iniciador de una considerable cantidad de trabajos de investigación a partir de esa fecha. En lo que primero se empezó a trabajar fue el ruido de la fuente, que se ha logrado en mayor y menor grado reducir, los motores modernos van siendo cada vez más silenciosos.

Entre las investigaciones desarrolladas en **1969**, la OMS, en los Cuadernos de Salud Pública expone el tema Riesgos para la salud de los trabajadores y molestia para el público (Bell, 1969).

Para **1970 el Parlamento Europeo y el Consejo de la Unión Europea** empiezan a establecer múltiples resoluciones respecto a una legislación comunitaria de algunas categorías de emisiones sonoras de las principales fuentes, especialmente vehículos e infraestructuras de ferrocarril y, aviones, equipos al aire libre e industriales y maquinaria móvil, para el desarrollo de medidas adicionales, en el corto, mediano y largo plazo (Sato et al., 1999). En **1971**, en Argentina también realiza investigaciones dentro del campo de las emisiones sonoras el Dr. Roberto Pascual de la **Comisión Nacional de Energía Atómica CNEA** hasta 1980 (Palacios, n.d.).

A pesar de las investigaciones desarrolladas por los grupos conformados y los que se integran en el tema del ruido y después de los resultados, el ruido en sí no era considerado como tema prioritario, ya que no estaba catalogado o no se incluía como tema medioambiental, a pesar del deterioro que estaba provocando. Pero es en **1972**, cuando la **OMS**, a partir del Congreso Mundial del Medio Ambiente de Estocolmo organizado por la Organización de las Naciones Unidas (ONU), declara al ruido como contaminante. Es un agente contaminante que es muy fácil producir, se requiere mínima energía; sin embargo, es muy difícil de abatir, las medidas son siempre costosas no solo en lo económico, sino también en lo social, pues además de implicar medidas de ingeniería y arquitectura sofisticadas pueden requerir la modificación de hábitos, usos o costumbres (González & Rocco, 1997). Esta declaración por parte de la OMS, es definitivamente la que le da relevancia al ruido y lo ubica en otro nivel, pasando a convertirse en un tema de ineludible preocupación e intervención. La (ONU) da una primera definición del ruido "fenómenos acústicos productores de sensaciones auditivas consideradas como molestias desagradables". En Estados Unidos, la Ley de Control de Ruido aprobada por el Congreso, declara como política la promoción de un ambiente para todos los estadounidenses libres de ruido que ponga en peligro la salud y el bienestar (Goines & Hagler, 2007). En este mismo año, la **Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA)** fue comisionada por el Congreso para proveer "información sobre los

niveles de ruido ambiental requeridos para proteger la salud y el bienestar públicos, con un adecuado margen de seguridad” (Miyara, 1997), resumido en tres aspectos:

- a. El conocimiento científico más relevante para identificar el tipo y el alcance de los efectos en la salud pública o el bienestar de diferentes cantidades y calidades de ruido.
- b. Información sobre los niveles de ruido ambiental, el logro y mantenimiento de las zonas definidas en diversas condiciones, necesarias para proteger la salud y el bienestar públicos, con un margen de seguridad adecuado.
- c. Identificación, consecuencias de los niveles de exposición al ruido en aeropuertos (Henning, 1975).

En **1973**, se reunió un grupo de trabajo de expertos de la **Organización Mundial de la Salud** en Ginebra del 5 al 9 de noviembre para trabajar en el primer borrador del documento de Criterios de Salud Ambiental para el Ruido. Un segundo borrador fue preparado por la Secretaría, después de los comentarios recibidos sobre algunos puntos importantes para la OMS (WHO, 1980).

Diversas publicaciones sobre ruido han sido desarrolladas por la **Organización Internacional de Normalización ISO** desde 1959, que incluyen las normas internacionales para la evaluación del ruido publicadas en 1963, 1964, 1970, 1971, 1973, 1975, **1976** (WHO, 1980). Esta normativa se ha ido desarrollando y mejorando con aportes actualizados a lo largo de todos estos años, su última norma publicada corresponde al año 2007.

Posteriormente, en Bruselas del 31 de enero al 4 de febrero de **1977**, re reunió otro grupo de trabajo de expertos de la **OMS**, para revisar el segundo borrador del documento de Criterios de Salud Ambiental para el Ruido, e hizo una evaluación de los riesgos de salud por la exposición al ruido. Finalmente en **1980**, la **OMS** publicó el reporte No. 12 Criterios de Salud Ambiental para el Ruido, como resultado de la valiosa aportación del grupo internacional de expertos que contribuyeron en todo el proceso iniciado en 1973 (WHO, 1980). En el reporte se identificó la necesidad del control del ruido y programas de conservación audiológica en industrias; el ruido del tránsito rodado fue descrito como la fuente principal del ruido ambiental; pero el ruido aéreo fue también definido como un tema de preocupación mundial; la posibilidad de efectos adversos del ruido a la salud fue claramente determinado; pero “porque su complejidad, su variabilidad, y la interacción del ruido con otros factores ambientales, los efectos adversos del ruido a la salud no prestan por sí mismo un análisis sencillo” (Fahy & Walker, 1998; WHO, 1980). Arizmendi para este mismo año afirma con toda seguridad que el ruido resulta la primera amenaza para la salud de los habitantes de las ciudades actuales y, desde luego, una de las mayores plagas de la sociedad industrial (Arizmendi, 1980).

En **1987**, el **Consejo de las Comunidades Europeas** indicaba que “La lucha contra las molestias acústicas es uno de los sectores prioritarios que deben centrar la actividad comunitaria”. Para el **IV Programa Comunitario** “el ruido sigue siendo un problema medioambiental que afecta prácticamente a todos los ciudadanos”. Mientras que en **1992**, el **V Programa Comunitario** determinó que “La calidad del medio ambiente urbano y la aportación de medidas correctoras y perfeccionadoras va a ser incumbencia de las autoridades competentes, principalmente autoridades locales” (Ayuntamiento de Coruña, 2011).

A fines de la década de 1980, la **ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT OCDE** (en español Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos OECD) llevó a cabo un estudio importante sobre la contaminación acústica. En 1987, el Grupo consultivo especial de la OCDE sobre políticas de reducción del ruido completó el estudio *Lucha contra el ruido en la década de 1990* para examinar las políticas de reducción del ruido en determinados países miembros. Las conclusiones del informe de la OCDE/RTR de 1995 sobre "Reducción del ruido en la carretera", confirmada por una legislación reciente en los países miembros, destacaron que era necesario hacer hincapié en la modelización del ruido como un método para evaluar los impactos del ruido en la vivienda y la calidad de vida. Para ello, las bases de cálculo, los requisitos de datos, los insumos y los procedimientos de los modelos de predicción de ruido existentes debían revisarse y compararse internacionalmente para concluir sobre su aplicabilidad en contextos y situaciones diferentes y para sugerir mejoras (OECD, 1997).

En 1993, el **Quinto Programa de política y actuación medioambiental** incluye una serie de objetivos básicos con respecto a la exposición al ruido para alcanzar en el año 2000. Más adelante, en una nueva revisión del Quinto programa, se anuncia el desarrollo de un programa de reducción del ruido con acciones destinadas al cumplimiento de dichos objetivos (CE, 1996).

Berglund y Lindvall prepararon para la Organización Mundial de la Salud una versión revisada y ampliada del reporte No. 12 Criterios de Salud Ambiental para el Ruido, publicado en 1980. Este documento se denominó "**Community Noise**" y publicó en 1995 por la Stockholm University y el Karolinska Institute. Esta revisión se completó con contribuciones de especialistas en otras áreas y se incluyeron guías de niveles de ruido comunitario en diferentes entornos (Berglund & Lindvall, 1995).

Para 1996 se publicó el **Libro Verde de la Comisión Europea** sobre la política futura de lucha contra el ruido, como la materialización del programa de reducción del ruido, planteado por el Quinto programa de actuación de la Comisión Europea. En este libro se pone al ruido como uno de los principales problemas medioambientales en Europa y el origen de un número cada vez mayor de quejas por parte del público; cuyo objetivo es estimular el debate público sobre la política futura de lucha contra el ruido, centrado en que la implicación de la comunidad en cooperación con los Estados miembros y las autoridades locales puede representar un valor añadido y un beneficio particular para la población en general (CE, 1996).

En 1997, el **Instituto de Medio Ambiente y Salud**, publicó el **informe R10 de los efectos no auditivos del ruido**, donde se incorpora el resultado de la síntesis de un taller desarrollado en mayo de ese mismo año, organizado en convenio con el Departamento de la Salud y el Departamento de Medio Ambiente, Transporte y la Región. El informe incluyó un resumen de los debates en el taller sobre la evidencia de los efectos no auditivos de la exposición al ruido de las fuentes ambientales y recomendaciones para futuras investigaciones (Intitute for Environment and Health, 1997).

En 1998, en la **Segunda Evaluación del Medio Ambiente Europeo** se alertó que "la población urbana no cesa de crecer y las ciudades europeas muestran todavía signos de tensión medioambiental: mala calidad del aire, exceso de ruido, atascos de tránsito, pérdida de zonas verdes y degradación de edificios históricos y monumentos (Ayuntamiento de Coruña, 2011).

Basados en el documento *Community Noise*, **Berglund, Lindvall y Dietrich** en Londres, Reino Unido, en abril de **1999**, prepararon para la Organización Mundial de la Salud el documento denominado “**Guías para el Ruido Urbano**”. El objetivo de la OMS con este documento, fue consolidar el conocimiento científico sobre las consecuencias del ruido urbano en la salud y orientar a las autoridades y profesionales de salud ambiental que tratan de proteger a la población de los efectos del ruido en ambientes no industriales (Berglund et al., 1999).

En el año **2001**, se desarrolló el **Sexto Programa de Acción de la Comunidad Europea en materia de Medio Ambiente “Medio Ambiente 2010: El futuro está en nuestras manos”**, que aborda el tema de la contaminación acústica, por ser un problema grave que perturba la salud y la calidad de vida de por lo menos una cuarta parte de la población de la Unión Europea. Una nueva normativa fue emitida para obligar a las autoridades públicas a elaborar mapas de ruido y a fijar objetivos en materia de niveles sonoros cuando adopten decisiones de planificación (CE, 2001).

El 25 de junio de **2002**, el **Parlamento Europeo y el Consejo de la Unión Europea** aprobó la **Directiva 2002/49/CE** (comúnmente conocida como la Directiva de Ruido Ambiental DRA o END en inglés), donde el objetivo para la evaluación y gestión del ruido ambiental de los estados miembros involucra: el cartografiado estratégico de ruidos según métodos de evaluación comunes, la determinación del ruido de exposición, el desarrollo de planes de acción contra el ruido, y difusión de la información del ruido ambiental y sus efectos. En esta directiva los Estados miembros están obligados a desarrollar los mapas estratégicos a partir del 30 de junio de 2007 en las ciudades con aglomeraciones de más de 250 000 habitantes, y grandes ejes viales, ferroviario y aeropuertos cada cinco años (CE, 2002a). Ese mismo año, el 22 de julio, los mismos organismos establecen el **Sexto programa de Acción Comunitario en Materia de Medio Ambiente**, donde se destaca la importancia de tratar el tema del ruido, por ser uno de los riesgos potenciales causantes de la degradación ambiental con efectos perjudiciales para la salud humana. El objetivo era reducir el número de personas afectadas por niveles medios de ruido prolongado, en especial los producidos por el tránsito, controlando primero el ruido de emisión de los vehículos de motor y la interacción entre los neumáticos y el pavimento; e instrumentos de mitigación del ruido de tránsito, con la reducción de la demanda de transporte, medios de transporte menos ruidosos y el fomento de medidas técnicas y de una planificación sostenible del transporte (CE, 2002b).

El 5 de diciembre de **2003**, la Comisión Europea publicó la versión 1 del documento “**Good Practice Guide for Strategic Noise Mapping and the Production of Associated Data on Noise Exposure**”, desarrollado por un grupo de trabajo de la Comisión Europea, cuyo objetivo era ayudar a los Estados miembros y sus autoridades competentes a realizar un mapeo del ruido y producir los datos asociados requeridos por la Directiva 2002/49/CE. Este documento consideró en particular los requisitos asociados al primer mapeo de ruido estratégico, que debía completarse hasta el 30 de junio de 2007 (WG-AEN, 2003).

En junio de **2004** la OMS, publicó “**Environmental health indicators for Europe. A pilot indicator-based report**”. Este estudio es parte del proceso de desarrollo de un Sistema de Información sobre el Medio Ambiente y la Salud (EHIS) por parte de la Oficina Regional de la OMS para Europa en colaboración con varios Estados Miembros, la Agencia Europea de Medio Ambiente y la Comisión Europea (CE). Este informe fue el resultado de un estudio piloto sobre indicadores de salud ambiental (EH) y, en particular, de la aplicación ilustrativa de los indicadores

en cuatro áreas: contaminación del aire, ruido, accidentes de transporte, y agua y saneamiento. Utilizando un enfoque estandarizado para describir problemas complejos de EH y respuestas de políticas, este análisis demuestra la utilidad de los indicadores para la evaluación y el informe (WHO, 2004).

Para el 13 de agosto de **2007**, el mismo grupo de trabajo de la Comisión Europea (WG) trabajó sobre la versión 1 del documento “**Good Practice Guide for Strategic Noise Mapping and the Production of Associated Data on Noise Exposure**” y publicó una **versión 2** modificada y mejorada según investigaciones recientes, que reemplazó a la anterior. Esta guía no constituye una declaración oficial de la Comisión Europea, ya que solo la Directiva es aplicable por ley (WG-AEN, 2007).

En **2008**, la **Comisión Europea** comenzó a desarrollar un marco metodológico para la evaluación común del ruido a través del **proyecto “Métodos comunes de evaluación del ruido en Europa” (CNOSSOS-EU)** dirigido por el Centro Común de Investigación. El proyecto se llevó a cabo en estrecha consulta con el Comité establecido en virtud del artículo 18 de la Directiva 2000/14/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, y con otros expertos de los Estados miembros. Los resultados se publicaron en el informe de referencia del Centro Común de Investigación acerca del proyecto (CE, 2015).

La Oficina Regional de la **OMS** para Europa, en **2009**, publicó “**Night noise guidelines for Europe**”, donde establece las directrices de ruido nocturno para proporcionar conocimientos especializados y asesoramiento científico a los Estados miembros para desarrollar futuras legislaciones en el ámbito del control y la supervisión de la exposición al ruido nocturno, con el apoyo de la Comisión Europea. Este documento de referencia revisa los efectos en la salud de la exposición nocturna al ruido, examina las relaciones de exposición y efectos y presenta los valores de referencia de la exposición al ruido nocturno para prevenir los efectos nocivos del ruido nocturno en Europa. Aunque estas directrices no son estándares ni criterios legalmente vinculantes, están diseñadas para ofrecer una guía para reducir los impactos del ruido nocturno en la salud con base en evaluaciones de expertos de evidencia científica en Europa (WHO, 2009).

Relativo a la aplicación de la Directiva sobre el ruido ambiental de conformidad con el artículo 11 de la Directiva 2002/49/CE, el 1 de junio de **2011**, se emitió un **Informe de la Comisión al Parlamento Europeo y al Consejo**, donde se avaló la necesidad de emprender otras acciones de la Unión Europea en relación con el ruido ambiental y revisar la calidad acústica ambiental en la Unión europea sobre la base de los datos notificados por los estados miembros. Con esta información se logró constituir una base de datos, que no existía, y se estableció el mecanismo de notificación de la DRA, que facilita y racionaliza la recogida de datos, el control de la calidad y la evaluación del cumplimiento (CE, 2011).

En el año **2012**, se publicó el **informe Common Noise Assessment Methods in Europe CNOSSOS-EU**, este informe fue preparado para servir como la base técnica de la Ley de implementación de la Comisión Europea para modificar el Anexo II de la Directiva 2002/49 / CE del Parlamento Europeo y del Consejo en relación con la evaluación y gestión del ruido ambiental en Europa. Con la emisión de este informe se cierra la fase de desarrollo del proceso CNOSSOS-UE (2010-2012) para iniciar la fase de implementación de CNOSSOSU (2012-2015). El objetivo

de este proyecto fue plantear la metodología común de evaluación de ruido operativa para la extensión del mapeo estratégico de ruido en la Unión Europea (Kephalopoulos & Paviotti, 2012).

El 20 de noviembre de **2013**, el Parlamento Europeo y el Consejo de la Unión Europea aprobaron el **Séptimo Programa de Acción para el Medio Ambiente (PMA)** que abarca el periodo comprendido hasta 2020. La Unión Europea se compromete a proteger la salud y el bienestar de la población frente a los riesgos relacionados con el medio ambiente como la contaminación acústica, mejorando la aplicación de la legislación existente y reducir esta contaminación. Esto incluye que se pongan en práctica políticas de diseño y planificación urbana sostenible (CE, 2013, 2014).

El 19 de mayo de **2015** se emitió la **Directiva (UE) 2015/996 de la Comisión Europea**, en la que se establecieron métodos comunes de evaluación del ruido en virtud de la Directiva 2002/49/CE del Parlamento Europeo y del Consejo. Esta directiva contempló métodos específicos que antes no existían para el ruido procedente del tránsito vial, del tránsito ferroviario y ruido industrial. Los métodos de evaluación previstos en el anexo de esta Directiva, establecieron adoptarse a más tardar el 31 de diciembre de 2018 (CE, 2015).

El 30 de marzo de **2017**, se emitió un segundo **Informe de la Comisión al Parlamento Europeo y al Consejo relativo a la aplicación de la Directiva sobre el ruido ambiental** de conformidad con el artículo 11 de la Directiva 2002/49/CE. Este informe examinó la situación desde la publicación del primer informe (2011) y presentó el plan de acción elaborado tras la evaluación de la Directiva que tuvo lugar en 2016 en el marco del programa de adecuación y eficacia de la reglamentación de la Comisión REFIT (CE, 2017).

“Environmental Noise Guidelines for the European Region” es una de las últimas publicaciones de la OMS en el año **2018**. Estas directrices son publicadas por la Oficina Regional de la OMS para Europa, sobre la base de los impactos en la salud de la exposición al ruido ambiental. El objetivo principal es proporcionar recomendaciones para proteger la salud humana de la exposición al ruido ambiental proveniente de diversas fuentes: ruido de transporte (tráfico, ferrocarriles y aeronaves), ruido de aerogeneradores y ruido de ocio. Las directrices se centran en la Región Europea y proporcionan orientación política a los Estados Miembros que son compatibles con los indicadores de ruido utilizados en la END de la Unión Europea. Proporcionan consejos sólidos de salud pública respaldados por evidencia, que es esencial para impulsar acciones políticas que protejan a las comunidades de los efectos adversos del ruido. En términos de sus implicaciones para la salud, los niveles de exposición recomendados pueden considerarse aplicables en otras regiones y adecuados para una audiencia global (WHO, 2018).

Capítulo 3
METODOLOGÍA

En el siguiente capítulo se desarrolla el proceso metodológico determinado para la investigación, atendiendo a los objetivos planteados inicialmente. El objetivo general pretende el desarrollo de un modelo de caracterización de entornos sonoros para la planificación urbana, considerando aquellos aspectos del diseño urbano que pueden incidir en el uso de la vía y las características físicas que influyen en la propagación del sonido. De la misma forma, también se analizará la percepción acústica de los habitantes en los entornos urbanos de estudio.

La metodología comprende cinco partes: *definición del área de estudio*, donde se caracteriza el área de estudio previo a la determinación de variables; *estudio y selección de variables*, enfocado a determinar y cuantificar características físicas y sucesos, que influyen en el comportamiento del ruido urbano para la caracterización sonora de los entornos urbanos y recoger características sociodemográficas y los criterios de la población respecto al ruido, para determinar su percepción acústica en los entornos urbanos de estudio; *definición del método de muestreo* para determinar las estaciones de medición; *el procedimiento de medición* de las variables seleccionadas para el estudio; y, finalmente *el análisis estadístico*.

3.1. Definición del área de estudio

3.1.1. Antecedentes



Figura 3.1. Ubicación geográfica ciudad de Loja

El área de estudio es la ciudad de Loja, cabecera cantonal de la provincia de su mismo nombre; se encuentra ubicada al Sur en la Región 7 de la República del Ecuador en Sudamérica (Figura 3.1), a 2100 m.s.n.m. y a 4° de latitud Sur. Se caracteriza por tener un clima ecuatorial mesotérmico semi – húmedo, (con una distribución más o menos homogénea de 900 mm de lluvia a lo largo del año), Los factores que dan origen al clima del cantón son los mismos factores que afectan a la región andina, especialmente la latitud y el relieve, en términos más generales, la zona de convergencia intertropical (ZCIT), el efecto de la interacción Océano Pacífico – atmósfera (Fenómeno El Niño Oscilación del Sur y Corriente Fría de Humboldt) y la cubierta vegetal. La temperatura media anual es de 15°C, cuyas temperaturas extremas fluctúan entre 0,3°C y 28°C, con un promedio entre 16 y 19°C. La humedad relativa media del aire de la ciudad es de 75 %, con fluctuaciones extremas entre 69 % y 83 %. Predominan

los vientos de dirección norte, noreste y este, encauzados por la apertura hidrográfica del río Zamora hacia la Amazonía (Municipio de Loja, 2014; Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente-PNUMA, 2007)

La ciudad se asienta sobre el Valle de Cuxibamba, en una pequeña depresión de la provincia de Loja (Figura 3.2), adoptando una forma predominantemente alargada en sentido sur-norte, determinada por la superficie plana y por los dos ríos que la atraviesan: el Zamora y el Malacatos, que la recorren en el mismo sentido. Sin embargo, la ciudad se ha ido expandiendo, no solo hacia los sectores norte y sur, caracterizados por su planicie; sino también, en la actualidad, hacia los declives topográficos del este y oeste, con pendientes más pronunciadas y más suaves, respectivamente.

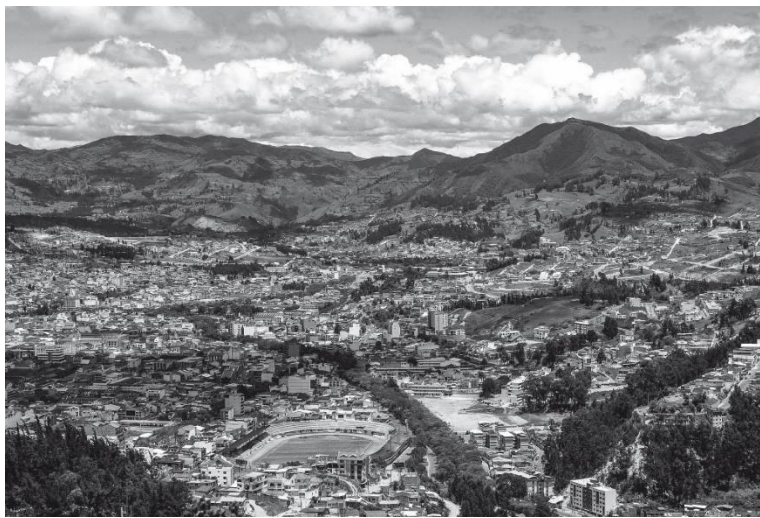


Figura 3.2. Vista panorámica ciudad de Loja.
Fuente: María de Ángeles Cuenca Rosillo.



Figura 3.3. Foto aérea ciudad de Loja.
Fuente: Instituto geográfico Militar del Ecuador.

Su morfología se compone de una trama en cuadrícula (Figura 3.3), con manzanas de 100 x 100 m. Sus vialidades colectoras y locales urbanas tienen un ancho que oscila entre 3,00 y 15,00 m, mientras que las vialidades arteriales de paso, de salida y urbanas alcanzan un ancho entre 15 y 30 m, y en su mayoría están divididas por un parterre. Las aceras, en la mayoría de los casos, tienen 1,50 m de ancho, a excepción de aquellas que bordean los parques, plazas, márgenes de los ríos y algunas vialidades colectoras y locales urbanas principales que alcanzan los 3,50 m.

Loja es una de las ciudades medias del Ecuador que, al igual que otras ciudades del país, se encuentra en proceso de expansión. Tiene una extensión total de 285,70 km², con una área urbana de 57,42 km² (Municipio de Loja, 2014). En el año 2010 contaba con un total de 180 617 habitantes, constituido por 170 280 en el área urbana y 10 337 en el área rural (INEC, 2010). La población se compone de mujeres en un 52% (93 986) y de hombres en un 48% (86 631). Las proyecciones poblacionales del área urbana de la ciudad de Loja, según el VII Censo de Población y VI de Vivienda (2010), para el año 2019, es de 220 504 habitantes, cuya densidad bruta es 771,80 habitantes/km². La población de la Provincia de Loja se concentra en edades jóvenes, cuyos más altos porcentajes corresponden a niños y jóvenes de 10-14 años, 5-9 años y 15-19 años, con 11,1%, 10,6% y 10,4%, respectivamente. La edad promedio estimada es de 29 años. El estado civil casado tiene el más alto porcentaje de 41,7%. La raza mestiza comprende el 90,2% de la población total. La población económicamente activa (PEA) corresponde al 66% de la población en edad de trabajar (PET), que constituye el 79% de la población total; la población desarrolla trabajos por cuenta propia en un 38,2% seguido de empleados privados con 19,9% y empleados del estado 16%; y, alrededor del 64,2% de la población dispone de casa propia (INEC, 2010).

3.1.2. Área de estudio

La ciudad en su extensión total está conformada por características heterogéneas, que van generando distintos escenarios, en los que influyen, principalmente, el uso de suelo y los flujos viales. El sector de estudio abarca el área urbana de la ciudad, atendiendo a la zona céntrica de primer y segundo orden y a las áreas junto a las principales redes viales que se extienden en sentido norte-sur, a lo largo de la urbe, generando su dinámica. La zona de estudio comprende 6,7 km² del área urbana de la ciudad, de 57,42 km², correspondiendo a un 12% de la superficie total (Figura 3.4).

Las principales vialidades arteriales y urbanas recorren toda la ciudad, conectando la zona céntrica con los polos norte y sur, principalmente; oriente y occidente, son recorridos por vialidades urbanas secundarias. La clasificación de las vialidades de la ciudad (Figura 3.5), según su función, volumen vehicular y velocidad de circulación se clasifican en: arteriales, que pueden ser de paso, de salida y urbanas; colectoras, que son vialidades urbanas; y, locales, también vialidades urbanas (Equipo Técnico de la UMTTTSV, 2012).

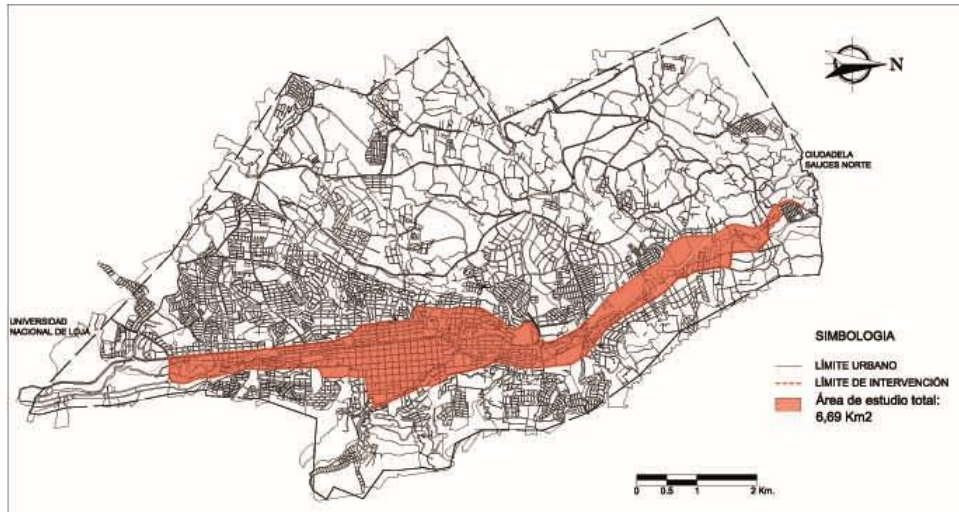


Figura 3.4. Delimitación del área de estudio en la ciudad de Loja.

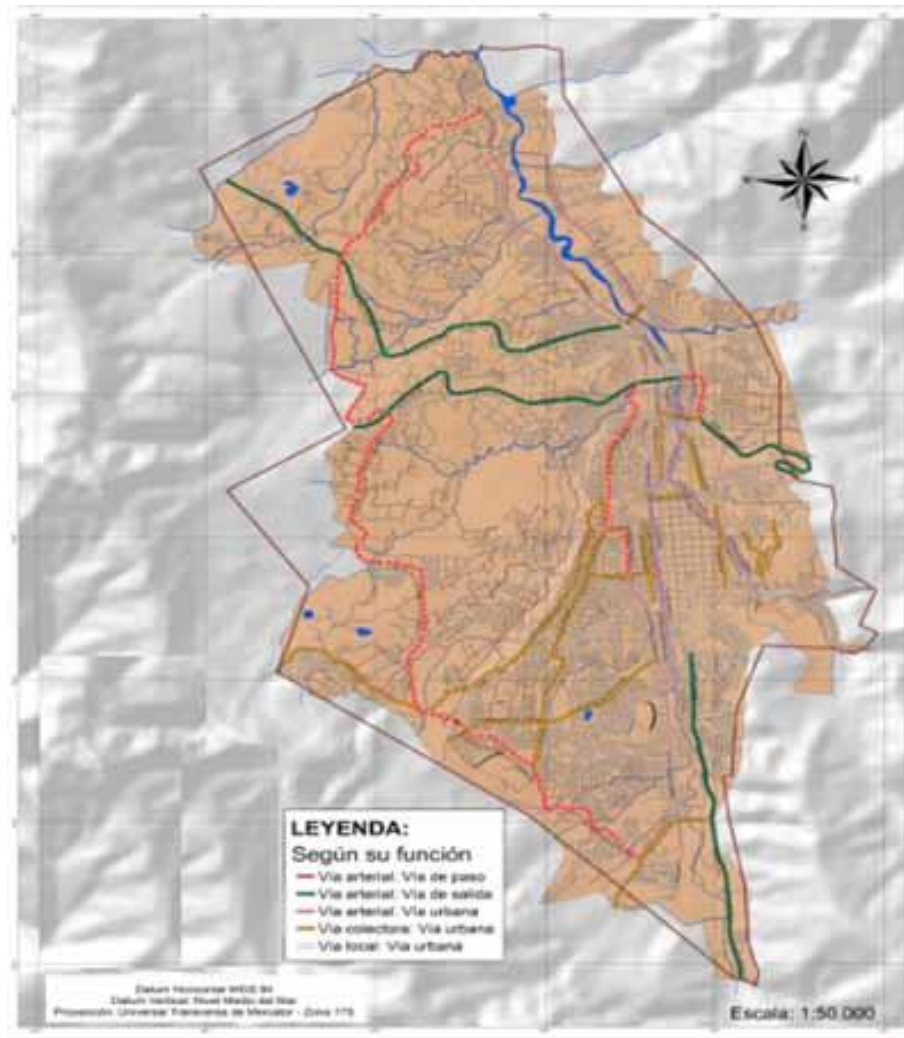


Figura 3.5. Clasificación de la Red Vial de la Ciudad de Loja.

Fuente: Plan Maestro de Movilidad del Cantón Loja 2012 – 2022, Unidad Municipal de Transporte Terrestre, Tránsito y Seguridad Vial.

Con el objeto de recoger las particularidades de los escenarios heterogéneos de la ciudad, el área fue dividida en tres zonas a partir de la zona céntrica. En ellas se concentran, principalmente, actividades administrativas y de servicio, que acoge entidades gubernamentales y privadas; mientras que, en el resto de la ciudad, alejándose del área céntrica hacia el norte y el sur, hay un predominio de uso de suelo habitacional. En este sentido, el área de estudio fue dividida en: Zona Norte, Zona Centro y Zona Sur, correspondiendo a cada zona una superficie de 3,56 km², 2,02 km² y 1,11 km², respectivamente (Figura 3.6). Según el Censo de Población y Vivienda 2010, los habitantes de las zonas de estudio corresponden a Zona Norte: 16 320, Zona Centro: 18 916 y Zona Sur: 7183, dando un total de 42 409 habitantes en toda el área de estudio; según las proyecciones para el 2019 correspondería a 19 924, 23 093 y 8769 habitantes, respectivamente, es decir, un total de 51 786 habitantes; en este sentido el porcentaje de la población que vive en la zona de estudio corresponde al 25% del total de habitantes del área urbana de la ciudad, sin considerar la población que acude a la zona por diversas actividades.

La Zona Norte está comprendida entre la Av. Santiago de las Montañas y Av. Salvador Bustamante Celi al este, Av. Manuel Carrión Pinzano y Av. 8 de diciembre al oeste, y la calle Juan de Salinas al sur; se caracteriza por una planicie a lo largo del río y pendientes medias del 5% hacia el norte y 14% en el sur-oeste; en esta zona existe un predominio de uso habitacional complementado con actividades de comercio, educación y recreación. La Zona Centro está delimitada por la calle Juan de Salinas al norte, Av. Orillas del Zamora y prolongación de la calle 24 de Mayo al este, avenida Pio Jaramillo y Manuel Carrión Pinzano al oeste, y las calles Leopoldo Palacios, Gonzanamá y Cuba al sur; se encuentra prácticamente en una planicie y las pocas áreas que tienen pendiente llegan hasta el 5%; en esta zona coexisten usos de suelo mixto, con un alto porcentaje de actividades administrativas, tanto pública como privada, comercios, servicios como educación, culto y salud; al ser una zona céntrica, aquí encontramos las principales plazas, parques e iglesias patrimoniales de la ciudad. La Zona Sur abarca desde las calles Leopoldo Palacios, Gonzanamá y Cuba al norte, Av. Eduardo Kingman al este, Av. Pío Jaramillo Alvarado al oeste, y Av. Reinaldo Espinoza al sur; el mayor porcentaje de su superficie se desarrolla en un área plana, con una pendiente media del 17% hacia el este; se caracteriza por un uso de suelo habitacional y actividades comerciales y recreativas en un menor porcentaje.

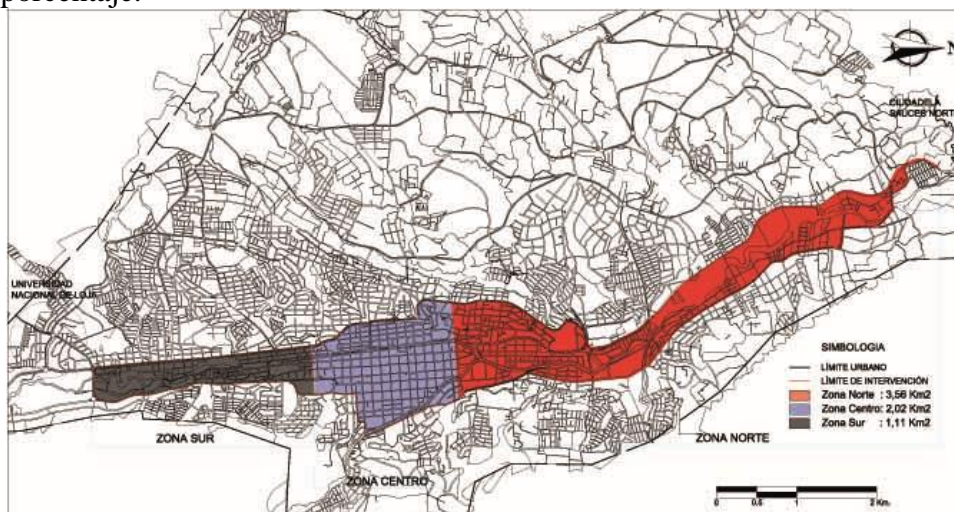


Figura 3.6. Zonas Norte, Centro y Sur que conforman el área de estudio.

3.2. Análisis y selección de variables de estudio

3.2.1. Variables para la caracterización sonora de entornos urbanos

En el comportamiento sonoro de un entorno urbano actúan el ruido emitido y su propagación; determinado por las fuentes emisoras de ruido, en el primer caso, y por las características urbanas y arquitectónicas, en el segundo. En ambos casos, el planteamiento de las variables permitirá determinar y cuantificar características físicas y sucesos que influyen en el comportamiento del ruido urbano a partir de las principales fuentes sonoras del área de estudio, como el tránsito vehicular y demás características que definen su comportamiento. De esta forma, la variable o variables dependientes se corresponden con los índices sonoros y las variables independientes teóricas se agruparon, atendiendo al tipo, en tres grupos: condiciones meteorológicas, características de tránsito vehicular y características urbano-arquitectónicas.

3.2.1.1. Índices sonoros

Para medir el ruido, con el objetivo de caracterizar acústicamente la ciudad, es necesario registrar los valores de algunos índices que permitan cuantificar el sonido captado por el sonómetro, y procesarlos en el período de tiempo establecido. Los índices que se asocian al tránsito rodado en normas internacionales y múltiples investigaciones han sido considerados como referencia para este estudio (Brüel & Kjær, 2000; ISO 1996-1, 2003; ISO1996-2, 2007; Kogan Musso, 2004; Saavedra Achurra et al., 2005; Torija et al., 2006):

- L_{eq} o nivel sonoro continuo equivalente en dBA, nivel de ruido constante hipotético correspondiente a la misma cantidad de energía acústica que el ruido real considerado durante un período de tiempo. Es el mejor predictor de las molestias provocadas por el ruido de tránsito.
- L_{max} , nivel sonoro más alto que se registra durante un período de medición (dBA).
- L_{min} , menor nivel que se registra durante un intervalo de medición (dBA).
- L_1 , nivel sonoro en dBA que se sobrepasa durante el 1% del tiempo de observación.
- L_{10} , nivel sonoro en dBA que se sobrepasa durante el 10% del tiempo de observación.
- L_{50} o nivel medio, nivel sonoro que se sobrepasa durante el 50% del tiempo de observación.
- L_{90} , nivel sonoro en dBA que se sobrepasa durante el 90% del tiempo de observación.
- L_{99} , nivel sonoro en dBA que se sobrepasa durante el 99% del tiempo de observación.

3.2.1.2. Condiciones meteorológicas

Las condiciones meteorológicas forman parte de los parámetros a considerar, según la norma ISO, así como también muchos investigadores las contemplan, debido a la influencia que han tenido sobre el ruido ambiental. Se han consideraron como variables empíricas

para el estudio: la temperatura, la humedad relativa y la velocidad del viento (Brüel & Kjør, 2000; ISO1996-2, 2007; Riesco García et al., 2010).

3.2.1.3. Características tránsito vehicular

Las características del tránsito vehicular constituyen una información muy importante a levantar, considerando que la principal fuente emisora de ruido en el área de estudio lo constituye el tránsito rodado. Para la medición de estas características se establecieron las siguientes variables empíricas:

- **Flujo vehicular:** esta variable se mide con el conteo del número de vehículos de cada categoría durante el tiempo de medición definido, para luego calcular el total por hora, que será el valor del flujo vehicular. El flujo vehicular estará dividido atendiendo a las tres categorías: ligeros (automóviles), pesados (buses y camiones) y motocicletas (CE, 2003; ISO1996-2, 2007; Miyara, 2004; Saavedra Achurra et al., 2005; Sequeira et al., 2008; Torija et al., 2006); es decir, flujo vehículos ligeros, flujo vehículos pesados y flujo motocicletas. En esta clasificación, según la Comisión de las Comunidades Europeas (CE, 2003), los vehículos ligeros tienen menos de 3,5 toneladas de carga útil y los vehículos pesados tienen igual o más de 3,5 toneladas de carga útil. La Agencia Nacional de Tránsito de Ecuador, clasifica al tránsito vehicular, según la clase y el servicio o uso, según el uso: alquiler, estatal, municipal, particular, gobiernos seccionales, entre otros; según la clase en: automóvil, autobús, camión, camioneta, furgoneta, jeep, motocicleta, tanquero, tráiler y volquete; en esta clasificación se considera la capacidad de carga (hasta o más de 3500 Kg) y el número de asientos (INEC, 2010). La agrupación de las clases de vehículos definidos por el organismo nacional en las tres categorías determinadas para el estudio, se hizo considerando sus parámetros de clasificación; de esta forma los automóviles, camionetas, furgonetas y jeeps se han catalogado como vehículos livianos, y los autobuses, camiones, tanqueros, tráileres y volquetes como vehículos pesados.
- **Composición vehicular:** la composición del tránsito estará determinada por el porcentaje de cada categoría de vehículos con respecto al total: ligeros, pesados y motocicletas (CE, 2003; ISO1996-2, 2007; Miyara, 2004; Saavedra Achurra et al., 2005; Sequeira et al., 2008).
- **Tipo de flujo vehicular:** considerando las redes viales de la ciudad, vialidades arteriales, vialidades colectoras y vialidades locales, se va a clasificar el flujo en: flujo continuo fluido, que es característico de rutas, autopistas, autovialidades y carreteras interurbanas; los vehículos se desplazan a velocidad casi constante por el segmento de vía considerado; flujo pulsante continuo o continuo en pulsos, que corresponde a las calles de centros urbanos, con una proporción significativa de vehículos en transición, inestables en el tiempo y el espacio; y, el flujo interrumpido o pulsante desacelerado/acelerado o acelerado/desacelerado en pulsos característico de calles semaforizadas, en vialidades rápidas después y antes de una intersección, en los accesos y salidas a autopistas, en los peajes o aproximaciones, etc. (CE, 2003; Miyara, 2004; Saavedra Achurra et al., 2005).

- **Velocidad media de tránsito:** se considerará una velocidad media, en función de la normativa establecida en la ciudad, de 50 km/h para calles urbanas y 60 km/h para colectoras y de paso. (ISO1996-2, 2007; Miyara, 2004; Sequeira et al., 2008).
- **Eventos anómalos:** este tipo de eventos se los va a considerar por su incidencia en la alteración de los niveles sonoros, pueden provenir del tránsito vehicular o de otras fuentes sonoras, generalmente registran niveles sonoros elevados. Los eventos anómalos serán registrados mediante conteo, durante el tiempo de medición, considerando la siguiente clasificación: bocina, alarma, sirena, motocicleta muy ruidosa, vehículo pesado muy ruidoso, ladridos, frenada violenta y obras de construcción cercanas; en caso de presentarse algún otro evento anómalo también será registrado (Azzurro et al., 2000; González et al., 2000a; Torija et al., 2010).

3.2.1.4. Características urbano-arquitectónicas

En este apartado se recogerán todas las variables vinculadas a las características urbanas, como las características geométricas y superficies de calzadas, tipo y uso de calle, además de las alturas y materiales de las fachadas de las edificaciones que se encuentran en cada una de las estaciones de medición (ISO1996-2, 2007; Miyara, 2004; Saavedra Achurra et al., 2005)

- **Ancho de calzada:** se mide la dimensión exacta de la calle en la que se encuentre el sonómetro. El ancho de calzada oscila en función del tipo de vía, donde generalmente se encuentran aceras de 1,50 m de ancho y que dependiendo de la zona de la ciudad las edificaciones pueden o no tener retiro frontal, especialmente en sectores residenciales como las zonas norte y sur, que presentan un retiro frontal a diferencia de la zona centro que no lo tiene.
- **Número de carriles:** se han establecido uno, dos o cuatro carriles.
- **Sentidos viales:** se consideran uno y dos sentidos.
- **Presencia de pendiente:** registrar la presencia de pendiente o no de la calle en la que se instala cada estación de medición.
- **Tipo de pendiente:** en caso de existir pendiente es necesario conocer si es ascendente o descendente. Si la calle tiene un solo sentido se registrará algún tipo de pendiente, pero si tiene dos sentidos se registrarán los dos tipos de pendientes.
- **Porcentaje de pendiente:** los porcentajes de pendiente que se establecen para las calles que presenten pendiente son: menos de 5%, entre 5 y 10%, entre 10 y 20%, y más del 20%.
- **Perfil o geometría de la calle:** se consideraron 3 tipos: en U, dos planos de fachadas – una edificación a cada lado de la vía; tipo L, un plano de fachada – una edificación a un lado de la vía e inexistente al otro lado; y campo libre, cuando no hay superficies reflectantes cercanas.
- **Superficie de rodadura:** los materiales de las superficies reflectantes son determinantes en la propagación del sonido, por lo tanto, en el caso de la superficie de rodadura se consideraron las superficies de las vialidades de la ciudad: asfalto liso, asfalto con irregularidades, adoquín y hormigón liso (CE, 2003).

Tabla 3.1. Variables urbano arquitectónicas para caracterización acústica

No.	Variables teóricas	Variables empíricas		
		Grupo de variables	Variables medidas	
1	Índices sonoros		Leq (dBA)	
2			Lmax (dBA)	
3			Lmin (dBA)	
4			L1 (dBA)	
5			L10 (dBA)	
6			L50 (dBA)	
7			L90 (dBA)	
8			L99 (dBA)	
9	Condiciones meteorológicas		Temperatura (°C)	
10			Humedad relativa (%)	
11			Velocidad del viento (m/)	
12	Características tránsito vehicular	Flujo vehicular	Número vehículos ligeros	
13				Número vehículos pesados
14				Número motocicletas
15		Composición de tránsito	% Vehículos ligeros	
16				% Vehículos pesados
17				% Motocicletas
18		Tipo de flujo vehicular	Continuo fluido	
			Continuo en pulsos	
			Interumpido o pulsante desacelerado o acelerado	
19			Eventos anómalos	# Bocina
20		# Alarma		
21		# Sirena		
22		# Motocicleta muy ruidosa		
23		# Frenada violenta		
24		# Vehículo pesado muy ruidoso		
25	# Ladridos			
26	# Obras de construcción cercanas			
27		# Otros		
28	Características urbano-arquitectónicas	Ancho de calzada		
29		Número de carriles	Uno	
			Dos	
			Cuatro	
30		Sentidos viales	Un sentido	
			Doble sentido	
31		Presencia de pendiente	Si	
			No	
32		Tipo de pendiente	Ascendente	
			Descendente	
33		Porcentaje de pendiente	Menos del 5%	
			Entre el 5% y 10%	
			Entre 10% y 20%	
	Más de 20%			
34	Perfil o geometría de la calle	En U		
		Tipo L		
35	Superficie de rodadura	Campo libre		
		Asfalto liso		
		Asfalto con irregularidades		
36	Tipo de vía	Adoquín		
		Hormigón		
		Autopista		
		Vía perimetral		
		Avenida urbana		
37	Uso de vía	Vía principal		
		Vía secundaria		
		Residencial		
		Comercial		
		Industrial		
		Sanitario		
		Educativo		
	Recreativo			
38	Altura de edificaciones	Ocio		
39		Número de plantas		
40	Material de superficie reflectora	Adobe		
		Tapial		
		Bahareque		
		Ladrillo		
		Piedra		
		Cerámica		
		Malla metálica		
	Vidrio			

- **Tipo de vía:** considerando la clasificación vial y con el objeto de estandarizar las vialidades de la ciudad respecto a clasificaciones de otras investigaciones, según la circulación, se ha determinado los siguientes tipos: redondel, autopista-vía interprovincial, vía perimetral, vía urbana, vía principal y vía secundaria; donde la clasificación local correspondería a: redondel, redondeles ubicados en vialidades arteriales de salida y urbanas; autopista-vía interprovincial, ausencia de este tipo de vía; vía perimetral, vía arterial de paso; vía urbana, vialidades arteriales urbanas y colectoras urbanas; vía principal y vía secundaria, equivalente a las vialidades locales urbanas, que en la ciudad se consideran como calles principales las paralelas a vialidades arteriales urbanas y colectoras urbanas, y como secundarias a las transversales.
- **Uso de vía:** está determinado por el uso de suelo de la zona donde se encuentra la estación de medición, atendiendo a los usos identificados en la ciudad: residencial, comercial, industrial, sanitario, educativo, recreativo, ocio y otros.
- **Altura de edificaciones:** el registro de la altura de las edificaciones que se encuentran junto a la estación de medición se ha considerado en metros (Tandel et al., 2011) y número de plantas.
- **Material de superficie reflectora:** en esta variable se registran los materiales de las superficies de las paredes de las edificaciones junto a estaciones. Los materiales más utilizados en paredes y recubrimientos en la ciudad y, por lo tanto, los que se definen para el estudio son: adobe, tapial, bahareque, ladrillo, piedra, cerámica, vidrio y malla metálica (características de cerramientos).

Las variables teóricas para el desarrollo del estudio, quedan establecidas en un total de 40 (Tabla 3.1), información que será recogida en cada estación de medición.

3.2.1.5. Elaboración de ficha para recolección de datos

La ficha de datos, Anexo A, fue diseñada en función a las variables que se seleccionaron para el estudio acústico, incluyendo la información a registrar y presentar que establece la norma ISO 1996-2:2007. Esta información se colocó al inicio de la ficha y se recogieron los siguientes datos generales: número de estación de medición, dirección, coordenadas geográficas, fecha de medida, día de la semana, hora de inicio y fin de medición, croquis de localización de estación; características y calibración del equipo de medición (constante en todas las estaciones) y situación del sonómetro respecto a la vía (constante en todas las estaciones).

3.2.2. Variables para la percepción acústica del ser humano de sus entornos urbanos

En el punto anterior se determinaron las variables cuantitativas del estudio, basado principalmente en la medición, conteo y observación de las características in situ; de esta forma se incluyeron todas las características físicas que influyen en el comportamiento del ruido ambiental. Junto a este comportamiento de orden físico está también la percepción del ser humano, que es quien habita las ciudades y que se puede ver perjudicado o beneficiado de los fenómenos que tienen lugar en las urbes, principalmente el ruido.

En este apartado, se establecerán las variables subjetivas necesarias para determinar en la población su percepción y el grado de molestia que causa el ruido urbano.

3.2.2.1. Determinación de variables

Varios autores e investigadores han hecho referencia a los efectos de la exposición al ruido en la salud, la capacidad funcional y el bienestar, afectando principalmente la audición, interferencia en la comunicación oral, trastorno del sueño y reposo, la molestia, efectos psicofisiológicos sobre la salud mental y el rendimiento, efectos sobre el comportamiento; e interferencia en actividades (Berglund et al., 1999; Henning, 1975).

Algunos de estos efectos podrían ser provocados efectivamente por el ruido, y en ese caso lo debería determinar el profesional médico correspondiente; sin embargo, las personas pueden dimensionar la molestia que les produce el ruido en su capacidad funcional y su bienestar. En todo caso, es importante tener presente que el ruido tiene un carácter fuertemente subjetivo y que su influencia dependerá de la reacción que cada individuo tenga frente a este fenómeno.

Las variables definidas fueron consideradas a partir de la revisión de la bibliografía y de estudios previos desarrollados en el capítulo 2 (Barrigón Morillas et al., 2002; Fields, 1993; Fields et al., 2001; German González, 2009; Nicola & Ruani, n.d.). Primeramente, se establecen variables personales y situacionales y luego se registran las variables que dependen de las respuestas respecto a los efectos y percepción del ruido. De manera general, se clasifican los efectos producidos por el ruido urbano en: auditivos y no auditivos. Sin embargo, resulta complejo determinar los efectos auditivos al implicar necesariamente una valoración médica para determinar efectivamente si está presente este efecto. Por lo tanto, el estudio se enfoca hacia la determinación de los efectos no auditivos que causa el ruido; es decir, los efectos en la salud y el bienestar que son causados por la exposición al ruido. Estas variables luego serán analizadas para determinar si existe o no relación entre ellas.

Dentro de las variables personales, clasificadas como información demográfica, se establecieron: sexo, edad, nivel de estudios y estado civil; variables situacionales, clasificadas como actividades peatonales y ocupación del territorio: actividades que se encuentran realizando, tiempo y frecuencia. Las variables teóricas de los efectos no auditivos se establecen como los efectos provocados por el ruido, la percepción del ruido, molestia provocada por el ruido y las estrategias para afrontarlo, cada una de ellas con sus respectivas clasificaciones.

Por otro lado, considerando el cuestionario de German (2009), se creyó pertinente introducir también una pregunta respecto al grado de satisfacción que tiene la población con las características del contexto urbano, con el objeto de no ser tan sugerentes con el tema del ruido y evitar que las respuestas sean demasiado subjetivas. En este sentido, se definieron un total de 53 variables empíricas para este estudio (Tabla 3.2).

Tabla 3.2. Variables establecidas para evaluar la percepción acústica del ser humano en entornos urbanos.

No.	Variables teóricas	Variables Empíricas
1	Características demográficas	Sexo
2		Edad
3		Nivel de estudios
4		Estado civil
5	Actividades y ocupación del territorio	Viven
6		Trabajan
7		Estudian
8		Compras o trámites personales
9		Es peatón de paso
10	Contexto urbano	Limpieza de la calle
11		La calidad del aire
12		El ruido
13		Conservación de las aceras y calle
14		La organización del sector
15		la belleza del sector
16		Agradable
17	Efectos provocados por el ruido	Estado de salud
18		Efectos auditivos
19		Dolores de cabeza
20		Estrés
21		Efectos sobre el sueño
22		Efectos sobre la conducta
23		Efectos sobre el rendimiento
24		Efectos en la memoria
25		Cambios constantes de humor
26		Interrupción en sus actividades laborales
27		Distracción o perturbación en la conversación
28		Distracción o perturbación en la atención
29		Irritabilidad
30		Sobresalto
31		Molestia en los oídos
32	Fuentes de ruido y percepción	Vehículos pequeños
33		Camiones
34		El transporte público
35		Motocicletas
36		Actividades comerciales
37		Actividades industriales
38		Actividades artísticas
39		Actividades de construcción
40		Música de establecimientos cercanos
41		Vendedores ambulantes
42		Bocinas
43		Alarmas de seguridad vehicular
44		Sirenas de ambulancias
45		Animales domésticos
46		La ciudad
47		En esta calle en este momento
48		Molestia que causa el ruido en este momento
49	Estrategias para afrontar el ruido	No pone atención
50		Camina más a prisa
51		Se acostumbra
52		Evita los lugares ruidosos
53		Realiza una queja ante las autoridades

3.2.2.2. Elaboración de encuesta

Para la elaboración de la encuesta, a partir de las variables determinadas, se plantearon preguntas cerradas, evaluadas por medio de opción múltiple, con escala verbal de cinco categorías (nada, poco, regular, bastante y muchísimo) y una escala numérica de once categorías (0-10), que se asocian para permitir una respuesta más rápida y acertada de la población. La escala numérica (Figura 3.12) se asoció a la escala verbal de acuerdo a: 0 y 1 = nada, 2 y 3 = poco; 4,5 y 6 = regular; 7 y 8 = bastante; y 9 y 10 = muchísimo (German González, 2009).

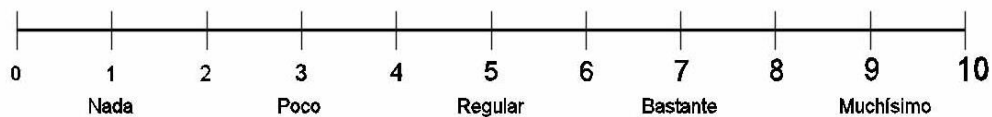


Figura 3.7. Escala numérica de Likert de 11 categorías con escala verbal de 5 categorías asociada.
Fuente: (German González, 2009)

Las preguntas que conformaron la encuesta fueron agrupadas por secciones, según la naturaleza de cada pregunta, y una primera parte que incluye una presentación y datos informativos de las características temporales de la encuesta. La encuesta quedó estructurada de la siguiente forma:

Presentación: se hace una descripción corta de la investigación en proceso.

Datos informativos: se registra la fecha, día, hora, dirección y código de la estación de medición.

Las preguntas están conformadas por seis grupos:

- A. Información demográfica: sexo (masculino, femenino), edad (6-12, 13-32, 33-60, más de 61 años), nivel de estudios (sin estudios, educación básica, educación media, educación superior, posgrado) y estado civil (soltero, casado, viudo, divorciado, otro). Estas cuatro preguntas son de respuesta de opción múltiple.
- B. Actividades peatonales y ocupación del territorio: vive (menos de un año, 1-3, 3-5, 5-10, más de 10 años), trabaja (4, 8, más de 8 años), estudia (4, 6, 8 horas), compras o trámites personales (una, dos, tres veces), es peatón de paso (una, dos, tres veces). Esta pregunta es de respuesta de opción múltiple.
- C. Contexto urbano: Satisfacción con las características de la calle: la limpieza de la calle, la calidad del aire, el ruido, conservación de las aceras y calle, la organización del sector, la belleza del sector, cuán agradable es la calle. Estas preguntas se responden con la escala numérica.
- D. Efectos provocados por el ruido: estado de salud (bueno, regular, malo) es una pregunta de opción múltiple. Efectos en la salud: auditivos dolores de cabeza, estrés; Efectos psicológicos: efectos sobre el sueño, efectos sobre la conducta, efectos sobre el rendimiento, efectos en la memoria, cambios constantes de humor, interrupción en sus actividades laborales; Distracción o perturbación: en la conversación, en la atención; Sentimientos y efectos psicofisiológicos:

irritabilidad, sobresalto, molestia en los oídos. Preguntas de respuesta con escala numérica.

- E. Percepción del ruido y molestia provocada por el ruido: vehículos pequeños, camiones, el transporte público, motocicletas, actividades comerciales, actividades industriales, actividades artísticas, actividades de construcción, música de establecimientos cercanos, vendedores ambulantes, bocinas, alarmas de seguridad vehicular, sirenas de ambulancias, animales domésticos; Intensidad del ruido en: la ciudad, en esta calle; Molestia que le causa el ruido en este momento. Preguntas de respuesta con escala numérica.
- F. Estrategias para afrontar el ruido: no pone atención, camina más a prisa, se acostumbra, evita los lugares ruidosos, realiza una queja ante las autoridades. Preguntas de respuesta con escala numérica.

La encuesta definida para el estudio a partir de las preguntas indicadas anteriormente se encuentra en el Anexo B.

3.3. Método de muestreo: Determinación de estaciones de medición

La revisión bibliográfica establece tres métodos de muestreo aleatorio para determinar los puntos o estaciones de medición en un estudio de ruido ambiental:

- Método de cuadrícula uniforme: reconocido por la norma ISO 1996-2:2007 para determinar mapas de ruido, que ha sido utilizado y motivo de discusión de algunos autores (Barrigón Morillas et al., 2005; Brown & Lam, 1987; Miyara, 2004). Este método consiste en colocar una rejilla sobre el mapa de la zona de estudio; los puntos de medición se ubican dentro de cada cuadrícula (Recuero, Gil, & Grundman, 1997) o en sus intersecciones, salvo el caso que el punto se ubique en medio de una carretera o un lugar inaccesible para que sea trasladado (Brown & Lam, 1987). La rejilla puede variar de 160 m a 1000 m; sin embargo, este tamaño y, por lo tanto, la distancia entre puntos sucesivos, depende del presupuesto disponible y la complejidad del espacio urbano en análisis (Brown & Lam, 1987), Bento y Alarcão (2005) utilizaron distancias muy pequeñas de 5 a 30 m. Se puede también emplear una cuadrícula tal que los valores sucesivos difieran en más de un adecuado diferencial, por ejemplo 3 dB o 5 dB (Miyara, 2004). Cuando se quiere evaluar exposición de ruido global, la diferencia de los niveles de presión sonora en los puntos adyacentes de la rejilla no debería ser mayor a 5 dB, ni 2 dB cuando se quiere seleccionar medidas de reducción del ruido (ISO1996-2, 2007). Y otra posibilidad es emplear una cuadrícula cuya densidad de puntos sea proporcional a la densidad poblacional (Miyara, 2004).
- Metodología de clasificación vial: según la tipología de calle y sus características. Algunas investigaciones han aplicado esta metodología, así se ha establecido el Método de categorización (Barrigón Morillas et al., 2005; Rey Gozalo & Barrigón Morillas, 2016), que consiste en clasificar las calles de acuerdo a su uso en la comunicación de las diferentes zonas de la ciudad, bajo el supuesto generalmente aceptado que el tránsito es la fuente más importante de ruido en las ciudades y que la mayoría de las calles pueden considerarse como la razón principal de la variabilidad espacial del ruido. Estudios en Chile, han

utilizado los tipos de carreteras establecidos por el Ministerio de Transporte y Telecomunicaciones de Chile-MTT (Rey Gozalo & Barrigón Morillas, 2016), donde clasifican las vialidades urbanas de acuerdo con su función principal y sus características de diseño urbano, considerando como más relevante el ancho de las carreteras; en este método se distinguen cinco tipos de carreteras: autopista, troncal, de acceso, colectora y local. Estudios en Terrassa, Barcelona, para el estudio acústico clasifican las calles en: carreteras de acceso, rondas y avenidas, calles de distribución, calles de destino, calles con influencia del ruido de ferrocarril, calles peatonales y otras (Alsina Sánchez et al., 2005).

- Otro método es clasificar todos los puntos potencialmente medibles según sus características acústicas, flujo vehicular, composición del tránsito, pendiente, el uso del territorio (, especial interés y otras), otras, y medir en un punto de cada clase. Por ejemplo, una clase podría estar constituida por todas las cuadras que tienen entre 200 y 250 vehículos livianos por hora, entre 20 y 30 vehículos pesados por hora, perfil en U y pendiente horizontal. De todos los puntos de medición que cumplen con esas condiciones se elegiría uno y en él se mediría (Alsina Sánchez et al., 2005; Miyara, 2004; Saavedra Achurra et al., 2005).

En el área de estudio, para determinar la muestra, se utilizó el método de cuadrícula uniforme, que corresponde a un método normado. Por otro lado, la distribución de la cuadrícula, con el fin de que el muestreo de datos recoja la variabilidad que pueda tener el ruido ambiental en la ciudad, el sector delimitado para el estudio, se estableció en tres zonas heterogéneas de la ciudad en relación a su frecuencia de uso, uso de suelo y densidad. Así podemos tener entornos urbanos que corresponden a diferentes usos de suelo: administrativo (instituciones públicas y privadas), comercial, residencial, educativo, recreativo, etc., el uso de suelo determina su frecuencia de uso; y, por otro lado, en cuanto a la densidad, el área de estudio contempla un área céntrica totalmente consolidada, en relación a las otras dos áreas norte y sur, que no están cien por ciento consolidadas y que poseen características urbanas diferentes.

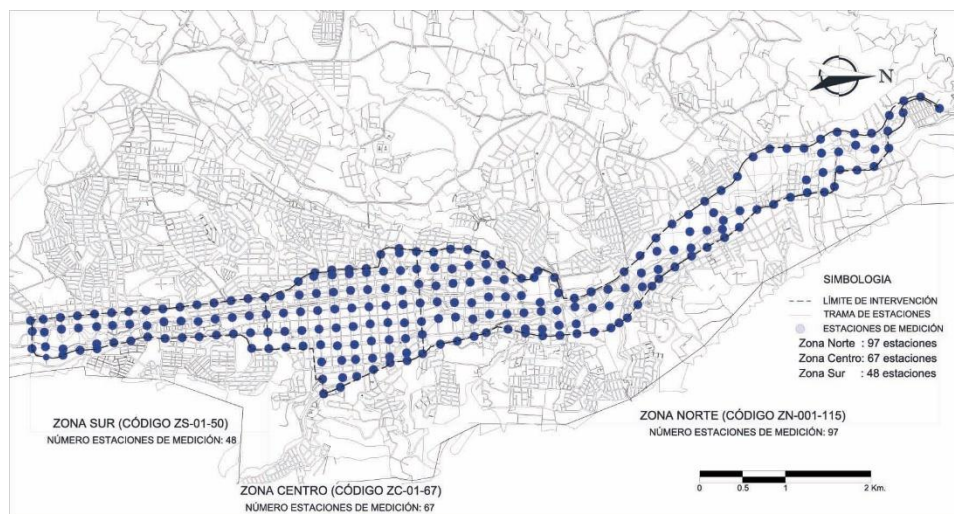


Figura 3.8. Estaciones de medición en las tres zonas de la ciudad.

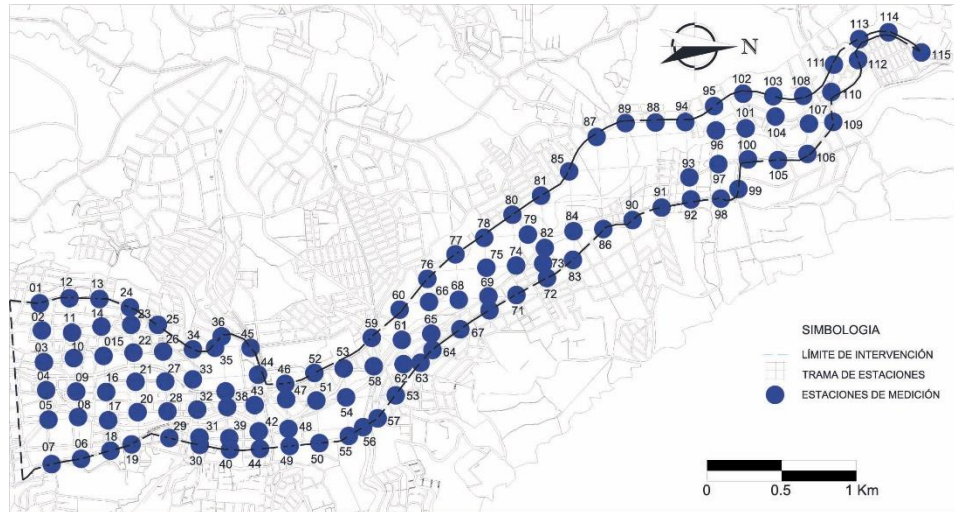


Figura 3.9. Estaciones de medición Zona Norte ZN.

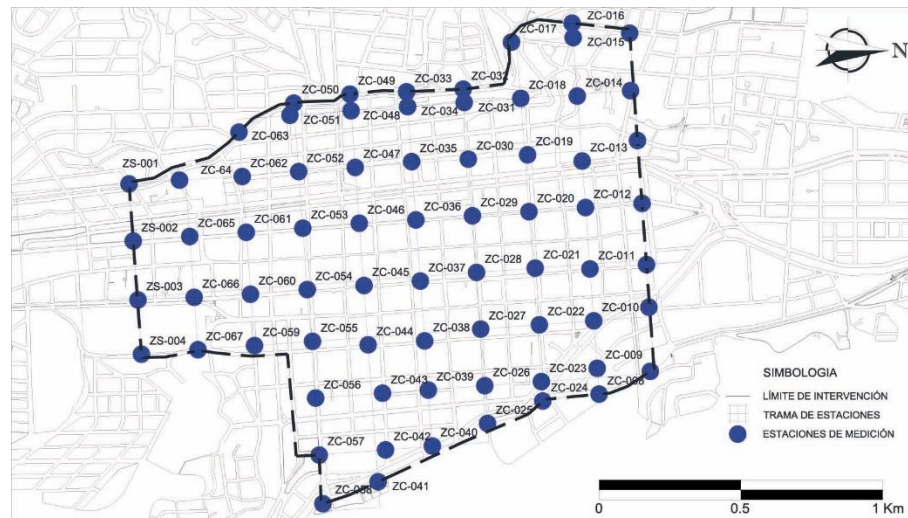


Figura 3.10. Estaciones de medición Zona Centro ZC.

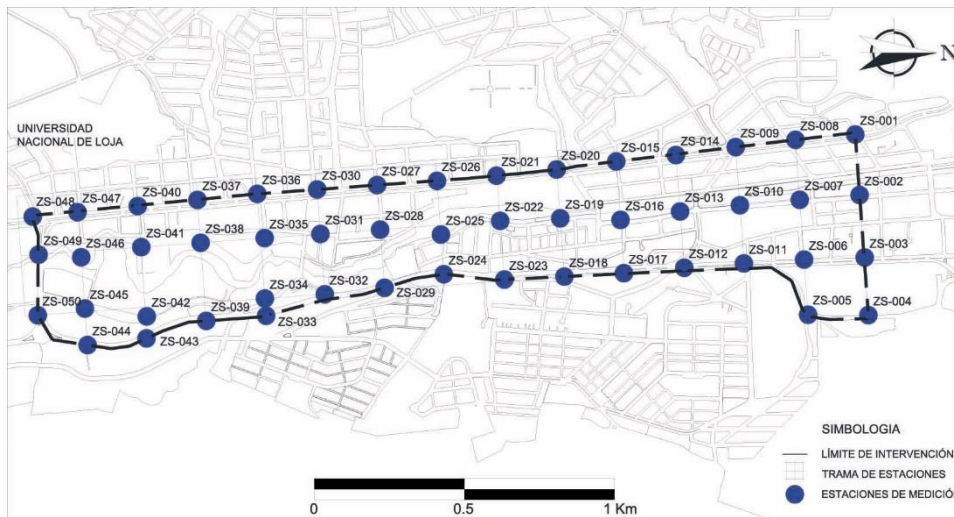


Figura 3.11. Estaciones de medición Zona Sur ZS.

La malla fue dispuesta en las vialidades arteriales, colectoras y locales, que registran altos flujos vehiculares, partiendo de la premisa que el tránsito vehicular es la principal fuente generadora de ruido en la ciudad. Se utilizó una malla con cuadrículas de 200x200 m, cubriendo un total de 141 celdas, aproximadamente. Los puntos de muestreo fueron establecidos en las intersecciones de la cuadrícula, salvo el caso que las intersecciones estuviesen en el centro de una vía, internamente en predios o en áreas inaccesibles, en cuyo caso fueron reubicados en la vía más cercana (Figura 3.8).

La zona norte, Figura 3.9, abarca 65 celdas con 97 puntos de muestreo (ZN-001 a ZN-115), 47 celdas y 67 puntos de muestreo en la zona centro, Figura 3.10 (ZC-01 a ZC-67) y 29 celdas y 48 puntos de muestreo en la zona sur, Figura 3.11 (ZS-01 a ZS-50), obteniendo un total de 212 puntos que conforman el total de la muestra. El número de puntos de muestreo es superior a 30, por lo tanto, corresponde a una muestra grande. En estos puntos se establecieron las estaciones de medición.

3.4. Procedimiento de medición

El procedimiento de medición se estableció, a partir, de los siguientes aspectos.

3.4.1. Selección de intervalos de tiempo de referencia y tiempo de medición

Es necesario que estas variables sean establecidas al inicio de todo estudio acústico para recoger información sobre el ruido medioambiental y estimar la respuesta a la molestia comunitaria a largo plazo, según la norma ISO 1996-1: 2003 y otras investigaciones (González et al., 2000b; Rey Gozalo & Barrigón Morillas, 2016; Rey Gozalo et al., 2012; Riesco García et al., 2010; Sanchis Sabater et al., 1999; Sequeira et al., 2008; Seto et al., 2007; Torija et al., 2006).

La medición de índices sonoros y registro de variables se realizó en días hábiles de lunes a viernes. Cualquier día de la semana en que se mida no interferirá considerablemente en los niveles registrados, ya que la variación es mínima y poco influyente (Sanchis Sabater et al., 1999).

Los intervalos de tiempo se definieron considerando los períodos establecidos a nivel internacional, donde la jornada del día (L_{day}) es de 6-22 en Austria, 7-23 en Canadá, 7-18 en Dinamarca, 7-20 en Francia, 6-22 en Alemania, 7-23 en Hong Kong, 6-22 en Italia, 6-18 en Corea, 7-19 Países Bajos, 7-18 en Suecia, 7-19 en Suiza y 7-23 en Reino Unido (Brüel & Kjær, 2000); la Directiva del Parlamento Europeo 2002/49/EC considera al día de 12 horas (L_{day}), a la tarde de 4 horas ($L_{evening}$) y a la noche de 8 horas (L_{night}), comprendiendo períodos de 7-19, 19-23 y 23-7 horas, respectivamente. Estas jornadas se aceptan actualmente en el ámbito de la Unión Europea; mientras que en Estados Unidos se acepta las jornadas establecidas por la norma ISO 1996-1 de L_{day} 15 horas: 7-22 L_{night} de 9 horas: 22-7 (ISO 1996-1, 2003). Con estos antecedentes, se estableció el intervalo L_{day} de 6-19, período donde tienen lugar las actividades de la población y que generan la dinámica de la ciudad, dado principalmente por los horarios de entrada y salida de las jornadas de trabajo y de estudio. Para facilitar el manejo de la

información y su posterior análisis, se dividió este período en dos franjas horarias: horario matutino 06:00-13:00 y horario vespertino 13:00-19:00. La disponibilidad de los recursos materiales y humanos, condicionaron a determinar solo la jornada del día para la medición, excluyendo la jornada de la noche.

El intervalo de tiempo para efectos de medición fue determinado, considerando el tiempo suficiente para que se establezca el nivel sonoro medido y obtener un valor representativo de estos niveles sonoros. Por lo tanto, el tiempo determinado fue un intervalo de 15 minutos, que es el utilizado para el caso de ruidos variables y fluctuantes, logrando estabilizar el 95% de las muestras con un error de 2 dBA (González et al., 2000b).

3.4.2. Equipo de medición y calibración

La instrumentación utilizada para el levantamiento de información correspondió a:

- Sonómetro integrador analizador de espectro, marca CESVA, modelo SC260 en tiempo real por bandas de tercio de octava y octava, que cumple con los requisitos establecidos, según la Norma ISO 1996-2:2007; es un sonómetro clase 2 especificada en la Norma IEC y ANSI, funciones S (slow), F (fast), e I (impulsive), niveles continuos equivalentes, percentiles, índices de impulsividad, niveles de pico, niveles de exposición sonora, Short Leq; ponderación frecuencial A, C, y Z; escala 30-137 dBA hasta 140 dB de pico, equipado con pantalla anti-viento (Figura 2.11a).
- Calibrador sonoro clase 2, marca CESVA, modelo CB004.
- Trípode, marca CESVA, modelo TR050, altura 1,50 m.
- Equipo GPS, marca eTrex, modelo Venture HC Garmin de alta sensibilidad, para la ubicación geográfica de cada punto de medición y posterior georeferenciación de los datos (Figura 2.11b).
- Láser de precisión SPECTRA HD 50, para la medición de anchos de calles y altura de edificaciones (Figura 2.11c).
- Anemómetro electrónico Ambient Weather WM-4, que es un medidor de viento portátil que se utilizó para el registro de las condiciones meteorológicas: velocidad de viento, humedad relativa y temperatura (Figura 2.11d).



Figura 3.12. Equipo de medición: a. Sonómetro integrador analizador de espectro SC260, b. GPS eTrex Venture HC, c. Láser de precisión SPECTRA HD 50 y d. Anemómetro electrónico.

El sonómetro para la medición fue calibrado con función F (fast), rango de medida: mínimo y máximo y ponderación frecuencial A.

3.4.3. Recolección de datos

En el procedimiento de medición, en primer lugar, se identificaron los puntos de muestreo, en base a la delimitación del área de estudio y el plano de la ciudad. Para la medición de los niveles sonoros, se consideraron los parámetros establecidos en la Norma ISO 1996-2:2007, la Ley de Gestión Ambiental para la Prevención y Control de la Contaminación Ambiental – Ecuador (Ministerio de Medio Ambiente Ecuador, 2003) y la Directiva 2002/49/CE. El sonómetro se colocó en el trípode correspondiente, el micrófono se ubicó a 1,50 m de altura sobre el piso y a 1,50 m de distancia a la fachada, distancia condicionada por el ancho de las aceras en la ciudad. El sonómetro fue calibrado previamente, con el calibrador sonoro clase 2, al inicio de cada jornada de medición.

Una vez instalado el equipo de trabajo en la estación de medición, se realizó el registro de las coordenadas geográficas de dicha estación. La medición y levantamiento de la información se fue dando de forma paulatina en las tres zonas de la ciudad, iniciando desde la estación más alejada de la Zona Norte hacia la estación más alejada de la Zona Sur.

De forma simultánea y sincronizada, mientras se medían los niveles sonoros en el intervalo de 15 minutos, se realizó el conteo y registro del número y tipo de vehículos que circulaban por esa calle y se aplicaron las encuestas a los transeúntes que circulaban por el sector, es decir, personas que vivían, trabajaban, o estaban de paso por allí. Una vez obtenidos los niveles sonoros, los flujos vehiculares y las encuestas, se procedió a registrar en la ficha de datos el resto de variables. La obtención y registro de toda la información tuvo una duración de aproximadamente 40 minutos en cada estación.

3.5. Análisis estadístico

Para el análisis de los datos obtenidos, se utilizaron métodos estadísticos (econométricos), desarrollando una serie de experimentos para determinar cuáles son las variables independientes (exógenas) que explican la variabilidad de la variable dependiente (endógena) niveles sonoros.

Los experimentos estadísticos desarrollados adoptaron la ecuación en notación matricial:

$$y=X\beta+\varepsilon$$

para esta ecuación existen los siguientes supuestos fundamentales:

- 1.- $X'\varepsilon=0$
- 2.-averiguar segundo supuesto

De manera adicional, es indispensable que el número de observaciones sea mayor al número de variables.

El Teorema de Gauss Márkov, establece que, en un modelo lineal, el cálculo de las β 's (estimadores) utilizando el “Método de Mínimos Cuadrados” (MM^2) dará como resultado los mejores estimadores lineales eficientes e insesgados (ELIO), en inglés BLUE (Best Linear Unbiased Estimator).

El MM^2 establece la siguiente ecuación en notación matricial:

$$\beta = (X^T X)^{-1} X^T y$$

$\sum \mathcal{E}^2$ se espera que sea **mínimo**

Considerando lo anterior, en los experimentos, se utilizaron modelos de regresión lineal para estimar la dependencia entre los niveles sonoros medidos y las variables independientes definidas.

Para demostrar la hipótesis, se consideraron que los tres grandes conceptos teóricos (condiciones meteorológicas, características tránsito vehicular y características urbano-arquitectónicas) pueden ser medidos con las siguientes variables empíricas: número de vehículos ligeros, número de vehículos pesados, número de motocicletas, tipo de flujo vehicular, número de eventos anómalos, ancho de calzada, número de carriles, sentidos viales, presencia de pendiente, tipo de pendiente, porcentaje de pendiente, geometría de la calle, superficie de rodadura, tipo de vialidades, altura de edificaciones, número de plantas, material de superficie reflectora

Todas las variables incluidas en cada uno de los experimentos, fueron consideradas operacionalmente como “*naturales*” a excepción de la variable que representa el flujo vehicular, ya que la medición empírica de este flujo se transformó en logaritmos base 10.

El flujo vehicular, obtenido con el conteo de número de vehículos total y atendiendo a su categoría, fueron ajustados a número por hora (conteo en punto de muestreo fue de 15 minutos) y transformados en logaritmo decimal de base 10 (\log_{10}) con el fin de ajustar las grandes diferencias del número de vehículos en los diferentes puntos de muestreo. Por lo tanto, cuando se considera la variable flujo vehicular, se obtiene un modelo de regresión semilogarítmico. Las ecuaciones de los modelos corresponden a:

Regresión lineal: $y = \beta X + \mathcal{E}$.

De los experimentos realizados,

Regresión semilogarítmica: $y = \beta \log_{10} X + \mathcal{E}$

En los experimentos desarrollados se exploran los errores que pudiera tener el modelo en cuanto a autocorrelación y multicolinealidad. Para los análisis estadísticos se utiliza el software SPSS (Statistical Package for the Social Sciences).

Para definir la relación entre la variable dependiente y las diferentes variables independientes en cada experimento, se consideró el Coeficiente de Determinación (R^2), que expresa la proporción de la varianza total de la variable explicada por cada regresión realizada, este valor es el mejor indicador que refleja la bondad del ajuste del modelo a la variable que se pretende explicar.

En esta investigación y tomando en cuenta los resultados obtenidos en investigaciones desarrolladas anteriormente, y expuestas en el capítulo 2, se determina que un experimento con una R^2 mayor a 0,70 se considera satisfactorio.

En el análisis de las variables independientes con relación a L_{eq} , solo algunas variables alcanzaron correlaciones significativas al $p < 0,001$. Sin embargo, a pesar de que algunas variables no mostraron relación alguna con la variable dependiente, integradas dentro del conjunto de variables podrían incidir en L_{eq} . Por esta razón, previo al desarrollo del modelo, con todas las variables de estudio, se realizan una serie de experimentos, con el propósito de definir las relevancias de las variables primigeniamente consideradas, asumiendo la hipótesis inicial de que todas estas variables influyen en los niveles sonoros. En total se desarrollan 14 experimentos, cuyos resultados tuvieron un comportamiento diferente de acuerdo a las variables ingresadas.

Sin embargo, en el planteamiento del modelo se debe tener presente que el exceso de variables independientes en un modelo, puede subir artificialmente el coeficiente de correlación R^2 , pero por otro lado también, reducir la significación estadística de las variables significativas.

Capítulo 4
**CARACTERIZACIÓN SONORA DE ENTORNOS
URBANOS**

En el presente capítulo, se expondrán los resultados del levantamiento de información de las variables objetivas, su análisis e interpretación, para definir parámetros o índices que permitan caracterizar sonoramente los entornos urbanos.

El estudio fue desarrollado desde diciembre de 2012 hasta septiembre de 2013, intervalo de 10 meses a largo plazo, que sirve para determinar ruido medioambiental y que puede ser de 3 meses, 6 o 1 año, según ISO 1996-1:2003.

Con la metodología establecida, se procedió a realizar las mediciones y levantamiento de variables en cada estación de las tres zonas de estudio: Zona Norte, Zona Centro y Zona Sur. Se desarrolló una codificación inicial, cuando se determinó la cuadrícula. Sin embargo, en la zona norte, se hizo la medición en menos estaciones de las que están enumeradas, ya que al momento de hacer el levantamiento de información algunos puntos resultaron inaccesibles o no tenían características representativas que aporten al estudio. Por esta razón, las estaciones eliminadas no constan en las bases de datos y, con el fin de seguir manteniendo la codificación inicial a la que se rigió todo el trabajo y evitar errores, no se cambiaron los códigos.

4.1. Resultados variables objetivas

Una vez que se ha desarrollado la medición de los niveles sonoros y el levantamiento de información, en este apartado se hará la presentación de los resultados para su respectivo análisis descriptivo. Estas variables fueron registradas a través de la ficha de datos, en las tres zonas de la ciudad.

Dentro de las variables para caracterizar los entornos sonoros se definieron los niveles sonoros, las condiciones meteorológicas, las características del tránsito vehicular y las características urbanísticas; cada una se irá mostrando para, al final, tener las herramientas necesarias para su interpretación.

4.1.1. Niveles sonoros

Con la utilización de tablas y gráficas ilustrativas se irán viendo los resultados del comportamiento sonoro en las tres zonas de la ciudad, a través de:

- a. Variabilidad temporal de los niveles sonoros
- b. Distribución porcentual de los niveles sonoros
- c. Variabilidad espacial de los niveles sonoros
- d. Variabilidad de índices sonoros

a. Variabilidad temporal de los niveles sonoros

La variabilidad temporal se analizará a partir de las franjas horarias establecidas para el estudio: matutino y vespertino, la hora del día y el día de la semana, en que se realizaron las mediciones.

Franjas horarias

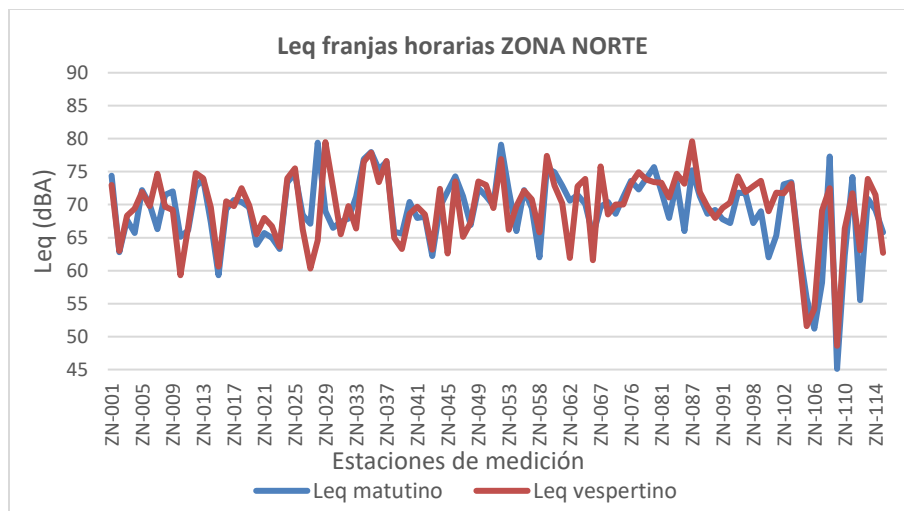


Figura 4.1. Niveles sonoros equivalentes Leq de las franjas horarias matutino y vespertino de la Zona Norte.

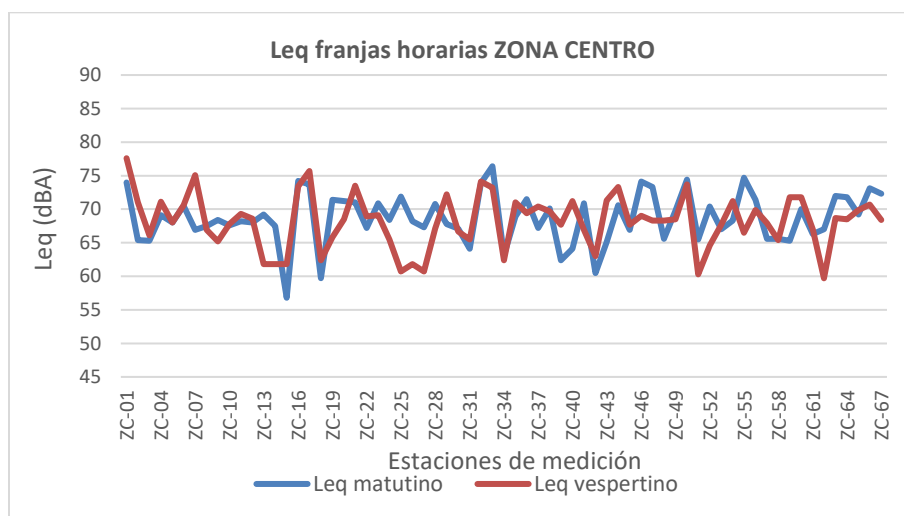


Figura 4.2. Niveles sonoros equivalentes Leq de las franjas horarias matutino y vespertino de la Zona Centro.

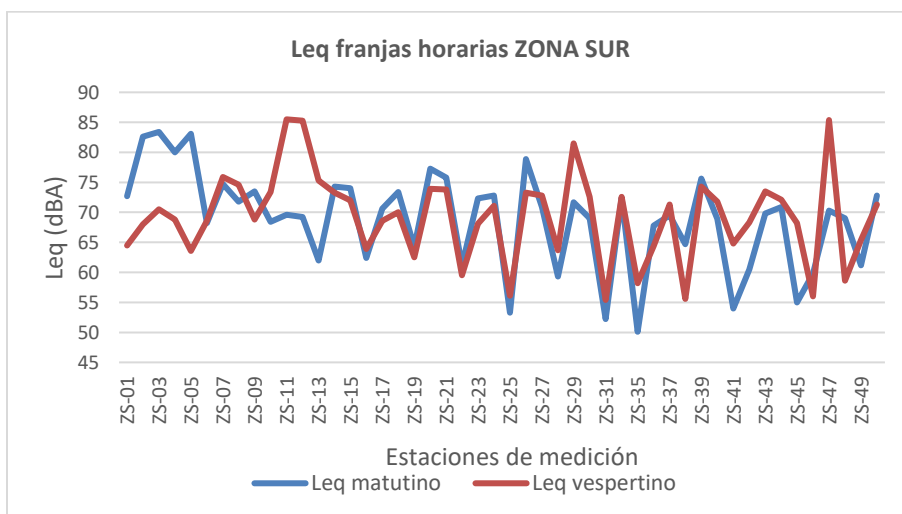


Figura 4.3. Niveles sonoros equivalentes Leq de las franjas horarias matutino y vespertino de la Zona Sur.

Considerando que los niveles sonoros fueron levantados en las dos franjas horarias: matutino 06:00-13:00 y vespertino 13:00-19:00 en las tres zonas, en las figuras 4.1, 4.2 y 4.3 se muestra la variación de su comportamiento.

En la zona norte los valores del nivel equivalente en los dos horarios son muy similares (Figura 4.1). En la zona centro los niveles sonoros matutinos son ligeramente más elevados que los vespertinos (Figura 4.2). Mientras que, en la zona sur, los niveles sonoros vespertinos resultan ligeramente más elevados que los matutinos (Figura 4.3).

Tabla 4.1. Valores de media aritmética de índices sonoros Leq, Lmax y Lmin en dBA, según franjas horarias, zonas y toda la ciudad.

Zona	Matutino			Vespertino			Niveles globales (media aritmética)		
	Leq	L _{max}	L _{min}	Leq	L _{max}	L _{min}	Leq	L _{max}	L _{min}
Norte	70,3	90,6	51,2	70,1	90,6	48,8	70,2	90,6	50,0
Centro	68,7	88,2	51,8	68,2	90,1	54,0	68,5	89,2	52,9
Sur	69,9	88,9	51,5	69,9	90,2	49,7	69,9	89,6	50,6
Ciudad	69,6	89,2	51,5	69,4	90,3	50,8	69,5	89,8	51,2

La variación de las medias aritméticas de Leq de las franjas horarias por zona, según se observa en la Tabla 4.1, alcanza hasta el 0,5 dBA de diferencia; es decir, no supera ni 1,0 dBA. Por lo tanto, se puede decir que, en promedio, en las distintas zonas en las que se ha dividido la ciudad para realizar el estudio, el comportamiento de los niveles sonoros es relativamente similar durante las jornadas de la mañana y tarde.

A partir de los resultados, los datos se analizarán de forma general, sin distinción de matutino y vespertino. Sin embargo, en algunos casos, por el tratamiento inicial de los datos, se expondrán indicando las jornadas.

Hora del día

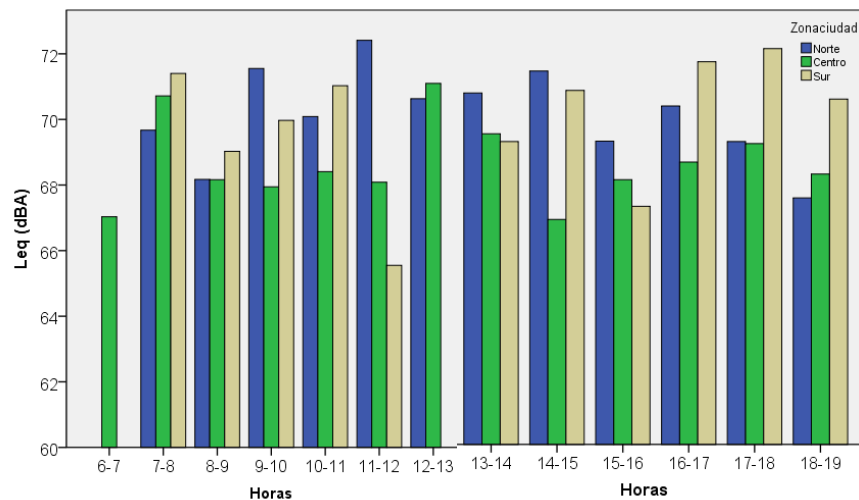


Figura 4.4. Valores de media aritmética de Leq por hora en la ciudad de Loja.

Las mediciones se desarrollaron durante diferentes horas del día, tanto en la mañana como en la tarde, con el objetivo de determinar cuáles son las horas con mayores niveles de ruido.

A partir de la media aritmética de los niveles Leq (Figura 4.4) registrados en las estaciones de medición según las horas, se puede definir el comportamiento sonoro de la ciudad a lo largo del día, combinando las tres zonas.

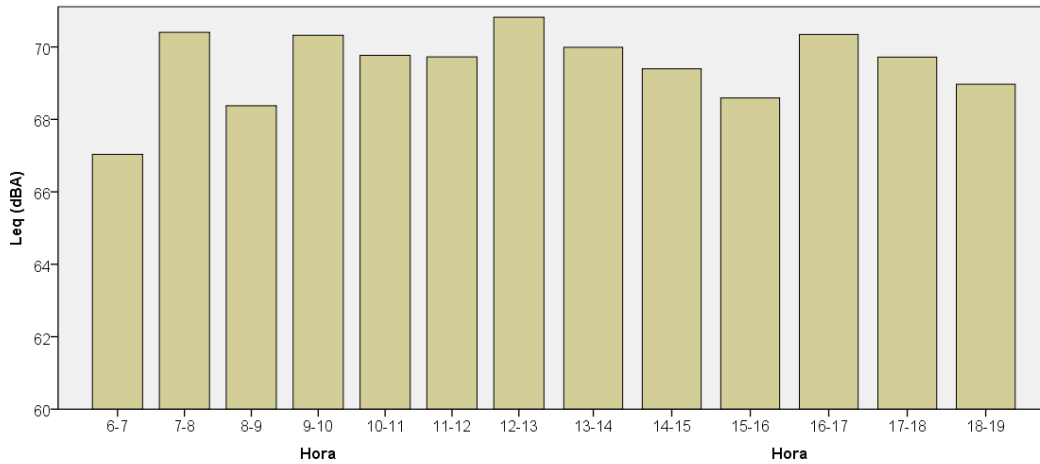


Figura 4.5. Valores de media aritmética de Leq por hora de medición.

En la Figura 4.5, se puede apreciar la media aritmética de los niveles sonoros de las tres zonas de la ciudad a lo largo del día. Las horas en las que se detectan los niveles sonoros más elevados son: 07:00-8:00 (70,4 dBA), 09:00-10:00 (70,3 dBA), 12:00-13:00 (70,8 dBA) y 16:00-17:00 (70,3 dBA).

El comportamiento del primero y tercer rango de horas se debe, principalmente, a que son horas de entrada y salida de jornadas de trabajo y de estudio. En el caso de los rangos segundo y cuarto corresponden a horas intermedias, tanto de la mañana como de la tarde, en pleno desarrollo de las diversas actividades que se dan en la urbe. Levemente, por encima está la hora de 17:00-18:00, que corresponde a la salida de jornadas laborales.

Día de la semana

En la Figura 4.6 se presentan los valores medios de los niveles Leq registrados en cada una de las zonas de la ciudad organizados por días de la semana. Considerando los valores de la media (Figura 4.7), podemos observar que los días más ruidosos son los viernes en la mañana con, 71,3 dBA y los lunes en la tarde con, 71,0 dBA, que corresponden al 22,46% y 14,29%, respectivamente, del total de mediciones.

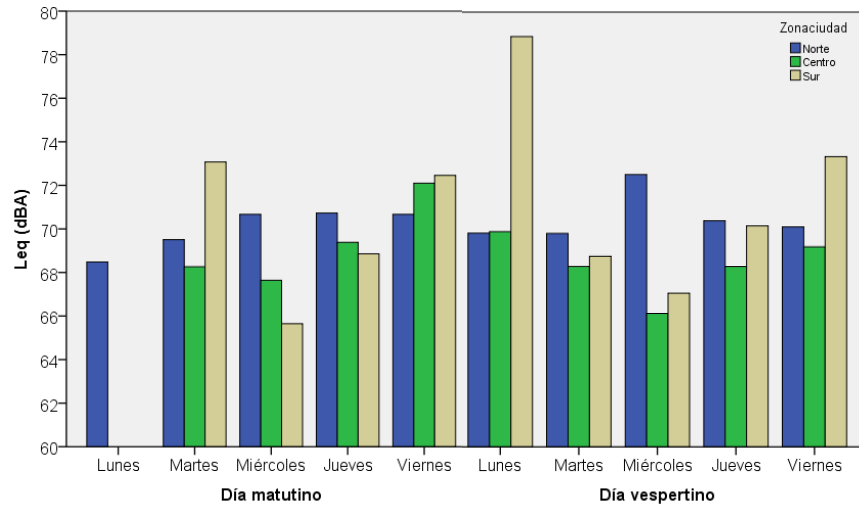


Figura 4.6. Valores de media aritmética de Leq por día y por franjas horarias en las tres zonas de la ciudad.

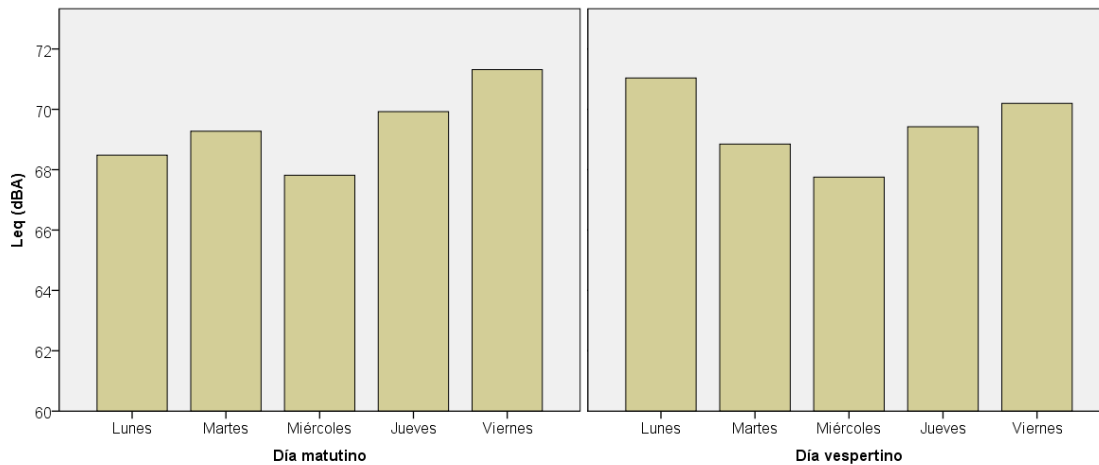


Figura 4.7. Valores de media aritmética de Leq por día en las dos franjas horarias en la ciudad.

b. Distribución porcentual de los niveles sonoros

La zona norte registra mayores niveles sonoros Leq (Tabla 4.1), seguida de la sur y la centro. La zona norte también tiene más elevados los niveles sonoros máximos y mínimos. Las medias aritméticas de las diferencias entre franjas horarias de los índices máximos o de los mínimos oscilan entre 0 y un máximo de 3 dBA. La diferencia observada entre las medias de Leq de las zonas es de +/- 0,3 hasta 1,7 dBA, es decir que no alcanza los +/- 2 dBA que muchos autores afirman como una variación normal. El nivel de ruido Leq medio de la ciudad queda establecido en 69,5 dBA, alcanzando un nivel máximo de 89,8 dBA y mínimo de 51,2 dBA desde las 06:00 hasta las 19:00.

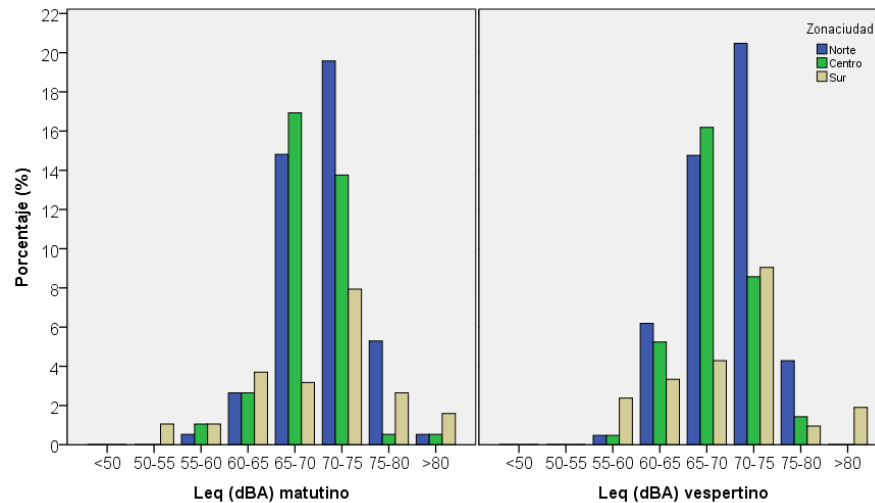


Figura 4.8. Distribución porcentual de Leq en zonas norte, centro y sur en franjas horarias matutino y vespertino.

La distribución porcentual de los valores de los niveles Leq medidos en las tres zonas de la ciudad, se muestra en la Figura 4.8, en rangos de 5dBA.

Se puede observar claramente que el comportamiento de los niveles sonoros en la mañana y tarde, de las tres zonas analizadas, es muy similar. La distribución muestral en las zonas norte, centro y sur es sesgada negativamente, aunque es más clara esta tendencia en las dos primeras que en la última. El mayor porcentaje de las mediciones (moda) registra niveles Leq en el rango 70-75 dBA en las zonas norte y sur, y 65-70 dBA en la zona centro, con un porcentaje total de las tres zonas en estos rangos de 41,27% y 34,92%, respectivamente. Las zonas norte y centro registran niveles sonoros por encima de los 53 dBA, mientras que en la zona sur los niveles sonoros menores a 53 dBA constituyen un porcentaje bajo del 1,06%. Los niveles sonoros de las tres zonas que sobrepasan los 70 dBA constituyen el 52%.

c. Variabilidad espacial de los niveles sonoros

En la Tabla 1 del apéndice A se puede observar la variación de los índices sonoros Leq, Lmax, Lmin, L1, L10, L50, L90 y L99 de acuerdo a la estación de medición en cada zona. Considerando las medias aritméticas de Leq (matutino y vespertino), los niveles más altos fueron en las estaciones: ZN-035 y ZN-052 zona norte, ZC-01 zona centro y en la ZS-47 zona sur, con 78,0 dBA, 75,8 dBA y 77,9 dBA, respectivamente. Todas las estaciones en las que se detectó los más altos valores de Leq están situadas en avenidas principales de la ciudad: en el caso de la zona norte, los puntos están en las avenidas Manuel Carrión Pinzano y 8 de Diciembre, cercanas al redondel Isidro Ayora, junto a la Terminal Terrestre de la ciudad. La estación de la zona centro se encuentra en la misma avenida Manuel Carrión Pinzano, que es plenamente justificable ya que, en esta avenida, que se la conoce también como occidental de paso, es transitada por vehículos tanto ligeros como pesados para evitar circular por el centro de la ciudad. La estación, en el caso de la zona sur, está ubicada en la avenida Pío Jaramillo, cercana también al redondel Pío Jaramillo Alvarado, junto a la Universidad Nacional de Loja.

d. Variabilidad de índices sonoros

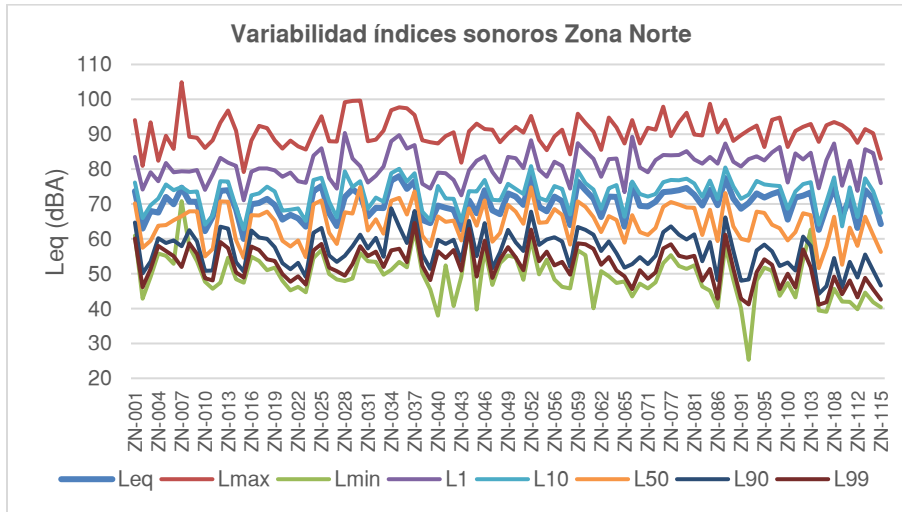


Figura 4.9. Variabilidad de índices sonoros en Zona Norte.

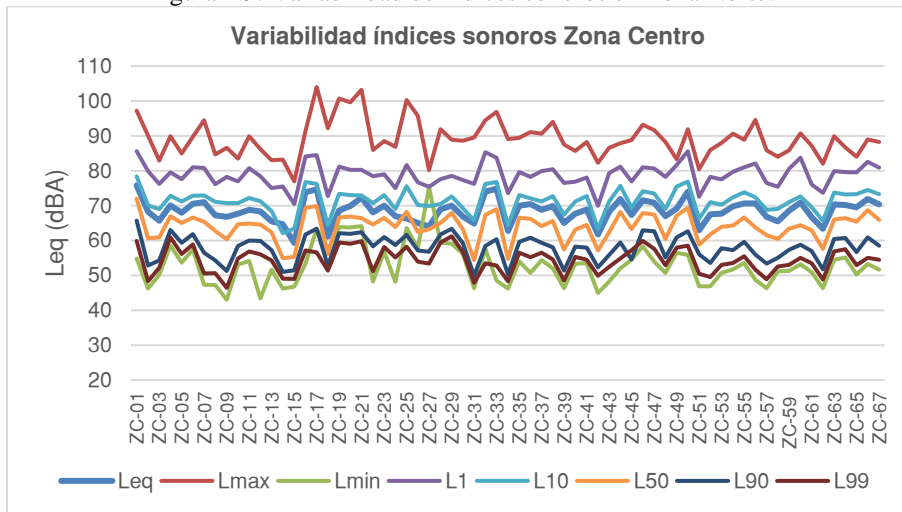


Figura 4.10. Variabilidad de índices sonoros en Zona Centro.

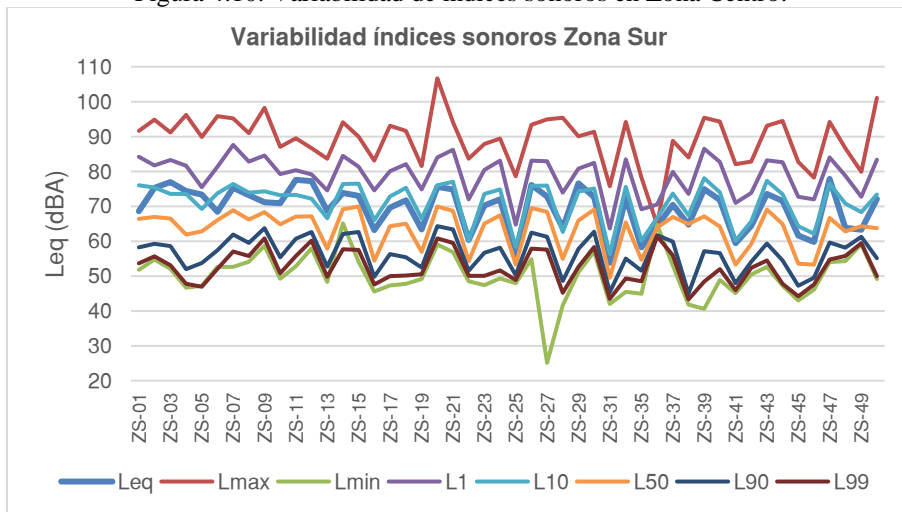


Figura 4.11. Variabilidad de índices sonoros en Zona Sur.

Como se puede apreciar en las figuras 4.9, 4.10 y 4.11, existe una variabilidad considerable de cada índice sonoro a lo largo de las estaciones que componen cada zona de estudio; si bien las estaciones se encuentran dentro de una misma zona, el comportamiento del tránsito rodado difiere en cada una de ellas. Comparando cada índice entre las tres zonas, mantienen mucha similitud, encontrándose dentro de los mismos rangos de L_{eq} .

En la Tabla 4.2, considerando los valores de las medias aritméticas de cada índice sonoro en las zonas de estudio, se puede apreciar la similitud, expuesta anteriormente, de los índices sonoros en las zonas, estando levemente por encima la zona norte, seguida de la sur, a excepción de L_{90} y L_{99} que son más elevados en la zona centro. Por lo tanto, se puede concluir que, en la ciudad de Loja, el L_{eq} posee un valor de 69,5 dBA, el nivel máximo L_{max} es de 89,8 dBA, el nivel mínimo L_{min} de 51,2 dBA, los niveles estadísticos temporales más elevados oscilan entre L_1 : 79,7 dBA y L_{10} : 71,9 dBA, el nivel medio de L_{50} de 64,1 dBA, y el ruido de fondo entre L_{90} : 57,3 y L_{99} : 53,3. Revisar Anexo C.

Tabla 4.2. Valores de media aritmética de índices sonoros en zonas norte, centro y sur.

Zona	Índices sonoros							
	L_{eq}	L_{max}	L_{min}	L_1	L_{10}	L_{50}	L_{90}	L_{99}
Norte	70,2	90,6	50,0	80,9	72,9	64,6	57,3	53,0
Centro	68,5	89,2	52,9	78,8	71,3	64,0	57,9	54,4
Sur	69,9	89,6	50,6	79,4	71,4	63,6	56,7	52,6
Ciudad	69,5	89,8	51,2	79,7	71,9	64,1	57,3	53,3

4.1.2. Condiciones meteorológicas

Otras variables que se midieron en las estaciones fueron las variables meteorológicas. En las estaciones distribuidas a lo largo de la ciudad, en las tres zonas, las mediciones se desarrollaron en una velocidad del viento de 0 – 3,2 m/s, una humedad relativa de 30,7 – 71,5 y una temperatura de 14,5 a 30,5°C.

4.1.3. Características del tránsito vehicular

En esta sección se muestran los resultados de las variables del tránsito vehicular a partir de: composición vehicular, tipo de flujo vehicular y eventos anómalos.

a. Composición vehicular

La variabilidad del número de vehículos (por hora), por cada categoría, en las zonas estudiadas, según *la franja horaria* (Tabla 4.3), corresponde a una proporción de 1 a 1,2 el período matutino respecto al vespertino. El mayor número de vehículos se observa en las tardes en todas las categorías. Considerando el número global promedio, el porcentaje de vehículos en la mañana es de 46,5% frente a 53,5% en la tarde.

Tabla 4.3. Número de vehículos por hora en estaciones de medición por zonas y franjas horarias.

Zona	Matutino			Vespertino			Número global (media aritmética)		
	Ligero	Pesado	Motoc.	Ligero	Pesado	Motoc.	Ligero	Pesado	Motoc.
Norte	34520	4904	1088	43700	6268	1372	39110	5586	1230
Centro	31772	2052	1132	35088	1776	1336	33430	1914	1234
Sur	17180	1764	564	17228	1864	696	17204	1814	630
Total	83472	8720	2784	96016	9908	3404	89744	9314	3094

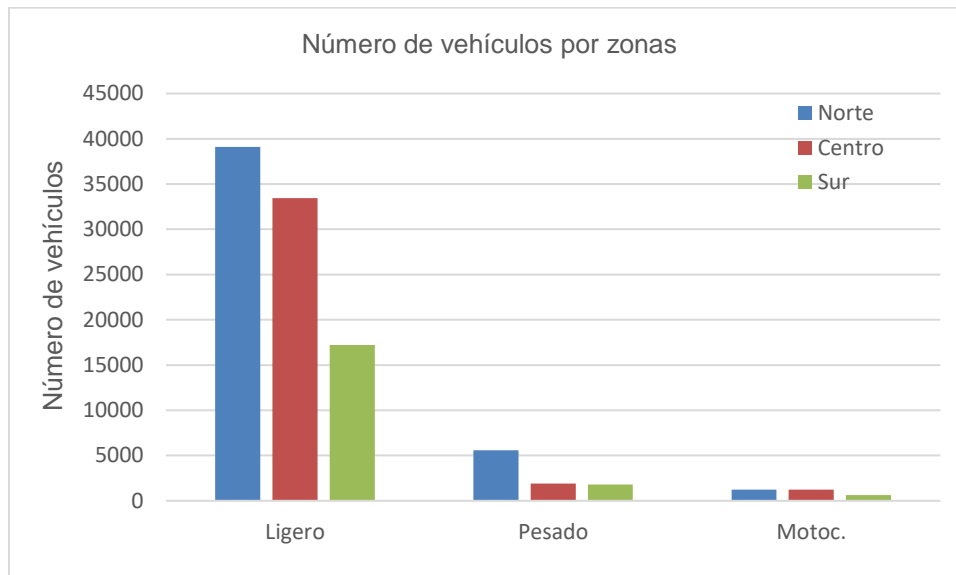


Figura 4.12. Número de vehículos por hora de cada categoría vehicular en franjas horarias matutino y vespertino de las tres zonas.

El mayor número de vehículos, Figura 4.12, según las zonas, corresponde a la zona norte, que significa el 45,0% del número total de vehículos.

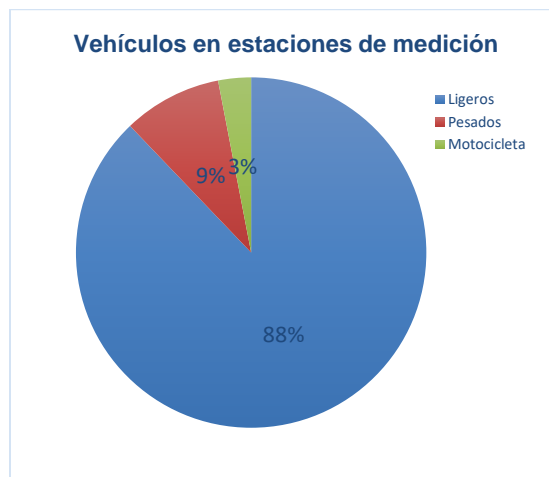


Figura 4.13. Composición vehicular de las tres categorías de vehículos: ligeros, pesados y motocicletas en estaciones de medición de las tres zonas.

Comparando el número de vehículos *según la categoría*, Figura 4.13, se determina que el mayor número corresponde a ligeros, seguido con una gran diferencia de pesados y motocicletas.

b. Tipo de flujo vehicular

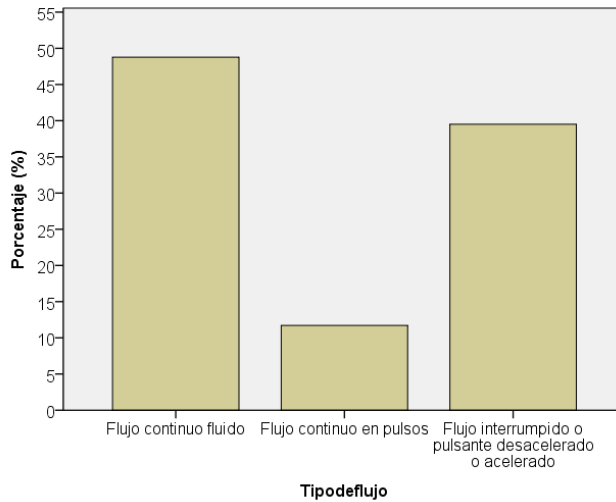


Figura 4.14. Porcentaje del tipo de flujo vehicular en las estaciones de medición de las tres zonas.

El flujo vehicular característico de las vialidades de la ciudad, Figura 4.14, corresponde al flujo continuo fluido, seguido del flujo interrumpido o pulsante desacelerado o acelerado.

c. Eventos anómalos

En la metodología también se estableció registrar los eventos anómalos, sucesos con una duración pequeña y con una intensidad sonora alta, que se dieron durante el tiempo de medición de 15 minutos. Resulta importante recoger esta información, debido a su incidencia en la alteración de los niveles sonoros registrados.

En las figuras 4.15 y 4.16 se puede observar el volumen de los diferentes eventos anómalos que se dieron en las tres zonas de medición, tanto en la mañana como en la tarde. Los eventos anómalos con mayores porcentajes son los vehículos pesados muy ruidosos, 42%, las bocinas, 34%, y las motocicletas muy ruidosas, 11% (Tabla 4.4).

Hay también otro tipo de ruidos, con un 5% de frecuencia de aparición, que corresponde a ruido constante de música, podadoras, buses recogiendo gente, canto de gallos, vehículos pequeños ruidosos y vendedores ambulantes.

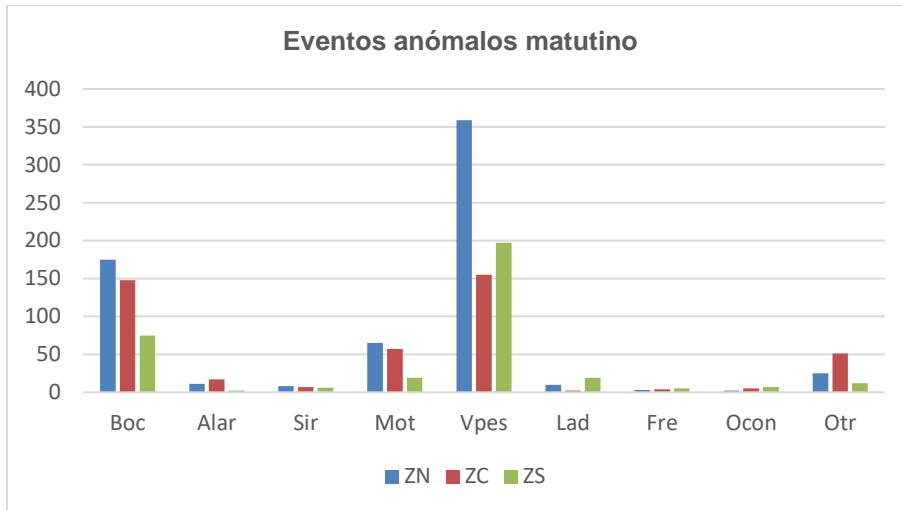


Figura 4.15. Eventos anómalos en estaciones de medición horario matutino de las tres zonas. Boc: bocina, Alar: alarma, Sir: sirena, Mot: motocicleta muy ruidosa, Vpes: vehículo pesado muy ruidoso, Lad: ladridos, Fre: frenada violenta, Ocon: obras de construcción cercanas, Otr: otros.

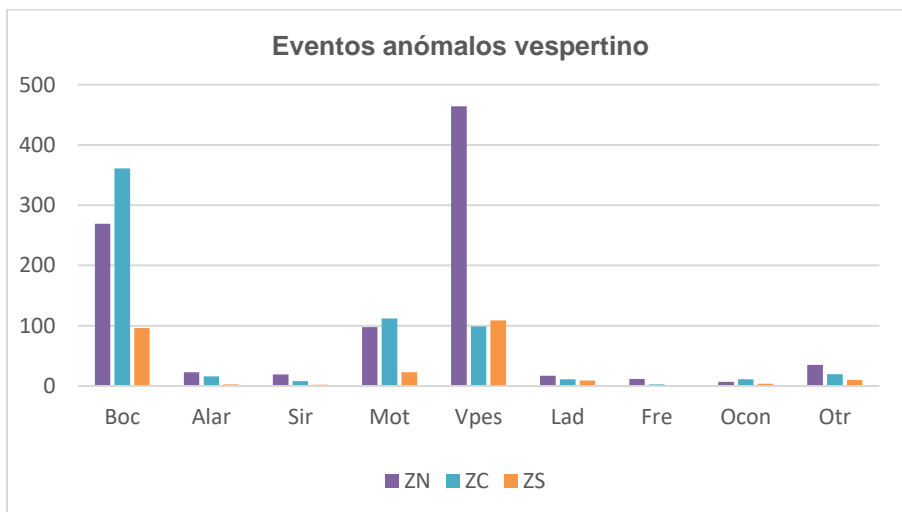


Figura 4.16. Eventos anómalos en estaciones de medición horario vespertino de las tres zonas. Boc: bocina, Alar: alarma, Sir: sirena, Mot: motocicleta muy ruidosa, Vpes: vehículo pesado muy ruidoso, Lad: ladridos, Fre: frenada violenta, Ocon: obras de construcción cercanas, Otr: otros.

Tabla 4.4. Número de eventos anómalos en estaciones de medición (15 min) según franjas horarias.

Franja horaria	Eventos anómalos									Total
	Bocina	Alarma	Sirena	Motocicleta ruidosa	Veh. pesado muy ruidoso	Ladridos	Frenada violenta	Obras construcción	Otros	
Matutino	625	71	76	155	761	101	38	110	613	2550
Vespertino	749	45	39	236	680	53	24	38	222	2086
Total	1374	116	115	391	1441	154	62	148	835	4636

4.1.4. Características urbano-arquitectónicas

En las características urbano-arquitectónicas se agruparon todas las características propias de cada zona, en las que se establecieron las estaciones de medición.

a. Ancho de calzada

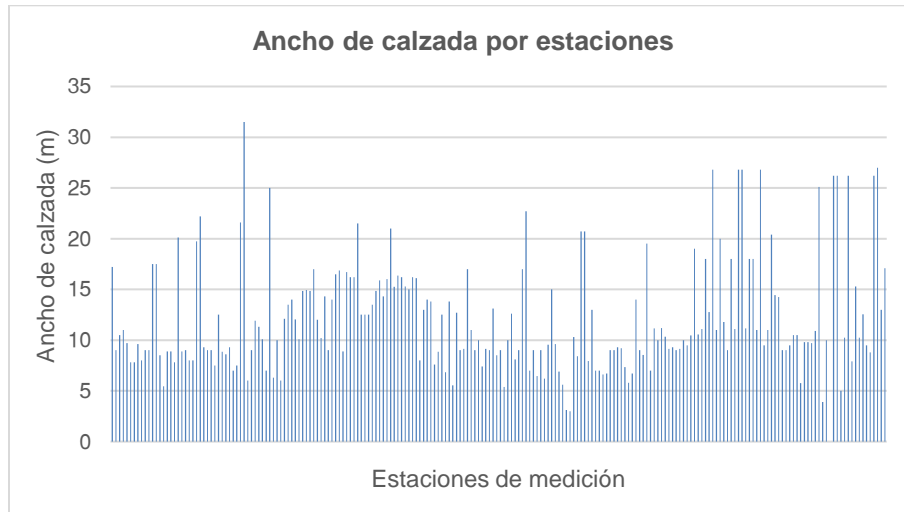


Figura 4.17. Ancho de calzada en cada estación de medición de las zonas norte, centro y sur.

En el ancho de calzada, como se puede observar en la Figura 4.17, el más alto porcentaje oscila entre 3 y 10 m, seguido por un porcentaje menor de 10 a 15 m. En los dos casos este ancho corresponde a vialidades urbanas, principales y secundarias. Un porcentaje más bajo de las calles, tiene un ancho que oscila entre 15 y 30 m, que corresponde a vialidades perimetrales o urbanas divididas por un parterre.

b. Número de carriles

Las calles de la ciudad, están conformadas por un alto porcentaje de dos carriles (Tabla 4.5 y Figura 4.18).

Tabla 4.5. Porcentaje número de carriles.

Número de carriles	Frecuencia	Porcentaje
Uno	25	11,5
Dos	157	72,4
Tres	3	1,4
Cuatro	32	14,7
Total	217	100,0

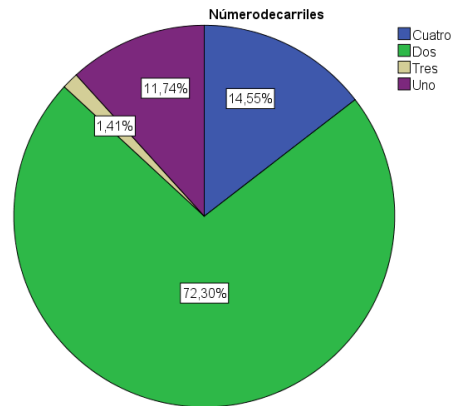


Figura 4.18. Número de carriles en estaciones de medición.

c. Sentidos viales

Las calles en su mayoría tienen dos sentidos (Tabla 4.6 y Figura 4.19), particularmente las vialidades perimetrales (los sentidos viales se dividen por parterres) y urbanas.

Tabla 4.6. Sentidos viales.

Sentido de vía	Frecuencia	Porcentaje
Dos	132	62,0
Uno	81	38,0
Total	213	100,0

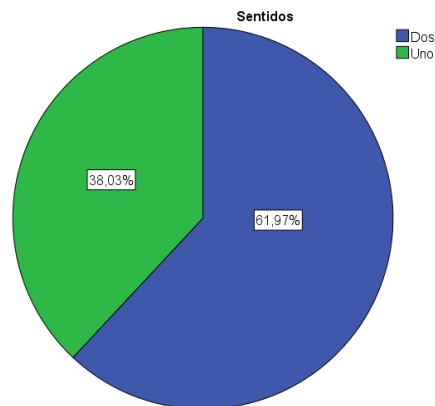


Figura 4.19. Sentidos viales en estaciones de medición.

d. Presencia de pendiente

El área de estudio se caracteriza por no presentar pendiente en el mayor porcentaje de sus vialidades (Tabla 4.7 y Figura 4.20).

Tabla 4.7. Pendiente de vía.

Pendiente	Frecuencia	Porcentaje
Si	79	36,4
No	138	63,6
Total	217	100,0

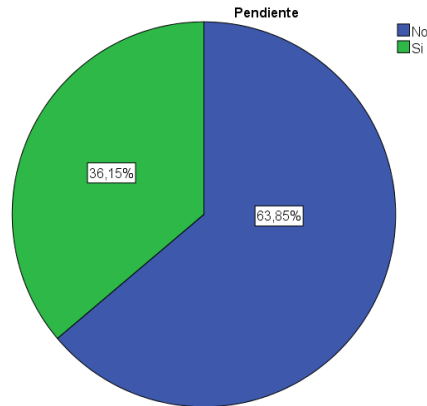


Figura 4.20. Presencia de pendiente en vialidades de estaciones de medición.

e. Porcentaje de pendiente

El bajo porcentaje de las vialidades que presentan pendiente, según el ítem anterior, son pendientes ascendentes y descendentes, atendiendo al sentido de circulación vehicular. El mayor porcentaje de pendiente observado en las vialidades de las zonas de estudio, es menor al 5% (Tabla 4.8 y Figura 4.21).

Tabla 4.8. Porcentaje de pendiente de vía, según el tipo de pendiente.

Tipo de pendiente	% Pendiente	Frecuencia	Porcentaje
Ascendente	Menos del 5%	41	56,2
	Entre 5% y 10%	10	13,7
	Entre 10% y 20%	16	21,9
	Más del 20%	6	8,2
	Total	73	100,0
Descendente	Menos del 5%	38	54,3
	Entre 5% y 10%	9	12,9
	Entre 10% y 20%	17	24,3
	Más del 20%	6	8,6
	Total	70	100,0

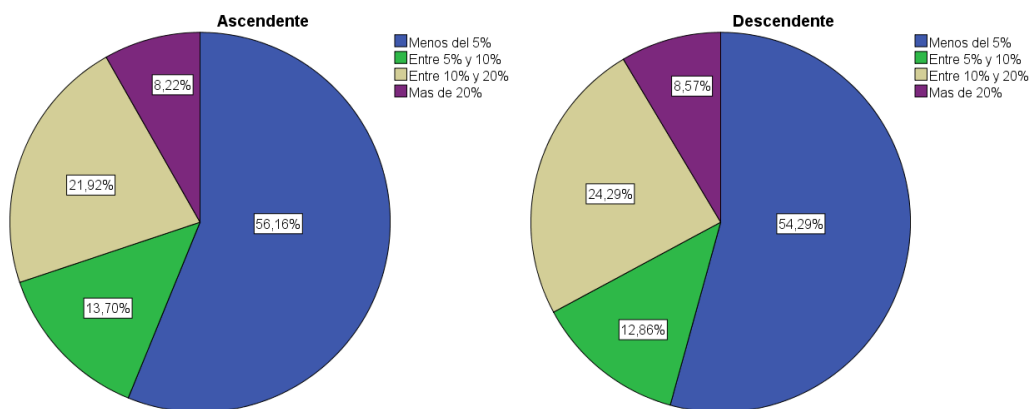


Figura 4.21. Porcentaje de pendiente en vialidades de estaciones de medición. a. Ascendente. b. Descendente.

f. Perfil o geometría de la vía

Se consideraron tres tipos: en U (dos planos de fachada), Tipo L (un plano de fachada) y Campo Libre (cuando no hay superficies reflectantes cercanas). El predominio del perfil de la vía, en el área de estudio, corresponde al tipo en U.

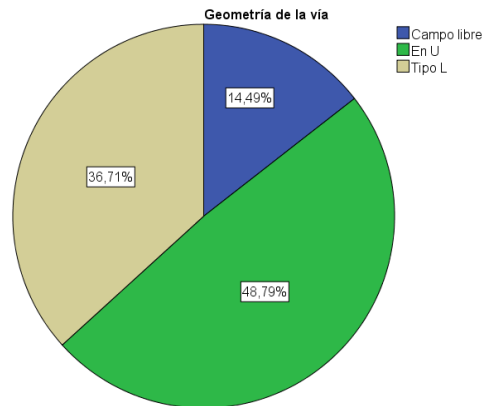


Figura 4.22. Geometría de la vía en estaciones de medición.

g. Superficie de rodadura

El material de la superficie de rodadura predominante en las estaciones de medición corresponde a asfalto liso (Figura 4.23), considerando que en la ciudad las vialidades tienen superficie de asfalto y en un muy bajo porcentaje, adoquín. Las vialidades de la zona céntrica se conservan en buen estado, no así en las zonas norte y sur, donde se pueden encontrar superficies en estado regular y malo en menor porcentaje, y donde todavía se pueden encontrar vialidades lastradas o de tierra.

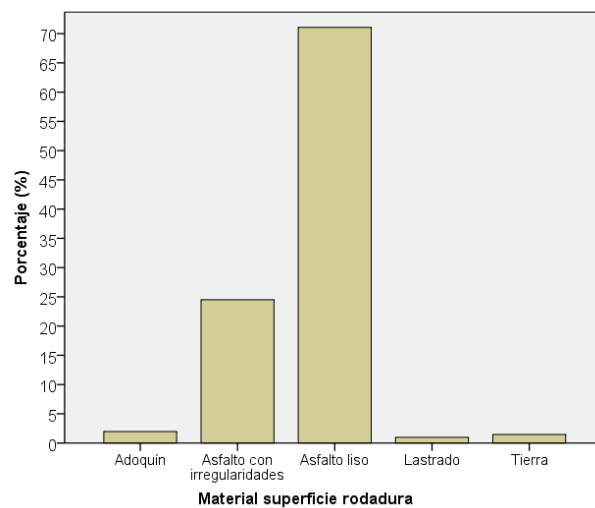


Figura 4.23. Material de superficie de rodadura de vialidades en estaciones de medición.

h. Tipo de vía

El tipo de vía en las que se ubicaron la mayoría de las estaciones de medición corresponde a la vía urbana, con 45,9% (Figura 4.24).

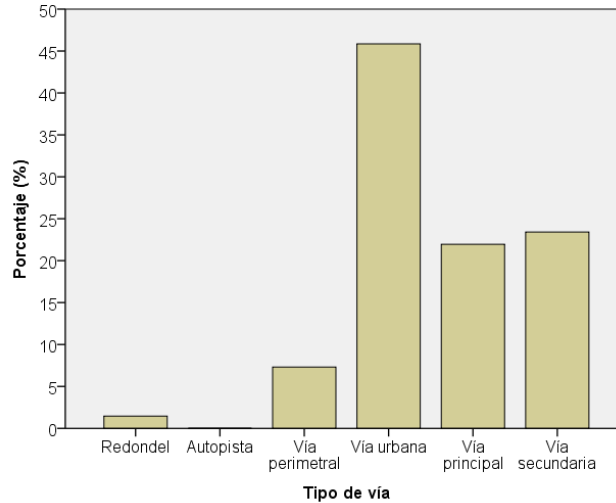


Figura 4.24. Tipo de vía en estaciones de medición.

Considerando las zonas en las que fue dividida la ciudad para el estudio (Figura 4.25), la vía urbana es la principal componente de la zona norte; las vialidades principales y secundarias caracterizan la zona centro; y las vialidades urbanas componen en su mayoría la zona sur.

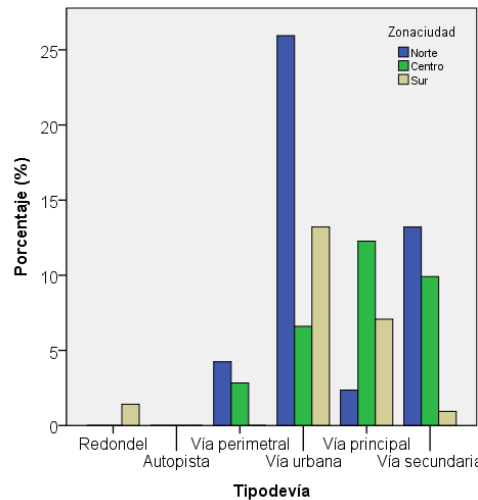


Figura 4.25. Tipo de vía en estaciones de medición.

El comportamiento de los niveles sonoros según el tipo de vía se puede observar en la Figura 4.26, que fueron más elevados en las vialidades perimetrales y urbanas, seguido de redondel; aunque los porcentajes de las estaciones de medición de las vialidades

perimetrales y redondel fueron bajas, del 7,3% (15 estaciones) y 1,5% (3 estaciones), respectivamente. Las mediciones en los redondeles fueron levantadas entre semana en horarios de la mañana de 9:30-10:30 y en la tarde de 15:00-16:00.

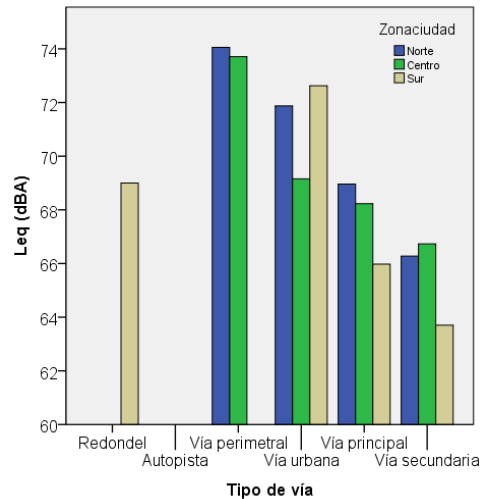


Figura 4.26. Valores de media aritmética de Leq según tipo de vía, en franjas horarias de las tres zonas de la ciudad.

i. Uso de vía

Para el uso de vía se consideraron los usos de suelo en donde se situó cada estación de medición. El mayor porcentaje, como se observa en la Figura 3.27, correspondió al uso Residencial, seguido del uso mixto Residencial-Comercial, característico de la zona centro.

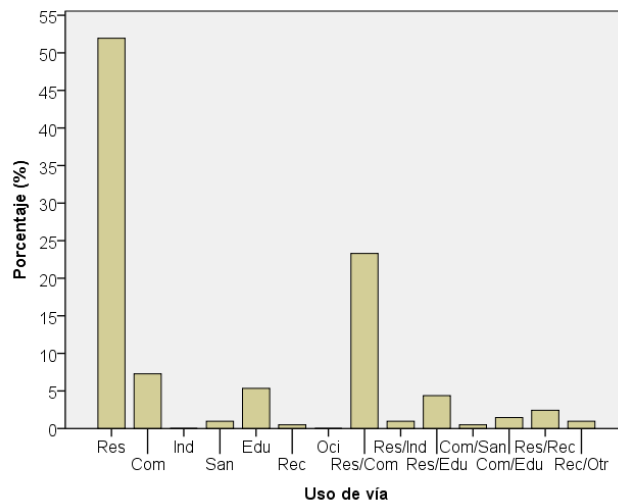


Figura 4.27. Uso de vía en estaciones de medición, considerando el uso de suelo.

Res: Residencial, Com: Comercial, Ind: Industrial, San: Sanitario, Edu: Educativo, Rec: Recreativo, Oci: Ocio, Res/Com: Residencial/Comercial, Res/Ind: Residencial/Industrial, Res/Edu: Residencial/Educativo, Com/San: Comercial/Sanitario, Com/Edu: Comercial/Educativo, Res/Rec: Residencial/Recreativo, Rec/Otr: Recreativo/Otros.

j. Altura de edificaciones en estación de medición

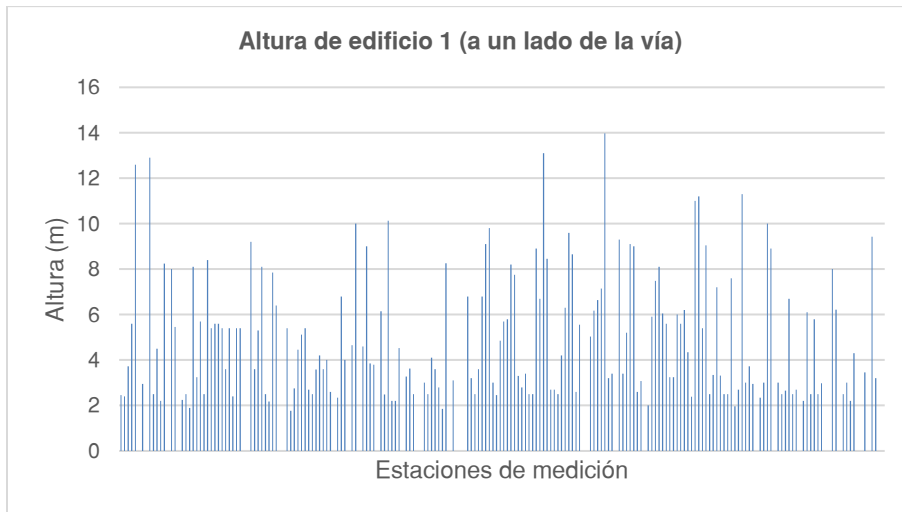


Figura 4.28. Altura de edificio 1 (a un lado de la vía) en estaciones de medición.

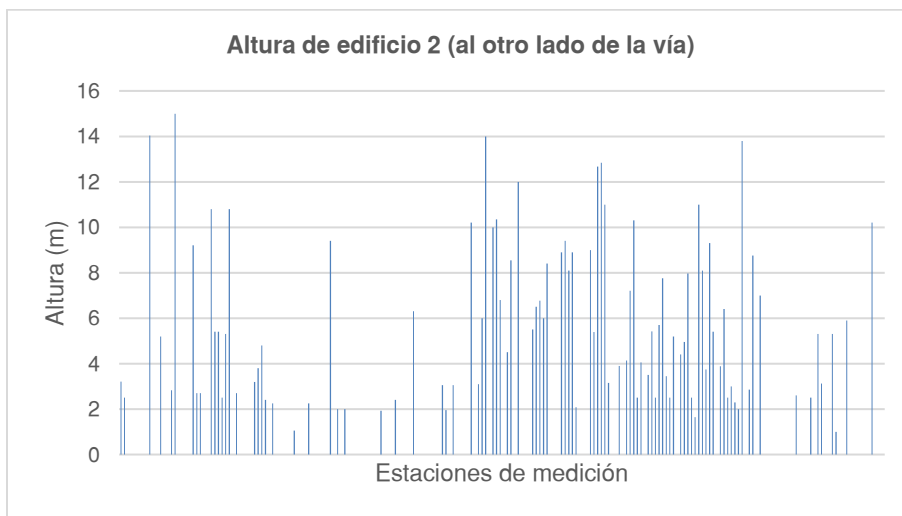


Figura 4.29. Altura de edificio 2 (al otro lado de la vía) en estaciones de medición.

En las figuras 4.28 y 4.29 se pueden observar las alturas de las edificaciones que están en función de la geometría de la vía, en el caso de la tipología en U existen dos alturas: edificio 1 y 2, en tipo L: altura edificio 1 y en campo libre: 0. En ambas figuras, la mayoría de las edificaciones en las estaciones de medición, alcanzan hasta 4,0 m de altura, seguido de edificaciones hasta 10,0 m y un pequeño número llegan hasta 15,0 m de altura.

Este número precisa la altura en metros de las superficies reflectantes en las estaciones de medición; sin embargo, también se ha recogido la información en número de plantas.

k. Número de plantas de edificaciones en estaciones de medición

Otra información, complementaria a la altura de los edificios, es el número de plantas. El recoger esta información permite entender la altura de los edificios en el contexto de la ciudad. El área de estudio, en las estaciones de medición, se caracteriza por tener edificios de una planta, seguido de dos plantas (Figura 4.30).

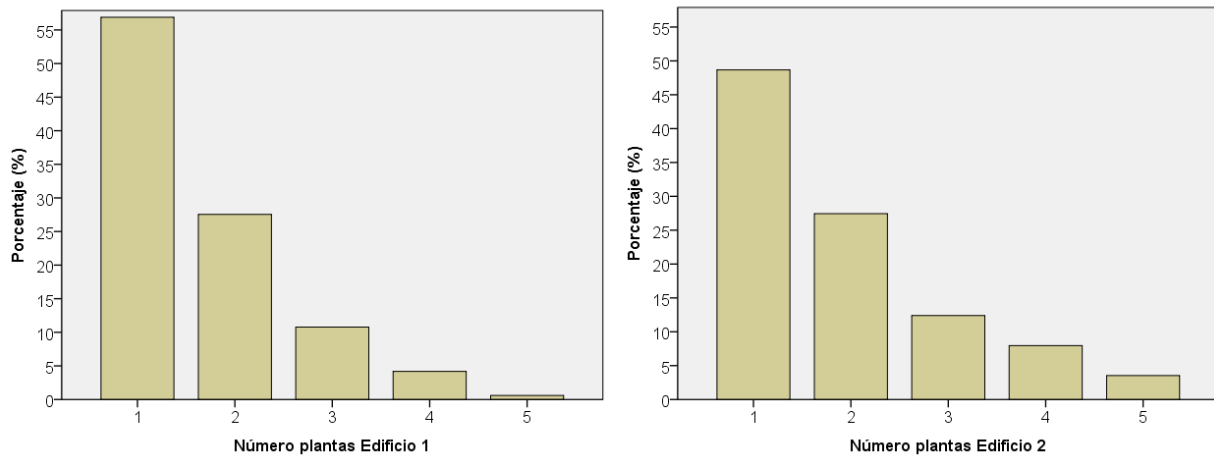


Figura 4.30. Número de plantas de edificios en estaciones de medición. a. Edificio 1 (a un lado de la vía). b. Edificio 2 (al otro lado de la vía).

l. Superficie reflectora de pared en estación de medición

A continuación, en las figuras 4.31, se muestran los resultados de los materiales de superficies reflectoras en las estaciones de medición: el mayor porcentaje lo constituyen las paredes de ladrillo revestidas.

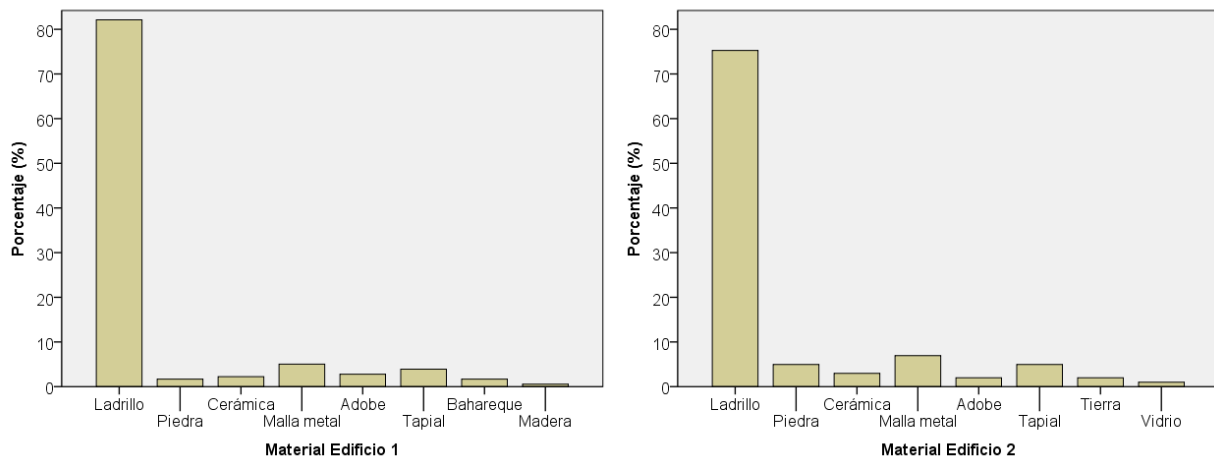


Figura 4.31. Material de superficie reflectora en edificios de estaciones de medición. a. Edificio 1. b. Edificio 2.

4.2. Análisis e interpretación de resultados variables objetivas

Para alcanzar el objetivo de la investigación, se definieron las variables a partir de dos aspectos: fuentes emisoras de ruido y condiciones de propagación del sonido. Se ha considerado como principal fuente de ruido el tránsito vehicular; y, como variables que afectan a las condiciones de propagación, las características urbanas, arquitectónicas y materiales, que se presume intervienen en el comportamiento acústico de los espacios urbanos.

En este apartado, después de la exposición de resultados, se desarrollará un análisis estadístico para determinar las relaciones existentes entre variables independientes y entre éstas y la variable dependiente.

Para el estudio se han agrupado las variables independientes, atendiendo al tipo de variable teórica, en cuatro grupos: condiciones temporales de levantamiento de información, variables meteorológicas, variables de tránsito vehicular y características urbano-arquitectónicas, según la Tabla 4.9.

Tabla 4.9. Clasificación de variables independientes cuantitativas-objetivas para análisis inferencial.

VARIABLES TEORÉTICAS	VARIABLES EMPÍRICAS
Condiciones temporales	Franja horaria Hora del día Día de la semana
Condiciones meteorológicas	Velocidad del viento Humedad Relativa Temperatura
Tránsito vehicular	Composición vehicular Tipo de flujo Eventos anómalos
Características urbano-arquitectónicas	Ancho de calzada Número de carriles Sentidos viales Presencia de pendiente Tipo de pendiente Porcentaje de pendiente Geometría de la vía Superficie de rodadura Tipo de vía Uso de vía Altura de edificaciones Material superficie reflectora

4.2.1. Condiciones temporales

Considerando la variabilidad de las condiciones dadas al momento de las mediciones, se pretende determinar si las condiciones temporales influyen o están asociadas a la variable dependiente. Para este estudio, por el tipo de variables, se ha comparado las medias, para conocer si existen diferencias significativas de los niveles sonoros, según **la hora del día**.

El análisis de varianzas, aplicando en primer lugar el test de normalidad (Tabla 4.10), según los resultados del nivel de significancia, muestra que los niveles sonoros se distribuyen de forma normal en las diferentes horas del día, aunque existen tres grupos (resaltados en negrita) cuyo valor es menor al valor de significancia 0,05 con un 95% de confianza. Sin embargo, si consideramos que es un número pequeño frente al total de datos y un 99% de confianza, el nivel de significancia de los datos obtenidos mayores al valor de significancia 0,01, permite considerar que la distribución de los datos es normal.

Tabla 4.10. Pruebas de normalidad de niveles sonoros en las diferentes horas del día.

Horario	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk			
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.	
Leq	6-7	0,196	4	0,982	4	0,915	
	7-8	0,143	31	0,107	0,964	31	0,362
	8-9	0,098	43	0,20 ^{0*}	0,983	43	0,772
	9-10	0,117	54	0,061	0,954	54	0,036
	10-11	0,088	52	0,20 ^{0*}	0,980	52	0,519
	11-12	0,197	26	0,011	0,906	26	0,022
	12-13	0,321	7	0,028	0,748	7	0,012
	13-14	0,118	21	0,20 ^{0*}	0,970	21	0,729
	14-15	0,092	45	0,20 ^{0*}	0,973	45	0,375
	15-16	0,073	53	0,20 ^{0*}	0,978	53	0,416
	16-17	0,113	42	0,20 ^{0*}	0,943	42	0,036
	17-18	0,082	26	0,20 ^{0*}	0,980	26	0,883
	18-19	0,164	7	0,20 ^{0*}	0,961	7	0,824

*. Este es un límite inferior de la significación verdadera.

a. Corrección de la significación de Lilliefors

Para completar el análisis de varianzas, se determina también la homogeneidad de varianzas u homocedasticidad.

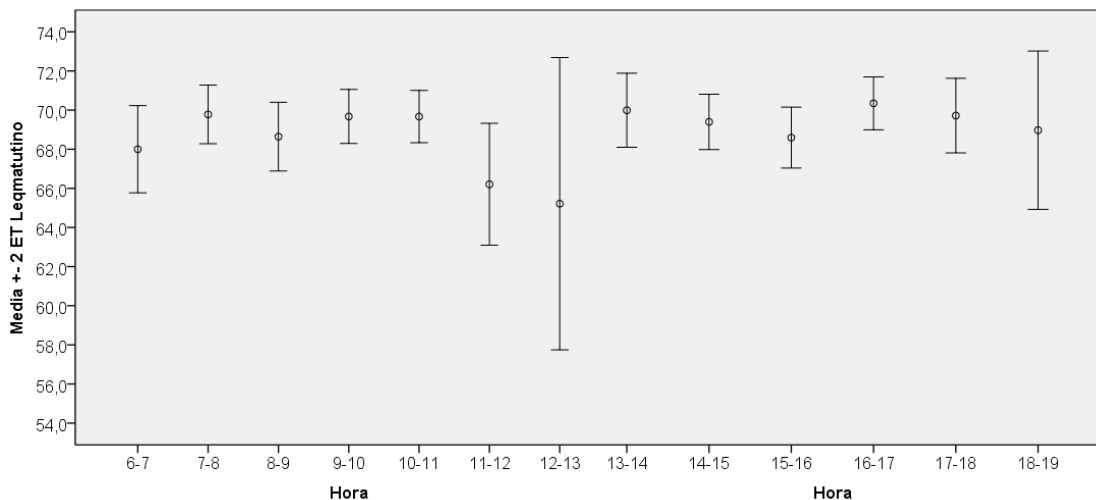


Figura 4.32. Gráfico homogeneidad de varianzas, valores medios de niveles sonoros en las diferentes horas del día.

En la Figura 4.32 se muestran los valores medios de los niveles sonoros en cada hora del día, con sus respectivas desviaciones. Se observa un comportamiento homogéneo en las

horas: 6-7, 7-8, 8-9, 9-10, 10-11,13-14, 14-15, 15-16, 16-17 y 17-18, que, en principio, difiere de las horas 11-12, 12-13 y 18-19, en las que existe un mayor nivel de dispersión entre los datos. Bajo estas circunstancias, las horas parecen no tener varianzas homogéneas.

Para contrastar esta hipótesis se utilizó el test de Levene. El procesamiento de datos se hizo considerando franjas horarias de mañana (6-13) y tarde (13-19), y se muestran de forma separada (tabla 4.11).

Tabla 4.11. Descriptivos de medias de niveles sonoros Leq matutino y Leq vespertino según la hora del día..

Hora	N	Media	Desviación estándar	Error estándar	Intervalo de confianza para la media al 95%		Mínimo	Máximo
					Límite inferior	Límite superior		
6-7	3	67,03	1,36	0,78	63,66	70,41	65,60	68,30
7-8	28	70,40	3,96	0,75	68,87	71,94	62,20	79,10
8-9	45	68,38	5,73	0,85	66,66	70,10	54,00	83,40
9-10	49	70,32	4,41	0,63	69,06	71,59	61,20	83,10
10-11	39	69,77	5,22	0,84	68,08	71,46	55,00	82,60
11-12	18	69,73	6,51	1,53	66,49	72,96	52,20	78,90
12-13	5	70,82	1,70	0,76	68,71	72,93	67,90	72,20
Total	187	69,65	5,03	0,37	68,93	70,38	52,20	83,40
13-14	21	69,99	4,34	0,95	68,02	71,96	60,30	77,60
14-15	45	69,40	4,74	0,71	67,97	70,82	59,30	79,60
15-16	53	68,59	5,67	0,78	67,03	70,16	55,40	85,30
16-17	42	70,35	4,38	0,68	68,98	71,71	62,60	85,50
17-18	26	69,72	4,86	0,95	67,76	71,68	60,70	81,50
18-19	7	68,97	5,35	2,02	64,02	73,92	60,30	75,90
Total	194	69,47	4,92	0,35	68,78	70,17	55,40	85,50

La prueba de homogeneidad según Levene, Tabla 4.12, muestra que las horas de la mañana no tienen varianzas homogéneas, su significancia es $p=0,001$; mientras que los seis grupos de horas de la tarde sí tienen varianzas homogéneas.

Tabla 4.12. Prueba de homogeneidad de varianzas Leq matutino y Leq vespertino.

	Estadístico de Levene	gl1	gl2	Sig.
Leq matutino	3,789	6	210	0,001
Leq vespertino	1,156	5	188	0,332

Los resultados de los test estadísticos para determinar normalidad en la distribución de los datos y homogeneidad de varianzas, muestran que en la mañana hay una distribución normal, pero no homogeneidad de varianzas; mientras que en la tarde hay una distribución normal y homogeneidad de varianzas.

Para establecer si hay diferencias significativas entre medias, donde los datos se distribuyen de forma normal, se utilizará el correspondiente test paramétrico, mientras que donde no hay normalidad se utilizará un test no paramétrico.

Los resultados del análisis, para comprobar si hay diferencias significativas, en los niveles sonoros en **horas de la mañana**, utilizando el estadístico Welch (Tabla 4.13), muestra un nivel de significancia mayor a 0,05, es decir, que no hay diferencias significativas. Se

concluye que no existen diferencias significativas entre los niveles sonoros medios en las horas de la mañana.

Tabla 4.13. Diferencias significativas de medias de Leq por horas matutino (Welch).

	Estadístico ^a	gl1	gl2	Sig.
Welch	1,191	6	29,921	0,338

a. Distribuidos en F asintóticamente.

Para determinar si hay diferencias significativas entre medias, para el caso de las **horas de la tarde**, se hizo un análisis de la varianza - Anova (Tabla 4.14), obteniendo un valor con un nivel de significancia mayor a 0,05, indicador que no existen diferencias significativas entre los niveles sonoros medios en las horas de la tarde.

Tabla 4.14. Diferencias significativas de medias de Leq por horas vespertino (Anova).

	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Inter-grupos	82,252	5	16,450	0,674	0,644
Intra-grupos	4589,093	188	24,410		
Total	4671,346	193			

Con estos resultados se puede afirmar que no hay diferencias significativas en los valores de los niveles sonoros medidos a las diferentes horas del día. Sin embargo, dependiendo de la hora, se pueden registrar niveles sonoros más elevados y más bajos durante el día, como fue el caso de las horas: 7-8, 9-10, 12-13 y 16-17, en las que se detectaron los niveles más elevados 70,4, 70,3, 70,8 y 70,3, respectivamente (Fig. 4.11), cuya desviación respecto a la media general (69,5) oscila entre -1,3 y 2,5.

Para determinar el comportamiento de los niveles sonoros respecto al **día de la semana**, se va a desarrollar el mismo análisis que antecede; es decir, determinar la existencia o no de diferencias significativas de los valores medios de Leq según el día.

Tabla 4.15. Pruebas de normalidad de niveles sonoros en los diferentes días de la semana

Día matutino	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk			
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.	
Leqmatutino	Lunes	0,415	5	0,005	0,689	5	0,007
	Martes	0,089	59	0,20 ^{0*}	0,965	59	0,083
	Miércoles	0,160	30	0,048	0,938	30	0,080
	Jueves	0,097	51	0,20 ^{0*}	0,962	51	0,100
	Viernes	0,097	42	0,20 ^{0*}	0,970	42	0,323
Leqvespertino	Lunes	0,151	30	0,080	0,945	30	0,127
	Martes	0,109	75	0,027	0,968	75	0,057
	Miércoles	0,147	21	0,20 ^{0*}	0,923	21	0,102
	Jueves	0,115	36	0,20 ^{0*}	0,915	36	0,009
	Viernes	0,103	48	0,20 ^{0*}	0,970	48	0,255

*. Este es un límite inferior de la significación verdadera.

a. Corrección de la significación de Lilliefors

En la tabla 4.15, se puede observar que los niveles sonoros aparentemente no se distribuyen de forma normal en los diferentes días de la semana, existen tres grupos (resaltados en negrita) cuyo valor está en el rango de significancia ($p < 0,05$). Sin embargo, considerando al 99% de confianza el valor de significancia y que el número de los datos en esos días es pequeño en relación al tamaño total de la muestra, se considera una distribución normal.

Tabla 4.16. Descriptivos de medias de niveles sonoros Leq matutino y Leq vespertino según el día de la semana.

Día	N	Media	Desviación estándar	Error estándar	Intervalo de confianza para la media al 95%		Mínimo	Máximo
					Límite inferior	Límite superior		
Lunes	5	68,48	5,19	2,32	62,04	74,92	59,30	72,00
Martes	59	69,27	4,23	0,55	68,17	70,37	56,80	83,40
Miércoles	30	67,82	5,67	1,03	65,70	69,93	54,00	78,00
Jueves	51	69,92	4,28	0,60	68,72	71,13	59,70	79,10
Viernes	42	71,32	6,01	0,93	69,44	73,19	52,20	83,10
Total	187	69,65	5,03	0,37	68,93	70,38	52,20	83,40
Lunes	30	71,04	5,18	0,95	69,10	72,97	59,30	85,30
Martes	75	68,85	4,65	0,54	67,78	69,92	55,40	77,60
Miércoles	21	67,75	5,90	1,29	65,07	70,44	56,10	75,70
Jueves	36	69,42	4,48	0,75	67,91	70,94	58,60	85,40
Viernes	48	70,20	5,34	0,77	68,65	71,75	60,30	85,50
Total	210	69,46	5,04	0,35	68,77	70,14	55,40	85,50

En la tabla 4.16, se puede observar los valores medios de los niveles sonoros en cada día de la semana, tanto en la jornada de la mañana como de la tarde.

La tabla 4.17 muestra que sí hay homogeneidad de varianzas. Para determinar diferencias significativas se hizo un análisis de la varianza (Anova), los resultados indican que no existen diferencias significativas en los niveles sonoros de la jornada matutina y vespertina según el día.

Tabla 4.17. Pruebas de homogeneidad de varianzas y diferencias significativas Leq según día de la semana.

	Prueba homogeneidad de varianzas (Estadístico de Levene)	Prueba de Diferencias significativas Anova
	Sig.	Sig.
Leq matutino	0,132	0,051
Leq vespertino	0,104	0,111

Por los resultados obtenidos, se descarta la incidencia del día de la semana en los niveles sonoros. Para efectos del modelo, esta variable no será considerada.

Con los datos obtenidos se puede concluir que las condiciones temporales, hora del día y día de la semana, no influyen en el nivel sonoro equivalente Leq. En otras investigaciones, Torija et al. (2010), no encuentra una relación significativa entre nivel sonoro y período del día: día y noche; Sanchis (1999) encuentra mayor variabilidad en el nivel sonoro equivalente según la hora y el día de la semana con un rango de -4,92 a 3,28 y -0,22 a 0,17, respectivamente, por lo que concluye que el nivel sonoro equivalente diurno de un punto depende del momento en que se toman las medidas, fundamentalmente de la hora del día en que se determinan los valores, mientras que el día de la semana es poco influyente.

4.2.2. Condiciones meteorológicas

Para determinar si las condiciones meteorológicas (variables independientes) se relacionan con la variable dependiente, nivel de ruido Leq, se hace un análisis de correlación bivariada a partir de la media aritmética de Leq en las jornadas matutino y vespertino.

Tabla 4.18. Correlaciones Leq promedio (matutino/vespertino) con variables meteorológicas.

		Variable meteorológicas		
		Velocidad del viento	Humedad relativa	Temperatura
Leq (matutino)	Correlación de Pearson	- 0,001	0,191**	- 0,098
	Sig. (bilateral)	0,986	0,009	0,184
	N	186,000	187,000	187,000
Leq (vespertino)	Correlación de Pearson	0,150*	- 0,016	0,032
	Sig. (bilateral)	0,031	0,815	0,647
	N	209,000	208,000	210,000

*. La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

*. La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

El análisis de correlación de la tabla 4.18 determina que no existe relación significativa alguna entre las variables meteorológicas y la variable dependiente Leq. Aplicando la ecuación 2 de la norma ISO 1996-2:2007, donde se relacionan las alturas tanto de las fuentes como del receptor y su respectiva distancia, el resultado excede el valor establecido 0,1; bajo estas circunstancias, se confirma que no existe relación entre las condiciones meteorológicas y el nivel sonoro. Por lo tanto, estas variables no serán consideradas para el modelo final.

4.2.3. Tránsito vehicular

Resulta evidente la incidencia del tránsito vehicular en el ruido, el objetivo es determinar en qué medida esta variable independiente explica la variabilidad de variable dependiente nivel de ruido.

Para ello, al igual que el anterior análisis, se determinarán los índices de asociación lineal con el análisis de correlación bivariada entre Leq y las variables independientes del tránsito vehicular, indicadas en la Tabla 4.9, para obtener el coeficiente de correlación de Pearson y el nivel de significancia bilateral.

a. Leq en función del flujo y composición vehicular

Considerando la dispersión del número de vehículos por hora en cada estación, como medio de simplificación para los análisis respectivos, el número de vehículos fue transformado en logaritmo decimal con base 10. Para determinar esta relación, primeramente, se hizo una correlación entre la media aritmética de Leq y el logaritmo decimal del número total de vehículos por hora. El número total de vehículos, fue

determinado a partir de la media aritmética del número de cada categoría vehicular por franja horaria en cada estación de medición.

Tabla 4.19. Correlación de Leq (dBA) con logaritmo decimal del número total de vehículos por hora.

		Log ₁₀ Total vehículos
Correlación de Pearson		0,783**
Leq	Sig. (bilateral)	0,000
N		209,000

** La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

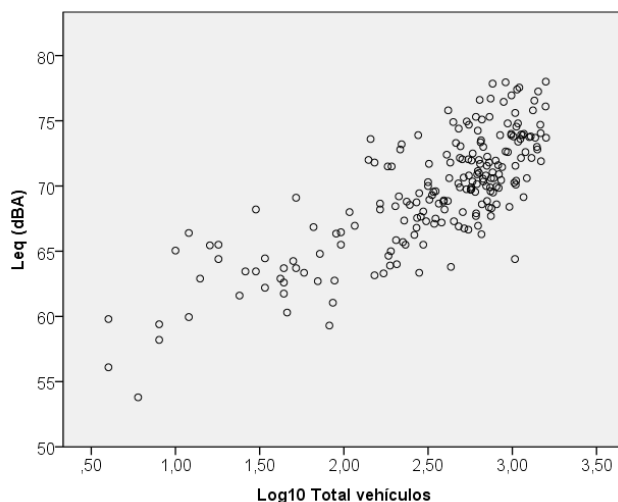


Figura 4.33. Diagrama de dispersión simple entre Leq y Log₁₀ total vehículos.

En la tabla 4.19 se muestra el resultado de correlación entre las dos variables analizadas. La relación entre Leq y el flujo vehicular arroja un coeficiente de correlación significativo con $p < 0,05$. Esta relación se hace evidente en el diagrama de dispersión de la Figura 4.33.

Para el análisis, después de determinar el coeficiente de Pearson, cada variable del estudio fue sometida a un análisis de regresión lineal con la variable dependiente, nivel sonoro, con el fin de obtener el coeficiente de determinación.

En el caso de la variable flujo vehicular, después de establecer la relación entre variables, se someten a una regresión lineal el nivel sonoro equivalente Leq y el número de vehículos para conocer el coeficiente de determinación R^2 , que indica la proporción de variación de la variable dependiente explicada por la independiente.

Tabla 4.20. Resumen del modelo: Leq con Log₁₀ Total vehículos.

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado corregida	Error típ. de la estimación
1	0,78 ^a	0,61	0,61	2,77

a. Variables predictoras: (Constante), MediaTotvehículos.log₁₀

Tabla 4.21. Coeficientes (Leq con Log₁₀ Total vehículos).

Modelo		Coeficientes no estandarizados		Coeficientes tipificados	t	Sig.
		B	Error típ.	Beta		
1	(Constante)	53,99	0,87		61,41	0,000
	MediaTotvehículos.log ₁₀	6,15	0,34	0,78	18,10	0,000

a. Variable dependiente: XLeq

La correlación lineal entre estas dos variables determina la siguiente relación (tablas 4.20 y 4.21):

$$Y = 54,0 \text{ dBA} + 6,2x, \text{ con un coeficiente de determinación } R^2=0,61,$$

De donde se deduce que el ruido de la ciudad, en las horas del día estudiadas, tendría un valor de fondo en 54,0 dBA. Por otro lado, cada vez que el flujo de vehículos se incrementa en un factor 10, el nivel sonoro sube 6 dBA. El flujo vehicular (variable independiente) explica el 61% de la variabilidad de los niveles sonoros (variable dependiente).

La interpretación de resultados de los análisis de regresión lineal se hace considerando como variable independiente únicamente la que corresponde en cada literal, para poder determinar cuán alto es el nivel de relación entre variable independiente y dependiente. De esta forma, se obtendrán diferentes resultados en cuanto al ruido constante de la ciudad y a los decibeles que se incrementan por la influencia particular de esa variable. Más adelante, en la propuesta del modelo, intervendrán todas las variables independientes que mostraron un nivel de relación con Leq, con sus respectivos incrementos o decrementos, y el valor final estimado del ruido constante de la ciudad por influencia de esas variables.

El índice sonoro escogido para hacer el análisis, es el nivel sonoro equivalente Leq; sin embargo, es necesario determinar el comportamiento de los otros índices sonoros medidos. En la Tabla 4.22 se muestran los coeficientes de correlación de Pearson obtenidos de la relación entre todos los índices sonoros y el flujo vehicular.

Tabla 4.22. Coeficientes de Pearson de Total vehículos (log₁₀) con índices sonoros

	Leq	Leq max	Leq min	L ₁	L ₁₀	L ₅₀	L ₉₀	L ₉₉
Total vehículos	0,78 ^{3**}	0,50 ^{0**}	0,40 ^{3**}	0,68 ^{6**}	0,81 ^{6**}	0,85 ^{5**}	0,75 ^{9**}	0,63 ^{3**}

** La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

Como se puede observar, todas las relaciones son significativas con $p < 0,01$; los valores más altos del coeficiente de Pearson en forma descendente son L₅₀, L₁₀, L_{eq} y L₉₀, con lo que se puede deducir que L₅₀ alcanza el valor más alto de correlación $R=0,86$ con respecto a $R=0,78$ que tiene L_{eq}, incluso L₁₀ está por encima de éste. Con estos resultados, considerando que la mayoría de investigaciones utilizan el nivel sonoro equivalente como indicador para este tipo de estudios, se seguirá utilizado el mismo. En todo caso, dados los resultados obtenidos, será motivo de análisis más específico para confrontar con investigaciones donde se han utilizado otros indicadores.

Retomando las variables de este literal, se ha obtenido la relación entre el nivel sonoro y el flujo vehicular de forma global. Sin embargo, con el fin de saber cuál es la categoría

vehicular que más incidencia tiene en la variabilidad de la variable dependiente (Leq), a continuación, se realiza el análisis de correlación entre la media aritmética de Leq y el logaritmo decimal de la media aritmética de cada categoría vehicular (media aritmética de las dos franjas horarias: mañana y tarde).

En la tabla 4.23, se puede observar el nivel de significancia (inferior a 0,01), y los coeficientes de correlación corresponden a: 0,69, 0,72 y 0,64 para ligeros, pesados y motocicletas, respectivamente, siendo la categoría de pesados el más elevado.

Tabla 4.23. Correlaciones Leq (dBA) con logaritmo decimal de cada categoría vehicular.

		LigerosLog ₁₀	PesadosLog ₁₀	MotocicletasLog ₁₀
Leq	Correlación de Pearson	,687**	,719**	,635**
	Sig. (bilateral)	,000	,000	,000
	N	212	212	212

** La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

A continuación, en las tablas 4.24 y 4.25, las variables se someten a un análisis de regresión multivariado, para determinar la incidencia de cada categoría de vehículos en la variabilidad del nivel sonoro.

Tabla 4.24. Resumen del modelo: Leq con Log₁₀ Pesados, Log₁₀ Ligeros y Log₁₀ Motocicletas.

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado corregida	Error típ. de la estimación
1	,768 ^a	,590	,585	2,882

a. Variables predictoras: (Constante), MediaMotocicletasLog₁₀, MediaPesadosLog₁₀, MediaLigerosLog₁₀

Tabla 4.25. Coeficientes (Leq con Log₁₀ Ligeros, Log₁₀ Pesados y Log₁₀ Motocicletas).

Modelo		Coeficientes no estandarizados		Coeficientes tipificados	t	Sig.
		B	Error típ.	Beta		
		1	(Constante)	60,321		
	MediaLigerosLog ₁₀	1,579	,592	,231	2,666	,008
	MediaPesadosLog ₁₀	2,931	,406	,454	7,217	,000
	MediaMotocicletasLog ₁₀	1,445	,675	,167	2,141	,033

a. Variable dependiente: Leq

La regresión da como resultado (tablas 4.24 y 4.25), que el ruido de la ciudad tendría un valor de fondo de 60,3 dBA. Cada vez que la categoría de vehículos ligeros se incrementa en un factor 10, el nivel sonoro se eleva 2,0 dBA, con incremento de vehículos pesados 3,0 dBA y con incremento de motocicletas 1,0 dBA, siendo capaz de explicar la variabilidad del nivel sonoro en un 59%. El análisis de una única variable global es mejor que el análisis de las tres variables por separado.

Con los resultados obtenidos en el análisis, el coeficiente de determinación R² del modelo, a partir de la correlación entre el flujo vehicular (total de vehículos) y el nivel sonoro Leq,

en el período diurno, desde las 06:00 hasta las 19:00, dio como resultado 0,61. En un estudio de Lucas y Benutti (2011) en una ciudad de tamaño medio en Brasil, el coeficiente de determinación R^2 , considerando el nivel sonoro a las 7 a.m., 12 a.m. y 18 p.m., fue 0,57, 0,56 y 0,34, respectivamente, que resultan más bajos al obtenido en este estudio. Según estudios de Tandel et al. (2011), en Surat-India, relacionando las mismas variables, el modelo dio como resultado un $R^2= 0,77$, con mediciones registradas en horas pico de 17:00 a 20:00.

Los resultados de las correlaciones bivariadas, considerando el total de vehículos, alcanzó $R=0,78$, frente a resultados de otros estudios en Talca $R=0,97$ y Cáceres $R=0,95$ (Medina Alvarado et al., 2017). Los resultados de las correlaciones bivariadas por cada categoría vehicular y el nivel sonoro equivalente dan como resultado un coeficiente de Pearson $R=0,69$, $0,72$ y $0,64$ con vehículos ligeros, vehículos pesados y motocicletas, respectivamente. Con Torija et al. (2006), esta relación alcanza en Granada-España un coeficiente de Pearson $R=0,556$, $0,728$, $0,842$, respectivamente (Torija et al., 2006); la correlación del nivel sonoro con el caudal de vehículos pesados es casi igual, pero hay mucha diferencia entre las correlaciones de livianos y motocicletas, que en el primer caso es mayor ($0,13$) en esta investigación y en el segundo caso es menor ($-0,2$); sin embargo, el coeficiente de correlación es mucho mejor en el segundo caso. En el estudio de Saavedra et al. (2005) en la Comuna de Ñuñoa-Chile, donde se hicieron mediciones de 08:00-10:00, obtiene un coeficiente de Pearson $R=0,78$, $0,65$, $0,47$ con vehículos ligeros, pesados y motos, respectivamente, que difieren de los datos expuestos anteriormente. Por otro lado, en Madrid-España, Morales (2009) determina un coeficiente de Pearson $R=0,444$ y $0,357$ con vehículos pesados y motocicletas respectivamente, donde se hicieron mediciones durante las 24 horas.

Asumiendo para el modelo solo los vehículos pesados y motocicletas, como lo han hecho otros autores o en modelos establecidos como el modelo alemán RLS, se obtiene un coeficiente de correlación $R=0,76$ que se acerca al obtenido en estudios de Barrigón et al (2005), donde el coeficiente de correlación resultante, en algunas ciudades de España fueron: Vitoria-Gasteiz $0,83$; Salamanca $0,89$; Badajoz: $0,69$; Cáceres $0,90$; y, Mérida $0,80$.

b. Leq en función de tipo de flujo vehicular

De acuerdo al tipo de vía en la que se establecieron las estaciones de medición, se definieron algunos tipos de flujo vehicular para determinar su incidencia en el nivel de ruido.

El análisis de los valores medios de Leq , según los tipos de flujo, indica que los niveles sonoros no se distribuyen de forma normal en los diferentes tipos de flujo vehicular. Los niveles sonoros (Leq) presentan asociación en función del tipo de flujo, como se puede observar en la Tabla 4.26, en las vialidades que se caracterizan por un flujo continuo fluido el mayor número de registros de los niveles sonoros alcanzan los más altos valores en el intervalo de 70-75 dBA, mientras que, en las vialidades que presentan los otros dos flujos, el mayor porcentaje de frecuencias se concentra en el intervalo de 65-70 dBA. Con el valor de chi-cuadrado de la Tabla 4.27 se puede evidenciar dicha asociación.

Tabla 4.26. Tabla cruzada: Tipo de flujo según Niveles sonoros (Leq).

Tipo de flujo		Niveles sonoros						Total
		50-55	55-60	60-65	65-70	70-75	75-80	
Tipo de flujo	Flujo continuo fluido	1,0%	3,8%	13,5%	13,5%	51,0%	17,3%	100,0%
	Flujo continuo en pulsos		4,0%	16,0%	68,0%	12,0%		100,0%
	Flujo interrumpido o pulsante desacelerado o acelerado		1,2%	14,5%	50,6%	33,7%		100,0%
Total		0,5%	2,8%	14,2%	34,4%	39,6%	8,5%	100,0%

Tabla 4.27. Pruebas de chi-cuadrado (Tipo de flujo según Niveles sonoros - Leq)

	Valor	gl	Significación asintótica (bilateral)
Chi-cuadrado de Pearson	57,787 ^a	10	0,000
Razón de verosimilitud	68,276	10	0,000
Asociación lineal por lineal	10,744	1	0,001
N de casos válidos	212		

a. 8 casillas (44,4%) han esperado un recuento menor que 5. El recuento mínimo esperado es 0,12.

Existen diferencias significativas (el nivel de significancia del estadístico Kruskal-Wallis es inferior a 0,05). Estas diferencias son del nivel sonoro en las vialidades de flujo continuo fluido, en relación al comportamiento de las vialidades que registran los otros dos tipos de flujo (Tabla 4.28).

Tabla 4.28. Comparaciones múltiples de diferencia de medias entre Leq y tipo de flujo (C de Dunnett).

Tipo de flujo	Diferencia de medias (I-J)		
	Tipo de flujo		
	Flujo continuo fluido	Flujo continuo en pulsos	Flujo interrumpido o pulsante
Flujo continuo fluido		3,9969*	2,5009*
Flujo continuo en pulsos	-3,9969*		-1,4960
Flujo interrumpido o pulsante	-2,5009*	1,4960	

*. La diferencia de medias es significativa al nivel 0.05.

Los resultados del análisis muestran que la variable tipo de flujo influye en la variable dependiente nivel sonoro, sin embargo, es el flujo continuo fluido el que alcanza un valor más alto. Los estudios de Saavedra et al. (2005) muestran también una relación significativa entre Leq y tipo de flujo (fluida, intermitente, continua, pulsativa y acelerada) de $R=0,44$ ($p<0,05$).

c. Leq en función de eventos anómalos

Los eventos anómalos, naturalmente, también influyen en los niveles sonoros, Leq y Lmax. La relación entre el nivel sonoro equivalente y el número total de eventos anómalos muestra

una relación positiva significativa de $R=0,493$ ($p<0,01$), pero principalmente con aquellos eventos anómalos producidos por el tránsito vehicular (bocina, vehículo pesado muy ruidoso y motocicleta muy ruidosa) con un $R=0,511$ ($p<0,01$), ya que con los eventos del entorno urbano (ladridos, obras de construcción y otros) no muestra relación significativa alguna. A continuación, en la Tabla 4.29, se expone la matriz, en donde se determina el índice de asociación entre la variable dependiente y cada evento anómalo, considerados como variables independientes.

Los eventos anómalos que se descartan, porque no presentan ningún nivel de asociación con la variable dependiente (Leq), son los sonidos de: alarmas, sirenas, ladridos, frenadas violentas, obras de construcción cercanas y otros. Los eventos anómalos que sí presentan un nivel de asociación con un nivel de significancia inferior a 0,01, son: vehículos pesados muy ruidosos, motocicletas muy ruidosas y bocinas, que tienen un coeficiente de correlación medio de 0,495, 0,333 y 0,289, respectivamente, que podrían determinar una relación positiva moderada o baja.

El coeficiente de determinación de la regresión de la variable dependiente con bocina es $R^2=0,084$ y con motocicleta muy ruidosa $R^2=0,111$, que corresponde al 8% y 11%, respectivamente. Mientras que en la regresión lineal con el evento anómalo vehículos pesados muy ruidosos (Tabla 4.30), se obtiene un coeficiente de determinación $R^2=0,245$, que explica la variabilidad de Leq en un 25% y su incidencia puede elevar en un decibel el nivel del ruido (Tabla 4.31).

Tabla 4.29. Correlaciones Leq (dBA) y Leq max (dBA) con eventos anómalos de las estaciones de medición.

		Bocina	Alarma	Sirena	Motocicleta muy ruidosa	Veh. Pesado muy ruidoso	Ladridos	Frenada violenta	Obras de construcción cerc.	Otros
Leq	Correlación de Pearson	0,289**	- 0,024	0,101	0,333**	0,495**	0,029	0,074	- 0,075	0,023
	Sig. (bilateral)	0,000	0,734	0,144	0,000	0,000	0,677	0,285	0,279	0,744
	N	212	212	212	212	211	211	212	211	211
L max	Correlación de Pearson	0,244**	- 0,006	0,195**	0,283**	0,347**	0,068	0,063	- 0,048	0,006
	Sig. (bilateral)	0,000	0,928	0,004	0,000	0,000	0,326	0,360	0,486	0,930
	N	212	212	212	212	211	211	212	211	211

** La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

Tabla 4.30. Resumen del modelo: Leq con Número de eventos anómalos (vehículo pesado muy ruidoso).

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado corregida	Error típ. de la estimación
1	0,495 ^a	0,245	0,242	3,892

a. Variables predictoras: (Constante), XVeh.Pesadomuyruidoso

Tabla 4.31. Coeficientes (Leq con Número de eventos anómalos - vehículo pesado muy ruidoso).

Modelo		Coeficientes no estandarizados		Coeficientes tipificados	t	Sig.
		B	Error típ.	Beta		
1	(Constante)	67,579	0,356		189,804	0,000
	Veh. Pesado muy ruidoso	0,534	0,065	0,495	8,242	0,000

a. Variable dependiente: Leq

La relación de L_{max} con los eventos anómalos es más evidente que con Leq (Tabla 4.30), ya que, en este caso, hay un mayor número de eventos que están asociados; sin embargo, los coeficientes de correlación son más bajos. Siguiendo el orden de menor a mayor, según el coeficiente de correlación, la regresión lineal establece con la sirena un coeficiente de determinación $R^2=0,038$, con bocina $R^2=0,059$, con motocicleta muy ruidosa $R^2=0,080$ y con vehículos pesados ruidosos $R^2= 0,12$, cuya incidencia en la variabilidad del nivel de ruido sería 3%, 6%, 8% y 12%, respectivamente.

Estos resultados definen una relación débil, principalmente con los tres primeros eventos; con el cuarto (Tabla 4.32), existe la posibilidad de que se pueda elevar medio decibel (Tabla 4.33).

Tabla 4.32. Resumen del modelo: $L_{máx.}$ con Número de eventos anómalos (vehículo pesado muy ruidoso).

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado corregida	Error típ. de la estimación
1	0,347 ^a	0,121	0,116	5,191

a. Variables predictoras: (Constante), Veh. Pesado muy ruidoso

Tabla 4.33. Coeficientes ($L_{máx.}$ con Número de eventos anómalos - vehículo pesado muy ruidoso).

Modelo		Coeficientes no estandarizados		Coeficientes tipificados	t	Sig.
		B	Error típ.			
1	(Constante)	88,266	0,475		185,846	0,000
	Veh. Pesado muy ruidoso	0,463	0,086	0,347	5,356	0,000

a. Variable dependiente: $L_{máx.}$

Los resultados de la investigación comparados con estudios similares como en Granada-España (Torija et al., 2010), coincide con la relación significativa ($p<0,01$) entre Leq y los eventos sonoros anómalos relacionados con el tránsito vehicular, de un $R=0,511$ frente a $R=0,497$, respectivamente. La correlación entre Leq y los eventos anómalos no relativos al tránsito vehicular, sino al entorno urbano, no da como resultado en esta investigación relación significativa alguna, mientras que Torija et al. (2010) determina una relación de $R=0,252$ ($p<0,01$). Se encontró incidencia de los eventos anómalos: bocina, vehículo pesado muy ruidoso y motocicleta muy ruidosa en Leq , a diferencia de Torija et al. (2010) que encuentra incidencia de eventos anómalos: trabajos de construcción y números de vehículos con sirena.

4.2.4. Características urbano-arquitectónicas

Otras variables cuya relación se analiza, en relación a los niveles de ruido, son las características urbano-arquitectónicas. La naturaleza de este tipo de datos, en su mayoría, implica el manejo de variables nominales y en otros casos ordinales. Para el análisis, primeramente, se comprobará la normalidad de la distribución de los datos, la homogeneidad de varianzas y diferencias significativas, para luego, en función de los resultados, determinar correlaciones (considerando el tipo de variables). Los resultados de todo este análisis determinarán la incorporación o no de estas variables en el planteamiento del modelo.

a. Leq en función del ancho de calzada

Según la Tabla 4.34, existe una relación positiva entre el ancho de calzada y el nivel continuo equivalente, con un coeficiente de correlación $R=0,41$. La regresión lineal entre variables (tablas 4.35 y 4.36) alcanza un coeficiente de determinación $R^2=0,17$, que se considera representativo para ser incluido en el modelo.

Tabla 4.34. Correlaciones Leq (dBA) con Ancho de calzada.

		Ancho de calzada
	Correlación de Pearson	0,412**
Leq	Sig. (bilateral)	0,000
	N	211

** La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

Tabla 4.35. Resumen del modelo: Leq con Ancho de calzada.

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado corregida	Error típ. de la estimación
1	0,412 ^a	0,169	0,165	4,031

a. Variables predictoras: (Constante), Ancho de la vía

Tabla 4.36. Coeficientes (Leq con Ancho de calzada).

Modelo		Coeficientes no estandarizados		Coeficientes tipificados	t	Sig.
		B	Error típ.	Beta		
1	(Constante)	65,427	0,689		95,010	0,000
	Ancho de calzada	0,338	0,052	0,412	6,529	0,000

a. Variable dependiente: Leq

Saavedra et al. (2005), por su lado, obtiene una relación positiva de $R= 0,49$ ($p<0,05$); mientras que Torija et al. (2010), obtiene una relación negativa de $R= 0,30$ ($p<0,01$); y Rey et al. (2016), en Cáceres-España, obtiene una relación positiva de $R= 0,566$ ($p<0,001$).

b. Leq y el número de carriles

Por el tipo de variables, se realiza el análisis descriptivo correspondientes. El resultado de la prueba de normalidad de los valores medios de los niveles sonoros según el número de carriles, refleja que no hay una distribución normal (Tabla 4.37).

Tabla 4.37. Pruebas de normalidad de niveles sonoros según el número de carriles.

	Tipo de flujo	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Leq	1	0,140	25	0,200*	0,854	25	0,002
	2	0,074	153	0,040	0,980	153	0,025
	4	0,146	34	0,065	0,958	34	0,206

*. Este es un límite inferior de la significación verdadera.

a. Corrección de la significación de Lilliefors

Para determinar la incidencia del número de carriles en la variable dependiente, de forma general, la tabla 4.38 muestra que hay una asociación positiva entre el nivel sonoro y el número de carriles. En la tabla 4.39, el coeficiente de determinación de esta variable sobre la dependiente equivale a $R^2=0,15$, que indica la influencia que tiene el número de carriles en el nivel sonoro, explicando su variabilidad en un 15%.

Tabla 4.38. Correlación Pearson Leq (dBA) con Número de carriles

		Número de carriles
Leq	Correlación de Pearson	0,397**
	Sig. (bilateral)	0,000
	N	212

** La correlación es significativa en el nivel 0,01 (bilateral).

Tabla 4.39. Resumen del modelo: Leq con Número de carriles.

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado corregida	Error típ. de la estimación
1	0,388 ^a	0,151	0,147	4,130

a. Variables predictoras: (Constante), Número de carriles

Existen diferencias significativas (Kruskal-Wallis=0,0001 inferior a 0,05). Estas diferencias significativas (Tabla 4.40) son del nivel sonoro en las vialidades de uno con respecto a dos y cuatro carriles, y de dos con cuatro carriles. Sin embargo, especialmente esta diferencia, se verifica en el nivel de ruido en cuatro carriles con relación a los niveles de uno y dos carriles.

Tabla 4.40. Comparaciones múltiples de diferencia de medias entre Leq y número de carriles (C de Dunnett).

(I) Número de carriles	Diferencia de medias (I-J)		
	(J) Número de carriles		
	1	2	4
1		-3,0057*	-6,5906*
2	3,0057*		-3,5849*
4	6,7291*	3,7234*	

*. La diferencia de medias es significativa al nivel 0.05.

Si bien, ya se determinó la relación que existe entre Leq y el número de carriles, por las diferencias significativas encontradas, se hace necesario determinar la correlación entre el nivel sonoro y cada uno de los carriles (Tabla 4.41). La correlación de Leq con cada uno de los carriles da como resultado una relación significativa con uno y cuatro carriles.

Tabla 4.41. Correlaciones Leq (dBA) con número de carril.

		Uno	Dos	Cuatro
Leq	Correlación de Spearman	-0,293**	-	0,089
	Sig. (bilateral)	0,000	0,199	0,000
	N	212	212	212

** La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

A partir de la determinación que, que el mayor nivel sonoro se asocia al mayor número de carriles (cuatro carriles), la regresión lineal da como resultado que la incidencia de una vía de cuatro carriles en la variabilidad de Leq es del 10% (Tabla 4.42).

Tabla 4.42. Resumen del modelo: Leq con 4 carriles.

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado corregida	Error típ. de la estimación
1	0,310 ^a	0,096	0,092	4,261

a. Variables predictoras: (Constante), R.4carril

Resulta interesante también medir esta relación de Leq, no solo en función del número de carriles, sino también del flujo vehicular, como medio de verificación de que efectivamente un mayor número de carriles se asocia a la elevación de los niveles sonoros.

Tabla 4.43. Correlaciones Pearson Leq (dBA) con Número de vehículos (Log 10) por número de carril.

		Vehículos 1 carril	Vehículos 2 carriles	Vehículos 4 carriles
Leq	Correlación de Pearson	-0,211**	0,186**	0,337**
	Sig. (bilateral)	0,002	0,007	0,000
	N	212	210	211

En la Tabla 4.43 se expone la relación entre Leq y el número de carriles a partir del número de vehículos. Se verifica que, el mayor número de carriles se asocia a un mayor nivel sonoro, pues se sigue manteniendo que el mayor grado de asociación se da entre la vía de cuatro carriles y el nivel sonoro Leq.

Por lo tanto, la variable número de carriles muestra una influencia en la variable dependiente con $R=0,397$ ($p<0,01$) (Tabla 4.40), a semejanza de otros estudios. Saavedra et al.(2005) en su estudio muestra una influencia significativa de $R=0,51$ ($p<0,05$).

c. Leq y los sentidos viales

En el análisis de incidencia de la variable independiente, sentidos viales, las pruebas de normalidad indican que no hay una distribución normal (Tabla 4.44). La prueba de homogeneidad da como resultado varianzas homogéneas (significancia de estadístico de Levene=0,053). No se observan diferencias significativas en el resultado de la comparación de medias (Tabla 4.45).

Tabla 4.44. Pruebas de normalidad de niveles sonoros según el sentido de vía.

Tipo de vía		Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Leq	Uno	0,091	81	0,097	0,969	81	0,049
	Dos	0,109	131	0,001	0,957	131	0,000

*. Este es un límite inferior de la significación verdadera.

a. Corrección de la significación de Lilliefors

Tabla 4.45. Estadísticos de contraste (U. de Mann Whitney) de Leq con Sentidos viales.

	Leq
U de Mann-Whitney	4694,500
W de Wilcoxon	8015,500
Z	-1,408
Sig. asintót. (bilateral)	0,159

a. Variable de agrupación: Sentidos

Aunque aparentemente en este caso, el valor obtenido en el estadístico chi-cuadrado, indica que existe asociación entre Leq y los sentidos viales (tabla 4.46) considerando Leq en rangos, al igual que Morales (2009) que sí encuentra dependencia entre las variables comparadas con uno y dos sentidos y Rey et al. (2016), que determina una relación significativa de $R=0,229$ ($p<0,01$). No existen diferencias significativas (significancia T de student=0,444), y, por lo tanto, se descarta asociación.

Tabla 4.46.. Pruebas de chi-cuadrado (Sentidos viales según Niveles sonoros - Leq)

	Valor	gl	Significación asintótica (bilateral)
Chi-cuadrado de Pearson	19,571 ^a	5	,002
Razón de verosimilitud	21,935	5	,001
Asociación lineal por lineal	,293	1	,588
N de casos válidos	212		

a. 4 casillas (33,3%) han esperado un recuento menor que 5. El recuento mínimo esperado es ,38.

d. Leq y la presencia de pendiente, tipo y porcentaje

Los análisis de la distribución de normalidad del nivel sonoro en función de la presencia de pendiente y los rangos de pendiente ascendentes y descendentes, mostrados en las tablas 4.47, 4.48, 4.49, muestran que hay una distribución normal en las dos primeras tablas, pero no en la última, en el rango de pendiente descendente menor del 5%; incluso el rango de pendiente ascendente menor del 5%, en tabla 4.49, está en el límite para ser una distribución normal.

Tabla 4.47. Pruebas de normalidad de niveles sonoros según la pendiente.

Pendiente		Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Leq	Si	0,070	77	0,200 ^a	0,972	77	0,089
	No	0,063	135	0,200 ^a	0,973	135	0,01

*. Este es un límite inferior de la significación verdadera.

a. Corrección de la significación de Lilliefors

Tabla 4.48. Pruebas de normalidad de niveles sonoros según los rangos de pendiente ascendente.

Pendiente ascendente		Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Leq	Menos del 5%	0,111	41	0,200 ^a	0,946	41	0,052
	Entre 5% y 10%	0,140	10	0,200 ^a	0,961	10	0,793
	Entre 10% y 20%	0,143	16	0,200 ^a	0,964	16	0,729
	Más de 20%	0,215	6	0,200 ^a	0,907	6	0,418

*. Este es un límite inferior de la significación verdadera.

a. Corrección de significación de Lilliefors

Tabla 4.49. Pruebas de normalidad de niveles sonoros según los rangos de pendiente descendente.

	Pendiente descendente	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Leq	Menos del 5%	0,115	38	0,200 [*]	0,939	38	0,039
	Entre 5% y 10%	0,145	9	0,200 [*]	0,960	9	0,803
	Entre 10% y 20%	0,122	17	0,200 [*]	0,968	17	0,773
	Más de 20%	0,215	6	0,200 [*]	0,907	6	0,418

*. Esto es un límite inferior de la significación verdadera.

a. Corrección de significación de Lilliefors

Las pruebas de homogeneidad de los niveles sonoros en relación a la presencia de pendiente y a cada porcentaje de pendiente, tanto ascendente como descendente, muestran varianzas homogéneas y no se observan diferencias significativas.

A pesar de los resultados anteriores, donde aparentemente la pendiente no tiene relación con los niveles sonoros, se aplica el test de chi-cuadrado, considerando las pendientes ascendentes y descendentes con sus respectivos rangos de pendiente (Tablas 4.50, 4.51). Los resultados obtenidos en el estadístico (Tablas 4.52 y 4.53) descartan la asociación entre que el tipo de pendiente y su rango con el nivel sonoro.

Tabla 4.50. Tabla cruzada: Porcentaje de pendiente según Niveles sonoros (Leq).

		Niveles sonoros					Total
		55-60	60-65	65-70	70-75	75-80	
Pendiente Ascendente	Menos del 5%	7,3%	17,1%	26,8%	43,9%	4,9%	100,0%
	Entre 5% y 10%		20,0%	60,0%	10,0%	10,0%	100,0%
	Entre 10% y 20%		6,3%	18,8%	62,5%	12,5%	100,0%
	Más de 20%	16,7%	33,3%	50,0%			100,0%
Total		5,5%	16,4%	31,5%	39,7%	6,8%	100,0%

Tabla 4.51. Pruebas de chi-cuadrado: Porcentaje de pendiente ascendente según Niveles sonoros (Leq).

	Valor	gl	Significación asintótica (bilateral)
Chi-cuadrado de Pearson	17,938 ^a	12	,118
Razón de verosimilitud	21,728	12	,041
Asociación lineal por lineal	,005	1	,945
N de casos válidos	73		

a. 15 casillas (75,0%) han esperado un recuento menor que 5. El recuento mínimo esperado es ,33.

Tabla 4.52. Tabla cruzada: Porcentaje de pendiente según Niveles sonoros (Leq).

		Niveles sonoros					Total
		55-60	60-65	65-70	70-75	75-80	
Pendiente Descendente	Menos del 5%	7,9%	15,8%	23,7%	47,4%	5,3%	100,0%
	Entre 5% y 10%		22,2%	55,6%	11,1%	11,1%	100,0%
	Entre 10% y 20%		5,9%	23,5%	58,8%	11,8%	100,0%
	Más de 20%	16,7%	33,3%	50,0%			100,0%
Total		5,7%	15,7%	30,0%	41,4%	7,1%	100,0%

Tabla 4.53. Pruebas de chi-cuadrado: Porcentaje de pendiente descendente según Niveles sonoros (Leq).

	Valor	gl	Significación asintótica (bilateral)
Chi-cuadrado de Pearson	16,408 ^a	12	,173
Razón de verosimilitud	20,456	12	,059
Asociación lineal por lineal	,074	1	,785
N de casos válidos	70		

a. 15 casillas (75,0%) han esperado un recuento menor que 5. El recuento mínimo esperado es ,34.

En este ítem en el caso de la ciudad de Loja, se puede concluir que, el sentido de la pendiente ascendente o descendente de las calzadas no influye en el comportamiento sonoro. Estudios de Saavedra et al. (2005) y Torija et al. (2010) encuentran que hay influencia del número de carriles con pendientes ascendentes y descendentes en los niveles sonoros en el primer caso, y solo con los carriles ascendentes en el segundo caso. Morales (2005) también encuentra una dependencia entre las variables, con un nivel de significancia inferior a 0,01.

e. Leq y la geometría de la vía

En la tabla 4.54, se puede observar que la distribución de los niveles sonoros, según la geometría de la vía, es normal. La prueba de homogeneidad da como resultado varianzas homogéneas (significancia de estadístico de Levene=0,308) y no hay diferencias significativas. En la tabla 4.55 se muestra la media aritmética de los niveles sonoros en cada tipo de geometría de vía, donde se verifica que efectivamente los valores son muy similares, siendo la máxima diferencia entre ellas solo 1,2 dBA.

Tabla 4.54. Pruebas de normalidad de niveles sonoros según geometría de la vía.

	Geometría de la vía	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Leq	Campo libre	0,128	30	0,200*	0,949	30	0,161
	Tipo L	0,074	78	0,200*	0,970	78	0,063
	En U	0,062	104	0,200*	0,981	104	0,146

*. Esto es un límite inferior de la significación verdadera.

a. Corrección de significación de Lilliefors

Tabla 4.55. Descriptivos de medias de niveles sonoros Leq según la geometría de vía.

Geometría de vía	N	Media	Desviación estándar	Error estándar	Intervalo de confianza para la media al 95%		Mínimo	Máximo
					Límite inferior	Límite superior		
Campo libre	30	70,26	4,07	0,74	68,74	71,78	59,80	78,00
Tipo L	78	69,68	4,80	0,54	68,59	70,76	56,10	78,00
En U	104	69,13	4,33	0,42	68,28	69,97	53,80	77,90
Total	212	69,49	4,47	0,31	68,88	70,09	53,80	78,00

Los resultados de la tabla 4.56, indican que no existe asociación entre los tres tipos de geometría de vía con Leq.

Tabla 4.56. Pruebas de chi-cuadrado: Geometría de vía con Niveles sonoros (Leq)

	Valor	gl	Significación asintótica (bilateral)
Chi-cuadrado de Pearson	7,414 ^a	10	0,686
Razón de verosimilitud	7,793	10	0,649
Asociación lineal por lineal	0,854	1	0,355
N de casos válidos	212		

a. 8 casillas (44,4%) han esperado un recuento menor que 5. El recuento mínimo esperado es 0,14.

Los datos obtenidos, llevan a concluir que la geometría de vía, en el caso de Loja, no influye en el comportamiento de los niveles sonoros. Saavedra et al. (2005) no encuentra significancia en la relación significativa entre geometría de la calle y Leq; mientras que Torija et al. (2010) sí encuentra una relación negativa significativa entre las mismas variables $R=-0,211$ ($p<0,01$).

f. Leq y la superficie de rodadura

Los análisis para determinar la relación entre niveles sonoros y la superficie de rodadura muestra en la tabla 4.57 que los datos se distribuyen de forma normal. Las varianzas son homogéneas y no existen diferencias significativas. La media de los niveles sonoros, según la superficie de rodadura, se exponen en la tabla 4.58, donde no se observa mayor variabilidad en la media de los niveles sonoros. En la figura 4.34 se puede ver la distribución de los niveles sonoros en cada tipo de superficie de rodadura.

Tabla 4.57. Pruebas de normalidad de niveles sonoros según superficie de rodadura.

Superficie de rodadura		Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Leq	Tierra	0,270	4		0,876	4	0,322
	Asfalto liso	0,054	152	0,20 ^{0*}	0,974	152	0,006
	Asfalto con irregularidades	0,102	50	0,20 ^{0*}	0,966	50	0,162
	Adoquín	0,262	4		0,901	4	0,434
	Lastrado	0,260	2				

*. Esto es un límite inferior de la significación verdadera.

a. Corrección de significación de Lilliefors

Tabla 4.58. Descriptivos de medias de niveles sonoros Leq según la superficie de rodadura.

Superficie de rodadura	N	Media	Desviación estándar	Error estándar	95% del intervalo de confianza para la media		Mínimo	Máximo
					Límite inferior	Límite superior		
Tierra	4	68,19	5,32	2,66	59,72	76,66	63,10	73,90
Asfalto liso	152	69,72	4,43	0,36	69,00	70,43	53,80	78,00
Asfalto con irregularidades	50	69,27	4,65	0,66	67,95	70,59	59,30	77,40
Adoquín	4	66,70	1,82	0,91	63,80	69,60	64,70	68,50
Lastrado	2	65,85	4,60	3,25	24,55	107,15	62,60	69,10
Total	212	69,49	4,47	0,31	68,88	70,09	53,80	78,00

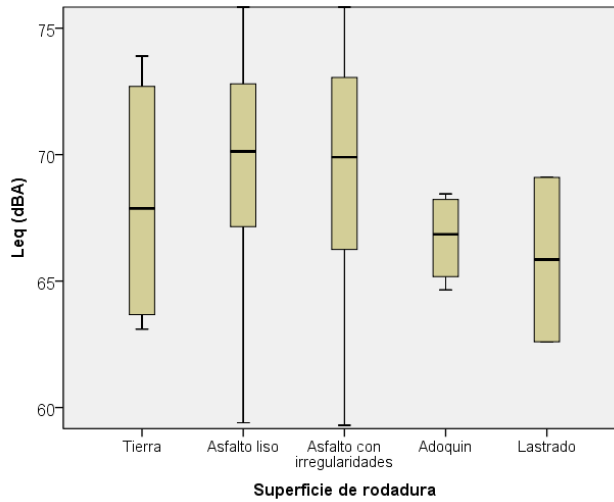


Figura 4.34. Diagrama de caja y bigotes entre Leq y superficie de rodadura

En la tabla 4.59 se exponen los resultados de la asociación entre los niveles sonoros y cada material de la superficie de rodadura, donde se observa que no existe asociación entre ambas variables.

Tabla 4.59. Pruebas de chi-cuadrado: Superficie de rodadura según Niveles sonoros (Leq)

	Valor	gl	Significación asintótica (bilateral)
Chi-cuadrado de Pearson	15,810 ^a	20	,728
Razón de verosimilitud	18,247	20	,571
Asociación lineal por lineal	2,700	1	,100
N de casos válidos	212		

a. 23 casillas (76,7%) han esperado un recuento menor que 5. El recuento mínimo esperado es ,01.

Al contrario de los resultados obtenidos en este estudio, Saavedra et al. (2005) y Torija et al. (2010) sí encuentran una relación entre estas dos variables, determinando $R=0,46$ ($p<0,05$) y $R=0,120$ ($p<0,05$), respectivamente. Por su parte, Rey et al. (2016) encuentra influencia de los diferentes tipos de superficies de rodadura en los niveles sonoros al igual que su estado de conservación.

g. Leq y el tipo de vía

Las estaciones de medición fueron ubicadas en vialidades que corresponden a diferentes tipologías. Para determinar la influencia o no de esta característica en los niveles sonoros, se desarrolla, primeramente, una prueba de normalidad. La Tabla 4.60 muestra que no existe normalidad en la distribución.

Tabla 4.60. Pruebas de normalidad de niveles sonoros según el tipo de vía.

Tipo de vía		Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Leq	Redondel	0,349	3		0,831	3	0,190
	Vía perimetral	0,334	15	0,000	0,835	15	0,011
	Vía urbana	0,063	97	0,200 [*]	0,987	97	0,486
	Vía principal	0,137	46	0,029	0,941	46	0,021
	Vía secundaria	0,083	51	0,200 [*]	0,991	51	0,959

*. Este es un límite inferior de la significación verdadera.

a. Corrección de la significación de Lilliefors

La comparación de medias de los niveles sonoros en cada tipo de vía (Figura 4.61) muestra que, los niveles sonoros son más elevados en las vialidades perimetrales y urbanas, y más bajos en vialidades principales, secundarias y redondeles, con una diferencia máxima de 7 dBA.

Tabla 4.61. Descriptivos de medias de niveles sonoros Leq según el tipo de vía.

Tipo de vía	N	Media	Desviación estándar	Error estándar	95% del intervalo de confianza para la media		Mínimo	Máximo
					Límite inferior	Límite superior		
Redondel	3	69,00	4,526	2,61	57,76	80,24	63,80	72,05
Vía perimetral	15	73,92	2,635	0,68	72,46	75,38	67,30	77,95
Vía urbana	97	71,57	3,229	0,33	70,92	72,22	63,30	78,00
Vía principal	46	67,36	4,851	0,72	65,92	68,80	53,80	75,30
Vía secundaria	51	66,18	3,278	0,46	65,26	67,10	58,20	74,25
Total	212	69,49	4,471	0,31	68,88	70,09	53,80	78,00

Existen diferencias de medias significativas (la significancia del estadístico Kruskal-Wallis es inferior a 0,05); estas diferencias se dan entre vía perimetral y vialidades: urbana, principal y secundaria, y entre vía urbana y vialidades: principal y secundaria (Tabla 4.62).

Tabla 4.62. Comparaciones múltiples de diferencia de medias entre Leq y cada tipo de vía (C de Dunnett).

(I) Tipo de vía	Diferencia de medias (I-J)			
	(J) Tipo de vía			
	Redondel	Vía perimetral	Vía urbana	Vía principal secundaria
Redondel		-4,916	-2,569	1,640 2,823
Vía perimetral	4,916		2,347*	6,557* 7,739*
Vía urbana	2,569	-2,347*		4,209* 5,392*
Vía principal	-1,640	-6,557*	-4,209*	
Vía secundaria	-2,823	-7,739*	-5,392*	-1,182

*. La diferencia de medias es significativa al nivel 0.05.

Para determinar la influencia del tipo de vía en la variable dependiente, se realiza un análisis de correlación. Los resultados se exponen en la Tabla 4.63, donde el tipo de vía muestra una relación fuerte positiva con Leq, esto expresa que, niveles sonoros más elevados se registran mientras más alta es la categoría vial. Considerando también los otros índices sonoros registrados (Lmax, Lmin, L1, L10, L50, L90 y L99) se obtienen coeficientes de correlación significativos al $p < 0.01$ en todos los casos; sin embargo, los valores más altos

del coeficiente de correlación 0,67, 0,60, 0,59 y 0,59 se da con L10, Leq, L50 y L1, respectivamente.

Tabla 4.63. Correlaciones Leq (dBA) con Tipo de vía.

		Tipo de vía
Leq	Coefficiente correlación Rho de Spearman	0,598**
	Sig. (bilateral)	0,000
	N	212

** La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

Con estos resultados se realiza un análisis de regresión, para determinar el nivel de incidencia de las vialidades perimetrales y urbanas en los niveles sonoros. La regresión lineal da como resultado que la incidencia de una vía perimetral en la variabilidad de Leq es del 8% (Tabla 4.64, 4.65). La incidencia de una vía urbana en la variabilidad de Leq es del 18% (Tabla 4.66, 4.67).

Tabla 4.64. Resumen del modelo: Leq con Vía perimetral.

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado corregida	Error típ. de la estimación
1	0,274 ^a	0,075	0,071	4,310

a. Variables predictoras: (Constante), Vía perimetral

Tabla 4.65. Coeficientes (Leq con Vía perimetral).

Modelo	Coeficientes no estandarizados		Coeficientes tipificados	t	Sig.
	B	Error típ.	Beta		
1 (Constante)	69,151	0,307		225,192	0,000
Vía perimetral	4,765	1,154	0,274	4,128	0,000

a. Variable dependiente: Leq

Tabla 4.66. Resumen del modelo: Leq con Vía urbana.

Modelo	R	R cuadrado	R cuadrado corregida	Error típ. de la estimación
1	0,428 ^a	0,184	0,180	4,049

a. Variables predictoras: (Constante), Vía urbana

Tabla 4.67. Coeficientes (Leq con Vía urbana).

Modelo	Coeficientes no estandarizados		Coeficientes tipificados	t	Sig.
	B	Error típ.	Beta		
1 (Constante)	67,733	0,378		179,377	0,000
Vía urbana	3,836	0,558	0,428	6,871	0,000

a. Variable dependiente: Leq

La correlación de tipo de vía con los niveles sonoros fue significativa, especialmente con los índices Leq y L10 (0,60, 0,67); en estudio de Saavedra et al. (2005) fueron 0,76 y 0,73, respectivamente, siendo la correlación con L90 (0,81) la que mayor valor obtuvo, mientras que en esta investigación el más alto valor lo obtuvo con L10.

h. Leq y el uso de vía

El uso de la vía, o uso de suelo del sector, es un aspecto dentro de las características urbano-arquitectónicas que también se ha considerado para determinar si guarda relación con los niveles sonoros. Las pruebas de normalidad de la media de los niveles sonoros en los diferentes usos de suelo se asumen, a pesar de los valores de uso comercial y uso mixto residencial/educativo con pocos datos, como una distribución normal (Tabla 4.68). No hay homogeneidad de varianzas, este resultado es verificable en los valores de las medias de los niveles sonoros según cada uno de los usos de suelo (Tabla 4.69); los valores que difieren son principalmente el uso sanitario con 65,5 dBA y el uso mixto recreativo/otros con 72,15dBA, que corresponden a los valores más bajo y más alto, respectivamente

Estos valores definen diferencias significativas que principalmente se dan entre la media de los niveles sonoros del uso de suelo sanitario con usos residencial, comercial, residencial/comercial, residencial/educativo y comercial/educativo, y, residencial con recreativo/otros (Tabla 4.70).

Tabla 4.68. Pruebas de normalidad de niveles sonoros en los diferentes usos de vía.

Uso de vía		Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Leq	Residencial	0,068	112	0,200*	0,977	112	0,050
	Comercial	0,160	15	0,200*	0,965	15	0,774
	Educativo	0,296	11	0,008	0,821	11	0,018
	Residencial/Comercial	0,067	49	0,200*	0,989	49	0,923
	Residencial/Industrial	0,260	2				
	Residencial/Educativo	0,316	9	0,010	0,748	9	0,005
	Comercial/Educativo	0,200	3		0,995	3	0,862
	Residencial/Recreativo	0,218	5	0,200*	0,933	5	0,614

*. Este es un límite inferior de la significación verdadera.

Tabla 4.69. Descriptivos de medias de niveles sonoros Leq según el uso de vía.

Tipo de vía	N	Media	Desviación estándar	Error estándar	95% del intervalo de confianza para la media		Mínimo	Máximo
					Límite inferior	Límite superior		
Residencial	112	69,01	5,11	0,48	68,05	69,96	53,80	77,95
Comercial	15	70,35	3,33	0,86	68,51	72,20	64,00	76,55
Sanitario	2	65,50	0,00	0,00	65,50	65,50	65,50	65,50
Educativo	11	68,82	4,77	1,44	65,62	72,03	61,60	73,60
Residencial/Comercial	49	70,63	3,43	0,49	69,65	71,62	62,70	78,00
Residencial/Industrial	2	67,05	3,39	2,40	36,56	97,54	64,65	69,45
Residencial/Educativo	9	69,07	2,31	0,77	67,30	70,85	66,30	74,70
Comercial/Educativo	3	70,67	0,80	0,46	68,67	72,66	69,90	71,50
Residencial/Recreativo	5	69,56	5,77	2,58	62,39	76,73	61,75	75,60
Recreativo/Otros	2	72,15	0,00	0,00	72,15	72,15	72,15	72,15
Total	210	69,49	4,49	0,31	68,88	70,10	53,80	78,00

Tabla 4.70. Comparaciones múltiples de diferencia de medias entre Leq y cada tipo de uso de vía (C de Dunnett).

(I) Uso de vía	Diferencia de medias (I-J)															
	(J) Usodevía															
	Residencia 1	Comercial	Sanitario	Educativo	Residencia I/Comercia 1	Residencia I/Industrial	Residencia I/Educativo	Comercial/ Educativo	Residencia I/Recreativ o	Recreativo/ Otros						
Residencial	-	1,346	3,5071*	0,184	-	1,628	1,957	-	0,065	-	1,660	-	0,553	-	3,1429*	
Comercial	1,346	-	4,8533*	1,531	-	0,281	3,303	1,281	-	0,313	0,793	-	1,797	-	-	
Sanitario	-3,5071*	-4,8533*	-	3,323	-5,1347*	-	1,550	-3,5722*	-	-5,1667*	-	4,060	-	6,650	-	
Educativo	-	0,184	-	1,531	3,323	-	1,812	1,773	-	0,250	-	1,844	-	0,737	-	3,327
Residencial/Comercial	1,628	0,281	5,1347*	1,812	-	-	3,585	1,563	-	0,032	1,075	-	1,515	-	-	
Residencial/Industrial	-	1,957	-	3,303	1,550	-	1,773	-	2,022	-	3,617	-	2,510	-	5,100	
Residencial/Educativo	0,065	-	1,281	3,5722*	0,249	-	1,562	2,022	-	-	1,594	-	0,488	-	3,078	
Comercial/Educativo	1,660	0,313	5,1667*	1,844	0,032	3,617	1,594	-	-	-	1,107	-	1,483	-	-	
Residencial/Recreativo	0,553	-	0,793	4,060	0,737	-	1,075	2,510	0,488	-	1,107	-	-	-	2,590	
Recreativo/Otros	3,1429*	1,797	6,650	3,327	1,515	5,100	3,078	1,483	2,590	-	-	-	-	-	-	

*. La diferencia de medias es significativa en el nivel 0.05.

Sin embargo, a pesar de la presencia de diferencias significativas, como se puede observar en la Tabla 4.71, el estadístico chi-cuadrado demuestra que no existe asociación entre estas dos variables.

Tabla 4.71. Pruebas de chi-cuadrado: Uso de vía con Niveles sonoros (Leq).

	Valor	gl	Significación asintótica (bilateral)
Chi-cuadrado de Pearson	45,839 ^a	55	,806
Razón de verosimilitud	51,869	55	,595
Asociación lineal por lineal	1,234	1	,267
N de casos válidos	212		

a. 63 casillas (87,5%) han esperado un recuento menor que 5. El recuento mínimo esperado es ,00.

Situación similar ocurre cuando, en la revisión que hacen Brown y Lam (1987) en investigaciones desarrolladas, no se encontró relación entre los porcentajes de los niveles de ruido medidos en las diferentes categorías de uso de suelo basados en el tamaño de la ciudad; sin embargo, sí se encontraron diferencias cuando los sitios fueron agrupados en categorías basadas en la proximidad a los medios de transporte. En estudio de Saavedra et al. (2005) tampoco se encuentra relación significativa entre estas variables. Sin embargo, Torija et al. (2010) encuentra una relación significativa de Leq con respecto al uso de suelo comercial y ocio de R=0,332. Por su parte, Rey et al. (2016), también encuentra relaciones significativas, que van entre $p < 0,05$ y $p < 0,001$, con los diferentes usos de suelo, como: pubs, áreas de relajación, áreas comerciales, áreas de edificios administrativos públicos y privados, escuelas, residencias estudiantiles, entre otros.

i. Leq y la altura de edificaciones

La distribución de los niveles sonoros, según la altura de edificios 1, no es normal; mientras que en edificios 2 y altura media ((edificio 1+edificio 2) /2), es normal, como se muestran en las tablas 4.72, 4.73 y 4.74. Se verifica que en las distribuciones normales hay

homogeneidad de varianzas. El análisis de diferencias significativas, a partir de la categorización por rangos de alturas (Tablas 4.75, 4.76 y 4.77), no muestran diferencia significativa alguna.

Tabla 4.72. Pruebas de normalidad de niveles sonoros en diferentes rangos de altura Edificio 1 (a un lado de la vía).

Altura Edif.1		Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Leq	0-3	0,098	94	0,027	0,942	94	0,000
	3-6	0,076	65	0,20 ^{0*}	0,969	65	0,101
	6-9	0,112	35	0,20 ^{0*}	0,955	35	0,167
	9-12	0,126	14	0,20 ^{0*}	0,961	14	0,740
	12-15	0,273	4		0,889	4	0,379

*. Este es un límite inferior de la significación verdadera.

a. Corrección de la significación de Lilliefors

Tabla 4.73. Pruebas de normalidad de niveles sonoros en diferentes rangos de altura Edificio 2 (al otro lado de la vía).

Altura Edif.2		Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Leq	0-3	0,073	141	0,064	0,971	141	0,004
	3-6	0,117	34	,20 ^{0*}	0,943	34	0,075
	6-9	0,191	17	0,102	0,965	17	0,717
	9-12	0,154	14	,20 ^{0*}	0,956	14	0,650
	12-15	0,202	6	,20 ^{0*}	0,933	6	0,600

*. Este es un límite inferior de la significación verdadera.

a. Corrección de la significación de Lilliefors

Tabla 4.74. Pruebas de normalidad de niveles sonoros en diferentes rangos de altura media ((Edificio 1+ Edificio 2)/2).

Altura media		Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Leq	0-3	0,087	84	0,177	0,960	84	0,010
	3-6	0,084	73	0,20 ^{0*}	0,974	73	0,128
	6-9	0,068	38	0,20 ^{0*}	0,988	38	0,943
	9-12	0,160	13	0,20 ^{0*}	0,948	13	0,572
	12-15	0,152	4		0,996	4	0,985

*. Esto es un límite inferior de la significación verdadera.

a. Corrección de significación de Lilliefors

Tabla 4.75. Descriptivos de medias de niveles sonoros Leq según rango de altura Edificio 1 (a un lado de la vía).

Altura Edificio 1	N	Media	Desviación estándar	Error estándar	95% del intervalo de confianza para la media		Mínimo	Máximo
					Límite inferior	Límite superior		
0-3	94	69,56	4,96	0,511	68,54	70,57	53,80	78,00
3-6	65	69,36	4,23	0,525	68,31	70,41	61,60	78,00
6-9	35	69,10	3,85	0,651	67,78	70,43	60,00	75,30
9-12	14	70,08	4,42	1,180	67,53	72,63	61,80	77,90
12-15	4	71,20	1,14	0,568	69,39	73,01	69,90	72,30
Total	212	69,49	4,47	0,307	68,88	70,09	53,80	78,00

Tabla 4.76. Descriptivos de medias de niveles sonoros Leq según rango de altura Edificio 2 (al otro lado de la vía).

Altura Edificio 2	N	Media	Desviación estándar	Error estándar	95% del intervalo de confianza para la media		Mínimo	Máximo
					Límite inferior	Límite superior		
0-3	141	69,69	4,66	0,39	68,91	70,46	56,10	78,00
3-6	34	68,56	4,66	0,80	66,93	70,18	53,80	77,00
6-9	17	69,34	3,52	0,85	67,53	71,15	62,80	77,30
9-12	14	69,79	4,07	1,09	67,44	72,14	64,00	77,90
12-15	6	69,82	1,19	0,49	68,56	71,07	68,00	71,20
Total	212	69,49	4,47	0,31	68,88	70,09	53,80	78,00

Tabla 4.77. Descriptivos de medias de niveles sonoros Leq según rango de altura media ((Edificio 1+ Edificio 2)/2).

Altura total	N	Media	Desviación estándar	Error estándar	95% del intervalo de confianza para la media		Mínimo	Máximo
					Límite inferior	Límite superior		
0-3	84	69,45	46,83	0,51	68,44	70,47	56,10	78,00
3-6	73	69,64	47,70	0,56	68,53	70,76	53,80	78,00
6-9	38	68,61	37,50	0,61	67,38	69,84	60,30	75,80
9-12	13	70,97	37,52	10,41	68,71	73,24	63,20	77,90
12-15	4	70,93	0,91	0,45	69,48	72,37	69,90	72,10
Total	212	69,49	44,71	0,31	68,88	70,09	53,80	78,00

A pesar de los resultados obtenidos, se hace un análisis de correlación. En la tabla 4.78, el análisis de correlación bivariada indica que no existe relación significativa alguna entre los niveles sonoros y la media aritmética de las alturas de las edificaciones que se encuentran a cada lado de las estaciones de medición, ni con la suma de las alturas de las edificaciones.

Tabla 4.78. Correlaciones Leq (dBA) con Altura (m).

		Altura media	Altura total
Leq	Correlación de Pearson	0,031	-0,015
	Sig. (bilateral)	0,651	0,831
	N	212	212

Se correlaciona también la variable dependiente con la altura de los edificios 1 y 2 (Tabla 4.79); sin embargo, no se encuentra tampoco relación significativa alguna, incluso el valor de la correlación con edificio 2 es negativo.

Tabla 4.79. Correlaciones Leq (dBA) con Altura (m) de edificios 1 y 2.

		Leq	Altura Edificio1	Altura Edificio2
Leq	Correlación de Pearson	1	0,012	-0,032
	Sig. (bilateral)		0,867	0,640
	N	212	212	212

Los resultados obtenidos difieren de otras investigaciones, donde la altura de los edificios sí influye en los niveles sonoros. Tandel et al. (2011) determina un coeficiente de determinación $R^2=0,81$ con las variables niveles sonoros y altura de edificios. Torija et al.

(2010) por su parte, determina un coeficiente de correlación significativo de $R=0,209$. Rey et al. (2016) también determina un coeficiente de correlación significativo de $R=0,204$. Sin embargo, Saavedra et al. (2005) tampoco encuentra relación significativa alguna entre las mencionadas variables.

j. Leq y materiales de superficies reflectoras

Las pruebas de normalidad de Leq, respecto a las superficies reflectoras de los edificios 1 y 2 que se encuentran a los lados de la calzada, se distribuyen de forma normal (Tablas 4.80 y 4.81), desestimando, por el número pequeño de casos, los resultados de la superficie de piedra en edificio 2, donde aparentemente no hay normalidad. Las pruebas de homogeneidad de varianzas dan como resultado homogeneidad en los materiales de edificio 1 (significancia de estadístico de Levene=0,307), mientras que no hay homogeneidad en los materiales de edificio 2 (significancia de Estadístico de Levene=0,006). Las pruebas estadísticas para determinar diferencias significativas no muestran que exista alguna diferencia de los niveles sonoros en contacto con los materiales de las superficies de ambos edificios; en las tablas 4.82 y 4.83 se exponen los resultados de los niveles sonoros medios en cada uno de los materiales.

Tabla 4.80. Pruebas de normalidad de niveles sonoros según los diferentes materiales de Edificio 1.

Material Edificio 1	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Leq Ladrillo	0,057	147	0,200*	0,979	147	0,021
Piedra	0,291	3		0,924	3	0,468
Cerámica	0,254	4		0,913	4	0,496
Malla metal	0,131	9	0,200*	0,972	9	0,910
Adobe	0,210	5	0,200*	0,951	5	0,744
Tapial	0,318	7	0,031	0,816	7	0,059
Bahareque	0,355	3		0,819	3	0,161

*. Esto es un límite inferior de la significación verdadera.

a. Corrección de significación de Lilliefors

c. Leq es constante cuando MaterialEdificio1 = Madera. Se ha omitido.

Tabla 4.81. Pruebas de normalidad de niveles sonoros según los diferentes materiales de Edificio 2.

Material Edificio 2	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Leq Ladrillo	0,053	76	0,200*	0,992	76	0,909
Piedra	0,402	5	0,008	0,761	5	0,038
Cerámica	0,347	3		0,836	3	0,203
Malla metal	0,162	7	0,200*	0,928	7	0,530
Adobe	0,260	2				
Tapial	0,176	5	0,200*	0,983	5	0,951
Tierra	0,260	2				

*. Esto es un límite inferior de la significación verdadera.

a. Corrección de significación de Lilliefors

c. Leq es constante cuando MaterialEdificio2 = Vidrio. Se ha omitido.

Tabla 4.82. Descriptivos medias de niveles sonoros Leq según material de Edificio 1.

	N	Media	Desviación estándar	Error estándar	95% del intervalo de confianza para la media		Mínimo	Máximo
					Límite inferior	Límite superior		
Ladrillo	147	69,38	4,64	0,38	68,62	70,14	53,80	78,00
Piedra	3	70,65	2,99	1,73	63,22	78,08	67,30	73,10
Cerámica	4	72,89	1,18	0,59	71,00	74,77	71,60	74,10
Malla metal	9	70,37	4,47	1,49	66,93	73,80	63,70	77,60
Adobe	5	70,74	3,71	1,66	66,13	75,35	66,70	76,50
Tapial	7	67,91	2,93	1,11	65,20	70,61	64,00	70,90
Bahareque	3	67,92	2,38	1,37	62,02	73,82	66,40	70,70
Madera	1	67,90					67,90	67,90
Total	179	69,48	4,46	0,33	68,82	70,14	53,80	78,00

Tabla 4.83. Descriptivos medias de niveles sonoros Leq según material de Edificio 2.

	N	Media	Desviación estándar	Error estándar	95% del intervalo de confianza para la media		Mínimo	Máximo
					Límite inferior	Límite superior		
Ladrillo	76	68,99	3,97	0,46	68,08	69,90	60,00	77,90
Piedra	5	72,60	2,52	1,13	69,48	75,72	70,40	77,00
Cerámica	3	72,35	1,18	0,68	69,43	75,27	71,60	73,70
Malla metal	7	68,79	8,16	3,09	61,24	76,34	53,80	77,60
Adobe	2	65,85	4,38	3,10	26,46	105,24	62,80	69,00
Tapial	5	70,35	1,31	0,59	68,72	71,98	68,80	72,30
Tierra	2	67,83	4,49	3,18	27,48	108,17	64,70	71,00
Vidrio	1	71,15					71,20	71,20
Total	101	69,26	4,23	0,42	68,42	70,09	53,80	77,90

Los resultados del estadístico chi-cuadrado (Tablas 4.84 y 4.85), ponen en evidencia que, no existe asociación entre los materiales de las superficies reflectoras (edificios 1 y 2) y los niveles de ruido niveles de ruido.

Tabla 4.84. Pruebas de chi-cuadrado: Material edificio 1 con Niveles sonoros (Leq)

	Valor	gl	Significación asintótica (bilateral)
Chi-cuadrado de Pearson	18,497 ^a	35	,990
Razón de verosimilitud	22,345	35	,952
Asociación lineal por lineal	,011	1	,916
N de casos válidos	179		

a. 44 casillas (91,7%) han esperado un recuento menor que 5. El recuento mínimo esperado es ,01.

Tabla 4.85. Pruebas de chi-cuadrado: Material edificio 2 con Niveles sonoros (Leq)

	Valor	gl	Significación asintótica (bilateral)
Chi-cuadrado de Pearson	41,771 ^a	35	,200
Razón de verosimilitud	36,456	35	,401
Asociación lineal por lineal	,360	1	,549
N de casos válidos	101		

a. 44 casillas (91,7%) han esperado un recuento menor que 5. El recuento mínimo esperado es ,01.

Por su parte, Morales (2009), en los análisis que desarrolla de la asociación de estas variables, determina una influencia del material de fachada, piedra y vidrio.

Con el análisis que antecede se puede concluir que no todas las variables relacionadas al tránsito vehicular, condiciones meteorológicas y características urbano-arquitectónicas, consideradas al inicio del estudio, influyen en el comportamiento acústico. En algunos casos, es clara la asociación de las variables con los niveles sonoros, mientras que, en otros es muy baja, se aproxima o definitivamente no existe. Sin embargo, se debe resaltar que los resultados obtenidos, son específicos de un caso particular, como es la ciudad de Loja, que corresponde a una ciudad de tamaño medio, cuyas características resultan singulares, en relación a lo que puede ser una ciudad pequeña o una ciudad grande. Las características de una ciudad de gran tamaño en cuanto, principalmente, a las características del tránsito vehicular y a las características urbano arquitectónicas, superan en magnitud a las características de otras ciudades, el número de vehículos, los grandes edificios, los materiales, el ancho de las calzadas, la pendientes de las vialidades, etc., se comportan de forma diferente respecto del componente acústico, y por lo tanto, algunas de las variables del caso de estudio de esta investigación, que no se asocian o influyen en el comportamiento sonoro, pueden estar directamente relacionadas o asociadas a los niveles sonoros en las grandes ciudades.

Los resultados aquí obtenidos, en primera instancia, pueden ser transferidos y comparables con casos análogos, es decir, ciudades similares en tamaño y características.

Para cerrar el capítulo, si bien en este apartado se ha desarrollado un análisis detallado de la asociación y/o correlación de cada variable objetiva con los niveles sonoros, con el objeto de determinar la correlación existente, no sólo entre las variables independientes y la dependiente, sino también, entre variables independientes, a continuación, en la Tabla 4.86, se expone una matriz de correlaciones bivariadas entre todas las variables. Se han omitido aquellas variables de tipo temporal y climáticas que no mostraron ninguna asociación con los niveles sonoros.

En la matriz por lo tanto se resaltan, las correlaciones de cada variable independiente con la variable dependiente (nivel sonoro) y las correlaciones entre variables independientes. En algunos casos, donde las variables independientes tienen categorías (variables grupales), se analizan también de forma separada cada categoría (variables individuales); sin embargo, no se consideran los resultados entre las variables grupales y sus respectivas individuales.

Esta matriz ayuda a detectar problemas de colinealidad (o multicolinealidad), en la que una de las variables independientes puede ser una función lineal de otras variables independientes. Por lo tanto, no se consideran las variables independientes que tengan alto grado de correlación entre sí para efectos del modelo.

En la matriz las correlaciones entre variables se resaltan atendiendo:



-  Correlaciones de variable dependiente (Leq) y variables independientes.
-  Correlaciones entre variables independientes

Tabla 4.86. Matriz de Correlaciones bivariadas entre todas las variables de estudio.

Capítulo 5

**PERCEPCIÓN ACÚSTICA DEL SER HUMANO
DE SUS ENTORNOS URBANOS**

Uno de los objetivos de la investigación, para caracterizar ambientes sonoros, fue determinar la percepción acústica de los habitantes en dichos entornos. La sola descripción de los factores físicos, excluyendo los psicológicos y sociales, podría alejarnos de una descripción integral del paisaje sonoro urbano.

En la metodología se diseñó una encuesta para recoger algunas variables que lleven a determinar la percepción acústica de la población en la ciudad. En este apartado se realizará la exposición y análisis de los resultados obtenidos.

5.1.Resultados variables subjetivas

Se levantaron un total de 996 encuestas en toda el área de estudio. Las encuestas se aplicaron a las personas que vivían o se encontraban desarrollando alguna actividad en las estaciones de medición. Este procedimiento se desarrolló de forma simultánea, durante los 15 minutos, que fue el tiempo de medición de los niveles sonoros. De acuerdo al sector se levantaron entre dos y cinco encuestas por cada estación, que correspondió a 407 encuestas en la zona norte (matutino: 198, vespertino: 209), 362 en la zona centro (matutino: 188, vespertino: 174) y 227 en la zona sur (matutino: 127, vespertino: 100).

La exposición de los resultados se realizará a partir de los siguientes aspectos: características demográficas, actividades peatonales y ocupación del territorio, contexto urbano, efectos provocados por el ruido, percepción del ruido y la molestia provocada por el ruido, y estrategias para afrontar el ruido.

5.1.1. Características demográficas

La intención fue recoger toda la información relativa a los encuestados para, posteriormente, determinar el grado de asociación entre las distintas características y respuestas dadas.

a. Sexo

En la Figura 5.1 se puede observar que el porcentaje de hombres y de mujeres encuestados es muy similar en la mañana y tarde, 45-46% de mujeres y 54-55% de hombres en las tres zonas, que en su totalidad constituyen el 45,6% y 54,4%, respectivamente. El mayor número de encuestados está en la zona norte, 41%, seguido de la zona centro.

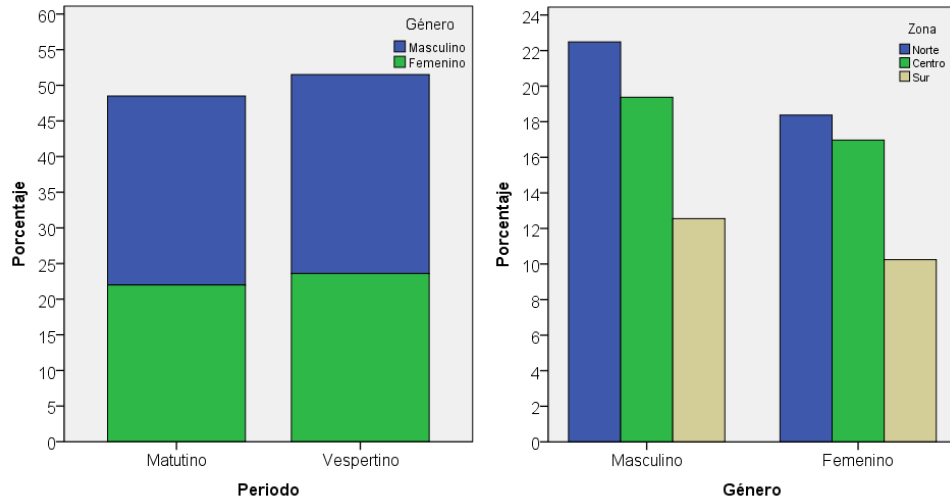


Figura 5.1. Sexo de encuestados en franjas horarias y zonas: norte, centro y sur.

b. Edad

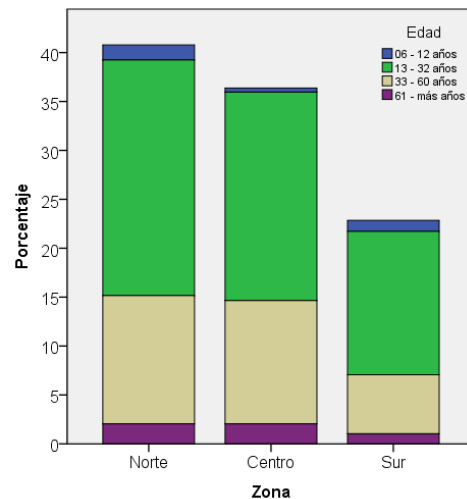


Figura 5.2. Edad de encuestados de las estaciones norte, centro y sur.

En todas las zonas donde se aplicaron las encuestas, como se puede apreciar en la Figura 5.2, la mayoría de encuestados tienen una edad entre 13-32 años, con un 60%, seguido de 33-60 años, con 31,8%. Es necesario señalar que se aplicaron las encuestas a varios niveles de edad, con el objeto de analizar posteriormente si esta variable tiene influencia sobre la percepción del ruido.

c. Nivel de estudios

Según la Figura 5.3 y tabla 5.1, el nivel de educación difiere entre los encuestados de las tres zonas; el mayor porcentaje, 53,7% corresponde, a Educación superior, seguido del 36,2%, Educación media.

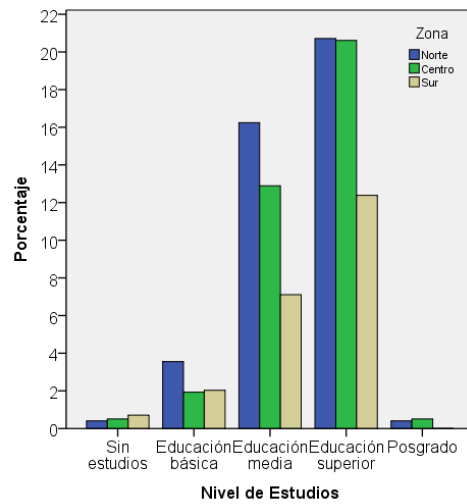


Figura 5.3. Nivel de estudios de encuestados de las estaciones norte, centro y sur.

Tabla 5.1. Nivel de estudios de encuestados por zona.

Nivel de Estudios	Zona						Total	
	Norte		Centro		Sur			
Sin estudios	4	0,4%	5	0,5%	7	0,7%	16	1,6%
Educación básica	35	3,6%	19	1,9%	20	2,0%	74	7,5%
Educación media	160	16,2%	127	12,9%	70	7,1%	357	36,2%
Educación superior	204	20,7%	203	20,6%	122	12,4%	529	53,7%
Posgrado	4	0,4%	5	0,5%	0	0,0%	9	0,9%
Total	407	41,3%	359	36,4%	219	22,2%	985	100,0%

d. Estado civil

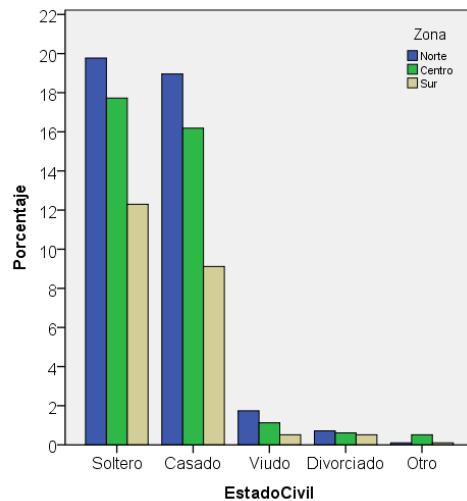


Figura 5.4. Estado civil de encuestados de las estaciones norte, centro y sur.

De la figura 5.4, considerando el total de encuestados, los mayores porcentajes corresponden a solteros, 49,8% y casados, 43,3%.

5.1.2. Actividades peatonales y ocupación del territorio

Era importante determinar si los encuestados vivían en la zona o qué actividad se encontraban realizando, y cuál es el tiempo o la frecuencia de dicha actividad. Se espera que esta información ayude a entender mejor el mayor o menor grado de molestia del ruido.

a. Viven en el lugar

De los encuestados, el mayor porcentaje no viven en el lugar; se encuentran realizando otra actividad. Sin embargo, las personas que viven corresponden al 31% del total; es decir, aproximadamente un tercio de los encuestados, Figura 5.5.

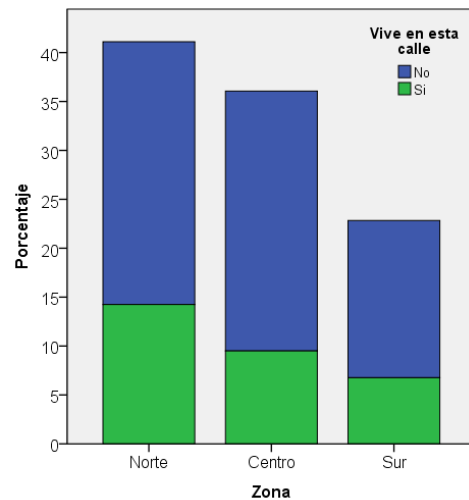


Figura 5.5. Porcentaje de encuestados que viven en esa calle de estaciones norte, centro y sur.

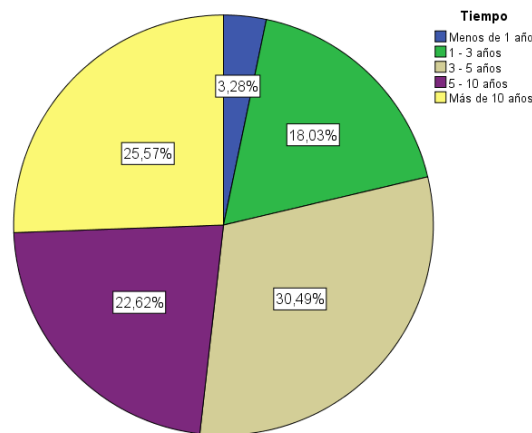


Figura 5.6. Tiempo que viven los encuestados en esa calle, estaciones norte, centro y sur.

Considerando a los encuestados que viven en el lugar, el 30,5% vive entre 3 y 5 años, seguido de 25,6% con más de 10 años y 22,6% entre 5 y 10 años (Figura 5.6). Estos porcentajes son importantes, ya que la mayoría corresponde a personas que viven más de un año en la calle donde se aplicó la encuesta, y, por lo tanto, se estima que los resultados arrojarán una mejor aproximación de la percepción de las personas respecto al ruido,

porque ellos son quienes mejor conocen esas calles y tienen una noción del ruido a largo plazo.

b. Actividad que se encuentran desarrollando en el lugar

Del restante 69% que no vive en el sector y que se encuentra desarrollando otras actividades, los peatones de paso constituyen el 53%, seguido de los encuestados que trabajan, en un 29%; el resto está compuesto en partes iguales por las personas que estudian o están haciendo algún trámite (Figura 5.7).

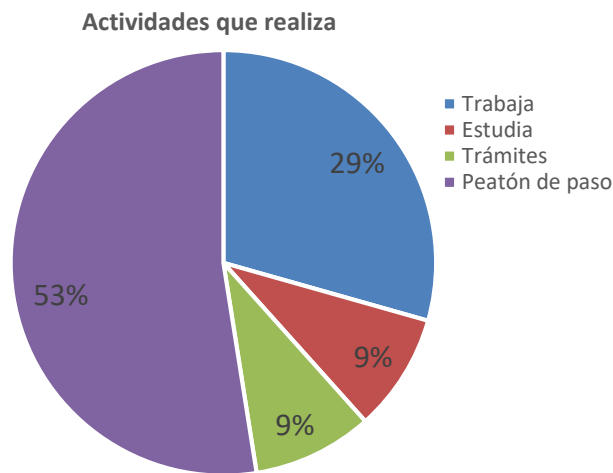


Figura 5.7. Actividad que se encuentran realizando los encuestados en esa calle, estaciones norte, centro y sur.

c. Tiempo y frecuencia del desarrollo de actividades en el lugar

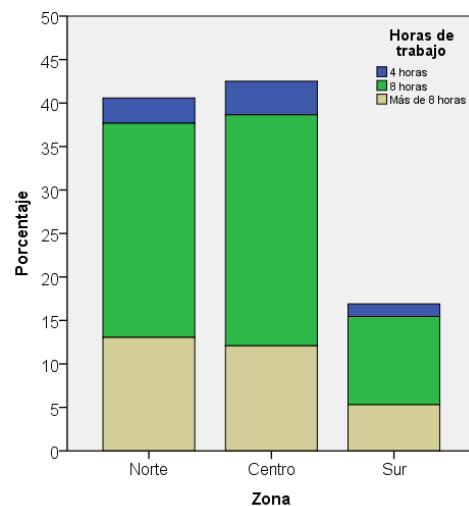


Figura 5.8. Horas de trabajo de encuestados que trabajan en esa calle, estaciones norte, centro y sur.

En todas las zonas quienes trabajan lo hacen por ocho horas, 62%; sin embargo, un porcentaje importante, 30%, trabaja más de ocho horas, Figura 5.8.

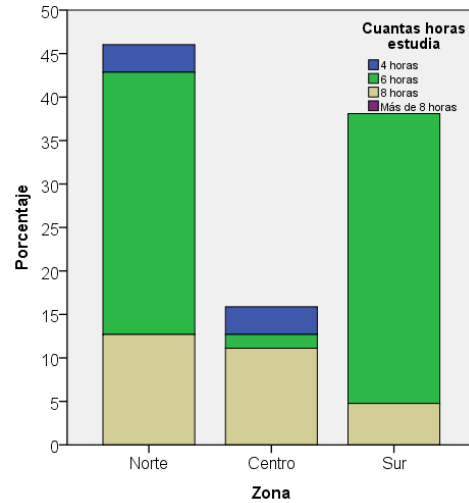


Figura 5.9. Horas de estudio de encuestados que estudian en esa calle, estaciones norte, centro y sur.

Del total de los datos, los mayores porcentajes corresponden a los encuestados que estudian por el lapso de seis horas, con un 65,1% y seguido de ocho horas, un 28,6% (Figura 5.9).

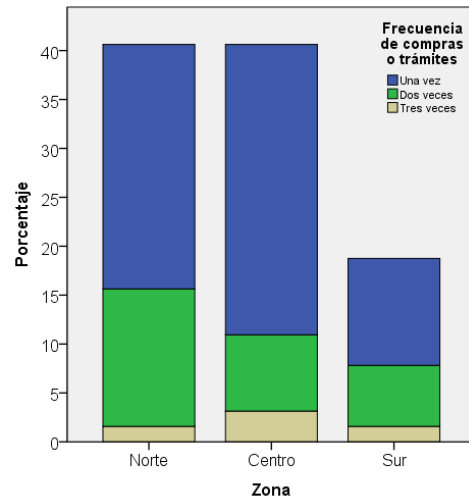


Figura 5.10. Veces al día que los encuestados realizan compras o trámites personales en esa calle, estaciones norte, centro y sur.

La mayoría de los encuestados que se encontraban haciendo compras o trámites personales en las diferentes zonas lo hacen una vez al día, 65,6%; seguido de dos veces, con un 28,1% (Figura 5.10).

Respecto a la frecuencia de circulación del peatón de paso por esa calle (Figura 5.11), la mayoría señala que circula una vez 52,9%, seguido por dos veces 34,3%.

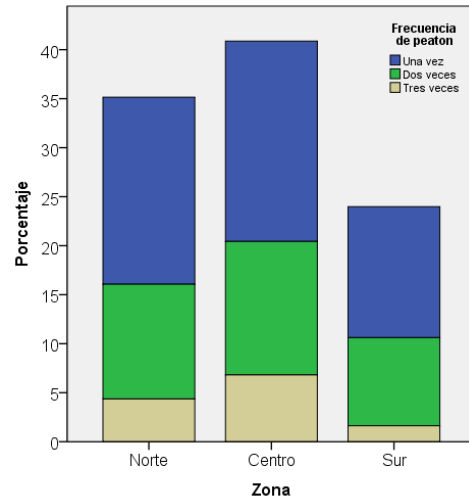


Figura 5.11. Veces al día que los peatones encuestados circulan por esa calle, estaciones norte, centro y sur.

5.1.3. Contexto urbano

Para valorar las respuestas de los encuestados respecto al contexto urbano, a los efectos, a la percepción y molestia provocados por el ruido, y a las estrategias para afrontarlo, se utilizó la escala numérica y la escala verbal planteadas en la metodología.

Grado de satisfacción con las características de la calle

Como se puede observar en las figuras 5.12, 5.13 y 5.14, la tendencia del grado de satisfacción con las siete características de la calle, en las tres zonas, conserva cierta similitud; los mayores porcentajes de valoración oscilan entre regular y bastante. El nada, poco y muchísimo alcanzan menores porcentajes.

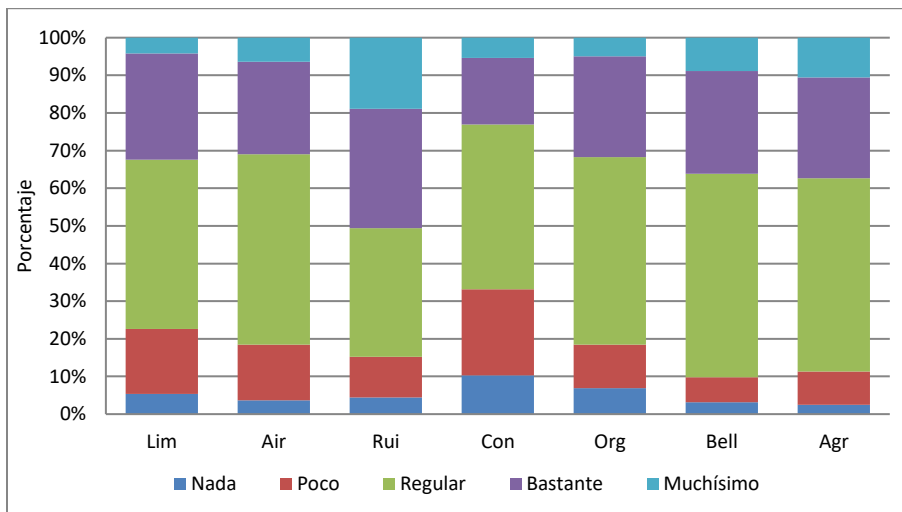


Figura 5.12. Grado de satisfacción de encuestados con las características de las calles Zona Norte. Lim: limpieza de la calle; Air: calidad del aire; Rui: el ruido; Con: conservación de las aceras y calle; Org: organización del sector; Bell: belleza del sector; Agr: cuán agradable resulta esta calle.

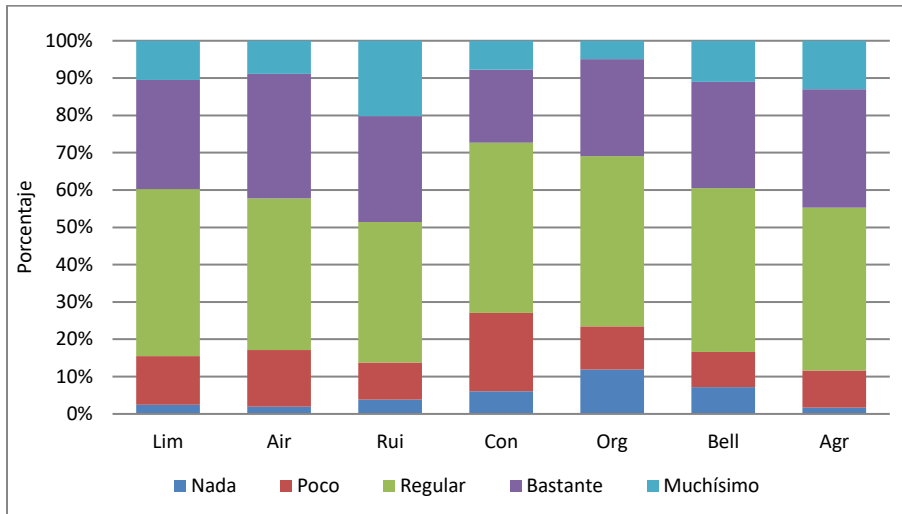


Figura 5.13. Grado de satisfacción de encuestados con las características de las calles Zona Centro. Lim: limpieza de la calle; Air: calidad del aire; Rui: el ruido; Con: conservación de las aceras y calle; Org: organización del sector; Bell: belleza del sector; Agr: cuán agradable resulta esta calle.

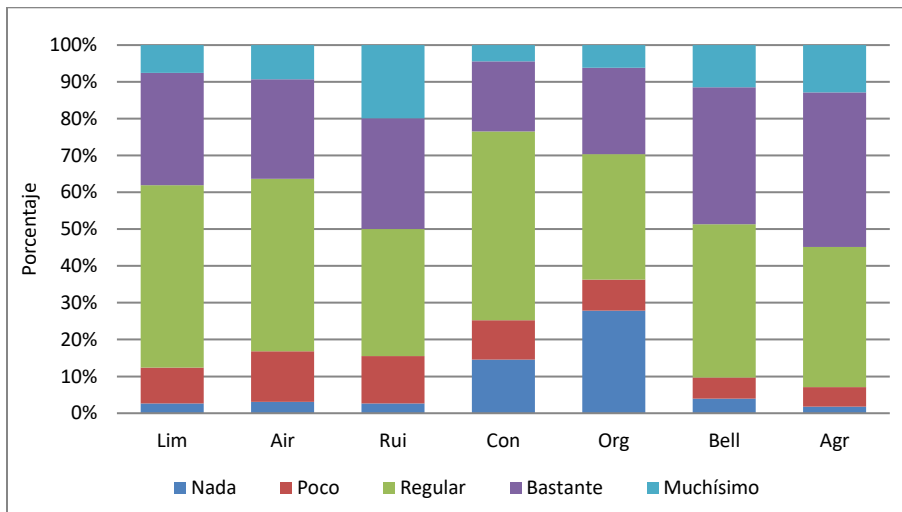


Figura 5.14. Grado de satisfacción de encuestados con las características de las calles Zona Sur. Lim: limpieza de la calle; Air: calidad del aire; Rui: el ruido; Con: conservación de las aceras y calle; Org: organización del sector; Bell: belleza del sector; Agr: cuán agradable resulta esta calle.

El grado de satisfacción de los encuestados por la limpieza de la calle es de regular, 45,9%; seguido de bastante satisfacción, con 29,1%. Con relación a la calidad del aire, la tendencia es similar al caso anterior; es decir, el mayor porcentaje señala que es regular, 46,1%, seguido de bastante, 28,3%. Del ruido, el criterio se mantiene regular, 35,5% y bastante, 30,2%. El criterio relacionado con la conservación de las aceras y calle, la mayoría registra un nivel regular de satisfacción, 46,1%, seguido con casi el mismo porcentaje poco, 19,4% y bastante, 18,7%. De la organización del sector, la mayoría estima que es regular, 44,7%, seguido en importancia de bastante satisfacción, 25,7%. Respecto a la belleza del sector, siguiendo la tendencia anterior, la mayoría opina que es regular, 47,5%, seguido de bastante satisfacción, 29,9%.

Finalmente, respecto a cuán agradable les resulta la calle a los encuestados, la mayoría estima regular, 45,5% y bastante, 32,1%.

Tabla 5.2. Valores de media aritmética y desviación estándar del grado de satisfacción con características del contexto urbano, según franjas horarias y zonas.

Grado de satisfacción	Norte					Centro					Sur					Tot
	Matutino		Vespertino		Prom.	Matutino		Vespertino		Prom.	Matutino		Vespertino		Prom.	
	X	Ds	X	Ds		X	Ds	X	Ds		X	Ds				
Lim	5,2	2,3	5,3	2,1	5,3	5,6	2,1	6,0	2,3	5,8	5,6	1,9	6,4	2,1	6,0	5,7
Air	5,3	2,1	5,4	2,1	5,3	5,9	2,1	5,9	2,3	5,9	6,0	2,2	6,1	2,2	6,0	5,7
Rui	6,1	2,4	6,3	2,6	6,2	6,5	2,4	6,1	2,6	6,3	5,8	2,5	7,3	2,4	6,6	6,4
Con	4,9	2,3	4,5	2,6	4,7	4,7	2,1	5,4	2,5	5,0	4,7	2,3	5,6	2,6	5,1	5,0
Org	5,4	2,1	5,1	2,4	5,3	5,1	2,5	5,0	2,6	5,0	3,2	3,3	5,8	2,6	4,5	4,9
Bell	5,6	1,8	6,1	2,2	5,8	5,8	2,3	5,5	2,6	5,7	6,4	1,7	6,8	2,5	6,6	6,0
Agr	5,6	1,8	6,3	2,3	5,9	5,9	2,1	6,3	2,2	6,1	6,7	1,7	7,1	2,3	6,9	6,3

La media aritmética de la valoración que hacen los encuestados sobre las características de las calles de las tres zonas de estudio, en las dos franjas horarias, arrojan los datos proporcionados en la tabla 5.2. Los valores totales de la media aritmética de cada característica oscilan entre 4,9 y 6,4, que corresponde a un término medio, cuya valoración es regular. La calle resulta agradable para los encuestados y hay una alta aceptación con la belleza del sector, a pesar de que las características por separado, no por mucho, tienen menos valoración. Las características con mayor aceptación son la limpieza de la calle y la calidad del sector, mientras la que menos aceptación tiene es la organización del sector.

Los valores medios de satisfacción de cada zona parecen indicar que la zona centro es más aceptable que la zona norte, pero la zona sur es la que tiene mayor aceptación. La característica que más destaca en la zona sur es la belleza del sector, mientras que la organización del sector alcanza el menor puntaje en su grado de satisfacción en la misma zona.

Comparando los valores de matutino y vespertino, se observa que mantienen una valoración muy similar; la variabilidad de las respuestas es menor en la zona centro (desviación estándar entre 2,1 y 2,6) que en zona norte (desviación estándar entre 1,8 y 2,6) y zona sur donde hay una mayor dispersión en las respuestas (desviación estándar entre 1,7 y 3,3, solo un caso).

5.1.4. Efectos provocados por el ruido

En este apartado se ha considerado la evaluación que hace el encuestado respecto al ruido. Primero se determina su estado de salud y luego se mide si hay algún grado de afectación por efectos directos del ruido.

a. Estado de salud

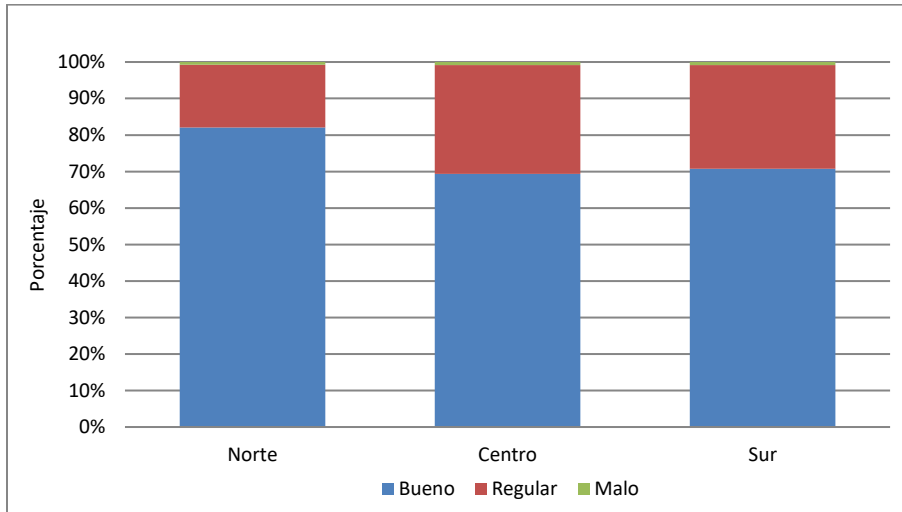


Figura 5.15. Estado de salud de encuestados en estaciones de medición.

En todas las zonas los encuestados, en su mayoría, indicaron que su estado de salud es bueno, 74,9%, y un menor porcentaje indicó que es regular, 24,3% (Figura 5.15).

b. Grado de afectación por efectos del ruido



Figura 5.16. Efectos provocados por el ruido en encuestados de Zona Norte.

Nota: Aud: efectos auditivos; Dol: dolores de cabeza; Est: estrés; Sue: efectos sobre el sueño; Cond: efectos sobre la conducta; Ren: efectos sobre el rendimiento; Mem: efectos en la memoria; Hum: cambios constantes de humor; Int: interrupción en sus actividades laborales; Conv: distracción en la conversación; Ate: distracción en la atención; Irri: irritabilidad; Sob: sobresalto; Mol: molestia en los oídos.

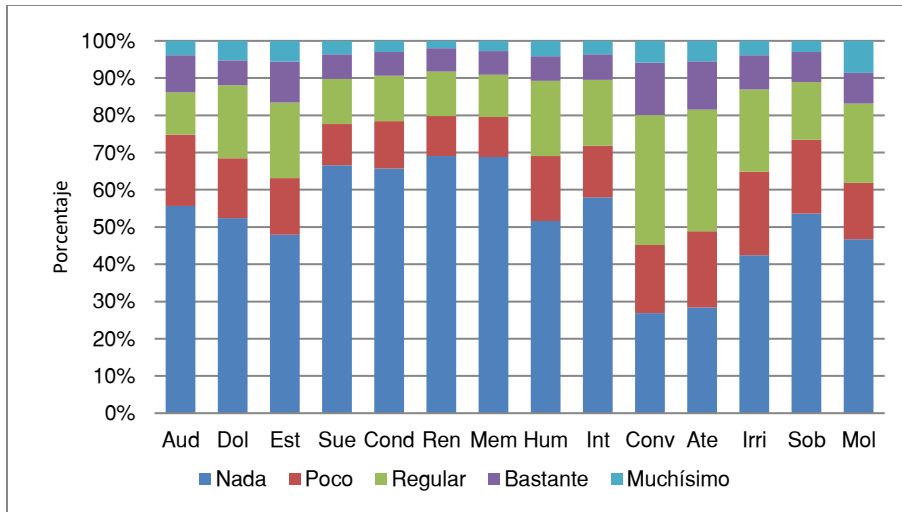


Figura 5.17. Efectos provocados por el ruido en encuestados de Zona Centro.

Nota: Aud: efectos auditivos; Dol: dolores de cabeza; Est: estrés; Sue: efectos sobre el sueño; Cond: efectos sobre la conducta; Ren: efectos sobre el rendimiento; Mem: efectos en la memoria; Hum: cambios constantes de humor; Int: interrupción en sus actividades laborales; Conv: distracción en la conversación; Ate: distracción en la atención; Irri: irritabilidad; Sob: sobresalto; Mol: molestia en los oídos.

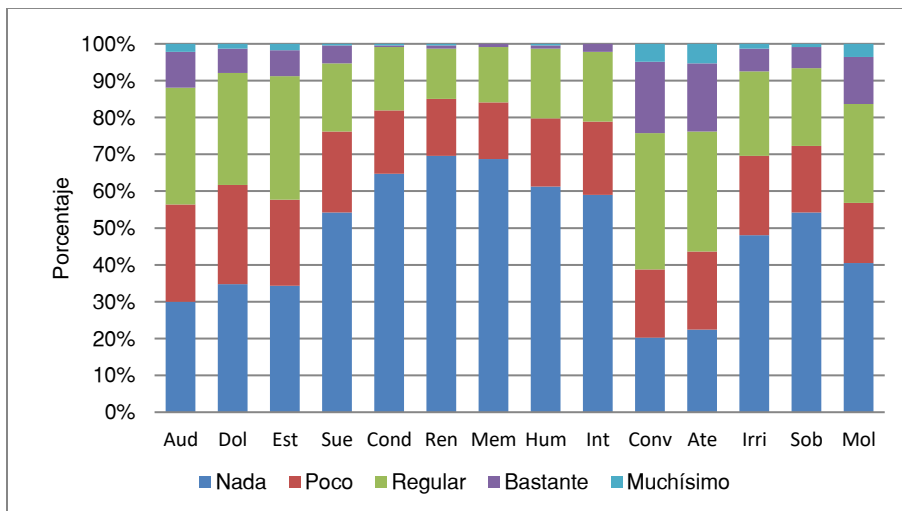


Figura 5.18. Efectos provocados por el ruido en encuestados de Zona Sur.

Nota: Aud: efectos auditivos; Dol: dolores de cabeza; Est: estrés; Sue: efectos sobre el sueño; Cond: efectos sobre la conducta; Ren: efectos sobre el rendimiento; Mem: efectos en la memoria; Hum: cambios constantes de humor; Int: interrupción en sus actividades laborales; Conv: distracción en la conversación; Ate: distracción en la atención; Irri: irritabilidad; Sob: sobresalto; Mol: molestia en los oídos.

En las figuras 5.16, 5.17 y 5.18 se recoge la valoración de los efectos que han provocado en los encuestados algún tipo de afectación por el ruido. Observando los resultados de las tres zonas, la valoración es muy similar comparando cada efecto: los mayores porcentajes responden a ningún grado de afectación, seguido de poco y regular, y en otros casos el grado bastante alcanza un porcentaje considerable.

Tabla 5.3. Valores de media aritmética y desviación estándar de la valoración de los efectos que han provocado algún tipo de afectación, según franjas horarias y zonas.

Tipo de afectación	Norte					Centro					Sur					Tot
	Matutino		Vespert.		Prom.	Matutino		Vespert.		Prom.	Matutino		Vespert.		Prom.	
	X	Ds	X	Ds		X	Ds	X	Ds		X	Ds				
Aud	3,7	3,0	1,5	2,3	2,6	2,9	3,3	1,6	2,2	2,3	3,6	2,8	3,0	2,3	3,3	2,7
Dol	4,2	2,9	1,7	2,4	2,9	3,1	3,2	1,9	2,5	2,5	2,6	2,7	3,0	2,2	2,8	2,8
Est	4,0	3,0	1,9	2,6	2,9	3,5	3,3	2,0	2,6	2,8	3,0	2,8	3,0	2,2	3,0	2,9
Sue	3,5	3,0	1,5	2,4	2,5	2,3	3,1	1,5	2,4	1,9	1,7	2,5	2,1	2,0	1,9	2,1
Cond	3,2	2,9	1,1	2,0	2,1	2,3	3,0	1,3	2,2	1,8	1,4	2,3	1,6	1,8	1,5	1,8
Ren	3,0	2,9	1,0	1,8	2,0	1,9	2,9	1,3	2,3	1,6	1,1	2,0	1,4	1,7	1,2	1,6
Mem	3,0	3,0	1,2	2,1	2,1	1,9	2,9	1,4	2,3	1,7	0,9	1,7	1,7	1,9	1,3	1,7
Hum	3,2	3,0	1,4	2,4	2,3	2,7	2,9	2,1	2,7	2,4	1,3	2,1	1,8	1,9	1,6	2,1
Int	3,6	3,1	1,6	2,4	2,6	2,6	3,1	1,7	2,5	2,2	1,7	2,4	1,7	1,8	1,7	2,1
Conv	4,9	3,0	3,4	2,7	4,2	4,6	3,1	3,1	2,5	3,8	5,1	2,9	3,5	2,5	4,3	4,1
Ate	4,6	3,0	3,4	2,8	4,0	4,3	3,2	3,1	2,6	3,7	5,0	3,0	3,5	2,6	4,2	4,0
Irri	3,5	3,1	1,6	2,0	2,5	2,9	3,0	2,5	2,5	2,7	1,8	2,5	2,7	2,3	2,2	2,5
Sob	3,6	3,2	1,2	1,9	2,4	2,3	3,0	2,1	2,4	2,2	1,6	2,4	2,5	2,5	2,0	2,2
Mol	3,7	3,2	1,3	2,0	2,5	3,2	3,4	2,7	3,0	2,9	3,0	3,2	3,1	2,6	3,0	2,8

Nota: Aud: efectos auditivos; Dol: dolores de cabeza; Est: estrés; Sue: efectos sobre el sueño; Cond: efectos sobre la conducta; Ren: efectos sobre el rendimiento; Mem: efectos en la memoria; Hum: cambios constantes de humor; Int: interrupción en sus actividades laborales; Conv: distracción en la conversación; Ate: Distracción en la atención; Irri: irritabilidad; Sob: sobresalto; Mol: molestia en los oídos.

En correspondencia con las figuras anteriores, como se puede evidenciar en la tabla 5.3, el valor de la media aritmética de los efectos provocados por el ruido en los encuestados oscila entre los rangos 1,6-1,8 de nada en efectos psicológicos sobre la conducta, el rendimiento y la memoria; 4,0-4,1 de regular en la distracción y perturbación de la conversación y atención; y 2,1-2,9 de poco en los otros efectos. En este sentido, los más bajos valores de la media aritmética del grado de afectación se dan en el rendimiento, memoria y conducta, donde no hay ningún grado de afectación, mientras que los más altos corresponden a distracción o perturbación en la conversación y en la atención, que implica un grado de afectación regular según la media, y regular y bastante según las respuestas.

Haciendo un análisis global de los porcentajes de las respuestas de los encuestados según los rangos establecidos en la escala verbal, en los *efectos en la salud*, no hay ningún efecto auditivo 47,1% y en menor porcentaje poco, 20,2%. En cuanto a dolores de cabeza la mayoría de los encuestados responden nada, 46,0% y regular, 23,6%. De efectos sobre el estrés la mayoría señala que nada, 43,1% y regular, 24,1%.

Respecto a los *efectos psicológicos*, los efectos sobre el sueño indican que no afecta nada, 57,5%, y en menor proporción califican de poco, 16,1 y regular, 16,5. A los efectos sobre la conducta se califica que no afecta nada, 62,6% y en menor proporción dicen que el efecto es poco, 14,7 y regular, 15,3. Sobre los efectos en el rendimiento la mayoría señala que no afecta nada, 65,6%, seguido de la calificación regular, 14,0% y poco, 13,6%. Los efectos sobre la memoria indican que la mayoría no afecta, 65,4%, seguido de regular, 14,2% y poco, 13,2%. En los cambios constantes de humor, como en el caso anterior, la mayoría opina que no le afecta, 55,2%, seguido de regular, 18,6% y poco, 17,3%. De la interrupción en las actividades laborales se señala que no afecta, 55,2% y en caso que haya alguna afectación en mayor porcentaje es regular, 19,0%.

Considerando los *efectos de distracción o perturbación* en la conversación se sostiene que interfiere de forma regular, 32,8%, seguido en casi igual porcentaje de nada, 22,8% y poco, 21,1%. Los efectos en la atención se califican como regular, 32,6% y poco, 25,0%.

En lo que respecta a *sentimientos y efectos psicofisiológicos*, en la irritabilidad la mayoría 46,5% de los encuestados opinan que no se produce este efecto, seguido de regular, 21,3% y poco, 20,8%. El sobresalto por el ruido la mayoría 54,2% opina que no se produce y en menor porcentaje afirman que es regular, 17,7% y poco, 17,4%. La mayoría 48,4% señala que no produce molestia en los oídos y un menor porcentaje califica que es regular, 21,9%.

5.1.5. Percepción del ruido y la molestia provocada por el ruido

El objeto de medir la percepción del ruido es la determinación de cuáles son las principales fuentes que lo producen y en qué medida molesta a la población.

a. Nivel de molestia de las fuentes de ruido

Como se puede observar, en las figuras 5.19, 5.20 y 5.21, el nivel de molestia de las fuentes de ruido que experimentan los encuestados registra un comportamiento muy similar en las tres zonas de la ciudad, en los cuatro primeros aspectos las opiniones se dividen entre las cuatro valoraciones; en los siguientes seis aspectos prevalece el hecho que no hay ninguna molestia con esas fuentes, y en los últimos cuatro aspectos, hay una tendencia hacia a tener ninguna, poca o regular molestia con esas fuentes.

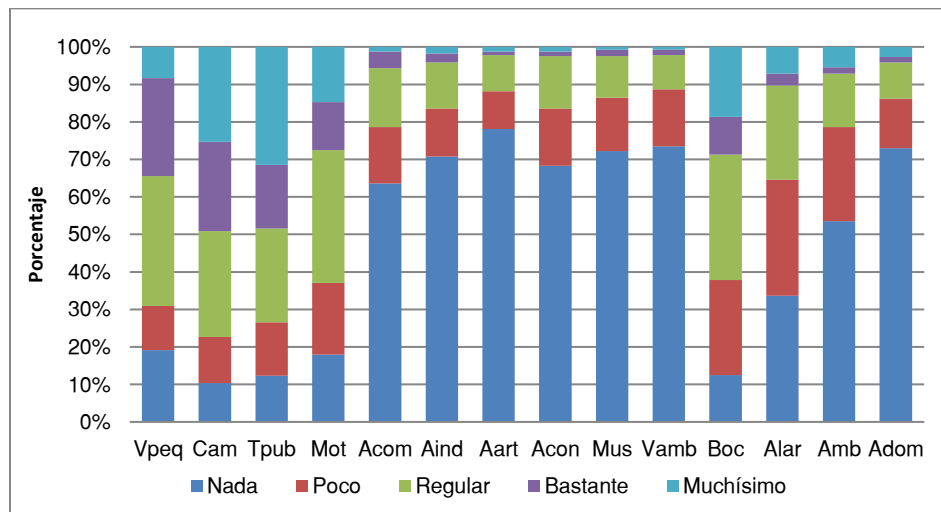


Figura 5.19. Nivel de molestia de las fuentes de ruido en encuestados de las estaciones de medición.
 Nota: Vpeq: vehículos pequeños; Cam: camión; Tpub: transporte público; Mot: motocicletas; Acom: actividades comerciales; Aind: actividades industriales; Aart: actividades artísticas; Acon: actividades de construcción; Mus: música de establecimientos cercanos; Vamb: vendedores ambulantes; Boc: bocinas; Alar: alarmas de seguridad vehicular; Amb: sirenas de ambulancias; Adom: animales domésticos.

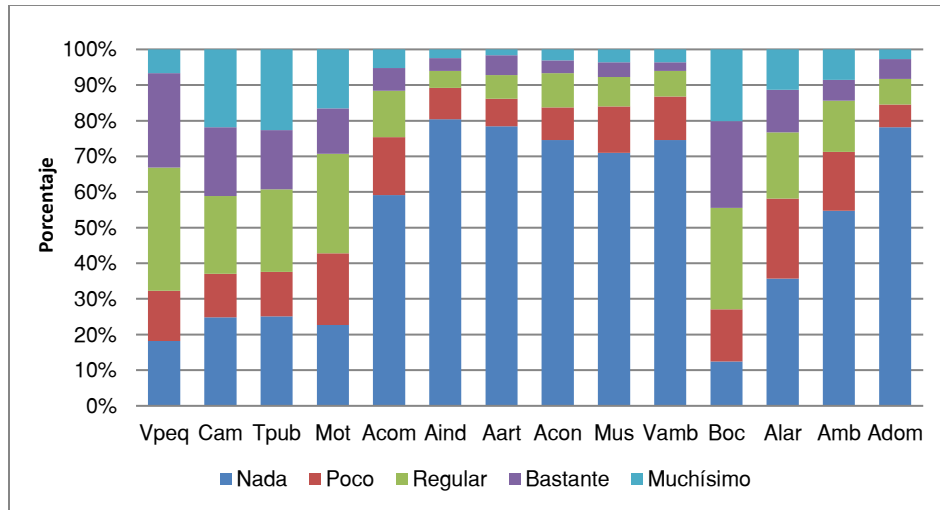


Figura 5.20. Nivel de molestia de las fuentes de ruido en encuestados de las estaciones de medición.
 Nota: Vpeq: vehículos pequeños; Cam: camión; Tpub: transporte público; Mot: motocicletas; Acom: actividades comerciales; Aind: actividades industriales; Aart: actividades artísticas; Acon: actividades de construcción; Mus: música de establecimientos cercanos; Vamb: vendedores ambulantes; Boc: bocinas; Alar: alarmas de seguridad vehicular; Amb: sirenas de ambulancias; Adom: animales domésticos.

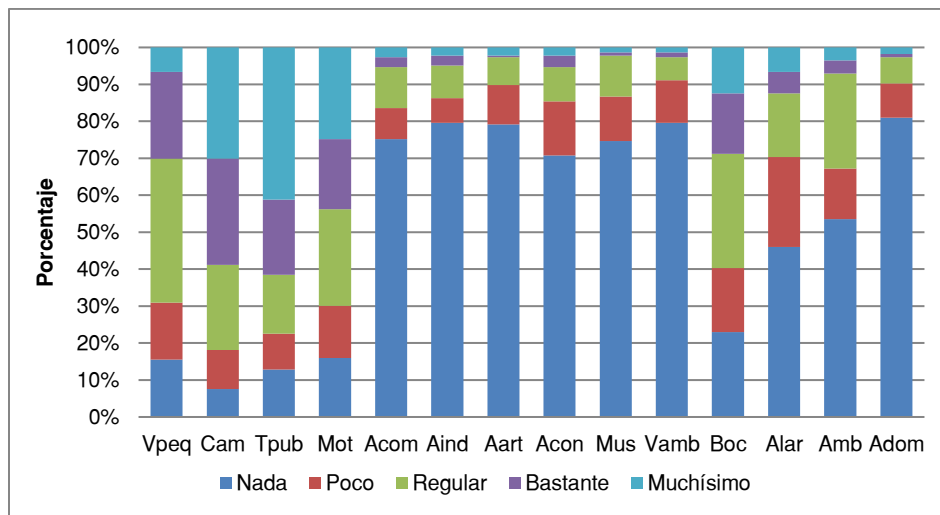


Figura 5.21. Nivel de molestia de las fuentes de ruido en encuestados de las estaciones de medición.
 Nota: Vpeq: vehículos pequeños; Cam: camión; Tpub: transporte público; Mot: motocicletas; Acom: actividades comerciales; Aind: actividades industriales; Aart: actividades artísticas; Acon: actividades de construcción; Mus: música de establecimientos cercanos; Vamb: vendedores ambulantes; Boc: bocinas; Alar: alarmas de seguridad vehicular; Amb: sirenas de ambulancias; Adom: animales domésticos.

De la valoración global de todas las respuestas proporcionadas por los encuestados respecto a cuánto les molesta las fuentes de ruido de esa calle (donde estaba ubicada la estación de medición), la mayoría califica como regular, 35,6% y bastante, 25,6% la molestia provocada por los vehículos pequeños; pero un porcentaje importante 18,0% señala que no le afecta. Las molestias provocadas por los camiones se califican de muchísimo, 25,1%, regular, 24,7%, y bastante, 23,3%. El transporte público se califica entre muchísimo, 30,5% y regular, 22,3%. La percepción provocada por las motos se califica de regular, 30,6%,

seguido de nada, 19,2% y poco, 18,4%. Las actividades comerciales, industriales, artísticas, de construcción, música de establecimientos cercanos y vendedores ambulantes se indica que no afectan, oscilando su porcentaje entre 64,6% – 78,5%, seguido de poco, 9,4% – 14,0%. El efecto de las bocinas se califica de regular, 31,1%, seguido de poco, 19,6%. Las alarmas de seguridad vehicular en primer lugar califican de nada, 37,2% y poco, 26,4%. Las sirenas de las ambulancias se señalan no afectan, 54,0%, siguiéndole poco, 19,4%. Los animales domésticos no afectan, 76,7%.

En la tabla 4.4 tenemos los valores de la media aritmética de la respuesta de los encuestados con respecto a la molestia que les produce las diversas fuentes de ruido; las tendencias son claras, como ya se observó en las figuras anteriores. Los vehículos pequeños, camiones, transporte público, motocicletas y bocinas producen una molestia entre 5 y 6 de la escala numérica, que se considera como una molestia regular. Las actividades comerciales, actividades industriales, actividades artísticas, actividades de construcción, música de establecimientos cercanos, vendedores ambulantes y animales domésticos son las fuentes que no significan molestia, ya que tienen una valoración entre 1 y 2, que corresponde a nada. Las alarmas de seguridad vehicular y sirenas de ambulancias están valoradas entre 2 y 3, que corresponde a poca molestia.

Tabla 5.4. Valores de media aritmética y desviación estándar de molestia de fuentes de ruido, según franjas horarias y zonas.

Fuente de ruido	Norte					Centro					Sur					Tot
	Matutino		Vespert.		Prom.	Matutino		Vespert.		Prom.	Matutino		Vespert.		Prom.	
	X	Ds	X	Ds		X	Ds	X	Ds		X	Ds				
Vpeq	4,8	3,0	5,1	2,7	4,9	4,6	2,8	4,9	2,9	4,8	3,8	2,7	5,5	2,5	4,7	4,8
Cam	5,8	3,0	6,3	3,0	6,0	5,8	3,5	4,3	3,4	5,1	6,8	3,0	6,2	2,9	6,5	5,9
Tpub	5,7	3,3	6,3	3,3	6,0	5,3	3,7	4,6	3,5	5,0	7,0	3,2	6,3	3,5	6,6	5,9
Mot	5,0	3,0	4,3	3,1	4,7	4,5	3,6	4,4	3,0	4,5	6,1	3,5	5,1	3,0	5,6	4,9
Acom	2,4	2,6	1,1	1,9	1,8	2,2	3,1	1,9	2,5	2,1	1,1	2,5	1,4	2,3	1,3	1,7
Aind	2,7	7,2	0,6	1,4	1,6	0,8	2,2	1,2	2,3	1,0	0,8	2,4	1,2	2,0	1,0	1,2
Aart	1,8	2,3	0,5	1,3	1,1	1,1	2,5	1,1	2,2	1,1	0,9	2,4	0,9	1,6	0,9	1,0
Acon	2,1	2,4	0,8	1,6	1,4	1,4	2,7	1,2	2,2	1,3	1,2	2,6	1,5	2,1	1,4	1,4
Mus	1,9	2,2	0,6	1,1	1,2	1,3	2,6	1,5	2,5	1,4	1,0	2,2	1,2	1,8	1,1	1,3
Vamb	1,8	2,1	0,6	1,4	1,2	1,3	2,4	1,3	2,4	1,3	1,1	2,3	0,7	1,4	0,9	1,1
Boc	4,9	2,9	5,3	4,7	5,1	5,9	3,0	5,4	3,1	5,6	5,1	3,3	4,1	3,0	4,6	5,1
Alar	3,7	2,9	2,5	2,5	3,1	3,4	3,4	3,7	3,2	3,5	3,0	3,0	2,4	2,7	2,7	3,1
Amb	2,8	2,7	1,6	2,4	2,2	2,6	3,3	2,3	2,9	2,5	3,1	2,7	1,8	2,5	2,4	2,4
Adom	1,7	2,3	1,1	2,1	1,4	1,5	2,9	1,0	2,1	1,3	0,6	1,4	1,3	2,3	0,9	1,2

Nota: Vpeq: vehículos pequeños; Cam: camión; Tpub: transporte público; Mot: motocicletas; Acom: actividades comerciales; Aind: actividades industriales; Aart: actividades artísticas; Acon: actividades de construcción; Mus: música de establecimientos cercanos; Vamb: vendedores ambulantes; Boc: bocinas; Alar: alarmas de seguridad vehicular; Amb: sirenas de ambulancias; Adom: animales domésticos.

De forma general la molestia provocada por las fuentes de ruido, se valora de regular a nada, con lo que se descarta que llegue a bastante y muchísima molestia.

b. Intensidad del ruido

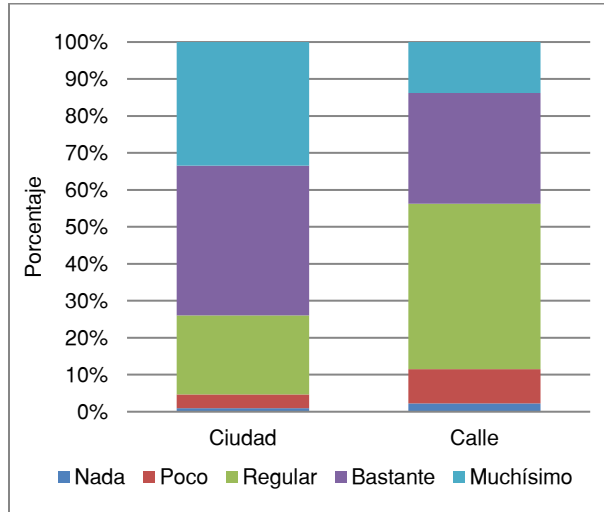


Figura 5.22. Valoración de intensidad del ruido de encuestados en Zona Norte.

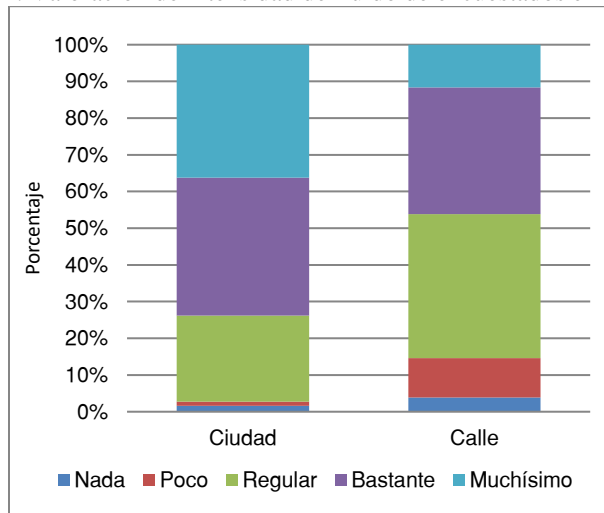


Figura 5.23. Valoración de intensidad del ruido de encuestados en Zona Centro.

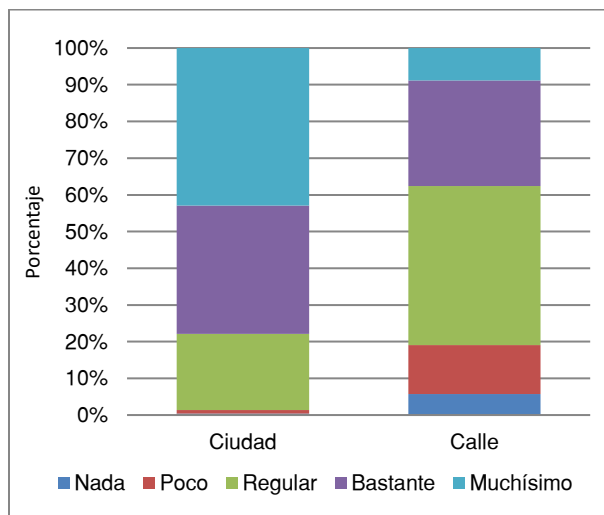


Figura 5.24. Valoración de intensidad del ruido de encuestados en Zona Sur.

La valoración que hacen los encuestados de la intensidad del ruido en la ciudad y en las calles de las tres zonas, tiene un comportamiento muy similar. La intensidad del ruido en la ciudad (figuras 5.22, 5.23 y 5.24) es catalogada como bastante, 38,2% y muchísimo, 36,6%. La intensidad del ruido en la calle se cree es regular, 42,4%, seguido en importancia de bastante, 31,4%.

Tabla 5.5. Valores de media aritmética y desviación estándar de intensidad y molestia de ruido según franjas horarias y zonas.

Tipo de afectación	Norte					Centro					Sur					Tot
	Matutino		Vespert.		Prom.	Matutino		Vespert.		Prom.	Matutino		Vespert.		Prom.	
	X	Ds	X	Ds		X	Ds	X	Ds		X	Ds	X	Ds		
La ciudad	7,4	1,8	7,4	2,2	7,4	7,8	1,9	7,4	2,2	7,6	8,7	1,6	7,3	1,9	8,0	7,7
La calle	6,1	2,1	6,1	2,2	6,1	5,9	2,5	6,1	2,2	6,0	6,3	9,7	5,8	2,1	6,0	6,0
Molestia	5,3	2,3	5,5	2,6	5,4	4,8	2,8	5,3	2,6	5,0	5,8	9,9	5,7	2,2	5,7	5,4

La intensidad del ruido de la ciudad percibida por las personas alcanza un valor alto, de 7,7, que corresponde a bastante, y la intensidad del ruido en las calles de estaciones de medición es de 6,0, rozando el límite superior de regular para pasar al siguiente intervalo de bastante.

c. Molestia que causa el ruido

Según la Figura 5.25, se observa que la opinión del encuestado promedio de las tres zonas respecto a la molestia causada por el ruido en ese momento es regular, 44,6% y bastante, 24,5%. La percepción en los rangos de nada, poco y regular difiere en las tres zonas, no así los rangos bastante y muchísimo, que se mantienen más constantes. Sin embargo, es la zona norte la que registra los porcentajes más bajos en nada y poco, y los porcentajes más altos en regular y muchísimo; mientras que es la zona sur, con el más alto porcentaje de bastante.

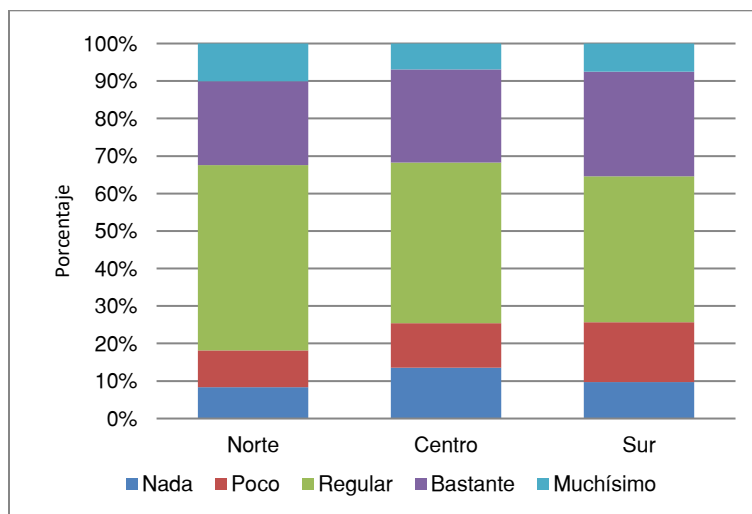


Figura 5.25. Molestia que causa el ruido en ese momento en los encuestados de las tres zonas.

En la tabla 5.5, se puede apreciar que la molestia del ruido en las zonas norte, centro y sur es 5,4, 5,0 y 5,7, respectivamente; la diferencia es leve, alcanzando un valor promedio de 5,4, clasificado en la categoría de regular.

Las valoraciones obtenidas de la percepción del ruido en la ciudad y en la calle (Figura 5.25), dan como resultado que la población tiende a percibir la ciudad como más ruidosa que la calle en donde se estaba realizando el estudio, lo que incide en la puntuación alcanzada en la molestia que provoca el ruido en ese momento, que alcanza el valor más bajo entre las tres.

5.1.6. Estrategias para afrontar el ruido

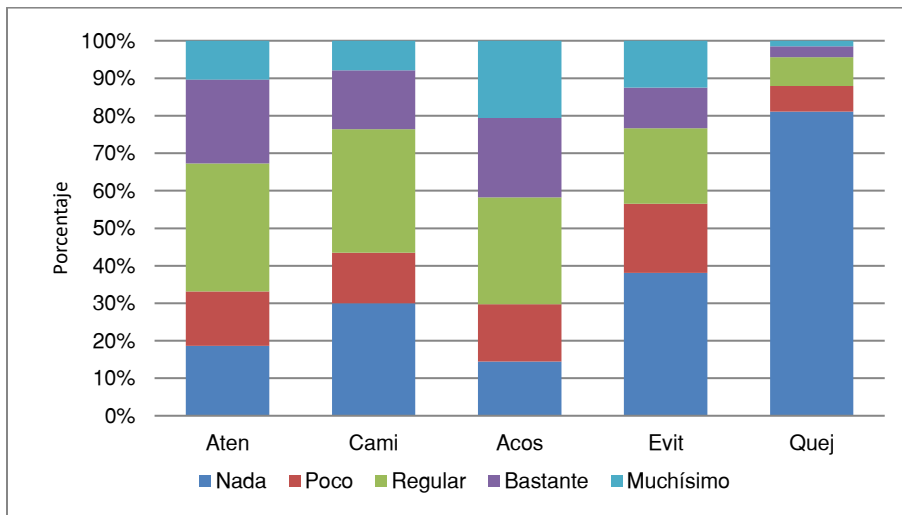


Figura 5.26. Estrategias para afrontar el ruido en estaciones Zona Norte.

Aten: no pone atención; Cami: camina más a prisa; Acos: se acostumbra; Evit: evita los lugares ruidosos; Quej: realiza una queja ante las autoridades.

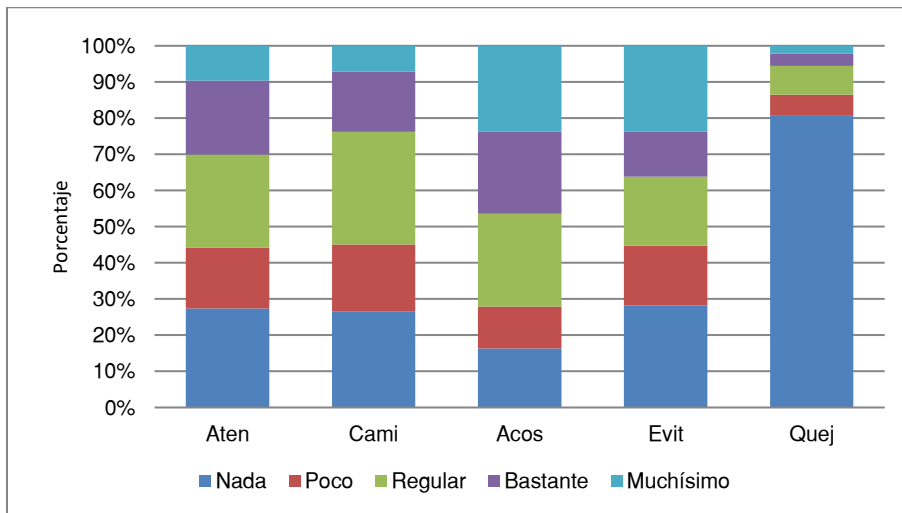


Figura 5.27. Estrategias para afrontar el ruido en estaciones Zona Centro.

Aten: no pone atención; Cami: camina más a prisa; Acos: se acostumbra; Evit: evita los lugares ruidosos; Quej: realiza una queja ante las autoridades.

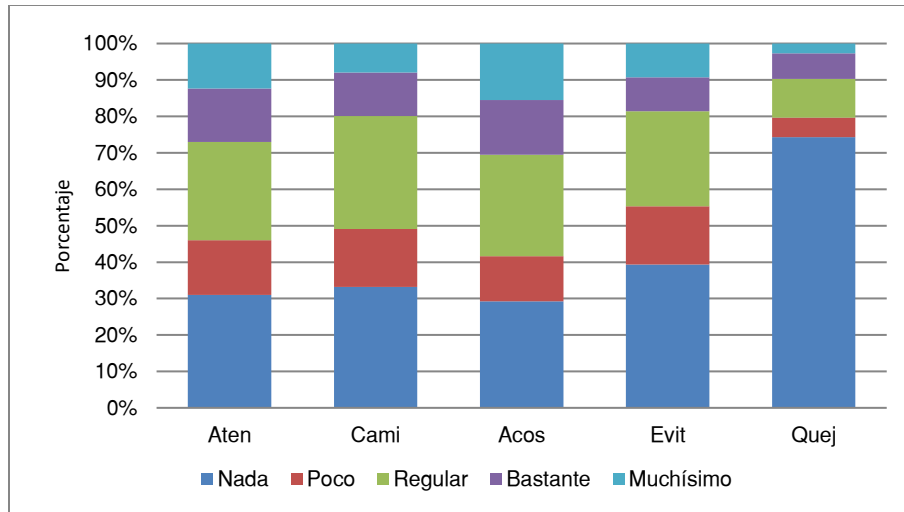


Figura 5.28. Estrategias para afrontar el ruido en estaciones Zona Sur.

Aten: no pone atención; Cami: camina más a prisa; Acos: se acostumbra; Evit: evita los lugares ruidosos; Quej: realiza una queja ante las autoridades.

En las figuras 5.26, 5.27 y 5.28, las estrategias que utilizan para afrontar el ruido en las tres zonas de la ciudad son similares. Califican como regular, 29,4%, (utilizan como estrategia no poner atención al ruido), seguido en importancia de nada, 24,6%. También se califica como regular, 31,9% y nada, 29,4%, caminar más a prisa. Acostumbrarse se califica como regular, 27,3%, seguido en importancia con igual porcentaje, 20,6% muchísimo y bastante, 20,3%. Evitar los lugares ruidosos no se utiliza, 34,8%, mientras que un menor porcentaje utiliza esta estrategia de forma regular, 21,1%. Quejarse ante las autoridades no se utiliza, 79,4%.

Tabla 5.6. Valores de media aritmética y desviación estándar de estrategias para afrontar el ruido, según franjas horarias y zonas.

Tipo de afectación	Norte					Centro					Sur					Tot
	Matutino		Vespertino		Prom.	Matutino		Vespertino		Prom.	Matutino		Vespertino		Prom.	
	X	Ds	X	Ds		X	Ds	X	Ds		X	Ds	X	Ds		
Aten	5,1	2,9	4,6	3,1	4,8	3,8	3,4	4,7	3,0	4,2	3,7	10,1	5,0	3,1	4,4	4,5
Cami	4,0	2,9	4,1	3,3	4,0	3,5	3,2	4,4	2,7	4,0	4,3	10,2	4,0	2,9	4,1	4,0
Acos	4,9	3,0	6,0	3,2	5,4	5,8	3,5	5,5	3,0	5,6	5,0	10,3	4,7	3,1	4,9	5,3
Evit	3,9	3,3	3,4	3,4	3,6	5,0	4,0	4,3	3,4	4,6	4,1	10,2	3,5	2,9	3,8	4,0
Quej	1,3	2,2	0,8	2,0	1,0	1,3	2,5	0,8	2,0	1,0	2,7	10,1	1,3	2,4	2,0	1,4

Nota: Aten= no pone atención; Cami= camina más a prisa; Acos= se acostumbra; Evit= evita los lugares ruidosos; Quej= realiza una queja ante las autoridades.

Ampliando los resultados de las figuras 5.26, 5.27 y 5.28, en la tabla 5.6, una estrategia que más se ha utilizado, de forma inconsciente, para afrontar el ruido, es acostumbrarse, 5,3, seguido de no poner atención, 4,5, mientras que la estrategia menos utilizada es realizar una queja ante autoridades, 1,4.

5.2. Análisis e interpretación de resultados variables subjetivas

Después de exponer los resultados de la información obtenida en las encuestas, se procedió a utilizar el software SPSS (Statistical Package for the Social Sciences), al igual que se hizo con las

variables objetivas, para obtener una aproximación de la existencia o no de asociación entre variables. Se desarrollará un análisis estadístico que comprende: pruebas de normalidad, pruebas de homogeneidad de varianzas, contraste de medias para estudiar la significación de las diferencias de medias, tablas cruzadas para determinar chi cuadrado y correlación bivariada (en variables que sea posible), para comprobar la incidencia o no de las variables subjetivas en el nivel de molestia percibido por el ciudadano. También se analizarán las relaciones entre el nivel de molestia percibido y los niveles de ruido medidos, mediante el empleo de regresiones lineales.

El análisis contemplará las variables agrupadas, según la tabla 5.7.

Tabla 5.7. Clasificación de variables independientes cualitativas-subjetivas para análisis inferencial.

Tipo de variable	Variable independiente
Características demográficas	Sexo
	Edad
	Nivel de estudios
	Estado civil
Actividades y ocupación del territorio	Viven
	Trabajan
	Estudian
	Compras o trámites personales
	Es peatón de paso
Contexto urbano	Limpieza de la calle
	La calidad del aire
	El ruido
	Conservación de las aceras y calle
	La organización del sector
	la belleza del sector
Efectos provocados por el ruido	Agradable
	Estado de salud
	Efectos auditivos
	Dolores de cabeza
	Estrés
	Efectos sobre el sueño
	Efectos sobre la conducta
	Efectos sobre el rendimiento
	Efectos en la memoria
	Cambios constantes de humor
	Interrupción en sus actividades laborales
	Distracción o perturbación en la conversación
	Distracción o perturbación en la atención
	Irritabilidad
	Sobresalto
Molestia en los oídos	
Fuentes de ruido y percepción	Vehículos pequeños
	Camiones
	El transporte público
	Motocicletas
	Actividades comerciales
	Actividades industriales
	Actividades artísticas

	Actividades de construcción
	Música de establecimientos cercanos
	Vendedores ambulantes
	Bocinas
	Alarmas de seguridad vehicular
	Sirenas de ambulancias
	Animales domésticos
	La ciudad
	En esta calle en este momento
	Molestia que causa el ruido en este momento
Estrategias para afrontar el ruido	No pone atención
	Camina más a prisa
	Se acostumbra
	Evita los lugares ruidosos
	Realiza una queja ante las autoridades

5.2.1. Características demográficas

a. Sexo

La prueba de normalidad, de la molestia que causa el ruido con respecto al sexo masculino y femenino, Tabla 5.8, muestra que la distribución no es normal. La naturaleza de los datos, cuando se trabaja con escala de Likert, difícilmente cumple con las condiciones de normalidad y homocedasticidad; por lo tanto, se omitirá de inicio hacer este tipo de pruebas con la variable molestia que causa el ruido, según las características demográficas.

Tabla 5.8. Pruebas de normalidad de molestia que causa el ruido según el sexo.

	Sexo	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
		Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Molestia que causa el ruido	Masculino	0,153	540	0,000	0,950	540	0,000
	Femenino	0,132	454	0,000	0,959	454	0,000

a. Corrección de significación de Lilliefors

Tabla 5.9. Estadísticos de grupo: Molestia que causa el ruido según el Sexo.

	Género	N	Media	Desviación típ.	Error típ. de la media
Molestia que causa el ruido	Masculino	540	5,128	2,610	0,112
	Femenino	454	5,412	2,466	0,116

Para determinar diferencias significativas, se realizó un contraste de medias. Como se expone en la Tabla 5.9, la media de las respuestas de masculino y femenino son 5,13 y 5,41, respectivamente. Las dos valoraciones se encuentran en el rango medio (Escala de Likert=regular), con un valor ligeramente más elevado en el caso de mujeres. En la prueba de medias (Tabla 5.10), el valor de t de student es -1,753, con un nivel de significancia bilateral de $p=0,080$ en la media de respuesta de los dos sexos. Dichos resultados muestran que no hay diferencias significativas en la molestia que causa el ruido en hombres y mujeres; sin embargo,

por los valores obtenidos, está muy cerca de que haya esta relación, al ser tan cercano el valor de t a 2 y el nivel de significancia p cercano a 0,05.

Tabla 5.10. Prueba de muestras independientes: Molestia que causa el ruido con el Sexo.

		Prueba de Levene para la igualdad de varianzas		Prueba T para la igualdad de medias						
		F	Sig.	t	gl	Sig. (bilateral)	Diferencia de medias	Error típ. de la diferencia	95% Intervalo de confianza para la diferencia	
									Inferior	Superior
Molestia que causa el ruido	Se han asumido varianzas iguales	1,274	0,259	-1,753	992	0,080	-0,284	0,162	-0,602	0,034
	No se han asumido varianzas iguales			-1,762	978,626	0,078	-0,284	0,161	-0,601	0,032

En la tabla de contingencia 5.11, se pueden observar los más altos porcentajes de respuesta en el rango de regular en ambos sexos. Si bien, del total de encuestados, las mujeres constituyeron el 45,6%, mientras que los hombres el 54,4%, en las respuestas dadas por los dos grupos de forma individual, son las mujeres las que presentan un mayor porcentaje en la valoración de muchísimo en la molestia del ruido, 9,5%, mientras que, son los hombres con mayor porcentaje en la valoración de bastante, 26,4%; evidenciando, que son las mujeres las que se sienten más molestadas por el ruido que los hombres.

Tabla 5.11. Tabla de contingencia: Molestia que causa el ruido en este momento con el Sexo.

Sexo		Molestia que causa el ruido en este momento					Total
		Nada	Poco	Regular	Bastante	Muchísimo	
Masculino	Recuento	61	61	236	143	40	541
	% dentro de Sexo	11,3%	11,3%	43,6%	26,4%	7,4%	100,0%
	% del total	6,1%	6,1%	23,7%	14,4%	4,0%	54,4%
Femenino	Recuento	43	58	208	101	43	453
	% dentro de Sexo	9,5%	12,8%	45,9%	22,3%	9,5%	100,0%
	% del total	4,3%	5,8%	20,9%	10,2%	4,3%	45,6%
Total	Recuento	104	119	444	244	83	994
	% dentro de Sexo	10,5%	12,0%	44,7%	24,5%	8,4%	100,0%
	% del total	10,5%	12,0%	44,7%	24,5%	8,4%	100,0%

Se han analizado de forma independiente solo las respuestas, tanto de hombres y mujeres, que se encuentran en los rangos de bastante y muchísima molestia, con el fin de determinar diferencias significativas en las valoraciones más altas de molestia. Mediante el análisis de pruebas independientes de medias, en el rango de bastante se obtiene $t=-0,213$, con un nivel de significancia bilateral de $p=0,832$, y en el rango de muchísimo se obtiene $t=-0,492$, con un nivel de significancia bilateral de $p=0,624$, descartándose que haya diferencia significativa en las valoraciones más altas de ambos sexos.

Para determinar si hay asociación entre la molestia que causa el ruido y el sexo, el análisis estadístico del test de chi-cuadrado da como resultado un valor con un nivel de significancia mayor a 0,05 ($p=0,338$), Tabla 5.12. Los resultados, muestran que no hay asociación entre la molestia del ruido y el sexo.

Tabla 5.12. Pruebas de chi-cuadrado: Molestia que causa el ruido en este momento con el Sexo

	Valor	gl	Sig. asintótica (bilateral)
Chi-cuadrado de Pearson	4,540 ^a	4	0,338
Razón de verosimilitudes	4,547	4	0,337
Asociación lineal por lineal	,098	1	0,755
N de casos válidos	994		

a. 0 casillas (0,0%) tienen una frecuencia esperada inferior a 5. La frecuencia mínima esperada es 37,83.

b. Edad

Como se dijo en el ítem anterior, por la naturaleza de los datos (molestia que causa el ruido en escala de Likert), se omite en el análisis de estas variables la prueba de normalidad y la de homocedasticidad. Para el análisis de diferencias significativas se realiza un contraste de medias entre los diferentes rangos de edad (Tabla 5.13); todos los rangos se ubican en la valoración de regular, alcanzando el más alto valor de molestia las personas de más de 61 años.

Tabla 5.13. Descriptivos: Molestia que causa el ruido con la Edad.

	Molestia que causa el ruido							
	N	Media	Desviación típica	Error típico	Intervalo de confianza para la media al 95%		Mínimo	Máximo
					Límite inferior	Límite superior		
06 - 12 años	30	4,33	2,496	,456	3,40	5,27	0	8
13 - 32 años	589	5,11	2,506	,103	4,91	5,31	0	10
33 - 60 años	315	5,39	2,585	,146	5,10	5,68	0	10
61 - más años	53	6,60	2,476	,340	5,92	7,29	0	10
Total	987	5,26	2,554	,081	5,10	5,42	0	10

El nivel de significancia del estadístico de Kruskal-Wallis para determinar diferencias significativas (Tabla 5.14), indica que existen diferencias significativas.

Tabla 5.14. Estadísticos de prueba a, b (Kruskal-Wallis) de Molestia que causa el ruido con la Edad.

Molestia que causa el ruido	
Chi-cuadrado	20,703
gl	3
Sig. asintótica	0,000

a. Prueba de Kruskal Wallis

b. Variable de agrupación: Edad

Tabla 5.15. Comparaciones múltiples post hoc de diferencia de medias entre molestia que causa el ruido vs. la Edad (Scheffe).

(I) Edad	Sig.			
	(J) Edad			
	06 - 12 años	13 - 32 años	33 - 60 años	61 - más años
06 - 12 años		,440	,189	,002
13 - 32 años	,440		,478	,001
33 - 60 años	,189	,478		,016
61 - más años	,002	,001	,016	

*. La diferencia de medias es significativa al nivel 0.05.

En la Tabla 5.15 se puede observar que las diferencias significativas se dan entre el rango de más de 60 años y todos los otros rangos de edades, a pesar de que todos los valores de la media de molestia se encuentran dentro del rango de regular.

En la Tabla 5.16 es más evidente la concentración de los mayores porcentajes de respuesta de la molestia en el rango de regular. Siendo el mayor porcentaje de encuestados el grupo de 13-32 años de edad 60%, que presenta los más altos porcentajes en todas las valoraciones, se hace necesario un comparativo de las respuestas por cada grupo de edad. Atendiendo las valoraciones más altas de molestia: bastante y muchísimo, es el grupo de 06-12 años quienes presentan los más bajos porcentajes de bastante y muchísima molestia, mientras que los grupos de 13-32 y más de 61 años tienen los más altos porcentajes de bastante y muchísima molestia, respectivamente. En todo caso, en el grupo de más de 60 años, si bien tiene el más alto porcentaje de muchísima molestia entre grupos, en su rango, después de regular, bastante alcanza un mayor número.

Tabla 5.16. Tabla de contingencia: Molestia que causa el ruido en este momento según la Edad

			Molestia que causa el ruido en este momento					Total
			Nada	Poco	Regular	Bastante	Muchísimo	
Edad	06 - 12 años	Recuento	4	7	12	5	2	30
		% dentro de Edad	13,33%	23,33%	40,00%	16,67%	6,70%	100,00%
		% del total	0,41%	0,71%	1,22%	0,51%	0,20%	3,00%
	13 - 32 años	Recuento	62	68	264	149	46	589
		% dentro de Edad	10,53%	11,54%	44,82%	25,30%	7,80%	100,00%
		% del total	6,28%	6,89%	26,75%	15,10%	4,70%	59,70%
	33 - 60 años	Recuento	37	34	141	77	26	315
		% dentro de Edad	11,75%	10,79%	44,76%	24,44%	8,30%	100,00%
		% del total	3,75%	3,44%	14,29%	7,80%	2,60%	31,90%
	61 - más años	Recuento	1	9	22	12	9	53
		% dentro de Edad	1,89%	16,98%	41,51%	22,64%	17,00%	100,00%
		% del total	0,10%	0,91%	2,23%	1,22%	0,90%	5,40%
Total		Recuento	104	118	439	243	83	987
		% dentro de Edad	10,54%	11,96%	44,48%	24,62%	8,40%	100,00%
		% del total	10,54%	11,96%	44,48%	24,62%	8,40%	100,00%

Con estos resultados (Tabla 5.13), aparentemente la molestia aumenta con la edad de las personas; la media de molestia que causa el ruido va siendo más elevada conforme aumenta la edad. La población en edades de 06-12 es la que presenta menos molestia por el ruido, mientras que en edades de 13-32 sienten bastante molestia y más de 60 muchísima molestia, que se corresponde con los valores medios de molestia 4,33; 5,39 y 6,60, respectivamente. Estos resultados difieren de los resultados de la investigación de Van Gerven et al. (2009), donde los efectos de la edad sobre la molestia muestran un patrón en forma de U invertida: el mayor número de individuos altamente molestados son del segmento de mediana edad, con un máximo alrededor de 45 años, mientras que el número más bajo se encontró en los segmentos de edades más jóvenes y más viejas (Van Gerven et al., 2009).

Para determinar si hay asociación entre la molestia que causa el ruido y la edad, se calculó el estadístico de chi-cuadrado. El valor del estadístico alcanza un nivel de significancia mayor a 0,05 ($p=0,217$), tabla 5.17, que permite concluir que no hay asociación entre la molestia del ruido y la edad.

Tabla 5.17. Pruebas de chi-cuadrado: Molestia que causa el ruido en este momento según la Edad.

	Valor	gl	Sig. asintótica (bilateral)
Chi-cuadrado de Pearson	15,460 ^a	12	0,217
Razón de verosimilitud	15,617	12	0,209
Asociación lineal por lineal	2,296	1	0,130
N de casos válidos	987		

a. 4 casillas (20,0%) tienen una frecuencia esperada inferior a 5. La frecuencia mínima esperada es 2,52.

c. Nivel de estudios

El valor de las medias de la molestia del ruido respecto al nivel de estudios (Tabla 5.18), oscila muy de cerca entre 4,95 y 5,78, ubicándose en la valoración de regular. El estadístico Kruskal-Wallis (Tabla 5.19), por su nivel de significancia, indica que no existen diferencias significativas entre las medias de valoración.

Tabla 5.18. Descriptivos: Molestia que causa el ruido según el Nivel de estudios.

	Molestia que causa el ruido							
	N	Media	Desviación típica	Error típico	Intervalo de confianza para la media al 95%		Mínimo	Máximo
					Límite inferior	Límite superior		
Sin estudios	15	5,33	2,193	0,566	4,12	6,55	3	9
Educación básica	74	5,11	2,646	0,308	4,50	5,72	0	10
Educación media	357	4,95	2,687	0,142	4,67	5,23	0	10
Educación superior	528	5,45	2,431	0,106	5,24	5,66	0	10
Posgrado	9	5,78	3,383	1,128	3,18	8,38	0	10
Total	983	5,25	2,555	0,082	5,09	5,41	0	10

Tabla 5.19. Estadísticos de prueba a,b (Kruskal-Wallis): Molestia que causa el ruido según el nivel de estudios.

Molestia que causa el ruido	
Chi-cuadrado	8,769
gl	4
Sig. asintótica	0,067

a. Prueba de Kruskal Wallis

b. Variable de agrupación: Nivel de Estudios

Los porcentajes de respuesta de molestia en los diferentes niveles de estudio, respecto al total (Tabla 5.20), alcanzan los más altos valores en regular; sin embargo, considerando las valoraciones de bastante y muchísima molestia, los encuestados sin ningún estudio y educación superior alcanzan los más bajos porcentajes, respectivamente; mientras que los encuestados con educación básica y superior, tienen el mayor porcentaje en bastante molestia, y posgrado, en muchísima molestia.

Bajo estos resultados, se puede decir que es la población con un nivel de estudios de educación media los que presentan menos molestia por el ruido (4,95); mientras que son los de educación básica y superior quienes sienten bastante molestia y los de posgrado muchísima molestia, que se corresponde con los valores medios de molestia 5,11; 5,45 y 5,78 respectivamente.

Tabla 5.20. Tabla de contingencia: Molestia que causa el ruido en este momento según el Nivel de Estudios.

		Molestia que causa el ruido					Total	
		Nada	Poco	Regular	Bastante	Muchísimo		
Nivel de Estudios	Educación básica	Recuento	6	10	31	20	7	74
		% dentro de NiveldeEstudios	8,11%	13,51%	41,89%	27,03%	9,50%	100,00%
		% del total	0,61%	1,02%	3,15%	2,03%	0,70%	7,50%
	Educación media	Recuento	49	40	163	76	29	357
		% dentro de NiveldeEstudios	0,14	0,11	0,46	0,21	0,08	1,00
		% del total	0,05	0,04	0,17	0,08	0,03	0,36
	Educación superior	Recuento	47	66	232	141	42	528
		% dentro de NiveldeEstudios	8,90%	12,50%	43,94%	26,70%	8,00%	100,00%
		% del total	4,78%	6,71%	23,60%	14,34%	4,30%	53,70%
	Posgrado	Recuento	2	0	4	1	2	9
		% dentro de NiveldeEstudios	22,22%	0,00%	44,44%	11,11%	22,20%	100,00%
		% del total	0,20%	0,00%	0,41%	0,10%	0,20%	0,90%
	Sin estudios	Recuento	0	3	9	1	2	15
		% dentro de NiveldeEstudios	0,00%	20,00%	60,00%	6,67%	13,30%	100,00%
		% del total	0,00%	0,31%	0,92%	0,10%	0,20%	1,50%
Total	Recuento	104	119	439	239	82	983	
	% dentro de NiveldeEstudios	10,58%	12,11%	44,66%	24,31%	8,30%	100,00%	
	% del total	10,58%	12,11%	44,66%	24,31%	8,30%	100,00%	

Para determinar si hay asociación entre la molestia que causa el ruido y el nivel de estudios (Tabla 5.21), se calculó el estadístico de chi-cuadrado. El valor del estadístico alcanza un nivel de significancia mayor a 0,05 ($p=0,249$), tabla 4.21, que permite concluir que no hay asociación entre la molestia del ruido y el nivel de estudios.

Tabla 5.21. Pruebas de chi-cuadrado: Molestia que causa el ruido en este momento según el Nivel de Estudios.

	Valor	gl	Sig. asintótica (bilateral)
Chi-cuadrado de Pearson	19,389 ^a	16	0,249
Razón de verosimilitudes	21,645	16	0,155
Asociación lineal por lineal	0,791	1	0,374
N de casos válidos	983		

a. 9 casillas (36,0%) tienen una frecuencia esperada inferior a 5. La frecuencia mínima esperada es ,75.

d. Estado civil

La media aritmética de valoración de la molestia que causa el ruido según el estado civil (Tabla 5.22), da como resultado un valor que se encuentra en el rango de regular, con valores desde 5,04 hasta 6,85, teniendo la valoración más baja los solteros y la valoración más alta los viudos. El estadístico Kruskal-Wallis (Tabla 5.23), alcanza un nivel de significancia $p=0,003$, que indica la existencia de diferencias significativas entre las medias de valoración.

Tabla 5.22. Descriptivos: Molestia que causa el ruido según el Estado civil.

Molestia que causa el ruido en este momento								
	N	Media	Desviación típica	Error típico	Intervalo de confianza para la media al 95%		Mínimo	Máximo
					Límite inferior	Límite superior		
Soltero	491	5,04	2,544	0,115	4,81	5,26	0	10
Casado	432	5,38	2,585	0,124	5,13	5,62	0	10
Viudo	33	6,85	2,093	0,364	6,11	7,59	3	10
Divorciado	18	5,67	2,000	0,471	4,67	6,66	0	8
Otro	11	5,09	1,973	0,595	3,77	6,42	0	8
Total	985	5,26	2,553	0,081	5,10	5,42	0	10

Tabla 5.23. Estadísticos de prueba a,b (Kruskal-Wallis): Molestia que causa el ruido según el estado civil.

Molestia que causa el ruido	
Chi-cuadrado	16,229
gl	4
Sig. asintótica	0,003

a. Prueba de Kruskal Wallis

b. Variable de agrupación: Estado civil

En el contraste de medias, las diferencias significativas (Tabla 5.24) se dan entre el estado civil de viudo, en relación a los solteros y casados.

Tabla 5.24. Comparaciones múltiples post hoc de diferencia de medias entre molestia que causa el ruido y la edad (Scheffe).

(I) EstadoCivil	Sig.				
	(J) EstadoCivil				
	Soltero	Casado	Viudo	Divorciado	Otro
Soltero		0,400	0,004	0,900	1,000
Casado	0,400		0,035	0,994	0,998
Viudo	0,004	0,035		0,639	0,411
Divorciado	0,900	0,994	0,639		0,986
Otro	1,000	0,998	0,411	0,986	

*. La diferencia de medias es significativa al nivel 0.05.

Considerando las estadísticas de cada grupo y las respuestas dadas (Tabla 5.25), a los divorciados les molesta bastante el ruido, mientras que viudos y otro reflejan los porcentajes más bajos en esta valoración; los viudos alcanzan el mayor porcentaje de valoración de muchísima molestia, frente al estado divorciado que alcanza el porcentaje más bajo. Los solteros y casados son los que muestran menos molestia con el ruido.

El nivel de significancia del chi cuadrado (Tabla 5.26) descarta la asociación entre molestia del ruido y estado civil.

Tabla 5.25. Tabla de contingencia: Molestia que causa el ruido en este momento según el Estado Civil.

			Molestia que causa el ruido					Total
			Nada	Poco	Regular	Bastante	Muchísimo	
Estado Civil	Soltero	Recuento	54	60	217	122	38	491
		% dentro de EstadoCivil	11,0%	12,2%	44,2%	24,8%	7,70%	100,00%
		% del total	5,5%	6,1%	22,0%	12,4%	3,90%	49,80%
	Casado	Recuento	47	51	194	102	38	432
		% dentro de EstadoCivil	10,9%	11,8%	44,9%	23,6%	8,80%	100,00%
		% del total	4,8%	5,2%	19,7%	10,4%	3,90%	43,90%
	Viudo	Recuento	0	5	17	6	5	33
		% dentro de EstadoCivil	0,0%	15,2%	51,5%	18,2%	15,20%	100,00%
		% del total	0,0%	,5%	1,7%	,6%	0,50%	3,40%
	Divorciado	Recuento	1	2	6	8	1	18
		% dentro de EstadoCivil	5,6%	11,1%	33,3%	44,4%	5,60%	100,00%
		% del total	,1%	,2%	,6%	,8%	0,10%	1,80%
	Otro	Recuento	1	0	7	2	1	11
		% dentro de EstadoCivil	9,1%	0,0%	63,6%	18,2%	9,10%	100,00%
		% del total	,1%	0,0%	,7%	,2%	0,10%	1,10%
Total		Recuento	103	118	441	240	83	985
		% dentro de EstadoCivil	10,5%	12,0%	44,8%	24,4%	8,40%	100,00%
		% del total	10,5%	12,0%	44,8%	24,4%	8,40%	100,00%

Tabla 5.26. Pruebas de chi-cuadrado Estado Civil con Molestia que causa el ruido en este momento.

	Valor	gl	Sig. asintótica (bilateral)
Chi-cuadrado de Pearson	13,625 ^a	16	0,627
Razón de verosimilitudes	17,556	16	0,351
Asociación lineal por lineal	1,635	1	0,201
N de casos válidos	985		

a. 12 casillas (48,0%) tienen una frecuencia esperada inferior a 5. La frecuencia mínima esperada es 0,93.

Múltiples estudios se han desarrollado en torno a la molestia del ruido a partir de los efectos de los factores demográficos como: sexo, edad, ocupación, nivel educativo, propiedad de la vivienda, dependencia de la fuente de ruido y uso de la fuente de ruido. Los resultados de este análisis han sido diversos e indican que los efectos de los factores demográficos, en general, son poco importantes o no afectan en gran medida cuando se valora la molestia. El sexo no se relaciona con la molestia por ruido o resulta insignificante (Fields, 1993; German González, 2009; Miedema & Vos, 1999; Yu & Kang, 2008). La edad sí muestra un efecto con respecto a la molestia (German González, 2009; Miedema & Vos, 1999), son las personas relativamente jóvenes o relativamente

mayores quienes expresan menos molestia; en otros estudios, dichos efectos son insignificantes, con coeficientes de correlación bajos (Fields, 1993; Yu & Kang, 2008). La ocupación y el nivel educativo, según Yu y Kang (2008), son dos factores que influyen en la evaluación del nivel de sonido; Miedema y Vos (1999) por su parte, encuentran que la influencia de estos factores sobre la molestia son muy pequeños (diferencia de DNL equivalente es 1–2 dB y la dependencia 3 dB); mientras que, en otros estudios esta influencia no es significativa (Fields, 1993; German González, 2009). Los efectos de la propiedad de la vivienda, la dependencia de la fuente y el uso de la fuente de ruido sobre la molestia fueron muy pequeños en estudios de Miedema y Vos (1999).

5.2.2. Actividades y ocupación del territorio

Las medias de respuestas de todos los encuestados, según las actividades que estuvieron realizando, se muestran en la tabla 5.27, donde los valores de cada grupo se mantienen en el rango de regular, siendo la población que estudia la de más baja valoración, mientras que, los peatones de paso tienen la valoración más alta. El estadístico de Kruskal-Wallis, para determinar diferencias significativas (Tabla 5.28), alcanza un nivel de significancia representativo, por lo que se puede decir que existen diferencias significativas.

Tabla 5.27. Descriptivos: Molestia que causa el ruido con Actividades y ocupación del territorio.

	Molestia que causa el ruido							
	N	Media	Desviación típica	Error típico	Intervalo de confianza para la media al 95%		Mínimo	Máximo
					Límite inferior	Límite superior		
Vive	308	4,89	2,718	0,155	4,59	5,20	0	10
Trabaja	201	5,34	2,679	0,189	4,97	5,71	0	10
Estudia	64	4,80	2,761	0,345	4,11	5,49	0	10
Trámite	57	5,47	2,114	0,280	4,91	6,03	0	10
Peatón	364	5,57	2,299	0,121	5,33	5,81	0	10
Total	994	5,26	2,548	0,081	5,10	5,42	0	10

Tabla 5.28. Estadísticos de prueba a,b (Kruskal-Wallis) de Molestia que causa el ruido con actividad y ocupación del territorio.

Molestia que causa el ruido	
Chi-cuadrado	13,483
gl	4
Sig. asintótica	0,009

a. Prueba de Kruskal Wallis

b. Variable de agrupación: Actividad y ocupación del territorio

Las diferencias significativas (Tabla 5.29) se dan entre las personas que viven y las que trabajan o están realizando algún trámite en la zona. Entre las medias de valoración de cada grupo, es la población que vive, la que siente menor molestia, en relación a los otros dos grupos.

Tabla 5.29. Comparaciones múltiples post hoc de diferencia de medias entre molestia que causa el ruido y la actividad y ocupación del territorio (Scheffe).

(I) Actividad y ocupación del territorio	Sig.				
	(J) Actividad y ocupación del territorio				
	Vive	Trabaja	Estudia	Trámite	Peatón
Vive		0,037	0,999	0,026	0,133
Trabaja	0,037		0,272	0,810	0,921
Estudia	0,999	0,272		0,092	0,529
Trámite	0,026	0,810	0,092		0,448
Peatón	0,133	0,921	0,529	0,448	

Comparando la escala de molestia por grupo, según la actividad y ocupación del territorio (Tabla 5.30), son los peatones a quienes les molesta bastante el ruido, frente a la población que estudia, que tiene el menor porcentaje en esta valoración; mientras que, es la población que vive, la que registra el mayor porcentaje de valoración de muchísima molestia de ruido, frente a la población que estudia y los peatones que registran menores porcentajes en la valoración de esta categoría. De forma general, es la población que estudia la que tiene menor molestia por ruido.

Tabla 5.30. Tabla de contingencia: Molestia que causa el ruido según la Actividad y ocupación del territorio.

	Actividad y ocupación del territorio	Vive	Recuento	Molestia que causa el ruido				Total	
				Nada	Poco	Regular	Bastante	Muchísimo	
			42	41	126	62	38	309	
			% dentro de Act. y ocup.	13,59%	13,27%	40,78%	20,06%	12,30%	100,00%
			% del total	4,23%	4,12%	12,68%	6,24%	3,80%	31,10%
		Trabaja	Recuento	22	23	88	46	22	201
			% dentro de Act. y ocup.	10,95%	11,44%	43,78%	22,89%	10,90%	100,00%
			% del total	2,21%	2,31%	8,85%	4,63%	2,20%	20,20%
		Estudia	Recuento	11	12	28	10	3	64
			% dentro de Act. y ocup.	17,19%	18,75%	43,75%	15,63%	4,70%	100,00%
			% del total	1,11%	1,21%	2,82%	1,01%	0,30%	6,40%
		Trámites	Recuento	3	2	33	16	3	57
			% dentro de Act. y ocup.	5,26%	3,51%	57,89%	28,07%	5,30%	100,00%
			% del total	0,30%	0,20%	3,32%	1,61%	0,30%	5,70%
		Peatón	Recuento	26	41	169	110	17	363
			% dentro de Act. y ocup.	7,16%	11,29%	46,56%	30,30%	4,70%	100,00%
			% del total	2,62%	4,12%	17,00%	11,07%	1,70%	36,50%
	Total		Recuento	104	119	444	244	83	994
			% dentro de Act. y ocup.	10,46%	11,97%	44,67%	24,55%	8,40%	100,00%
			% del total	10,46%	11,97%	44,67%	24,55%	8,40%	100,00%

Considerando la respuesta de los encuestados según el estatus residencial, es decir, los que viven y los que no viven en el sector, el cálculo de la media de molestia de ruido da como resultado, 4,89 para los que viven, y 5,42 para los que no viven. Estos resultados, parecen prever la existencia de diferencias significativas entre las repuestas dadas; pues es la población que no reside en el lugar a quienes le molesta más el ruido.

El nivel de significancia del estadístico chi cuadrado (Tabla 5.31), determina que existe asociación entre la molestia que causa el ruido y la actividad y ocupación del territorio de la población.

Tabla 5.31. Pruebas de chi-cuadrado: Molestia que causa el ruido según la Actividad y ocupación.

	Valor	gl	Sig. asintótica (bilateral)
Chi-cuadrado de Pearson	45,989 ^a	16	0,000
Razón de verosimilitudes	47,530	16	0,000
Asociación lineal por lineal	1,497	1	0,221
N de casos válidos	994		

a. 1 casillas (4,0%) tienen una frecuencia esperada inferior a 5. La frecuencia mínima esperada es 4,76.

A partir de la determinación de la dependencia entre las variables analizadas y el tipo de variables, se realiza una regresión logística multinomial. El nivel de significancia de la tabla 5.32 muestra que la variable actividad y ocupación del territorio presenta un aporte en la explicación de la variable dependiente molestia que causa el ruido.

Tabla 5.32. Información del ajuste del modelo: Molestia que causa el ruido según la Actividad y ocupación del territorio.

Modelo	Criterio de ajuste del modelo	Contrastes de la razón de verosimilitud		
		-2 log verosimilitud	Chi-cuadrado	gl
Solo la intersección	137,616			
Final	90,087	47,530	16	0,000

Sin embargo, la bondad de ajuste no registra valores. Los coeficientes del Pseudo R-cuadrado: Cox y Snell, Nagelkerke y McFadden, tienen valores inferiores o iguales a 0,05 (0,047, 0,050, 0,017, respectivamente) que no necesariamente constituye una explicación alta de la variable dependiente.

En la tabla 5.33 se comprueba una vez más el aporte de la variable independiente en la explicación de la variable dependiente.

Tabla 5.33. Contrastes de la razón de verosimilitud: Molestia que causa el ruido según la Actividad y ocupación del territorio.

Efecto	Criterio de ajuste del modelo	Contrastes de la razón de verosimilitud		
		-2 log verosimilitud del modelo reducido	Chi-cuadrado	gl
Intersección	90,087 ^a	0,000	0	
Actividad y ocupación del territorio	137,616	47,530	16	0,000

El estadístico de chi-cuadrado es la diferencia en las -2 log verosimilitudes entre el modelo final y el modelo reducido. El modelo reducido se forma omitiendo un efecto del modelo final. La hipótesis nula es que todos los parámetros de ese efecto son 0.

a. Este modelo reducido es equivalente al modelo final ya que la omisión del efecto no incrementa los grados de libertad.

5.2.3. Contexto urbano

En esta sección se va a analizar el grado de satisfacción de las características del sector, a partir de las características demográficas, gusto por la calle y la molestia producida por el ruido.

- El grado de satisfacción con las características del sector, según el sexo, no muestra diferencias significativas (prueba de muestras independientes). Como se puede observar en la tabla 5.34, los valores de masculino y femenino, en cada característica del sector, no difieren mucho el uno del otro: todos los valores se encuentran en el rango de regular; sin embargo, las mujeres tienden a estar más satisfechas que los hombres con las características urbanas, pues la media es superior en femenino. La conservación de aceras y calles registra la valoración más baja de satisfacción. La media del grado de satisfacción del ruido, tanto de masculino como femenino, son las más altas en relación al resto, siendo más elevado en mujeres que en hombres; los resultados llevan a pensar que más que gusto es disgusto con el ruido. La característica sexo no está asociada al grado de satisfacción de las características del sector.

Tabla 5.34. Estadísticos de grupo: Grado de satisfacción con las características urbanas según el Género.

Género		N	Media	Desviación típica	Error típico de la media
Limpieza de la calle	Masculino	541	5,48	2,16	0,09
	Femenino	454	5,69	2,19	0,10
La calidad del aire	Masculino	541	5,49	2,18	0,09
	Femenino	454	5,73	2,13	0,10
El ruido	Masculino	541	6,13	2,42	0,10
	Femenino	454	6,41	2,56	0,12
Conservación de las aceras y calle	Masculino	540	4,74	2,41	0,10
	Femenino	453	4,97	2,41	0,11
La organización del sector	Masculino	541	4,94	2,48	0,11
	Femenino	454	4,96	2,68	0,13
La belleza del sector	Masculino	541	5,83	2,18	0,09
	Femenino	454	5,87	2,32	0,11

Estudios similares (German González, 2009) han determinado que las respuestas del grado de satisfacción con las características urbanas son mayores en hombres que en mujeres, con diferencias significativas. La menor diferencia entre los valores medios

se da en la satisfacción con el ruido (hombres: 4,0, mujeres: 3,5) y la mayor diferencia en la limpieza de las calles (hombres 5,0, mujeres: 4,0). Contrario a lo obtenido en este estudio, donde las mujeres presentan la valoración más alta en satisfacción con las características urbanas sin diferencias significativas. La menor diferencia entre los valores medios se da en la organización del sector (hombres: 4,94, mujeres: 4,96) y la mayor diferencia en el ruido (hombres: 6,13, mujeres: 6,41). Como se puede ver en los resultados, las valoraciones son más altas, pero las diferencias entre hombres y mujeres son más bajas.

- El grado de satisfacción con las características urbanas, según la edad, no muestra diferencias significativas (estadístico Kruskal-Wallis). En la Tabla 5.35 se puede observar que el rango de edad 06-12 años es el que está menos satisfecho con todas las características urbanas; mientras que es el rango 61-más años el que está más satisfecho con limpieza de la calle, calidad del aire, el ruido y la belleza del sector; el rango 13-32 años con conservación de las aceras y calles y 33-60 con la organización del sector. Aunque entre los tres rangos más altos de edad hay variabilidad en el valor de la media entre ellos, especialmente los dos rangos intermedios, existe una tendencia en la población que mientras más edad tienen están más satisfechos con las características del sector; resultados similares se han obtenido en otras investigaciones (German González, 2009). La característica edad no está asociada al grado de satisfacción de las características del sector.

Tabla 5.35. Estadísticos de grupo: Grado de satisfacción con las características urbanas según la Edad.

	Edad	N	Media	Desviación típica	Error típico de la media
Limpieza de la calle	06 - 12 años	31	5,45	2,14	0,38
	13 - 32 años	590	5,58	2,19	0,09
	33 - 60 años	315	5,51	2,23	0,13
	61 - más años	53	5,89	1,76	0,24
La calidad del aire	06 - 12 años	31	5,00	1,90	0,34
	13 - 32 años	590	5,68	2,14	0,09
	33 - 60 años	315	5,45	2,25	0,13
	61 - más años	53	5,98	1,88	0,26
El ruido	06 - 12 años	31	6,00	2,25	0,40
	13 - 32 años	590	6,21	2,43	0,10
	33 - 60 años	315	6,30	2,64	0,15
	61 - más años	53	6,70	2,38	0,33
Conservación de las aceras y calle	06 - 12 años	31	4,39	2,36	0,42
	13 - 32 años	588	4,97	2,36	0,10
	33 - 60 años	315	4,70	2,50	0,14
	61 - más años	53	4,47	2,50	0,34
La organización del sector	06 - 12 años	31	4,48	2,62	0,47
	13 - 32 años	590	4,91	2,62	0,11
	33 - 60 años	315	5,11	2,44	0,14
	61 - más años	53	4,66	2,83	0,39
La belleza del sector	06 - 12 años	31	5,45	2,16	0,39
	13 - 32 años	590	5,85	2,28	0,09
	33 - 60 años	315	5,88	2,19	0,12
	61 - más años	53	5,98	2,27	0,31

- El grado de satisfacción de los encuestados con las características urbanas, según su nivel de educación, presenta diferencias significativas (estadístico Kruskal-Wallis) con:

calidad del aire (encuestados con educación básica y sin educación) y ruido (encuestados de educación básica y media, y educación básica y superior). En la Tabla 5.36 la característica evaluada más bajo es la organización del sector. Los encuestados sin estudios están más satisfechos con la limpieza de las calles, la calidad del aire, el ruido y la belleza del sector. Los encuestados con estudios de posgrado presentan una mayor satisfacción con la conservación de las aceras y calle y los encuestados con educación secundaria la muestran con la organización del sector. Finalmente, la población con educación básica está menos satisfecha con la limpieza de la calle, calidad del aire, el ruido, conservación de las aceras y calle; la población sin estudios con la organización del sector y la población con estudios de posgrado con la belleza del sector. De estos resultados se puede decir que es la población sin estudios la que está más satisfecha con las características urbanas, seguido por la población con posgrado, cuya valoración media de satisfacción desciende hasta la población con educación básica (5,81, 5,57, 5,55, 5,55 y 4,98, respectivamente). Las características urbanas, según el estado civil, tienen asociación con calidad del aire. Otros estudios reflejaron que las personas que tienen mayor nivel de estudios dieron calificaciones superiores a su satisfacción que aquellas que tienen menor nivel de estudios (German González, 2009).

Tabla 5.36. Estadísticos de grupo: Grado de satisfacción con las características urbanas según el Nivel de estudios.

	Nivel de Estudios	N	Media	Desviación típica	Error típica de la media
Limpieza de la calle	Educación básica	75	5,17	2,26	0,26
	Educación media	357	5,52	2,26	0,12
	Educación superior	529	5,64	2,12	0,09
	Posgrado	9	5,78	1,92	0,64
	Sin estudios	15	5,93	1,16	0,30
La calidad del aire	Educación básica	75	4,95	2,32	0,27
	Educación media	357	5,73	2,26	0,12
	Educación superior	529	5,56	2,04	0,09
	Posgrado	9	6,67	2,65	0,88
	Sin estudios	15	6,73	1,53	0,40
El ruido	Educación básica	75	5,04	2,60	0,30
	Educación media	357	6,34	2,59	0,14
	Educación superior	529	6,34	2,38	0,10
	Posgrado	9	6,56	2,24	0,75
	Sin estudios	15	6,67	1,99	0,51
Conservación de las aceras y calle	Educación básica	75	4,51	2,38	0,27
	Educación media	357	4,86	2,51	0,13
	Educación superior	528	4,84	2,36	0,10
	Posgrado	9	6,22	2,33	0,78
	Sin estudios	14	5,93	1,86	0,50
La organización del sector	Educación básica	75	4,45	2,52	0,29
	Educación media	357	5,18	2,47	0,13
	Educación superior	529	4,93	2,59	0,11
	Posgrado	9	4,33	3,04	1,01
	Sin estudios	15	3,67	3,29	0,85
La belleza del sector	Educación básica	75	5,79	2,26	0,26
	Educación media	357	5,69	2,29	0,12
	Educación superior	529	5,99	2,18	0,09
	Posgrado	9	3,89	3,22	1,07
	Sin estudios	15	5,93	2,15	0,56

- El grado de satisfacción de los encuestados con las características urbanas, según su estado civil, no presenta diferencias significativas (estadístico Kruskal-Wallis). Como se muestra en la Tabla 5.37, la característica evaluada más bajo es la conservación de las aceras y calle. De la población encuestada, los divorciados están más satisfechos con la limpieza de las calles, el ruido, organización del sector y belleza del sector; los solteros con la calidad del aire; otros estados civiles con conservación de las aceras y calle; mientras que otro estado civil está menos satisfecho con la limpieza de la calle, la calidad del aire, el ruido; viudos con conservación de las aceras y calle, y belleza del sector; y solteros con la organización del sector. Las características urbanas, según el estado civil, tienen asociación con organización del sector.

Tabla 5.37. Estadísticos de grupo: Grado de satisfacción con las características urbanas según el Estado civil.

	Estado Civil	N	Media	Desviación típica	Error típico. de la media
Limpieza de la calle	Soltero	493	5,62	2,19	0,10
	Casado	432	5,41	2,15	0,10
	Viudo	33	6,12	2,26	0,39
	Divorciado	18	6,56	1,82	0,43
	Otro	11	5,36	2,42	0,73
La calidad del aire	Soltero	493	5,66	2,17	0,10
	Casado	432	5,53	2,19	0,11
	Viudo	33	5,64	1,92	0,33
	Divorciado	18	5,50	2,01	0,47
	Otro	11	5,36	1,80	0,54
El ruido	Soltero	493	6,30	2,42	0,11
	Casado	432	6,19	2,54	0,12
	Viudo	33	6,12	2,84	0,49
	Divorciado	18	7,06	2,13	0,50
	Otro	11	5,00	2,90	0,87
Conservación de las aceras y calle	Soltero	491	5,04	2,41	0,11
	Casado	432	4,62	2,40	0,12
	Viudo	33	4,61	2,50	0,44
	Divorciado	18	4,78	2,56	0,60
	Otro	11	5,73	1,62	0,49
La organización del sector	Soltero	493	4,86	2,66	0,12
	Casado	432	5,03	2,41	0,12
	Viudo	33	5,03	3,08	0,54
	Divorciado	18	5,44	3,03	0,72
	Otro	11	5,27	2,37	0,71
La belleza del sector	Soltero	493	5,89	2,26	0,10
	Casado	432	5,78	2,19	0,11
	Viudo	33	6,18	2,67	0,47
	Divorciado	18	5,83	2,15	0,51
	Otro	11	5,73	1,49	0,45

- Las características con las que los residentes del sector se sienten más satisfechos son (Tabla 5.38): la calidad del aire y el ruido, mientras que los no residentes están más satisfechos con: limpieza de la calle, conservación de las aceras y calle, la organización del sector, y la belleza del sector; sin embargo, los residentes califican como más agradable al sector que los encuestados que se encontraban desarrollando otras actividades en la zona. De forma general, es la población que no vive en el sector la que está más satisfecha con las seis características urbanas que los que viven en el sector

(5,55, 5,44, respectivamente); situación similar se dio en los estudios hechos por German González (2009). El grado de satisfacción con las características urbanas de los encuestados según su condición de residente en el sector, muestra diferencias significativas (U de Mann Whitney) en limpieza de la calle ($p=0,004$) y la calidad del aire ($p=0,032$). Las características que tienen asociación con el sexo son: limpieza de la calle, calidad del aire y conservación de las aceras y calle.

- Atendiendo la valoración que hacen los encuestados de cuán agradable les resulta la calle o el gusto por la calle, se analiza si existe alguna relación con los grupos de personas; los resultados demuestran que no existe asociación con sexo, edad, el nivel de estudios, el estado civil ni el estado de salud; resultados similares obtiene German González (2009).

Tabla 5.38. Estadísticos de grupo: Grado de satisfacción con las características urbanas según las Condición de residencia en el sector.

	Vive en esta calle	N	Media	Desviación típica	Error típico de la media
Limpieza de la calle	No	686	5,70	2,16	0,08
	Si	309	5,28	2,19	0,12
La calidad del aire	No	686	5,51	2,10	0,08
	Si	309	5,79	2,27	0,13
El ruido	No	686	6,24	2,46	0,09
	Si	309	6,28	2,55	0,15
Conservación de las aceras y calle	No	685	4,94	2,33	0,09
	Si	308	4,61	2,57	0,15
La organización del sector	No	686	4,99	2,56	0,10
	Si	309	4,85	2,59	0,15
La belleza del sector	No	686	5,87	2,20	0,08
	Si	309	5,82	2,33	0,13
Agradable	No	686	6,07	2,07	0,08
	Si	309	6,21	2,15	0,12

- La relación de la valoración del gusto por la calle y la molestia frente al grado de satisfacción con las seis características analizadas, se establece por medio del coeficiente de correlación Tau_b de Kendall y el nivel de significancia (Tabla 5.39). Como se puede observar en los resultados del gusto por la calle, todos los coeficientes de correlación son positivos; sin embargo, los valores de las primeras cinco características, que oscilan entre 0,16 y 0,35, no son suficientes para decir que alguna de estas características explica un alto porcentaje la varianza del gusto por la calle; lo que no sucede con la última característica, la belleza del sector, con la cual, sí se relaciona en un alto grado. En el caso de los coeficientes de correlación de las características del entorno con la molestia causada por el ruido, a excepción de la calidad del aire, existe una relación positiva; sin embargo, los valores son muy bajos para que alguna de las características explique un alto porcentaje la varianza de la molestia del ruido.

Tabla 5.39. Relación entre satisfacción con las características urbanas y el gusto por la calle y molestia causada por el ruido.

Satisfacción de características urbanas	Tau_b de Kendall	
	Gusto por la calle	Molestia que causa ruido
Limpieza de la calle	0,332**	0,056*
La calidad del aire	0,359**	-0,051*
El ruido	0,160**	0,282**
Conservación de las aceras y calle	0,274**	0,087**
La organización del sector	0,358**	0,061*
La belleza del sector	0,732**	0,064**

*. La correlación es significativa al nivel 0,05 (bilateral).

**.. La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

Resultados similares obtiene German (2009) cuando analiza la relación entre la satisfacción de ciertas características urbanas con el gusto de la zona, con valores del coeficiente de correlación (0,11 y 0,35), por lo que, tampoco, ninguna de las características alcanza a explicar un alto porcentaje de la varianza del gusto por la zona.

5.2.4. Efectos provocados por el ruido

a. Estado de salud

En la molestia que causa el ruido, respecto al estado de salud (Tabla 5.40), considerando la media de molestia, la población con estado de salud regular alcanza el valor más alto de molestia, a diferencia de las personas de estado de salud malo, quienes sienten menos molestia y la población con estado de salud bueno, a quienes les molesta menos que al estado regular. Considerando solo las escalas de bastante y muchísimo (Tabla 5.41), es al estado de salud malo a quienes les molesta bastante y al estado de salud regular muchísimo, a diferencia del estado de salud bueno, que tiene los más bajos porcentajes en estas escalas. Por otro lado, es importante destacar que la población con estado de salud malo, solo registra la valoración de molestia en las categorías de regular y bastante; es decir, que para ninguno de ellos es ajeno el ruido, y en todos causa una molestia. El estadístico de Kruskal-Wallis muestra que no existen diferencias significativas (nivel de significancia $p > 0,05$), ni tampoco existe asociación entre el estado de salud y la molestia causada por el ruido.

Tabla 5.40. Descriptivos: Molestia que causa el ruido según el Estado de salud.

	Molestia que causa el ruido							
	N	Media	Desviación típica	Error típico	Intervalo de confianza para la media al 95%		Mínimo	Máximo
					Límite inferior	Límite superior		
Bueno	744	5,19	2,520	0,092	5,01	5,37	0	10
Regular	241	5,49	2,617	0,169	5,15	5,82	0	10
Malo	8	4,38	2,774	0,981	2,06	6,69	0	7
Total	993	5,25	2,548	0,081	5,10	5,41	0	10

Tabla 5.41. Tabla de contingencia: Molestia que causa el ruido según el Estado de salud.

			Molestia que causa el ruido					Total
			Nada	Poco	Regular	Bastante	Muchísimo	
Estado de salud	Bueno	Recuento	79	89	352	173	51	744
		% dentro de Estado de salud	10,62%	11,96%	47,31%	23,25%	6,90%	100,00%
		% del total	7,96%	8,96%	35,45%	17,42%	5,10%	74,90%
	Regular	Recuento	25	30	87	67	32	241
		% dentro de Estado de salud	10,37%	12,45%	36,10%	27,80%	13,30%	100,00%
		% del total	2,52%	3,02%	8,76%	6,75%	3,20%	24,30%
	Malo	Recuento	0	0	5	3	0	8
		% dentro de Estado de salud	0,00%	0,00%	62,50%	37,50%	0,00%	100,00%
		% del total	0,00%	0,00%	0,50%	0,30%	0,00%	0,80%
	Total	Recuento	104	119	444	243	83	993
		% dentro de Estado de salud	10,47%	11,98%	44,71%	24,47%	8,40%	100,00%
		% del total	10,47%	11,98%	44,71%	24,47%	8,40%	100,00%

b. Efectos en la salud, efectos psicológicos, distracción o perturbación, y sentimientos y efectos psicofisiológicos

En este apartado se va a desarrollar un análisis por grupos de respuesta, considerando todos los efectos del ruido y las características demográficas, para luego analizar la relación con la molestia provocada por el ruido.

Como ya se indicó en el apartado 5.1.4, los efectos que más alta valoración media tuvieron en el grado de afectación son la distracción o perturbación en la conversación y en la atención (4,1 y 4,0, respectivamente), coincidiendo con German (2009), en cuya investigación también influyó en mayor medida la distracción de la conversación (6,0). A continuación, en la tabla 5.42, se puede apreciar las medias de la valoración de los efectos del ruido, según las características demográficas.

Tabla 5.42. Media Aritmética del grado de afectación de los efectos del ruido según características demográficas y condición de residencia de encuestado.

	Aud	Dol	Est	Sue	Cond	Ren	Mem	Hum	Int	Conv	Ate	Irri	Sob	Mol	X
Género															
Masculino	2,55	2,56	2,73	2,01	1,72	1,57	1,56	1,93	2,11	3,94	3,83	2,40	2,06	2,54	2,39
Femenino	2,67	2,81	3,07	2,24	1,97	1,78	1,97	2,43	2,34	4,18	4,08	2,69	2,47	3,04	2,70
Edad															
06 - 12 años	2,10	2,74	2,97	1,81	1,74	1,61	1,94	2,23	1,84	2,84	2,87	2,26	2,26	2,52	2,26
13 - 32 años	2,40	2,43	2,61	1,89	1,70	1,49	1,55	2,00	1,99	3,90	3,79	2,44	2,16	2,65	2,36
33 - 60 años	2,75	2,84	3,11	2,24	1,79	1,70	1,73	2,16	2,37	4,31	4,17	2,59	2,27	2,83	2,63
61 - más años	4,53	4,45	4,85	4,23	3,79	3,60	4,08	4,02	4,09	5,08	5,02	3,51	3,19	4,06	4,18
Nivel de estudios															
Edu. básica	2,84	3,44	3,36	2,80	2,39	2,72	2,69	2,96	2,73	3,83	3,79	2,97	2,83	3,12	3,03
Edu. media	2,71	2,76	2,97	2,22	2,09	1,90	2,01	2,34	2,36	4,07	4,03	2,59	2,32	2,85	2,66
Edu. superior	2,50	2,52	2,80	1,95	1,60	1,38	1,42	1,89	2,08	4,14	3,97	2,47	2,14	2,69	2,40
Posgrado	1,44	1,67	1,89	0,56	0,67	0,11	1,00	2,33	1,67	2,44	3,44	2,00	1,89	1,67	1,63
Sin estudios	3,67	3,13	3,00	3,00	2,53	2,20	2,80	2,93	1,87	4,33	4,27	1,73	2,20	2,13	2,84
Estado civil															
Soltero	2,42	2,54	2,71	1,81	1,69	1,50	1,58	2,02	2,06	3,85	3,81	2,45	2,24	2,67	2,38
Casado	2,70	2,82	3,01	2,34	1,86	1,72	1,78	2,17	2,31	4,35	4,14	2,56	2,18	2,79	2,62
Viudo	3,24	2,82	3,42	2,67	2,39	2,30	2,64	3,24	2,61	3,97	4,00	2,76	2,52	3,00	2,97
Divorciado	3,22	2,28	3,28	3,06	3,17	2,61	2,89	2,89	2,61	3,78	4,06	2,56	2,22	2,61	2,94
Otro	4,18	3,73	4,45	3,55	3,73	3,55	3,27	3,27	3,64	3,45	3,36	4,45	4,27	5,55	3,89
Condición de residencia															
No	2,37	2,35	2,63	1,72	1,59	1,41	1,48	1,91	2,04	3,98	3,91	2,42	2,15	2,66	2,33
Si	3,13	3,38	3,46	3,00	2,37	2,23	2,35	2,70	2,59	4,21	4,02	2,79	2,45	3,01	2,98

Nota: Aud: efectos auditivos; Dol: dolores de cabeza; Est: estrés; Sue: efectos sobre el sueño; Cond: efectos sobre la conducta; Ren: efectos sobre el rendimiento; Mem: efectos en la memoria; Hum: cambios constantes de humor; Int: interrupción en sus actividades laborales; Conv: distracción en la conversación; Ate: Distracción en la atención; Irri: irritabilidad; Sob: sobresalto; Mol: molestia en los oídos.

- Considerando el grado de afectación de los efectos del ruido, según el sexo, se puede observar en la tabla 5.42 que su media de valoración se ubica entre 1,6 y 4,1, que corresponde a nada, poco y un pequeño porcentaje en regular, las desviaciones estándar oscilan entre 2,4 y 3,0, que son valores considerables en la variación de las respuestas dadas por los encuestados. Con los valores obtenidos en la media aritmética del grado de afectación, se puede decir que su influencia es baja; el efecto que más alta valoración tiene en el grado de afectación es la perturbación en la conversación, y la más baja es el efecto psicológico sobre el rendimiento. Son las mujeres quienes presentan mayor grado de afectación respecto a los hombres en todos los efectos (valor medio de afectación 2,7 y 2,4, respectivamente). El análisis de diferencias significativas de las medias de los efectos del ruido, según el sexo, con el estadístico U de Mann Whitney, tabla 5.43, indica que existen diferencias significativas en los efectos de: estrés, efectos en la memoria, cambios constantes de humor, interrupción en sus actividades laborales, sobresalto y molestia en los oídos, cuyos resultados alcanzan niveles de significancia (p) inferiores a 0,05 y en otros casos a 0,01. Existe asociación entre el sexo y los efectos auditivos: estrés, cambios constantes de humor, interrupción en sus actividades laborales y molestia en los oídos. Según Germán (2009), son las mujeres quienes también muestran un mayor grado de afectación, con diferencias significativas en el efecto de sobresalto.

Tabla 5.43. Estadísticos de contraste (U. de Mann Whitney) efectos del ruido según el sexo.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. asintótica (bilateral)
Aud	119349,000	266502,000	-	0,401
Dol	115758,000	262911,000	-1,654	0,098
Est	114315,500	261468,500	-1,976	0,048
Sue	116396,500	263549,500	-1,555	0,120
Cond	115830,000	262983,000	-1,722	0,085
Ren	116555,500	263708,500	-1,578	0,114
Mem	109830,500	256983,500	-3,188	0,001
Hum	108520,000	255673,000	-3,382	0,001
Int	114533,000	261686,000	-1,985	0,047
Conv	116045,000	262656,000	-1,392	0,164
Ate	116238,000	263391,000	-1,515	0,130
Irri	115429,000	262582,000	-1,670	0,095
Sob	111874,500	259027,500	-2,592	0,010
Mol	109414,500	256567,500	-3,116	0,002

a. Variable de agrupación: Sexo

Nota: Aud: efectos auditivos; Dol: dolores de cabeza; Est: estrés; Sue: efectos sobre el sueño; Cond: efectos sobre la conducta; Ren: efectos sobre el rendimiento; Mem: efectos en la memoria; Hum: cambios constantes de humor; Int: interrupción en sus actividades laborales; Conv: distracción en la conversación; Ate: Distracción en la atención; Irri: irritabilidad; Sob: sobresalto; Mol: molestia en los oídos.

- Según los grupos de respuesta por edad (Tabla 5.42), la media del grado de afectación oscila entre 1,5 y 5,1 con una desviación típica entre 2,3 y 3,5; los valores difieren mucho entre sí. A partir del valor medio de afectación, es la población del grupo de edad de más de 60 años la que está más afectada por el ruido, frente al grupo de 6–12 y 13-32 años, que tienen los valores más bajos. Se observa en los resultados que, empezando por el grupo de edad más joven, hasta llegar a la edad más avanzada, los niveles de afectación van en nivel ascendente (2,3; 2,4; 2,6 y 4,2, respectivamente); es decir, que el valor medio de afectación se incrementa con la edad. Sin embargo, se puede observar que, en algunos tipos de afectación, el primer y segundo rango se alternan. Existen diferencias significativas en las respuestas de todos los grupos por tipo de afectación (Tabla 5.44), a excepción de irritabilidad y sobresalto. Las diferencias significativas en los efectos del ruido se dan entre el grupo de encuestados de más de 60 años de edad, respecto a los otros rangos de edad. Resultados similares obtuvo German (2009): al aumentar la edad aumenta el grado de afectación, pero solo hasta el tercer rango de edad, ya que en el cuarto rango el grado de afectación decrece.

Tabla 5.44. Estadísticos de prueba (Kruskal Wallis) efectos del ruido según la edad.

	Chi-cuadrado	gl	Sig. Asintótica
Aud	23,495	3	0,000
Dol	22,622	3	0,000
Est	29,094	3	0,000
Sue	29,882	3	0,000
Cond	25,151	3	0,000
Ren	30,435	3	0,000
Mem	39,418	3	0,000
Hum	25,285	3	0,000
Int	25,091	3	0,000
Conv	15,408	3	0,001
Ate	13,932	3	0,003
Irri	7,769	3	0,051
Sob	7,036	3	0,071
Mol	8,875	3	0,031

a. Prueba de Kruskal Wallis

b. Variable de agrupación: Edad

Nota: Aud: efectos auditivos; Dol: dolores de cabeza; Est: estrés; Sue: efectos sobre el sueño; Cond: efectos sobre la conducta; Ren: efectos sobre el rendimiento; Mem: efectos en la memoria; Hum: cambios constantes de humor; Int: interrupción en sus actividades laborales; Conv: distracción en la conversación; Ate: Distracción en la atención; Irri: irritabilidad; Sob: sobresalto; Mol: molestia en los oídos.

- Considerando el nivel de estudios (Tabla 5.42), la media de afectación oscila 1,4 a 4,3 (exceptuando el valor más bajo de 0,11 que se da en el nivel de posgrado, en el que hay tres valores muy bajos en relación al resto), la desviación típica va entre 2,1 y 4,0 (a excepción de un valor muy bajo 0,3, en la misma categoría anterior). Los mayores grados de afectación se alternan entre la población con educación básica y los que no tienen estudios (medias totales 3,0 y 2,8, respectivamente); mientras que los tres niveles intermedios presentan un grado descendente de afectación, que va desde el más alto, en educación media, hasta el más bajo, en posgrado (medias totales 2,7; 2,4 y 1,6, respectivamente). En este sentido, se puede decir que a menor nivel de educación (o sin estudios), mayor grado de afectación, y a mayor nivel de educación, menor grado de afectación. Resultados opuestos se obtuvieron en un estudio de German (2009), donde el grado de afectación incrementa conforme incrementa el nivel de estudios. Se determinaron diferencias significativas (Tabla 5.45) en efectos sobre el sueño, conducta, rendimiento, memoria y cambios constantes de humor; mientras que en el resto de efectos las respuestas son más homogéneas entre los diferentes grupos. Las diferencias significativas en los efectos del ruido se dan entre educación básica y media con educación superior. Se ha determinado asociación de los efectos: sobre la conducta, sobre el rendimiento, en la memoria y en cambios constantes de humor con el nivel de estudios de los encuestados.

Tabla 5.45. Estadísticos de prueba (Kruskal Wallis) efectos del ruido según el nivel de estudios.

	Chi-cuadrado	gl	Sig. Asintótica
Aud	6,217	4	0,184
Dol	8,490	4	0,075
Est	4,085	4	0,395
Sue	11,557	4	0,021
Cond	15,331	4	0,004
Ren	25,582	4	0,000
Mem	23,245	4	0,000
Hum	10,746	4	0,030
Int	5,801	4	0,215
Conv	4,024	4	0,403
Ate	1,035	4	0,904
Irri	3,293	4	0,510
Sob	4,402	4	0,354
Mol	4,149	4	0,386

a. Prueba de Kruskal Wallis

b. Variable de agrupación: Nivel de Estudios

Nota: Aud: efectos auditivos; Dol: dolores de cabeza; Est: estrés; Sue: efectos sobre el sueño; Cond: efectos sobre la conducta; Ren: efectos sobre el rendimiento; Mem: efectos en la memoria; Hum: cambios constantes de humor; Int: interrupción en sus actividades laborales; Conv: distracción en la conversación; Ate: Distracción en la atención; Irri: irritabilidad; Sob: sobresalto; Mol: molestia en los oídos.

- El grado medio de afectación considerando el estado civil (Tabla 5.42), oscila entre 1,5 y 4,5, con una desviación típica entre 2,3 y 3.6, cuya variabilidad es alta. La afectación va de forma ascendente desde los solteros hasta llegar a otro estado, cuyos valores globales son solteros 2,4, casados 2,6, viudos 3,0, divorciados 2,9 y otro estado 3,9, alternándose los valores entre viudos y divorciados en algunos tipos de afectación.

Tabla 5.46. Estadísticos de prueba (Kruskal Wallis) efectos del ruido según el estado civil.

	Chi-cuadrado	gl	Sig. Asintótica
Aud	7,207	4	0,125
Dol	5,394	4	0,249
Est	7,302	4	0,121
Sue	15,212	4	0,004
Cond	13,448	4	0,009
Ren	10,806	4	0,029
Mem	14,124	4	0,007
Hum	9,113	4	0,058
Int	6,499	4	0,165
Conv	7,883	4	0,096
Ate	3,384	4	0,496
Irri	5,890	4	0,208
Sob	4,822	4	0,306
Mol	9,766	4	0,045

a. Prueba de Kruskal Wallis

b. Variable de agrupación: Estado Civil

Nota: Aud: efectos auditivos; Dol: dolores de cabeza; Est: estrés; Sue: efectos sobre el sueño; Cond: efectos sobre la conducta; Ren: efectos sobre el rendimiento; Mem: efectos en la memoria; Hum: cambios constantes de humor; Int: interrupción en sus actividades laborales; Conv: distracción en la conversación; Ate: Distracción en la atención; Irri: irritabilidad; Sob: sobresalto; Mol: molestia en los oídos.

Se observan diferencias significativas (Tabla 5.46) en efectos sobre el sueño, conducta, rendimiento, memoria y molestia en los oídos.

- Según la condición de residencia del encuestado (Tabla 5.42), el valor medio de molestia está entre 1,4 y 4,2 y una desviación típica entre 2,3 y 3,2. El grado de afectación es mayor en la población que reside en la zona de estudio que la que no vive allí. El análisis de diferencias significativas, se expone en la tabla 5.47, donde las diferencias significativas se dan en la mayoría de los efectos del ruido, a excepción de los últimos efectos: distracción en la conversación, distracción en la atención, irritabilidad, sobresalto y molestia en los oídos. Resultados similares fueron obtenidos por German (2009), quién tampoco encontró diferencias significativas en estos mismos efectos, entre las respuestas de las personas que residen y no residen en la zona.

Tabla 5.47. Estadísticos de contraste (U. de Mann Whitney) efectos del ruido según la condición de residencia.

	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. asintótica (bilateral)
Aud	92869,500	329197,500	-3,257	0,001
Dol	86927,500	323255,500	-4,702	0,000
Est	90393,000	326721,000	-3,843	0,000
Sue	82657,000	318985,000	-5,925	0,000
Cond	89732,500	326060,500	-4,223	0,000
Ren	87550,500	323878,500	-4,876	0,000
Mem	86307,000	322635,000	-5,156	0,000
Hum	90003,500	326331,500	-4,049	0,000
Int	96571,500	332899,500	-2,406	0,016
Conv	101375,000	335645,000	-1,036	0,300
Ate	104675,000	341003,000	0,352	0,725
Irri	99843,500	335484,500	-1,505	0,132
Sob	100708,000	337036,000	-1,359	0,174
Mol	101030,500	337358,500	-1,259	0,208

a. Variable de agrupación: Vive en esta calle

Nota: Aud: efectos auditivos; Dol: dolores de cabeza; Est: estrés; Sue: efectos sobre el sueño; Cond: efectos sobre la conducta; Ren: efectos sobre el rendimiento; Mem: efectos en la memoria; Hum: cambios constantes de humor; Int: interrupción en sus actividades laborales; Conv: distracción en la conversación; Ate: Distracción en la atención; Irri: irritabilidad; Sob: sobresalto; Mol: molestia en los oídos.

- La correlación (Tabla 5.48) que se determina entre los efectos y la molestia provocados por el ruido, da como resultado una relación significativa entre las variables analizadas, cuyo coeficiente de correlación oscila entre 0,12 y 0,20. En este caso, los resultados expresan que, a mayor valoración de los efectos del ruido, mayor molestia. Sin embargo, los valores son bajos y, por lo tanto, la relación positiva es débil. German (2009) en su estudio, obtiene en los coeficientes de correlación de Spearman de estos efectos con la molestia ($p < 0,01$): distracción en la atención 0,24, distracción en la conversación 0,27, irritabilidad 0,26, sobresalto 0,31 y molestia en los oídos 0,33; estos valores resultan ligeramente más elevados que los obtenidos en este estudio.

Tabla 5.48. Correlaciones Spearman de la valoración de los efectos provocados por el ruido y la molestia provocada por ruido.

	Aud	Dol	Est	Sue	Cond	Ren	Mem	Hum	Int	Conv	Ate	Irri	Sob	Mol
Molestia que causa el ruido	0,26 ^{3**}	0,21 ^{9**}	0,21 ^{3**}	0,17 ^{5**}	0,20 ^{0**}	0,20 ^{7**}	0,15 ^{2**}	0,19 ^{6**}	0,17 ^{8**}	0,20 ^{3**}	0,22 ^{6**}	0,21 ^{2**}	0,24 ^{3**}	0,26 ^{4**}

** La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

Nota: Aud: efectos auditivos; Dol: dolores de cabeza; Est: estrés; Sue: efectos sobre el sueño; Cond: efectos sobre la conducta; Ren: efectos sobre el rendimiento; Mem: efectos en la memoria; Hum: cambios constantes de humor; Int: interrupción en sus actividades laborales; Conv: distracción en la conversación; Ate: Distracción en la atención; Irri: irritabilidad; Sob: sobresalto; Mol: molestia en los oídos.

5.2.5. Percepción del ruido y molestia provocada por el ruido

a. Molestia de fuentes de ruido

En la tabla 5.49 se puede observar que las fuentes de ruido que registraron mayor molestia entre los encuestados son los camiones, el transporte público y las bocinas, con 5,8; 5,7 y 5,2, respectivamente. Situación similar se dio en otra investigación con los claxonazos, pero con un valor medio más elevado, 7,9 (German González, 2009). La fuente que obtuvo el más bajo valor en la valoración de molestia fue las actividades artísticas, 1,0.

Tabla 5.49. Estadísticos descriptivos: Fuentes de ruido.

	N	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
Vehículos pequeños	995	0	10	4,83	2,839
Camiones	995	0	10	5,79	3,254
El transporte público	995	0	10	5,74	3,501
Motocicletas	995	0	10	4,81	3,212
Actividades Comerciales	995	0	10	1,75	2,559
Actividades Industriales	995	0	10	1,18	2,237
Actividades Artísticas	994	0	10	1,04	2,109
Actividades de Construcción	995	0	10	1,35	2,287
Música de establecimientos cercanos	994	0	10	1,26	2,179
Vendedores Ambulantes	994	0	10	1,13	2,071
Bocinas	995	0	53	5,17	3,472
Alarmas de seguridad vehicular	994	0	10	3,15	3,005
Sirenas de Ambulancias	994	0	10	2,30	2,835
Animales domésticos	995	0	10	1,23	2,282
N válido (según lista)	990				

Haciendo un análisis de la molestia de las fuentes de ruido por grupos, según sus características demográficas, se obtienen los resultados de la tabla 5.50.

Tabla 5.50. Media aritmética del grado de molestia de las fuentes de ruido en la calle según las características demográficas y la condición de residencia de encuestado.

	Vpeq	Cam	Tpub	Mot	Acom	Aind	Aart	Acon	Mus	Vamb	Boc	Alar	Amb	Adom	X
Género															
Masculino	4,75	5,71	5,68	4,74	1,50	1,10	0,98	1,19	1,15	,89	5,20	3,02	2,19	1,18	2,81
Femenino	4,92	5,87	5,81	4,89	2,04	1,27	1,12	1,54	1,38	1,43	5,02	3,31	2,43	1,28	3,02
Edad															
06 - 12 años	3,97	5,47	5,37	4,40	2,27	2,57	2,00	2,20	2,17	1,90	4,87	3,37	2,73	1,60	3,20
13 - 32 años	4,87	5,79	5,84	4,90	1,57	1,08	0,95	1,27	1,16	1,07	4,98	3,13	2,35	1,26	2,87
33 - 60 años	4,78	5,75	5,63	4,63	1,88	1,16	0,98	1,28	1,19	1,06	5,33	3,08	2,04	1,06	2,85
61 - más años	5,09	6,58	5,85	5,21	2,79	1,75	2,00	2,42	2,23	1,94	5,92	4,06	3,28	1,79	3,64
Nivel de estudios															
Edu. básica	4,65	5,88	5,77	4,86	2,76	2,05	1,80	2,16	2,10	1,61	5,49	4,19	3,01	2,07	3,46
Edu. media	4,59	5,58	5,45	4,52	1,80	1,27	1,15	1,57	1,21	1,15	4,98	3,02	2,08	1,19	2,83
Edu. superior	4,97	5,86	5,86	4,93	1,54	0,98	0,85	1,10	1,18	1,01	5,15	3,04	2,31	1,09	2,85
Posgrado	6,22	7,78	7,67	3,78	2,67	2,67	2,22	2,33	1,33	1,11	6,22	4,56	2,67	2,00	3,80
Sin estudios	4,67	6,67	7,40	6,47	0,93	0,80	0,73	0,87	0,80	2,27	5,73	4,40	3,47	1,80	3,36
Estado civil															
Soltero	4,93	5,64	5,63	4,91	1,66	1,15	1,02	1,18	1,24	1,09	4,89	3,12	2,21	1,28	2,85
Casado	4,69	6,00	5,90	4,66	1,77	1,15	0,98	1,43	1,20	1,04	5,31	3,07	2,34	1,08	2,90
Viudo	5,79	5,85	5,91	5,06	2,48	1,36	1,36	1,82	1,45	1,94	5,52	3,88	2,73	1,97	3,37
Divorciado	5,11	6,22	6,00	5,17	1,61	1,67	1,11	1,94	1,72	1,78	6,78	4,06	2,50	1,17	3,35
Otro	2,64	3,45	4,45	4,55	3,18	2,82	2,82	3,36	2,55	3,27	5,00	5,55	4,36	2,64	3,62
Condición de residencia															
No	4,92	5,80	5,92	4,82	1,68	1,07	0,93	1,26	1,16	1,07	5,23	3,09	2,32	1,04	2,88
Si	4,61	5,77	5,36	4,77	1,90	1,42	1,28	1,56	1,46	1,27	4,86	3,29	2,25	1,65	2,96

Nota: Vpeq: vehículos pequeños; Cam: camión; Tpub: transporte público; Mot: motocicletas; Acom: actividades comerciales; Aind: actividades industriales; Aart: actividades artísticas; Acon: actividades de construcción; Mus: música de establecimientos cercanos; Vamb: vendedores ambulantes; Boc: bocinas; Alar: alarmas de seguridad vehicular; Amb: sirenas de ambulancias; Adom: animales domésticos.

Tabla 5.51. Estadísticos de contraste (U. de Mann Whitney): Molestia de fuentes de ruido según el sexo.

Fuentes de ruido	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. asintótica (bilateral)
Vpeq	118724,000	265335,000	-0,910	0,363
Cam	119411,000	266022,000	-0,756	0,449
Tpub	119801,500	266412,500	-0,671	0,502
Mot	119306,000	265917,000	-0,780	0,436
Acom	108621,500	255232,500	-3,424	0,001
Aind	118716,500	265327,500	-1,090	0,276
Aart	115193,000	261263,000	-2,049	0,040
Acon	112135,500	258746,500	-2,707	0,007
Mus	114652,500	261263,500	-2,005	0,045
Vamb	106412,000	253023,000	-4,156	0,000
Boc	118400,500	221685,500	-0,981	0,326
Alar	113334,500	259404,500	-2,075	0,038
Amb	113717,500	259787,500	-2,037	0,042
Adom	117324,500	263935,500	-1,400	0,162

a. Variable de agrupación: Sexo

Nota: Vpeq: vehículos pequeños; Cam: camión; Tpub: transporte público; Mot: motocicletas; Acom: actividades comerciales; Aind: actividades industriales; Aart: actividades artísticas; Acon: actividades de construcción; Mus: música de establecimientos cercanos; Vamb: vendedores ambulantes; Boc: bocinas; Alar: alarmas de seguridad vehicular; Amb: sirenas de ambulancias; Adom: animales domésticos.

- Según la edad (Tabla 5.50), cuya valoración media oscila entre 1,0 y 5,9 con una desviación estándar de 1,9 y 3,5, es el rango de más de 60 años el que registra los más altos valores en la molestia de las fuentes de ruido. Se determinaron diferencias significativas (Tabla 5.52) en las actividades comerciales, industriales, artísticas, de construcción, música de establecimientos cercanos, vendedores ambulantes y sirenas de ambulancias, coincidiendo con German (2009) en las dos penúltimas fuentes, donde también son las personas de mayor edad quienes mostraron mayor molestia. Especialmente estas diferencias significativas se dan en la población de más de 60 años de edad y el resto de rangos de edad.

Tabla 5.52. Estadísticos de prueba (Kruskal Wallis):
Molestia de fuentes de ruido según la edad.

Fuentes de ruido	Chi-cuadrado	gl	Sig. asintótica
Vpeq	2,867	3	0,413
Cam	3,207	3	0,361
Tpub	1,166	3	0,761
Mot	2,622	3	0,454
Acom	16,042	3	0,001
Aind	12,113	3	0,007
Aart	17,196	3	0,001
Acon	16,478	3	0,001
Mus	13,276	3	0,004
Vamb	11,010	3	0,012
Boc	6,513	3	0,089
Alar	7,777	3	0,051
Amb	11,743	3	0,008
Adom	7,271	3	0,064

a. Prueba de Kruskal Wallis

b. Variable de agrupación: Edad

Nota: Vpeq: vehículos pequeños; Cam: camión; Tpub: transporte público; Mot: motocicletas; Acom: actividades comerciales; Aind: actividades industriales; Aart: actividades artísticas; Acon: actividades de construcción; Mus: música de establecimientos cercanos; Vamb: vendedores ambulantes; Boc: bocinas; Alar: alarmas de seguridad vehicular; Amb: sirenas de ambulancias; Adom: animales domésticos.

- Es la población de mayor nivel de estudios (posgrado) la que presenta mayor molestia de las fuentes de ruido, frente a la población con otro nivel de estudio (Tabla 5.50); sin embargo, con poca diferencia están también los grupos de educación básica y sin estudios. German (2009) obtuvo los mismos resultados: son las personas con mayor nivel de estudio quienes expresaron mayor molestia. La media de valoración de molestia según la edad se encuentra entre 0,7 y 7,8, con desviaciones estándar muy dispersas, 1,7 y 4,4. Es la población con educación superior la que alcanza los más altos porcentajes de valoración en bastante y muchísima molestia frente a los otros grupos, a excepción de actividades artísticas y actividades de construcción, donde los encuestados de educación media tienen el más alto porcentaje en bastante y muchísimo respectivamente. Se encontraron diferencias significativas en actividades comerciales, industriales, artísticas, de construcción, alarmas de seguridad y animales domésticos (Tabla 5.53). Las diferencias significativas se dan entre los encuestados con educación básica y superior.

Tabla 5.53. Estadísticos de prueba (Kruskal Wallis): Molestia de fuentes de ruido según el nivel de estudios.

Fuentes de ruido	Chi-cuadrado	gl	Sig. asintótica
Vpeq	5,954	4	0,203
Cam	7,470	4	0,113
Tpub	9,079	4	0,059
Mot	8,388	4	0,078
Acom	14,087	4	0,007
Aind	19,243	4	0,001
Aart	14,724	4	0,005
Acon	18,498	4	0,001
Mus	8,281	4	0,082
Vamb	6,269	4	0,180
Boc	3,155	4	0,532
Alar	10,924	4	0,027
Amb	7,771	4	0,100
Adom	13,399	4	0,009

a. Prueba de Kruskal Wallis

b. Variable de agrupación: Nivel de Estudios

Nota: Vpeq: vehículos pequeños; Cam: camión; Tpub: transporte público; Mot: motocicletas; Acom: actividades comerciales; Aind: actividades industriales; Aart: actividades artísticas; Acon: actividades de construcción; Mus: música de establecimientos cercanos; Vamb: vendedores ambulantes; Boc: bocinas; Alar: alarmas de seguridad vehicular; Amb: sirenas de ambulancias; Adom: animales domésticos.

Tabla 5.54. Estadísticos de prueba (Kruskal Wallis): Molestia de fuentes de ruido según el estado civil.

Fuentes de ruido	Chi-cuadrado	gl	Sig. asintótica
Vpeq	9,974	4	0,041
Cam	8,577	4	0,073
Tpub	2,896	4	0,575
Mot	1,917	4	0,751
Acom	11,879	4	0,018
Aind	15,877	4	0,003
Aart	7,929	4	0,094
Acon	16,546	4	0,002
Mus	6,461	4	0,167
Vamb	15,854	4	0,003
Boc	9,986	4	0,041
Alar	12,385	4	0,015
Amb	14,494	4	0,006
Adom	9,079	4	0,059

a. Prueba de Kruskal Wallis

b. Variable de agrupación: Estado Civil

Nota: Vpeq: vehículos pequeños; Cam: camión; Tpub: transporte público; Mot: motocicletas; Acom: actividades comerciales; Aind: actividades industriales; Aart: actividades artísticas; Acon: actividades de construcción; Mus: música de establecimientos cercanos; Vamb: vendedores ambulantes; Boc: bocinas; Alar: alarmas de seguridad vehicular; Amb: sirenas de ambulancias; Adom: animales domésticos.

- En los grupos de personas con diferente estado civil, se obtuvieron valores medios de molestia entre 1,0 y 6,0, con desviaciones estándar de 1,5 y 3,6 (Tabla 5.50). Es el grupo de otro estado civil, el que presenta mayor grado de molestia con las fuentes de ruido, seguido muy de cerca por el grupo de viudos y divorciados, pues son los solteros y casados los menos afectados. Los más altos porcentajes entre

grupos, que valoraron como bastante y muchísima molestia a las fuentes de ruido, fueron los divorciados y viudos, respectivamente, alternando en algunos efectos con soltero y otro estado civil. Se encontraron diferencias significativas en la respuesta de molestia de: vehículos pequeños, actividades comerciales, industriales, de construcción, vendedores ambulantes, bocinas, alarmas de seguridad y sirenas de ambulancia (Tabla 5.54).

- Atendiendo a la condición de residencia de los encuestados, el valor medio de la molestia oscila entre 0,9 y 5,9, con una desviación estándar de 2,0 y 3,6 (Tabla 5.50). No se observa una tendencia clara de cuál es el grupo que tiene mayor molestia con todas las fuentes de ruido, ya que en algunas fuentes más molestia sienten los no residentes, mientras que en otras fuentes tienen más molestia los residentes. Este resultado es especialmente notorio con aquellas fuentes localizadas, como las actividades comerciales, industriales, artísticas, de construcción, etc. Se encontraron diferencias significativas en transporte público, actividades industriales, actividades artísticas, actividades de construcción y animales domésticos.

Tabla 5.55. Estadísticos de contraste (U. de Mann Whitney): Molestia de fuentes de ruido según la condición de residencia.

Fuentes de ruido	U de Mann-Whitney	W de Wilcoxon	Z	Sig. asintótica (bilateral)
Vpeq	101067,5	148962,5	-1,217	0,224
Cam	105759	153654	-0,056	0,956
Tpub	97188	145083	-2,154	0,031
Mot	105258,5	153153,5	-0,178	0,859
Acom	102796	338437	-0,894	0,372
Aind	99041	334682	-2,121	0,034
Aart	98920	333875	-2,298	0,022
Acon	99295	334936	-2,000	0,045
Mus	101530	337171	-1,25	0,211
Vamb	102585	337540	-1,026	0,305
Boc	98313	146208	-1,843	0,065
Alar	100495,5	336136,5	-1,282	0,200
Amb	105392	340347	-0,115	0,908
Adom	93249,5	328890,5	-4,104	0,000

a. Variable de agrupación: Vive en esta calle

Nota: Vpeq: vehículos pequeños; Cam: camión; Tpub: transporte público; Mot: motocicletas; Acom: actividades comerciales; Aind: actividades industriales; Aart: actividades artísticas; Acon: actividades de construcción; Mus: música de establecimientos cercanos; Vamb: vendedores ambulantes; Boc: bocinas; Alar: alarmas de seguridad vehicular; Amb: sirenas de ambulancias; Adom: animales domésticos.

- La correlación (Tabla 5.56) entre la molestia de las fuentes de ruido y la molestia que causa el ruido en ese momento, muestra que existe una relación significativa entre las variables analizadas. El coeficiente de correlación oscila entre 0,084 y 0,441; sin embargo, los valores son bajos y, por lo tanto, la relación positiva es débil. En estudios de German (2009), el coeficiente de correlación de Spearman da como resultado: transporte público 0,29, vehículos pequeños 0,37, la música 0,27, los vendedores ambulantes 0,30, las bocina 0,23, las sirenas 0,22. Estos resultados, respecto a los obtenidos en este estudio, son más elevados, a excepción de las bocinas que es igual.

Tabla 5.56. Correlaciones Spearman de la molestia de las fuentes de ruido y la molestia provocada por ruido.

	Vpeq	Cam	Tpub	Mot	Acom	Aind	Aart	Acon	Mus	Vamb	Boc	Alar	Amb	Adom
Molestia que causa el ruido	0,441*	0,334*	,353**	,381**	,229**	,172**	,124**	,105**	,112**	,146**	,237**	,189**	,162**	,084**

** La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

Nota: Vpeq: vehículos pequeños; Cam: camión; Tpub: transporte público; Mot: motocicletas; Acom: actividades comerciales; Aind: actividades industriales; Aart: actividades artísticas; Acon: actividades de construcción; Mus: música de establecimientos cercanos; Vamb: vendedores ambulantes; Boc: bocinas; Alar: alarmas de seguridad vehicular; Amb: sirenas de ambulancias; Adom: animales domésticos.

b. Percepción de intensidad del ruido y molestia que causa

Tabla 5.57. Media aritmética de la percepción de intensidad de ruido y molestia según características demográficas y condición de residencia de encuestado.

	Ciudad	Calle	Molestia que causa el ruido	X
Género				
Masculino	7,56	5,81	5,13	6,16
Femenino	7,66	6,12	5,41	6,40
Edad				
06 - 12 años	6,87	5,37	4,33	5,52
13 - 32 años	7,54	5,80	5,11	6,15
33 - 60 años	7,67	6,12	5,39	6,39
61 - más años	8,47	7,08	6,60	7,38
Nivel de estudios				
Edu. básica	7,49	6,16	5,11	6,25
Edu. media	7,51	5,86	4,95	6,11
Edu. superior	7,67	5,95	5,45	6,36
Posgrado	8,44	7,11	5,78	7,11
Sin estudios	7,87	6,13	5,33	6,44
Estado civil				
Soltero	7,45	5,71	5,04	6,07
Casado	7,78	6,13	5,38	6,43
Viudo	8,12	7,48	6,85	7,48
Divorciado	7,33	5,94	5,67	6,31
Otro	6,73	5,91	5,09	5,91
Condición de residencia				
No	7,64	6,11	5,42	6,39
Si	7,53	5,60	4,89	6,01

- Según el sexo, son las mujeres quienes perciben con mayor intensidad el ruido y a quienes más les molesta, pues la media global da como resultado 6,4, en el caso de mujeres, y 6,2, en el caso de hombres, con una desviación estándar de 2,0 a 2,6 (Tabla 5.57). En la percepción del ruido en la ciudad y la molestia, fueron los hombres quienes valoraron con el mayor porcentaje bastante y las mujeres muchísimo; y en la percepción del ruido en la calle, fueron las mujeres quienes

valoraron con el mayor porcentaje bastante y los hombres muchísimo. No se encontraron diferencias significativas, tanto en la percepción de la intensidad del ruido, como en la molestia; el nivel de significancia del estadístico de U. de Mann Whitney resultó mayor a 0,05.

- Atendiendo a la edad de los encuestados, es el grupo con mayor edad, de más de 60 años, el que percibe con mayor intensidad y sienten más molestia del ruido que los otros grupos. Como puede observarse en los resultados mostrados en la tabla 5.57, a mayor edad más intensidad de ruido y mayor molestia, y a menor edad menor intensidad de ruido y menor molestia. En la percepción de la intensidad del ruido en la ciudad, son los rangos de 33-60 años y más de 60 años, quienes alcanzan los mayores porcentajes entre grupos de bastante y muchísima molestia, respectivamente. En la percepción de la intensidad del ruido en la calle, es el rango de más de 60 años quien alcanza los mayores porcentajes entre grupos de bastante y muchísima molestia. En la molestia del ruido, son los rangos de 13-32 años y más de 60 años, quienes alcanzan los mayores porcentajes entre grupos de bastante y muchísima molestia, respectivamente. Existen diferencias significativas en la percepción de la intensidad del ruido en la ciudad y calle con $p < 0,05$.
- La población con mayor nivel de estudios, posgrado, es la que percibe con mayor intensidad el ruido y les causa mayor molestia (Tabla 5.57). En la percepción de la intensidad del ruido en la ciudad y calle, es el nivel de posgrado el que alcanza los mayores porcentajes entre grupos de bastante y muchísima molestia; y, en la molestia del ruido, son los niveles de educación básica y posgrado el que alcanzan los mayores porcentajes entre grupos de bastante y muchísima molestia, respectivamente. No hay diferencias significativas en las respuestas dadas en los diferentes grupos ($p > 0,05$).
- En la percepción de la intensidad y molestia del ruido, según el estado civil (Tabla 5.57), son los viudos quienes registran el grado más alto de valoración. En la percepción de la intensidad del ruido en la ciudad y calle y molestia del ruido, son los divorciados y viudos quienes alcanzan los mayores porcentajes entre grupos de bastante y muchísima molestia respectivamente. Existen diferencias significativas en las respuestas dadas por los encuestados ($p < 0,01$). Las diferencias significativas se dan entre las respuestas de los viudos, respecto a los solteros y casados.
- Son los no residentes quienes perciben el ruido en la ciudad y en la calle con mayor intensidad, causándoles también una mayor molestia (Tabla 5.57). Son los residentes quienes evalúan con un mayor porcentaje en bastante y los no residentes en muchísimo en cuanto a la percepción de la intensidad del ruido; mientras los no residentes evalúan con un mayor porcentaje en bastante y los residentes en muchísimo en cuanto a la percepción del ruido en la calle y molestia del ruido. El cálculo del estadístico de U de Mann Whitney para determinar diferencias significativas, dio como resultado diferencias significativas en las respuestas de la percepción del ruido en la calle y en la molestia del ruido, con un $p < 0,01$. Con estos

resultados, se determina que existe asociación entre la condición de residente y la percepción de la intensidad del ruido en la calle y la molestia del ruido.

- La correlación entre la variable molestia causada por el ruido y la valoración de la intensidad del ruido de forma general en la ciudad y en la calle en la que se encontraban los encuestados determina, en ambos casos, una correlación significativa (Tabla 5.58), siendo bajo el valor de correlación de la molestia con ciudad y más elevado molestia con calle, entendiéndose que precisamente era la molestia del ruido en ese momento y en esa calle lo que se registró, con lo que se explica claramente el valor del coeficiente en el segundo caso. German (2009) por su parte obtiene un coeficiente de 0,11 molestia/ciudad y 0,75 molestia/calle, siendo este último valor muy similar al encontrado en este estudio.

Tabla 5.58. Correlaciones Spearman de la percepción de intensidad de ruido y la molestia provocada.

	Ciudad	Calle
Molestia que causa el ruido	0,322**	724**

La correlación es significativa en el nivel 0,01 (bilateral).

5.2.6. Estrategias para afrontar el ruido

Atendiendo las respuestas dadas por la población, según las características demográficas, respecto a las estrategias utilizadas para afrontar el ruido, se obtuvieron los resultados de la tabla 5.59.

- En las estrategias que utilizan hombres y mujeres para afrontar el ruido se observa que, en la media de cada una de las estrategias utilizadas, los valores se siguen muy de cerca, no hay una clara tendencia en que alguno de ellos sobresalga; la desviación estándar oscila entre 2,3 y 3,6. No se encontraron diferencias significativas en las respuestas dadas por ambos sexos.
- Según la edad, todos los grupos recurren al uso de alguna estrategia, especialmente la de acostumbrarse al ruido, que es el valor medio más elevado de todas las estrategias en los diferentes grupos; la desviación estándar está comprendida entre 1,6 y 4,0. El grupo de más de 60 años es el que más estrategias utiliza para afrontar el ruido. Se encontraron diferencias significativas en las estrategias: camina más a prisa y realiza una queja ante autoridades, con $p < 0,01$. Estas diferencias se dan entre los rangos de 13-32 y 33-60 años, y entre estos y el rango de más de 60 años.

Tabla 5.59. Media aritmética de las estrategias para afrontar el ruido según características demográficas y condición de residencia de encuestado.

	Aten	Cami	Acos	Evit	Quej	X
Género						
Masculino	4,42	3,79	5,41	3,94	1,04	6,20
Femenino	4,44	4,05	5,09	3,88	1,16	6,21
Edad						
06 - 12 años	4,13	3,73	4,83	4,07	,70	5,82
13 - 32 años	4,41	4,11	5,32	3,97	,94	6,25
33 - 60 años	4,40	3,42	5,23	3,77	1,21	6,01
61 - más años	4,68	4,32	4,83	4,17	2,28	6,76
Nivel de estudios						
Edu. básica	4,61	4,05	5,00	4,11	1,04	6,27
Edu. media	4,22	3,77	5,03	3,68	1,18	5,96
Edu. superior	4,55	4,03	5,43	4,09	1,06	6,39
Posgrado	4,33	3,22	6,56	4,22	1,11	6,48
Sin estudios	3,60	3,47	5,20	2,93	,13	5,11
Estado civil						
Soltero	4,63	4,17	5,49	4,04	,77	6,37
Casado	4,07	3,53	4,98	3,76	1,45	5,93
Viudo	5,64	4,64	5,73	4,15	,91	7,02
Divorciado	5,61	4,67	6,06	3,33	,56	6,74
Otro	3,45	3,27	3,27	4,36	1,36	5,24
Condición de residencia						
No	4,40	4,00	5,37	3,97	1,04	6,26
Si	4,51	3,71	5,03	3,79	1,21	6,08

Nota: Aten: no pone atención; Cami: camina más a prisa; Acos: se acostumbra; Evit: evita los lugares ruidosos; Quej: realiza una queja ante las autoridades.

- La población con posgrado y educación superior es la que utiliza más estrategias para afrontar el ruido, obteniendo una media de 6,5 y 6,4, respectivamente (Tabla 5.59), cuyo uso desciende hasta llegar a la población sin estudios, alternando el orden entre educación básica y educación media; la desviación estándar en las respuestas responde al intervalo entre 0,4 y 4,2 con mucha variabilidad, considerando que algunas estrategias son más utilizadas que otras. No se encontraron diferencias significativas.
- Atendiendo a la tabla 5.59, los viudos corresponden al grupo poblacional que más estrategias utiliza para afrontar el ruido, seguido del grupo de divorciados (media 7,0 y 6,7, respectivamente), la desviación estándar osciló entre 1,7 y 3,6. Se encontraron diferencias significativas en todas las estrategias, a excepción de la estrategia evita los lugares ruidosos. Las diferencias significativas se dan entre los grupos de respuesta, solteros y casados.
- Considerando la condición de residencia de la población, son los que no viven en esa calle los que utilizan más las estrategias para afrontar el ruido, con muy poca diferencia respecto a los que viven allí (valor medio 6,3 y 6,1, respectivamente, tabla 5.59). La desviación media oscila entre 2,3 y 3,6. No se encontraron diferencias significativas en las respuestas de ambos grupos.

5.3. Análisis e interpretación de relación entre niveles de ruido y molestia causada por el ruido

En este apartado se realizará el análisis de la relación entre los índices sonoros y la molestia causada por el ruido, con el fin de determinar la incidencia del ruido en la población de la ciudad de Loja, según la información levantada y las encuestas realizadas. Sin embargo, el área de estudio, en donde se aplicaron las encuestas, no constituye la totalidad de la ciudad y, por otro lado, no todos los encuestados vivían en las zonas de estudio, siendo necesario completar este análisis con el uso de otras herramientas para el efecto.

Con estos antecedentes, el análisis se realizará desde tres ámbitos: estimación de la relación niveles sonoros y molestia, estimación de la población expuesta al ruido y cálculo de la población molestada por el ruido.

5.3.1. Estimación de la relación niveles sonoros y molestia

En esta sección se va a determinar la relación entre los índices sonoros medidos en cada estación y la respuesta de las encuestas respecto a la percepción y molestia provocada por el ruido.

Tabla 5.60. Valores de media aritmética de índices sonoros y su desviación estándar en zonas norte, centro y sur.

Zona	Índices sonoros															
	L _{eq}		L _{max}		L _{min}		L ₁		L ₁₀		L ₅₀		L ₉₀		L ₉₉	
	X	Ds	X	Ds	X	Ds	X	Ds	X	Ds	X	Ds	X	Ds	X	Ds
Norte	70,2	4,0	90,6	4,4	50,0	6,6	80,9	4,2	72,9	4,2	64,6	5,1	57,3	5,3	53,0	5,1
Centro	68,5	3,3	89,2	5,4	52,9	5,9	78,8	3,4	71,3	3,5	64,0	3,9	57,9	3,8	54,4	3,7
Sur	69,9	6,2	89,6	7,4	50,6	6,7	79,4	5,7	71,4	5,8	63,6	5,6	56,7	5,2	52,6	5,0
Ciudad	69,5	4,5	89,8	5,7	51,2	6,4	79,7	4,4	71,9	4,5	64,1	4,9	57,3	4,8	53,3	4,6

En la tabla 5.60 se exponen los valores medios de los índices sonoros medidos en las estaciones de las tres zonas y las desviaciones estándar de todos los niveles sonoros. Exceptuando L_{max} y L_{min}, los valores más elevados de los índices sonoros en todas las zonas corresponden a L₁ seguido de L₁₀ y L_{eq}, siendo la zona norte la que registra los niveles más elevados. Los niveles más bajos corresponden a L₉₉, donde la zona sur registra estos valores más bajos.

Con la base de datos de todas las respuestas dadas en las encuestas sobre la percepción y molestia provocada por el ruido, y los niveles sonoros medidos en cada estación de medición, se analiza la relación entre variables continuas y ordinales.

Las correlaciones de las respuestas individuales, entre la percepción del ruido en la ciudad, percepción del ruido en la calle (estación de medición) y la molestia del ruido, con los descriptores del ruido (niveles sonoros), se exponen en la tabla 5.61. A excepción de los coeficientes de correlación de la percepción del ruido en la ciudad con L_{max}, L_{min} y L₁, que no alcanzan significancia, el resto de coeficientes de correlación son significativos con

$p < 0,01$. De forma general, se observan valores bajos de correlación entre la percepción del ruido de la ciudad y los niveles sonoros. Los valores más altos del coeficiente de correlación de la percepción del ruido en la calle y la molestia del ruido, con los niveles sonoros son L_{50} , L_{90} y L_{10} en el primer caso, y L_{10} y L_{eq} en el segundo caso.

Tabla 5.61. Coeficientes de correlación de Pearson entre la Percepción del ruido en la ciudad y en la calle, y la Molestia del ruido con los niveles sonoros.

Leq	Lmax	Lmin	L1	L10	L50	L90	L99
Percepción del ruido en la ciudad							
0,103**	0,006	0,021	0,058	0,084**	0,121**	0,143**	0,148**
Percepción del ruido en la calle - estación de medición							
0,362**	0,217**	0,159**	0,330**	0,381**	0,439**	0,427**	0,378**
Molestia que causa el ruido							
0,338**	0,238**	0,143**	0,328**	0,354**	0,362**	0,314**	0,264**

** La correlación es significativa al nivel 0,01 (bilateral).

Los resultados de los coeficientes de correlación son similares a los obtenidos por Schultz (1978) cuando analizó las respuestas individuales de los sujetos de las 11 encuestas (0,3 – 0,4). German (2009), a diferencia de los resultados de este estudio, con el mismo análisis, obtiene valores de correlación más elevados de la percepción y molestia del ruido, con los descriptores L_{eq} (0,42), L_{max} (0,36) y L_{10} (0,35), y L_{eq} (0,39), L_{max} (0,39) y $L_{10} - L_{50}$ (0,32), respectivamente.

Considerando los valores más altos de los coeficientes de Pearson obtenidos en la tabla 5.61, en la figura 5.29, se muestran las relaciones existentes entre la percepción del ruido de las calles (estaciones de medición) y la valoración de la molestia, con los índices sonoros. Los valores más bajos se obtuvieron en la relación de la percepción del ruido en la ciudad con los niveles sonoros, por esta razón se desestima esta relación.

En la gráfica 5.29 se hace la comparación de la percepción del ruido y la molestia con el nivel sonoro continuo equivalente, L_{eq} . Puede observarse que hay un comportamiento muy similar en ambos casos. Un comportamiento parecido también se da en la relación con los descriptores L_{10} y L_{50} . Se incluyen también, la representación de la relación con L_{90} , en la percepción del ruido, y L_{10} en la molestia producida. Sin embargo, la relación de la molestia es más fuerte con los descriptores L_{10} y L_{50} , donde los datos están menos dispersos y más cercanos a la recta de ajuste. La relación es más evidente con la percepción del ruido de la calle que con la molestia que provoca el ruido.

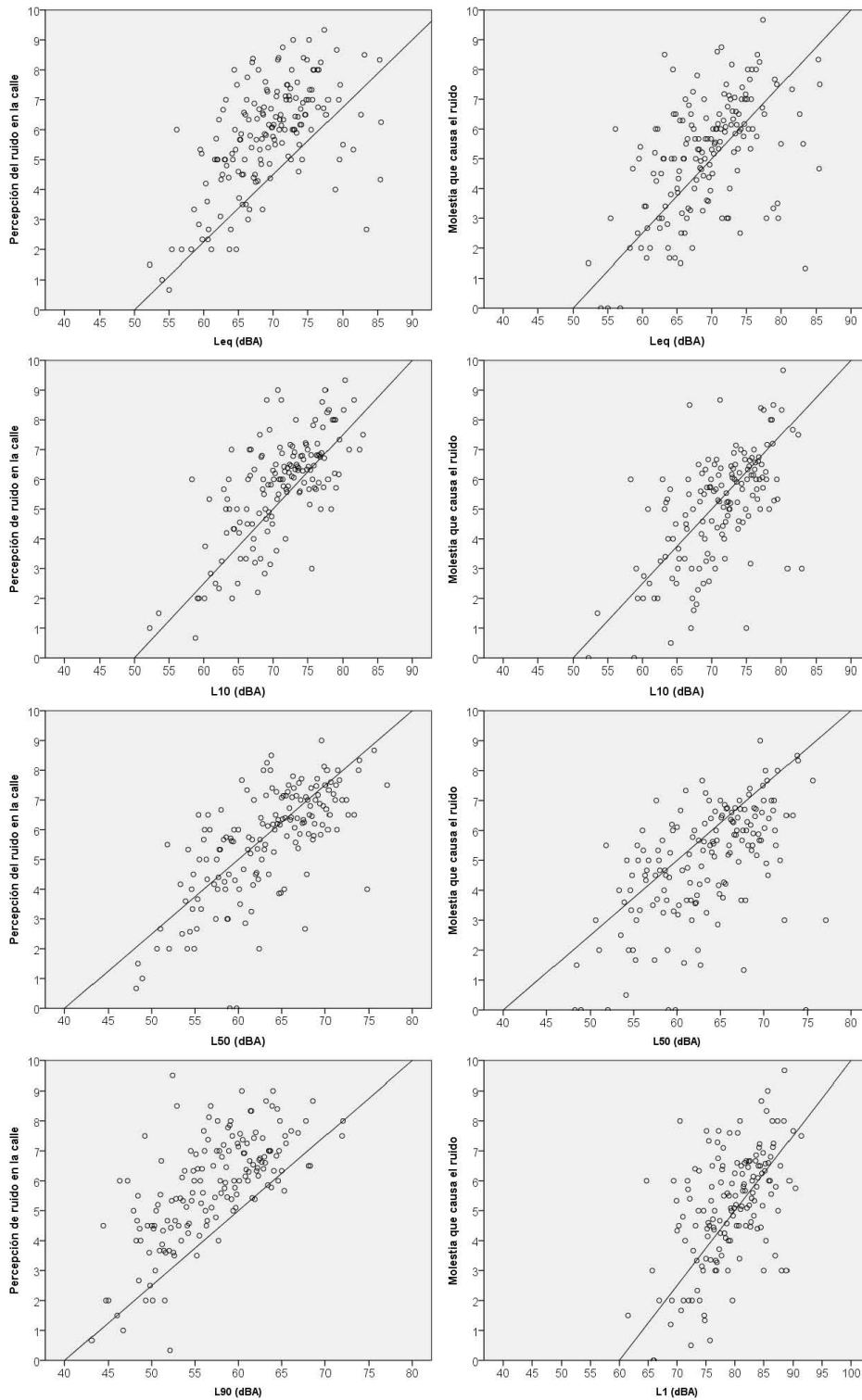


Figura 5.29. Relación entre la percepción del ruido en la ciudad y en las calles de estaciones de medición (media) y la evaluación de la molestia del ruido, con los niveles sonoros L_{eq} , L_1 , L_{10} , L_{50} y L_{90} .

5.3.2. Estimación de la población expuesta al ruido

Como se había indicado, según el Censo de Población y Vivienda de 2010, la población urbana de la ciudad de Loja correspondía a 170 280 habitantes distribuidos en un área de 51,53 km²; con las proyecciones a este año hablaríamos de un total de 207 884 habitantes.

El área de estudio comprendida en las celdas que conforman las tres zonas, corresponde a una superficie total de 5,40 km², que acoge aproximadamente a 45 906 habitantes, distribuidos 15 153, 21 433 y 9320 habitantes en las zonas norte, centro y sur, respectivamente. La población que habita en el sector, constituye un porcentaje importante de la población expuesta al ruido. Sin embargo, no menos importante es la población que ocupa estas zonas por alguna otra actividad, como las personas que trabajan, estudian, realizan trámites o son peatones de paso; por lo tanto, si sumamos este porcentaje de la población, el volumen de habitantes expuestos al ruido sube ostensiblemente. El total de la población que habita en el área de estudio, que está expuesta al ruido, corresponde al 22% del total de la población de la ciudad.

Para estimar el porcentaje de población expuesta al ruido en cada una de las zonas, se determinaron los porcentajes del área de cada zona, el porcentaje de la población expuesta, el número de estaciones, la media aritmética de L_{day} (L_{eq}) y la media aritmética del ruido de exposición L_{den} (día, tarde y noche) y L_{dn} (día y noche). Los datos utilizados para esta estimación, son los resultados del Censo de Población y Vivienda de 2010, donde el plano cartográfico de la ciudad registra la población real que habita en la ciudad, según la zonificación establecida para el efecto.

Para el cálculo de L_{dn} se usa la ecuación establecida por Schultz (1978), a partir de la regresión lineal entre L_{dn} y L_{50} para el período diurno, con $r= 0,964$ y $Sy= 1,17$ dB:

$$L_{dn} = 1,20 L_{50} (d) - 6,2$$

Con este descriptor se deduce L_{den} , haciendo uso de la ecuación determinada por Miedema (2001) para ruido de tránsito:

$$L_{den} = L_{dn} + 0,2$$

Tabla 5.62. Población expuesta al ruido y niveles sonoros promedio L_{day} (L_{eq}) y L_{den} en las zonas norte, centro y sur.

Zona	% Área	% Población	Número estaciones	L_{day}	L_{den}
Norte	53,21	40,32	97	70,20	71,30
Centro	30,20	44,98	67	68,50	70,70
Sur	16,59	14,70	48	69,90	70,10

Como se puede observar en la Tabla 5.62, la zona norte tiene una mayor superficie respecto al total del área de estudio; sin embargo, la zona centro registra mayor densificación, concentrándose allí el mayor porcentaje de población expuesta. Los descriptores de ruido promedio de las tres zonas exceden los límites establecidos por la OMS de 55 dBA

(Berglund et al., 1999) que con la última actualización cuando está presente el ruido del tránsito rodado desciende a 53 dBA (WHO, 2018) y 65 dBA establecidos por la OCDE (Citado en Rey, Barrigón, & Gómez, 2012), alcanzando un nivel sonoro global de 70 dBA.

Conocida la porción de la población expuesta al ruido, se van a estimar los porcentajes de población en función a los rangos de niveles de ruido L_{day} y L_{den} . Considerando que los niveles sonoros se registraron en cada estación o punto de medición, y que los datos disponibles son la superficie y la población por cada zona de la ciudad y en el área de estudio seleccionada, el método que se va a utilizar consiste en determinar la densidad poblacional del área de estudio (en las tres zonas) y no la densidad poblacional total de la ciudad, ya que las densidades calculadas por zonas de la ciudad son muy diferentes unas de otras, y en especial las zonas dentro del perímetro del sector de estudio, que alcanzan mayores densidades que otras zonas de la ciudad aún no habitadas.

De esta forma, a partir de la determinación de la densidad en el sector de estudio, considerando las tres zonas:

$$Dz = \frac{Pz}{Az}$$

Donde:

Dz = Densidad de zonas de estudio (zona norte, centro y sur)

Pz = Población total de zonas de estudio

Az = Área total de zonas de estudio

Para determinar el porcentaje de la población expuesta en cada estación o punto de medición, a partir de la fórmula anterior se calcula con:

$$Pe = Ac * Dz$$

Donde:

Pe = Población en estación de medición

Ac = Área de celda (200 x 200 m)

Dz = Densidad poblacional de zonas de estudio

Se ha estimado que el área de incidencia del ruido en cada punto de medición corresponde a una superficie igual al área de una celda completa, es decir 0,04 km²; sin embargo, el área de estudio se encuentra delimitada por el mismo perímetro de las celdas (donde los puntos de muestreo están en las intersecciones de la cuadrícula), por lo que se ha hecho una clasificación de los puntos de medición considerando su ubicación respecto al área de estudio. Así tenemos puntos cuya área de influencia es: completa (1), tres cuartos (3/4), mitad (1/2), un cuarto (1/4) y nula (0) cuando está cercano a otro punto que ya registró esa área de influencia, y en base a esta fracción se asignó el área.

Tabla 5.63. Porcentaje de la población expuesta a L_{day} y L_{den} en intervalos (dBA).

Índice	% Población expuesta	
	L_{day}	L_{den}
<50	-	-
50-55	0,70	0,70
55-60	4,10	10,00
60-65	16,10	11,30
65-70	39,60	21,10
70-75	31,90	38,70
75-80	7,60	16,20
>80	-	2,00

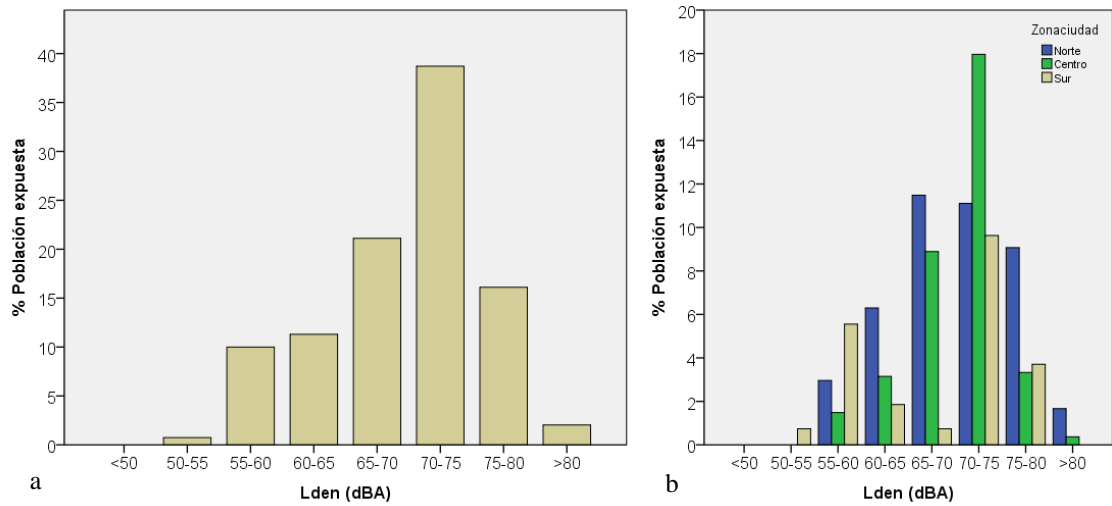


Figura 5.30. Porcentaje de población expuesta a L_{den} . a. Porcentaje de población expuesta en área total de estudio. b. Porcentaje de población expuesta en las zonas norte, centro y sur.

Con respecto a L_{day} , en la tabla 5.63, el 99,3% de la población se encuentra expuesta a niveles que les puede llevar a sentirse altamente perturbadas, puesto que $L_{day} > 53$ dBA, y el 100% de la misma se encuentra expuesta a niveles que sobrepasan los 50 dBA que les puede llevar a sentirse moderadamente perturbadas, según lo establece la OMS (WHO, 2018) y la normativa ecuatoriana. Mientras que el porcentaje de población expuesta, según el límite establecido por la OCDE de $L_{day} > 65$ dBA, corresponde a 79%.

Con respecto a L_{den} , tabla 5.63, el mismo porcentaje 99,3 está expuesta a niveles que causan grave molestia según la OMS. A partir de la clasificación que hace la OCDE (Citado en Rey et al., 2012), el 78% de la población vive en “black acoustic zones” con $L_{den} > 65$ dBA, el 21% vive en “grey acoustic zones” con 65 dBA $> L_{den} > 55$ dBA, y el 1% vive en “white acoustic zones”.

En la figura 5.30, se observa dónde se concentra el mayor porcentaje de población expuesta al ruido de la ciudad, siendo la zona centro la que abarca el mayor porcentaje de población expuesta a niveles sonoros en el rango de 70 a 75 dBA.

5.3.3. Estimación de la población molestada por el ruido

Para calcular los porcentajes de la población molestada y altamente molestada por el ruido de tránsito rodado en función de L_{den} , se utilizaron las ecuaciones 9 y 10 del capítulo 2, donde se considera el tránsito rodado como la principal fuente de ruido.

En la figura 5.31, las curvas obtenidas representan el porcentaje de la población molestada %A y altamente molestada %HA, que para este estudio se corresponde a un promedio de 50% y 26%, respectivamente.

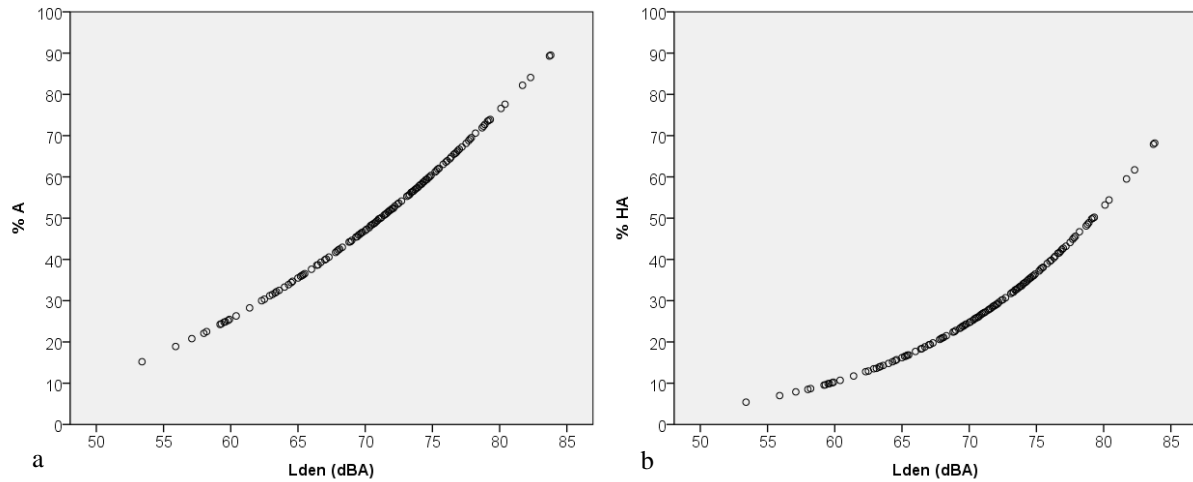


Figura 5.31. Estimación de la molestia causada por el ruido de tránsito rodado a partir de L_{den} (dBA). a. Porcentaje de la población molestada (%A). b. Porcentaje de la población altamente molestada (%HA).

Capítulo 6

**DETERMINACIÓN DE MODELO ACÚSTICO
COMO HERRAMIENTA DE PLANIFICACIÓN
URBANA**

6.1. Introducción

En este capítulo se desarrollará la propuesta del modelo de caracterización de entornos sonoros a partir de las variables levantadas en los puntos de muestreo, considerando que fueron datos medidos in situ, a diferencia de las variables obtenidas en la encuesta aplicada a la población, que son definidos a partir de creencias, sensaciones o sentimientos de la población, con un carácter fuertemente subjetivo. Se utilizarán las variables definidas en el análisis de asociación y correlación bivariada del capítulo 4.

Este planteamiento pretende convertirse en un recurso que pueda servir para la planificación urbana, con más énfasis en ciudades medias que se encuentran en proceso de expansión, como Loja, constituyéndose en un instrumento valioso para predecir las características del entorno sonoro generado con la planificación del futuro crecimiento de la ciudad.

Las variables cuantitativas analizadas en el capítulo 4 surgieron de la revisión del estado del arte relativo al ruido ambiental, teniendo como antecedente que existen algunos modelos desarrollados por investigadores y en otros casos por organismos gubernamentales que son implantados en una normativa; en ambos casos el objetivo ha sido estimar o predecir el ruido.

6.2. Planteamiento del modelo de regresión lineal múltiple

Con la hipótesis planteada al inicio, el objetivo es comprobar que el nivel sonoro está en función de las variables teoréticas características del tránsito vehicular, condiciones meteorológicas y condiciones urbano-arquitectónicas. Para ello, ha sido necesario determinar la asociación estadística entre Leq y cada variable empírica definida al inicio del estudio. El procedimiento implicó un análisis paso a paso de regresión lineal múltiple (RLM) de las variables introducidas, generando una serie de experimentos con modelos, donde el nivel de ruido Leq se considera como variable dependiente, y las variables empíricas, como independientes.

Para el planteamiento del modelo, es necesaria la identificación de variables potenciales que caractericen acústicamente con mayor precisión el entorno urbano de estudio y otros entornos con características similares. Así, en la tabla 6.1, se exponen las variables que alcanzaron alguna incidencia en Leq con valores significativos de asociación y/o correlación en el análisis del capítulo 4. Se consideran tanto variables grupales como individuales, es decir, tanto las variables que definen un grupo, como sus categorías. No se contemplaron las variables de tipo temporal y meteorológico.

En la tabla 6.2 se exponen todas las variables independientes con sus correspondientes coeficientes de correlación y nivel de significancia respecto de la variable dependiente.

Tabla 6.1. Variables seleccionadas para modelo.

No.	Código	Descripción	Rango
1	LEQ	Nivel sonoro continuo equivalente	53,8 - 78,0
2	FV	Flujo vehicular (Log10)	0,60 - 3,20
3	FVL	Flujo vehículos ligeros (Log10)	0 - 3,14
4	FVP	Flujo vehículos pesados (Log10)	0 - 2,34
5	FM	Flujo motocicletas (Log10)	0 - 1,88
6	TFV	Tipo de flujo vehicular	1 - 3
7	FCF	Presencia flujo continuo fluido	(0,1)
8	FCP	Presencia flujo continuo en pulsos	(0,1)
9	FI	Presencia flujo interrumpido o pulsante	(0,1)
10	NEA	Número de eventos anómalos	0 - 38
11	NB	Número de Bocinas	0 - 19
12	NMR	Número de motocicletas muy ruidosas	0 - 5
13	NVPR	Número de vehículos pesados muy ruidosos	0 - 21
14	NETV	Número de eventos anómalos tráfico vehicular	0 - 37
15	AC	Ancho de calzada	3 - 31,5
16	NC	Número de carriles	1 - 4
17	CU	Presencia de un carril	(0,1)
18	CC	Presencia de cuatro carriles	(0,1)
19	TV	Tipo de vía	1 - 6
20	VP	Presencia de vía perimetral	(0,1)
21	VU	Presencia de vía urbana	(0,1)
22	VPR	Presencia de vía principal	(0,1)
23	VSE	Presencia de vía secundaria	(0,1)

Tabla 6.2. Coeficientes de correlación de Pearson entre la variable dependiente Leq y variables independientes.

Tipo de variable	Variable independiente	Sig. (bilateral)	R
Tránsito vehicular	Flujo vehicular (FV)	<0,001	0,783
	Flujo vehículos ligeros (FVL)	<0,001	0,687
	Flujo vehículos pesados (FVP)	<0,001	0,719
	Flujo motocicletas (FM)	<0,001	0,635
	Tipo de flujo vehicular (TFV)	<0,001	0,27
	Presencia flujo continuo fluido (FCF)	<0,001	0,319
	Presencia flujo continuo en pulsos (FCP)	<0,001	-0,209
	Presencia flujo interrumpido o pulsante (FI)	<0,001	-0,189
	Número eventos anómalos (NEA)	<0,001	0,493
	Número de Bocinas (NB)	<0,001	0,286
	Número de motocicletas muy ruidosas (NMR)	<0,001	0,33
	Número de vehículos pesados muy ruidosos (NVPR)	<0,001	0,495
	Número de eventos anómalos tráfico vehicular (NETV)	<0,001	0,511
Características urbano arquitectónicas	Ancho de calzada (AC)	<0,001	0,412
	Número de carriles (NC)	<0,001	0,397
	Presencia de un carril (CU)	<0,001	-0,266
	Presencia de cuatro carriles (CC)	<0,001	0,341
	Tipo de vía (TV)	<0,001	0,517
	Presencia de vía perimetral (VP)	<0,001	0,274
	Presencia de vía urbana (VU)	<0,001	0,428
	Presencia de vía principal (VPR)	<0,001	-0,251
Presencia de vía secundaria (VSE)	<0,001	-0,418	

Para la determinación del modelo de regresión lineal múltiple con las variables previamente seleccionadas de la Tabla 6.1 se utiliza el método “paso a paso hacia adelante”; donde el programa estadístico (SPSS) incorpora una a una las variables en el modelo, en orden a la que registre el más alto valor de significancia. El criterio de entrada de las variables es alcanzar un nivel de significancia menor a 0,05. De este modo quedan descartadas, definitivamente del modelo, aquellas variables con un p-value mayor a 0,05.

En la tabla 6.3 se exponen los resultados después de introducir las 23 variables en el modelo, sólo cinco de ellas muestran ser las que realmente inciden y pueden explicar el comportamiento sonoro en un determinado entorno urbano, considerando el caso de estudio. En la tabla se indican los resultados del coeficiente de determinación, error estándar, estadístico F y nivel de significancia p-value. Se puede observar cómo, a medida que se van incorporando las variables predictores, el coeficiente de determinación aumenta, mientras que el error estándar disminuye.

Tabla 6.3. Coeficientes modelo de regresión lineal múltiple. Variable dependiente: Leq (dBA).

Modelo	R	R ²	Error estándar	Cambio en R ²	F	Significancia F
1 ^a	0,775	0,601	2,785	0,601	310,047	< 0,001
2 ^b	0,812	0,660	2,578	0,059	198,636	< 0,001
3 ^c	0,824	0,679	2,510	0,019	143,760	< 0,001
4 ^d	0,829	0,688	2,480	0,009	111,833	< 0,001
5 ^e	0,835	0,697	2,451	0,009	92,851	< 0,001

^a Predictores: (Constante), FV

^b Predictores: (Constante), FV, FCF

^c Predictores: (Constante), FV, FCF, FVL

^d Predictores: (Constante), FV, TFV, FVL, NEA

^e Predictores: (Constante), FV, TFV, FVL, NEA, VPR

El modelo alcanza un coeficiente de determinación de 0,697 (ensayo quinto de la tabla 6.3 – 5^e) y se conforma de cuatro variables de tránsito vehicular y una variable urbana, pues son las variables del tránsito vehicular las que, desde el inicio, han mostrado una fuerte influencia en la explicación de la variabilidad de Leq. El cuarto ensayo de la tabla (4^d), conformado solo por variables de tránsito vehicular alcanza un coeficiente de determinación de 0,688, muy cercano al del modelo final quinto de 0,697. Y cuando en el quinto ensayo se introduce la variable urbana, el coeficiente de determinación solo aumenta 0,009.

Con estos resultados, sólo las variables de la tabla 6.3 son consideradas para obtener los coeficientes finales del modelo de regresión lineal múltiple. Sin embargo, previo a este proceso, se descarta que haya correlación entre las variables independientes. Las variables flujo vehicular (número total de vehículos) y flujo vehículos livianos (número de vehículos livianos) tienen un coeficiente de correlación R=0,989 (Tabla 4.86); por lo tanto, se descarta la variable de flujo vehículos livianos, para evitar posteriores problemas de colinealidad o multicolinealidad en modelo.

El modelo propuesto (Tabla 6.4) explica la variabilidad de Leq en un 69% (R²=0,691), con un error estándar de 2,5021 y un nivel de significancia asociado a F menor a 0,001. En la tabla se muestran todas las variables que intervienen en el modelo, con los respectivos valores del test.

Tabla 6.4. Coeficientes modelo de regresión lineal múltiple propuesto. Variable dependiente: Leq (dBA).

Modelo	Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados		t	Sig.
	B	Error estándar	Beta	Beta		
(Constante)	54,640	0,853			64,086	0,000
FV	5,355	0,359	0,681		14,896	0,000
FCF	2,028	0,349	0,228		5,812	0,000
NEA	0,072	0,029	0,113		2,504	0,013
VPR	-1,234	0,425	-	0,115	-2,906	0,004

El modelo que se propone, y que fuera el objetivo de la presente investigación, queda establecido con la siguiente ecuación:

$$Y = 54,6 + 5,4 X1 + 2,0 X2 + 0,1 X3 - 1,2 X4$$

Donde:

Variable dependiente **Y = Leq** (Nivel sonoro continuo equivalente)

Leq: Nivel sonoro continuo equivalente, expresado en dBA (Véase página 80 y 208).

Variable independiente **X1 = FV** (Flujo vehicular)

FV: Número total de vehículos en una hora, expresado como logaritmo decimal - Log₁₀ (Véase páginas 81,120 y 208).

Variable independiente **X2 = FCF** (Presencia de flujo continuo fluido),

FCF = 0, no presenta flujo continuo fluido

FCF = 1, presenta flujo continuo fluido

(Véase páginas 81 y 208).

Variable independiente **X3 = NEA** (Número de eventos anómalos)

NEA: Los eventos anómalos son los sucesos con una duración pequeña y con una intensidad sonora alta, que se dieron durante el tiempo de medición de 15 minutos (Véase páginas 82 y 208).

Variable independiente **X4 = VPR** (Presencia de vía principal),

VPR = 0, no es vía principal

VPR = 1, es vía principal

(Véase páginas 84 y 208).

De la ecuación obtenida se deduce que el ruido de la ciudad de Loja, en las horas del día estudiadas, tiene un valor de fondo de 55 dBA. Si el resto de variables se mantienen constantes, cada vez que: el flujo vehicular se incrementa en un factor 10, en promedio, el nivel sonoro aumenta 5 dBA; hay presencia de flujo continuo fluido en las vialidades, el nivel sonoro aumenta de 2 dBA; los eventos

anómalos se incrementen en 1, el nivel sonoro aumenta 0,1 dBA; y, hay presencia de vialidades principales, el nivel sonoro disminuye 1 dBA. Estas variables explican el 69% de la variabilidad de los niveles sonoros Leq.

Las variables introducidas en el modelo alcanzan un nivel de significancia de F (Tabla 6.5).

Tabla 6.5. Análisis de la varianza (Anova) del modelo de regresión lineal múltiple propuesto.

Modelo		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
1	Regresión	2852,809	4	713,202	113,919	0,000 ^b
	Residuo	1277,162	204	6,261		
	Total	4129,971	208			

a. Variable dependiente: Leq

b. Predictores: (Constante), Vía principal, Flujo continuo fluido, Número eventos anómalos, Flujo vehicular Log10

El modelo propuesto se compone principalmente de variables del tránsito vehicular que, en particular en este caso de estudio, demostraron estar relacionadas e influyen en la variabilidad de los niveles sonoros. Quedan descartadas del modelo otro tipo de variables, como las relacionadas a las características del entorno urbano, para el caso de la ciudad media de Loja u otra ciudad de similar escala y características. Sin embargo, para el caso de otras ciudades, especialmente, ciudades de gran tamaño, se deberán contemplar todas las variables tanto del tránsito vehicular como del entorno urbano que, en este caso, se ha comprobado su incidencia.

6.3. Validación y diagnóstico del modelo

Para la validación y diagnóstico del modelo se hace un análisis de normalidad, homocedasticidad y de variables explicativas para determinar que son linealmente independientes (no colinealidad).

6.3.1. Normalidad

Para el análisis de normalidad del modelo, se realiza un análisis de normalidad de los residuos, primero de forma gráfica, con un histograma y gráfico de probabilidad normal QQ-plot; y, luego, analíticamente, por medio del contraste de normalidad de Kolmogorov-Smirnov.

El *histograma* de la figura 6.1 muestra que los residuos siguen una distribución normal, donde las barras se distribuyen de forma similar a la curva normal.

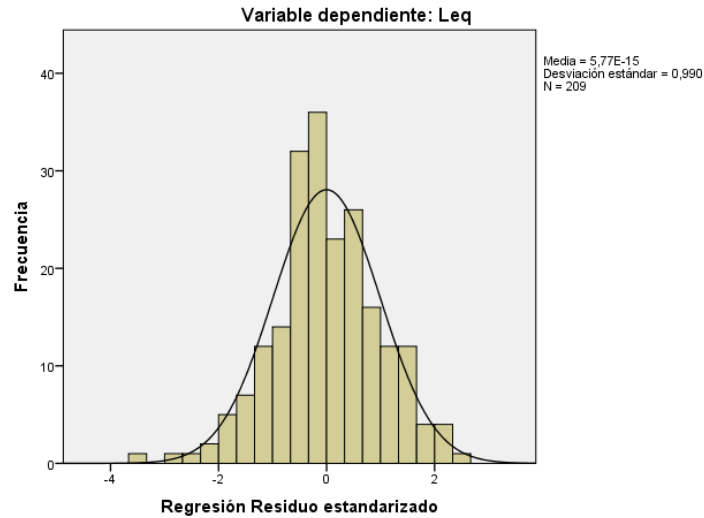


Figura 6.1. Histograma de distribución normal de residuos modelo propuesto.

El gráfico de probabilidad normal, figura 6.2, indica una posible normalidad de residuos.

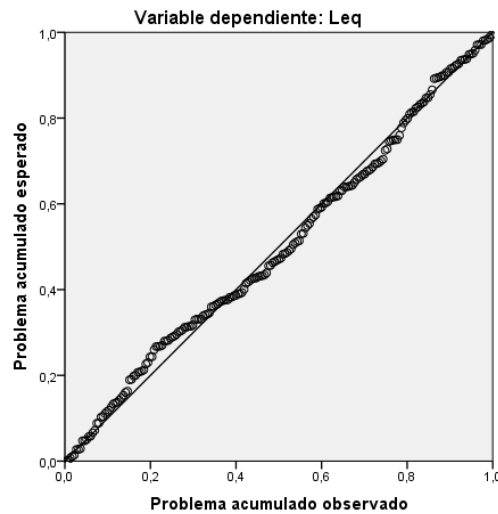


Figura 6.2. Gráfico PP normal de regresión Residuo estandarizado.

En el *Contraste de normalidad, Prueba de Kolmogorov-Smirnov*, Tabla 6.6, los resultados indican que la distribución de los residuos estandarizados es normal. Por lo tanto, se concluye que el modelo cumple con el requisito de normalidad.

Tabla 6.6. Pruebas de normalidad de residuos estandarizados de modelo propuesto

	Kolmogorov-Smirnov ^a			Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.	Estadístico	gl	Sig.
Standardized Residual	0,055	209	0,200*	0,991	209	0,241

*. Esto es un límite inferior de la significación verdadera.

a. Corrección de significación de Lilliefors

6.3.2. Homocedasticidad

En la figura 6.3, se puede observar el diagrama de dispersión para comprobar *homocedasticidad*. Suponiendo que se traza una línea a la altura de 0, tanto en el eje Y como en el eje X, la variación de los residuos sobre esta línea es semejante, exceptuando algún residuo atípico que está por encima de 2. No existe alguna tendencia en la figura, los residuos no presentan estructura definida respecto de los valores predichos por el modelo, por lo que se asume que hay homocedasticidad.

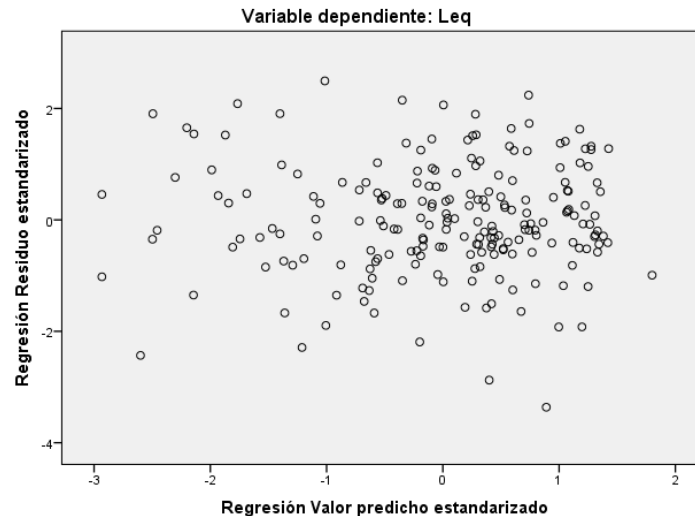


Figura 6.3. Diagrama de dispersión para determinar homocedasticidad en modelo propuesto.

6.3.3. Análisis de variables explicativas linealmente independientes (no colinealidad)

La multicolinealidad se puede detectar, en primera instancia en los gráficos de dispersión y matriz de correlaciones bivariadas, donde se ingresen todas las variables tanto dependientes como las independientes X, ya que es en el grupo de variables independientes que se quiere determinar altas correlaciones entre ellas.

Para detectar, si hay colinealidad o multicolinealidad, se utilizan también los diagnósticos específicos: factores de inflación de la varianza (VIF) e índice de condición.

En la Tabla 6.7, se exponen los resultados del diagnóstico de *factores de inflación de la varianza*, los valores de VIF son inferiores a 10, lo que no implica problema de colinealidad, caso contrario, si los valores de este factor fueran mayores a 10, ya se tiene problema con las variables independientes utilizadas.

Tabla 6.7. Coeficientes de regresión parcial y niveles de tolerancia.

Modelo	Coeficientes no estandarizados		Coeficientes estandarizados	t	Sig.	95.0% intervalo de confianza para B		Estadísticas de colinealidad	
	B	Error estándar	Beta			Límite inferior	Límite superior	Tolerancia	VIF
(Constante)	54,640	0,853		64,086	0,000	52,959	56,321		
Flujo vehicular Log10	5,355	0,359	0,681	14,896	0,000	4,646	6,063	0,725	1,379
Flujo continuo fluido	2,028	0,349	0,228	5,812	0,000	1,340	2,716	0,985	1,015
Número eventos anómalos	0,072	0,029	0,113	2,504	0,013	0,015	0,128	0,743	1,346
Presencia vía principal	-1,234	0,425	- 0,115	-2,906	0,004	-2,071	- 0,397	0,968	1,033

a. Variable dependiente: Leq

Los valores de los *índices de condición* de la Tabla 6.8, no superan el valor 15, índices mayores a 15 indican posible existencia de multicolinealidad y si los índices superan en valor 30, hay un problema severo de multicolinealidad. Por lo tanto, los resultados demuestran que no existe colinealidad en el modelo propuesto.

Tabla 6.8. Diagnósticos de colinealidad^a

Modelo	Autovalor	Índice de condición	Proporciones de varianza					
			(Constante)	Flujo vehicular Log10	Flujo continuo fluido	Número eventos anómalos	Presencia vía principal	
1	1	3,542	1,000	0,003	0,003	0,025	0,017	0,018
	2	0,790	2,118	0,000	0,000	0,035	0,016	0,849
	3	0,435	2,853	0,002	0,003	0,841	0,135	0,011
	4	0,214	4,064	0,053	0,023	0,099	0,667	0,079
	5	0,019	13,506	0,942	0,971	0,001	0,165	0,044

a. Variable dependiente: Leq

6.4. Capacidad de predicción de modelo propuesto

Una vez validado el modelo, se desarrolló un análisis de su capacidad de predicción, a partir de la selección aleatoria de una muestra, correspondiente al 20% de la muestra total. La muestra seleccionada contempló 52 casos, a los que se aplicó la ecuación del modelo planteado. Los resultados del estudio comparativo de los niveles sonoros medidos, en relación a los pronosticados con el modelo, muestran en la tabla 6.9 una diferencia entre 0 y +/- 3, que alcanza el más alto porcentaje (75%); una diferencia en el rango de +/- 3 a +/- 5, que alcanza un porcentaje del 19%; y una diferencia con valores mayores a +/- 5, con un porcentaje menor del 6%.

Tabla 6.9. Diferencia entre niveles sonoros levantados y pronosticados en una muestra aleatoria (20%).

Diferencia niveles sonoros calculados/pronosticados	Frecuencia	Porcentaje	Porcentaje acumulado
<-5	1	1,9	1,9
-5 a -3	8	15,4	17,3
-3 a 0	22	42,3	59,6
0 a 3	17	32,7	92,3
3 a 5	2	3,8	96,2
>5	2	3,8	100,0
Total	52	100,0	

Con estos resultados es necesario recalcar que la información fue levantada a lo largo de toda la ciudad, abarcando tres zonas con sus características particulares. En todo caso, la mayoría de los niveles pronosticados contemplan un error aceptable bajo de hasta ± 3 dBA, y una minoría de niveles pronosticados con un error de ± 5 dBA que todavía se considera aceptable en este tipo de cálculos. Para que la ecuación se acerque más a los niveles reales y disminuya el error, se pueden sumar otro tipo de variables.

Capítulo 7

CONCLUSIONES

El desarrollo de la investigación comprendió la revisión bibliográfica de los conceptos y elementos fundamentales del sonido; la determinación del estado del arte en torno al tema de estudio y todos sus componentes; el establecimiento de una metodología para el levantamiento de información y análisis; la fase de tabulación, análisis e interpretación de datos y la propuesta del modelo.

En este tipo de estudios, donde se trabaja a partir de las características de una ciudad, se pueden registrar una amplia gama y variabilidad de características, que están supeditadas, principalmente, al tamaño de la ciudad. En este sentido, los resultados del análisis de las variables seleccionadas al inicio del estudio, respecto de los niveles sonoros, corresponden al caso de estudio de esta investigación (ciudad de Loja).

A partir de los objetivos e hipótesis definidos al inicio de la investigación, se llega a las siguientes conclusiones:

Los resultados muestran que el nivel de ruido en la ciudad de Loja sobrepasa las cifras tope tolerables por la población, establecidas por organismos internacionales, que para la OMS son 53 dBA y OCDE y legislación ecuatoriana 65 dBA. Las tres zonas en las que fue dividida la ciudad para el estudio excedieron estos límites, especialmente la zona norte, caracterizada por ser una zona totalmente consolidada, comprobándose que, efectivamente, hay contaminación de ruido en la ciudad.

Las condiciones temporales no influyen en los niveles sonoros. El comportamiento sonoro resultó constante durante el día; sin embargo, se detectaron niveles sonoros más elevados en horas de entrada y salida de jornadas laborales y educativas. Los días más ruidosos de la semana, fueron los viernes en la mañana y los lunes en la tarde.

Las condiciones meteorológicas, velocidad del viento, humedad relativa y temperatura, demostraron no afectar ni intervenir en el comportamiento sonoro del ruido de la ciudad de Loja.

Una de las fuentes de ruido constituye el tránsito vehicular que está conformado principalmente por vehículos ligeros. Los niveles sonoros registraron elevación en sus valores por la presencia de eventos sonoros anómalos provenientes tanto del tránsito vehicular como del entorno urbano; sin embargo, registraron una mayor frecuencia los vehículos pesados muy ruidosos, las bocinas y las motocicletas muy ruidosas. El flujo vehicular característico en las vialidades de la ciudad es el flujo continuo fluido.

Las características urbanas de la ciudad se definen, principalmente, por vialidades urbanas y calles urbanas principales y secundarias, que alcanzan anchos entre 3 y 15 m y, en menor porcentaje, anchos de hasta 30 m divididas por un parterre (vialidades perimetrales y urbanas). Las vialidades y calles albergan uno, dos y cuatro carriles, con uno o dos sentidos de circulación, con predominio de asfalto liso en sus superficies de rodadura.

El área de estudio se caracteriza por pendientes viales ascendentes y descendentes inferiores al 5% y, en menor porcentaje, pendientes de más del 20%. La geometría del perfil en “U” es característico de las vialidades, con alturas de edificios entre 4 y 10 metros y un menor número que alcanza los 15 metros. Las superficies reflectoras de los edificios están compuestas, principalmente, por superficies lisas de ladrillo enlucido.

Los usos de suelo característicos en la zona de estudio, son el residencial, el comercial y el uso de suelo mixto residencial-comercial.

El tránsito vehicular en general, que fue caracterizado desde algunos aspectos, influye sobre el comportamiento del nivel sonoro. Características como el flujo vehicular en general (número de vehículos) y todos los flujos vehiculares, participan también en la variabilidad de los niveles sonoros, especialmente el flujo de vehículos pesados, que alcanzó el mayor coeficiente de correlación, seguido del flujo de vehículos livianos y flujo de motocicletas.

Los eventos sonoros anómalos influyen de forma significativa en los índices sonoros, especialmente los eventos sonoros relativos al tránsito vehicular: bocina, motocicleta muy ruidosa, vehículo pesado muy ruidoso y sirena.

El flujo continuo fluido también es una de las características del tránsito vehicular, que influye significativamente en la variabilidad de los niveles sonoros en un determinado entorno urbano.

En el análisis de las variables urbanas y arquitectónicas, no todas las características guardan relación o inciden en la variabilidad de los niveles sonoros. Características como el ancho de calzada, el número de carriles (cuatro carriles), tipo de vía y los tipos vía perimetral y vía urbana (avenidas), muestran una correlación significativa con los niveles sonoros. Mientras que el sentido vial, sentido de la pendiente, geometría de la vía, superficie de rodadura, uso de suelo, altura de edificaciones y materiales de superficies reflectoras, aparentemente no mostraron relación significativa alguna con los niveles sonoros.

Para el estudio de la percepción acústica del ser humano en sus entornos urbanos, se aplicó una encuesta a 996 personas que circulaban por el área de estudio durante los 15 minutos de medición de niveles sonoros. Las encuestas recogieron las características demográficas, actividades peatonales y ocupación del territorio, contexto urbano, efectos provocados por el ruido, percepción del ruido, molestia provocada por el ruido y estrategias para afrontar el ruido.

En el grado de satisfacción de las características del sector, gusto por la calle y la molestia producida por el ruido, está relacionado con las características demográficas. Son las mujeres quienes tienden a estar más satisfechas que los hombres con las características urbanas. Existe una tendencia en la población que mientras más edad tienen, están más satisfechos con las características del sector. Es la población sin estudios, la que está más satisfecha con las características urbanas, seguido por la población con nivel de posgrado.

El estado de salud de la población no presenta asociación con la molestia causada por ruido, ni depende de las variables demográficas.

En la valoración de los efectos del ruido, los habitantes muestran una tendencia a no sentir ningún grado de afectación por los efectos auditivos: dolores de cabeza, estrés, efectos sobre el sueño, efectos sobre la conducta, efectos sobre el rendimiento, efectos en la memoria, cambios constantes de humor, interrupción en sus actividades laborales, irritabilidad, sobresalto y molestia en los oídos; mientras que, en distracción en la conversación y atención, el grado de afectación es medio. Son las mujeres quienes presentan mayor grado de afectación respecto a los hombres en todos los efectos. Es la población del grupo de edad de más de 60 años la que está más afectada por el ruido, los niveles de afectación van en nivel ascendente, según la edad. En cuanto a la afectación de la población, según el nivel de estudio, a menor nivel de educación, mayor grado de afectación. El

mayor grado de afectación por el ruido se da en otro estado civil. El grado de afectación es mayor en la población que reside en la zona de estudio que en la que no vive allí. A mayor valoración de los efectos del ruido, mayor molestia.

Los mayores niveles de molestia se producen con las fuentes de ruido: camiones, el transporte público y las bocinas. Las mujeres presentan mayor grado de molestia, respecto a los hombres, en todas las fuentes de ruido, a excepción de las bocinas. Es el rango de más de 60 años de edad el que registra los valores más altos de molestia de las fuentes de ruido. La población de mayor nivel de estudios, posgrado, mostró mayor molestia de las fuentes de ruido, frente a la población con otro nivel de estudio. Es el grupo de otro estado civil, el que presenta mayor grado de molestia con las fuentes de ruido.

La percepción que tienen las personas de la intensidad del ruido es más intensa en la ciudad en general que, en las calles, en particular; mientras que el grado de molestia es inferior. Según el sexo, son las mujeres quienes perciben con mayor intensidad el ruido y a quienes más les molesta. El grupo de mayor edad, más de 60 años, percibe con mayor intensidad y tiene más molestia de ruido que los otros grupos. La población con mayor nivel de estudios, posgrado, es la que percibe con mayor intensidad el ruido y le causa mayor molestia. El estado civil de viudo registra el grado más alto de valoración en intensidad de ruido y molestia. Son los no residentes quienes perciben el ruido en la ciudad y en la calle con mayor intensidad y sienten una mayor molestia, esta valoración depende del estatus de residencia. La valoración de la percepción de la intensidad de la calle está asociada con la valoración de la molestia, considerando que, la valoración de la molestia se hizo en ese momento y en esa calle en particular.

Las estrategias utilizadas para afrontar el ruido por parte de la población, son acostumbrarse y no poner atención; mientras que, realizar una queja ante las autoridades no se usa. El uso de las estrategias para afrontar el ruido no depende del sexo; los que más estrategias usan constituyen la población de más de 60 años, con estudios de posgrado y educación superior, de estado civil viudos y que residen en el sector.

Las características demográficas sexo, edad, nivel de estudios y estado civil, no inciden en la molestia del ruido. Sin embargo, son las mujeres las que alcanzan el mayor porcentaje de valoración en muchísima molestia del ruido, mientras que los hombres en bastante. Si bien la edad no está asociada a la molestia, son los grupos de edad, en sentido ascendente, los que registran un mayor nivel de molestia; es el grupo de 06-12 años quienes registran menor molestia por ruido, el grupo de 13-32 alcanza bastante molestia, y el rango de más de 60 años alcanza muchísima molestia. Son los habitantes con una educación media, los que presentan menor molestia por ruido; mientras que con educación básica y superior sienten bastante molestia, y estudios de posgrado muchísima molestia. Los habitantes con estado civil soltero y casado experimentan menor molestia por ruido, a diferencia de los divorciados y viudos, quienes sienten bastante y muchísima molestia, respectivamente.

La actividad y ocupación del territorio de la población está asociada a la molestia. A los habitantes que viven en el sector de estudio les molesta menos el ruido, en relación a los que se encuentran desarrollando otra actividad, a quienes les molesta más. De la misma forma, son los peatones a quienes les molesta bastante el ruido, pero es la población que vive, en relación a los otros grupos, la que registra el mayor porcentaje en muchísima molestia. De forma general, es la población que estudia la que tiene menor molestia por ruido.

Los índices sonoros medidos en la ciudad tienen una relación directa con la percepción del ruido, pero principalmente, con la percepción del ruido en la calle y la molestia del ruido. Los descriptores L50, L90, L10 y Leq, alcanzan los mayores niveles de asociación con la evaluación de percepción y molestia de ruido.

La población urbana de la ciudad de Loja se encuentra expuesta a niveles de ruido de exposición día (Lday) y día-tarde-noche (Lden), de 70 dBA y 71 dBA, respectivamente. En ambos casos, estos niveles exceden los límites establecidos por organismos internacionales, que en el caso de la OMS es de 53 dBA y la OCDE, de 65 dBA. El porcentaje de la población del sector de estudio expuesta a estos niveles corresponde al 99,30% (>53 dBA) y 79% (>65 dBA).

A partir de la consideración que la mayor fuente de ruido urbano es el tránsito rodado, se determinó que la población molestanda constituye aproximadamente el 50%; mientras que la población altamente molestanda alcanza un 26%.

El análisis individual de todas las variables de estudio del tránsito vehicular y urbanas, arrojó como resultado la representatividad sólo de algunas de ellas en la caracterización sonora de un entorno urbano. Variables como el flujo vehicular y sus tipos según vehículo (livianos, pesados y motocicletas), el tipo de flujo vehicular y sus tipos según la circulación (continuo fluido, continuo en pulsos, interrumpido o pulsante acelerado o desacelerado), y los eventos anómalos, especialmente eventos del tránsito vehicular, junto al ancho de calzada, número de carriles y sus tipos, tipo de vialidades y sus tipos, fueron las variables que mostraron incidencia en el comportamiento acústico de la ciudad.

Experimentos previos para el planteamiento del modelo, mostraron que, características como el flujo vehicular (número de vehículos), muestra ser uno de los principales componentes en la caracterización sonora. Su articulación con otras variables como los eventos anómalos: número de bocinas, número de motocicletas muy ruidosas y número de vehículos pesados muy ruidosos, y tipo de flujo vehicular, mejoran su contribución en el comportamiento sonoro. En este sentido, son las variables del tránsito vehicular las que principalmente influyen en la caracterización de un entorno sonoro, explicando la variabilidad de los niveles de ruido alrededor de un 70%.

Mientras que, las características del entorno urbano-arquitectónico no influyen en la caracterización sonora con la misma intensidad que lo hacen las características del tránsito vehicular que, en números constituye aproximadamente la mitad de lo que significa la incidencia de las variables del tránsito vehicular; es decir, los experimentos desarrollados a partir de las variables urbanas explican la variabilidad del ruido urbano en un 37%. Sin embargo, la participación de las características urbanas, junto a características de tránsito vehicular, eleva dos puntos el porcentaje de la caracterización sonora de ese entorno urbano; es decir, mientras el modelo con variables del tránsito vehicular explica la variabilidad del ruido urbano un 70%, la implementación de las variables urbanas en el modelo aumenta a un 72%.

Considerando la hipótesis inicial planteada, después del análisis y los resultados del modelo planteado, son las variables del tránsito vehicular las que, principalmente, inciden en el comportamiento sonoro de un determinado entorno urbano; sin embargo, variables urbanas también fueron consideradas, mientras que las condiciones meteorológicas fueron descartadas.

Para dar respuesta al objetivo general de la investigación, las variables definidas del tránsito vehicular para conformar el modelo son: flujo vehicular, presencia de flujo continuo fluido, número de eventos anómalos y presencia de vía principal. La única variable de las características urbanas que interviene, es la presencia de vialidades principales. Este modelo alcanzó una explicación del 69% de la variabilidad de los niveles sonoros. Cumple con los requisitos de normalidad y homocedasticidad, y no presenta colinealidad. Su capacidad de predicción es considerable, teniendo en cuenta que tiene un rango de error aceptable para estos casos. El modelo queda establecido con la siguiente **ecuación de caracterización acústica**:

$$Y = 54,6 + 5,4 X1 + 2,0 X2 + 0,1 X3 - 1,2 X4$$

Donde:

Y = Leq, Nivel sonoro continuo equivalente.

X1 = FV, Flujo vehicular, corresponde al número total de vehículos en una hora, expresado como logaritmo decimal - Log10).

X2 = FCF, Presencia de flujo continuo fluido: FCF = 0 no presenta flujo continuo fluido; FCF = 1 presenta flujo continuo fluido

X3 = NEA, Número de eventos anómalos, que son los sucesos con una duración pequeña y con una intensidad sonora alta, que se dieron durante el tiempo de medición de 15 minutos.

X4 = VPR (Presencia de vía principal): VPR = 0, no es vía principal; VPR = 1, es vía principal

El modelo propuesto, incluye características que, al igual que otros estudios, fueron consideradas en modelos de caracterización sonora. Los resultados en algunos casos coinciden o están muy cercanos a resultados de otras investigaciones; sin embargo, en otros hay diferencias importantes. Las diferencias en los resultados obtenidos deben entenderse en el contexto de que las condiciones y características de los entornos urbanos donde tuvieron lugar las investigaciones, son diversas; por otro lado, se tiene la influencia de la escala de ciudad, y la implementación de otras variables del tránsito vehicular y del entorno. Por lo tanto, se puede ver que, en mayor o menor medida, algunas características coinciden como variables predictores del ruido, mientras que otras son menos representativas para la explicación o predicción del mismo.

Otro componente que se investiga en esta tesis, como parte de un objetivo específico, es la percepción del ser humano frente al ruido. Los resultados obtenidos e indicados previamente, reflejan la afectación del ruido en la población, manifiesta en la molestia provocada por la intensidad de ruido de las diferentes fuentes del tránsito vehicular y por el ruido tanto de la ciudad como de sus calles. Los índices sonoros medidos en la ciudad, tienen una relación directa con la percepción y molestia del ruido en la población. Estos resultados corroboran la influencia de la variable tránsito vehicular tanto en el modelo propuesto, como en la percepción de molestia que la población tiene en la ciudad. Por lo tanto, la afectación del ruido es inminente en la población, al

estar frente a un problema de salud pública, lo que hace necesaria la intervención del organismo pertinente, en la búsqueda por aplacar este problema ambiental y evitar su evolución en el tiempo.

Los problemas que se manifiestan actualmente en la ciudad y en el país en general, ponen en evidencia la falta de una normativa relativa al ruido ambiental. Una vez propuesto el modelo, el paso inmediato es su implementación como indicador para que sea utilizado en la planificación de un entorno urbano o de una ciudad. Para el efecto, es necesario el desarrollo de un marco normativo, que maneje de forma integral el factor ruido con todos sus componentes. La normativa internacional, bastante desarrollada en el tema, serviría como base fundamental para la generación de la normativa nacional, acompañada de educación ambiental para que la población apoye cualquier acción como medio para mejorar la comunidad y no la vea como injerencia en su libertad de acción. Para este fin, es necesario el involucramiento de organismos como el Ministerio del Ambiente, el Ministerio de Transporte y Obras Públicas, el Ministerio de Desarrollo Urbano y Vivienda, el Ministerio de Salud Pública y los Gobiernos Autónomos Descentralizados, planificadores y la misma comunidad.

En esta normativa se debe incorporar el ruido ambiental de forma efectiva en la planificación territorial como el recurso que permita la caracterización sonora del territorio para su evaluación, control y mitigación futura, proceso que influirá en la planificación del uso del suelo, los planes de desarrollo, el tránsito y los planes de movilidad. Esta actuación contribuirá a tener ciudades sustentables, que sean más amigables con el medio ambiente y a elevar la calidad de vida de la población.

A partir del modelo de regresión lineal múltiple propuesto, considerando los coeficientes y las variables que alcanzaron incidencia en la variabilidad de los niveles sonoros, se podrían contemplar algunas políticas a implementar para la reducción de los niveles de ruido.

- Reducir el flujo vehicular (FV), compuesto por el tránsito vehicular y caracterizado principalmente por vehículos particulares, con planes de movilidad urbana sostenible, donde se implementen y promuevan formas de desplazamiento más saludables, con el fortalecimiento del transporte público, la movilidad a pie y en bicicleta.
- Implementar la tributación por la propiedad y circulación vehicular, con la particularidad que, el pago del impuesto sea gradual en función al número de vehículos por familia o empresa. Limitar la circulación de vehículos pesados y motocicletas en zonas y horarios determinados donde registren mayor afectación.
- Procurar que las condiciones tanto de las fuentes de emisión como de propagación de ruido sean las adecuadas para la circulación vehicular en vialidades caracterizadas por el flujo continuo fluido, ya que, según el modelo propuesto, esta característica aumenta el nivel sonoro. De esta forma, aunque las ciudades cuentan con una normativa relativa al ruido de emisión del tránsito rodado, es necesario velar por su cumplimiento y sancionar con todo el rigor su incumplimiento. Los vehículos se caracterizan por el ruido de los motores y los dispositivos de escape, producto del mal estado de funcionamiento y falta de mantenimiento; por lo tanto, las revisiones vehiculares por parte de las autoridades competentes deben ser técnicamente efectivas. Control de los niveles máximos de velocidad en las vialidades de la ciudad.

- Implementar políticas que favorezcan el trazado vial con el incremento de vialidades urbanas principales (VPR) caracterizadas por la presencia de semáforos.

Capítulo 8

LÍNEAS FUTURAS

El desarrollo de la investigación deja abiertas algunas brechas en el tema de estudio, que aún se pueden continuar profundizando e investigando. Algunas de ellas se indican a continuación:

- El desarrollo de mapas acústicos de la ciudad con los niveles sonoros obtenidos, pueden mejorar ostensiblemente el entendimiento visual de la caracterización sonora de la ciudad.
- La metodología propuesta podría aplicarse a cualquier otra ciudad y obtener diferentes modelos de regresión específicos de esas ciudades. Los resultados podrían proporcionar información acerca de las fortalezas y debilidades de la planificación urbana de las ciudades estudiadas.
- Considerando la fecha en que se desarrollaron las mediciones de los niveles sonoros en este estudio, y por el tiempo transcurrido hasta la fecha, se pueden levantar ahora los niveles sonoros y las variables de flujos vehiculares y tipo de flujos, en las mismas estaciones establecidas. Esta labor tendría el objetivo de determinar la eficiencia del modelo propuesto y su capacidad predictiva.
- El modelo propuesto puede ser validado en otras ciudades con similares características, para determinar su capacidad predictiva.
- Introducir en modelo variables urbanas que, hayan alcanzado una influencia importante en los niveles sonoros contempladas en otros estudios, y comparar su aporte en la explicación de la variabilidad de los niveles sonoros. Las variables a incorporar en caracterización sonora podría ser velocidad promedio del tránsito (medido), número o presencia de semáforos, sentidos viales en dirección de entrada o de salida de la ciudad, entre otras.
- Utilizar el índice sonoro L50 como descriptor del ruido ambiental generado por el tránsito, a partir del alto grado de correlación con el flujo vehicular. Este nivel percentil L50 tiene una relación con el caudal de tránsito mucho más intensa que el nivel continuo equivalente, Leq, por lo que, el índice que mejor interpretaría el ruido generado por el tránsito sería el L50 y no Leq.
- Utilizar el método de categorización vial para la determinación de estaciones de medición y posterior comparación con los resultados obtenidos en este estudio y resultados obtenidos en otras investigaciones que hayan utilizado la misma metodología. Se podría implementar no sólo este método, sino también otro método de muestreo para determinar los puntos de medición, con el fin de obtener mayor variabilidad en los niveles sonoros.
- Determinar, en base a los resultados de las encuestas, ecuaciones que determinen la población molestanda y altamente molestanda, para su comparación con los resultados obtenidos por autores que hayan planteado este tipo de ecuaciones.

- Introducir en estudio de caracterización acústica otras fuentes sonoras presentes en áreas urbanas de la ciudad, donde el tránsito vehicular pierde importancia como las actividades humanas.
- La información de la encuesta donde se recogió la percepción de la molestia del ruido y de igual forma el grado de satisfacción con algunas variables urbanas, se puede utilizar en gran medida para caracterizar el paisaje sonoro de la ciudad.

Referencias Bibliográficas

AENOR. NORMA ESPAÑOLA UNE-EN 61672-1 (2014). España.

Alsina Sánchez, A., Romero Blasco, J., López López, S., Fabra, B. M., Planas de Martí, I., & Jiménez Díaz, S. (2005). Gestión integral del ruido urbano. Mapa de capacidad acústica de Terrassa. In *TecniAcústica Terrassa 2005* (pp. 1–7). Terrassa.

Arizmendi, L. J. (1980). *Tratado Fundamental de Acústica en la Edificación*. (S. A. (EUNSA) Ediciones Universidad de Navarra, Ed.) (Primera ed). Pamplona.

Ayuntamiento de Coruña. (2011). El Ruido. Retrieved July 14, 2011, from <http://www.coruna.es/medioambiente/0305ruido.jsp>

Azzurro, A., Ercoli, L., & Namuz, F. (2000). Una revisión de modelos predictivos de ruido urbano. In *TecniAcústica Madrid 2000* (pp. 1–6). Madrid.

Baron, R. (1973). *La Tiranía del Ruido* (Primera Ed). México.

Barrigón Morillas, J. M., Gómez Escobar, V., Méndez Sierra, J. A., Vílchez Gómez, R., & Vaquero, J. M. (2005). A categorization method applied to the study of urban road traffic noise. *Acoustical Society of America*, *117*(5). <https://doi.org/10.1121/1.1889437>

Barrigón Morillas, J. M., Pulido Guío, J., Gómez Escobar, V., Méndez Sierra, J. A., & Vílchez Gómez, R. (2001). Caracterización acústica de las calles de barrio de la ciudad de Cáceres. In *TecniAcústica La Rioja - 2001* (pp. 1–6). La Rioja.

Barrigón Morillas, J. M., Vílchez Gómez, R., Gómez Escobar, V., Méndez Sierra, J. A., Tejeiro Vidal, C., Alejandro Bueno, L., & Vaquero Martínez, J. M. (2002). Presentación de una encuesta para la realización de estudios sociales sobre el impacto del ruido urbano. *Revista de Acústica*.

Bartí D., R. (2010). *Acústica Medioambiental*. Alicante: Gamma, Editorial Club universitario.

Bell, A. (1969). *El Ruido: Riesgo para la salud trabajadores y molestia público* (Cuadernos de salud pública No. 30). Ginebra.

Bento Coelho, J. L., & Alarcão, D. (2005). Noise Mapping and Noise Action Plans for Large Urban Areas. In *TecniAcústica Terrassa 2005* (pp. 1–7). Terrassa.

Berglund, B., & Lindvall, T. (1995). *Community Noise. Archives of the Center for Sensory Research*. Stockholm: Jannes Snabbtryck. [https://doi.org/10.1016/S0065-2156\(09\)70001-8](https://doi.org/10.1016/S0065-2156(09)70001-8)

Berglund, B., Lindvall, T., & Dietrich H, S. (1999). *Guías para el ruido urbano*. Londres. <https://doi.org/10.1260/0957456001497535>

Berglund, B., & Nilsson, M. E. (2001). An attempt to capture the perceived soundscape. In

- Nopher (Ed.), *Simposio Internacional sobre la Contaminación Acústica y Salud*. Londres: Instituto de Laringología y Otología, University College of London.
- Bohme, G. (2000). Acoustic Atmospheres. A Contribution to the Study of Ecological Aesthetics. *The Journal of Acoustic Ecology*, 1(1), 14–18. Retrieved from <http://interact.uoregon.edu/medialit/wfae/journal/index.html>
- Botteldooren, D., De Coensel, B., & De Muer, T. (2006). The temporal structure of urban soundscapes. *Journal of Sound and Vibration*, 292(1–2), 105–123. <https://doi.org/10.1016/j.jsv.2005.07.026>
- Brown, A. L., & Lam, K. C. (1987). Urban Noise Surveys. *Applied Acoustics*, 20, 23–39.
- Brown, A. L., & Muhar, A. (2004). An approach to the acoustic design of outdoor space. *Journal of Environmental Planning and Management*, 47(6), 827–842. <https://doi.org/10.1080/0964056042000284857>
- Brüel & Kjær. (1984). Measuring Sound. *Brüel & Kjær*, 1–44.
- Brüel & Kjær. (1986). Environmental Noise Measurement. *Brüel & Kjær*, 26. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-52272-6.00252-X>
- Brüel & Kjær. (2000). Environmental noise. *Brüel & Kjær Sound & Vibration Measurement A/S.*, (338), 1–69. <https://doi.org/10.1097/01.NCQ.0000324585.68966.51>
- Burk, W. (1969). *Manual de medidas acústicas para el control del ruido*. Barcelona: Editorial Blume.
- Castillo Palma, J., & Patiño Tovar, E. (1999). Ciudades Medias. *Elementos* 34, 29–33.
- CE, C. E. (1996). *Política futura de lucha contra el ruido. Libro verde de la Comisión Europea* (540 No. COM (96)). *Publicaciones Oficiales de las Comunidades Europeas*. Bruselas: Comisión Europea.
- CE, C. E. (2001). *El Futuro está en nuestras manos. Oficina de Publicaciones Oficiales de las Comunidades Europeas*. Luxemburgo.
- CE, C. E. (2002a). *Directiva 2002/49/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 25 de junio de 2002 sobre evaluación y gestión del ruido ambiental. Diario Oficial de las Comunidades Europeas. Serie L*. Retrieved from <https://www.boe.es/doue/2002/189/L00012-00025.pdf>
- CE, C. E. (2002b). *Sexto Programa de Acción Comunitario en Materia de Medio Ambiente* (No. L 242). *Diario Oficial de las Comunidades Europeas I*.
- CE, C. E. (2003). *RECOMENDACIÓN DE LA COMISIÓN de 6 de agosto de 2003 relativa a las Orientaciones sobre los métodos de cálculo provisionales revisados para el ruido industrial, procedente de aeronaves, del tráfico rodado y ferroviario, y los datos de emisiones correspondi. Diario Oficial de la Unión Europea. Serie L*. Retrieved from <https://www.boe.es/doue/2003/212/L00049-00064.pdf>
- CE, C. E. (2011). *INFORME DE LA COMISIÓN AL PARLAMENTO EUROPEO Y AL*

- CONSEJO relativo a la aplicación de la Directiva sobre el ruido ambiental de conformidad con el artículo 11 de la Directiva 2002/49/CE. Bruselas.*
- CE, C. E. (2013). *DECISIÓN N o 1386/2013/UE DEL PARLAMENTO EUROPEO. Diario Oficial de la Unión Europea. Serie L.*
- CE, C. E. (2014). *Vivir bien, respetando los límites de nuestro planeta. VII PMA – Programa General de Acción de la Unión en materia de Medio Ambiente hasta 2020.*
- CE, C. E. (2015). *Directiva (UE) 2015/996 de la Comisión de 19 de mayo de 2015 por la que se establecen métodos comunes de evaluación del ruido en virtud de la Directiva 2002/49/CE del Parlamento Europeo y del Consejo. Diario Oficial de las Comunidades Europeas. Serie L.*
- CE, C. E. (2017). *INFORME DE LA COMISIÓN AL PARLAMENTO EUROPEO Y AL CONSEJO relativo a la aplicación de la Directiva sobre el ruido ambiental de conformidad con el artículo 11 de la Directiva 2002/49/CE. Bruselas.*
- Chandio, I. A., Brohi, K. M., & Memon, M. A. (2010). Managing Road Traffic Noise Pollution , through Sustainable Planning Approach. *International Journal of Chemical and Environmental Engineering, 1*(2), 119–121.
- Concha-Barrientos, M., Campbell-Lendrum, D., & Steenland, K. (2004). *Occupational noise : assessing the burden of disease from work-related hearing impairment at national and local levels. WHO Environmental Burden of Disease Series (Vol. 9).* Geneva: World Health Organization. <https://doi.org/10.1097/JOM.0b013e318242677d>
- Diario Expreso. (2009, June 6). Medio Ambiente enfermo. Tránsito el mayor generador de ruido. *Diario EXPRESO - Guayaquil.* Retrieved from <http://www.expreso.ec/ediciones/2009/06/08/guayaquil/transito-el-mayor-generador-de-ruido/default.asp?>
- Domínguez, D. T. (2013). *Sonophone : Desarrollo y evaluación de un sonómetro profesional para iOS.* Universidad Politécnica de Madrid.
- EnHealth Council. (2004). *The health effects of environmental noise - other than hearing loss.* Australia: Department of Health and Ageing.
- Equipo Técnico de la UMTTTSV. (2012). *Plan Maestro de Movilidad del Cantón Loja 2012 – 2022.* Loja.
- Eriksson, C., Nilsson, M. E., & Pershagen, G. (2013). *Environmental noise and health.* Sweden.
- Fahy, F. J., & Walker, J. G. (1998). *Fundamentals of Noise and Vibration.* London, New York: Editorial E. & F. N. Spon, an imprint of Routledge.
- Federal Highway Administration. Office of Planning Environment & Realty (HEP) Environment. (2017). TNM - Traffic Noise Model. *U.S. Department of Transportation.* Retrieved from https://www.fhwa.dot.gov/Environment/noise/traffic_noise_model/

- Fidell, S., Barber, D. S., & Schultz, T. J. (1991). Updating dosage-effect relationship for the prevalence of annoyance due to general transportation noise. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 89(1), 221–233.
- Fields, J. M. (1993). Effect of personal and situational variables on noise annoyance in residential areas. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 93(5), 2753–2763. <https://doi.org/10.1121/1.405851>
- Fields, J. M., De Jong, R. G., Gjestland, T., Flindell, I. H., Job, R. F. S., Kurra, S., ... Schumer, R. (2001). Standardized General-Purpose Noise Reaction Questions for Community Noise Surveys: Research and a Recommendation. *Journal of Sound and Vibration*, 242(4), 641–679. <https://doi.org/10.1006/jsvi.2000.3384>
- Fields, J. M., & Walker, J. G. (1982). Comparing the relationships between noise level and annoyance in different surveys: A railway noise vs. aircraft and road traffic comparison. *Journal of Sound and Vibration*, 81(1), 51–80. [https://doi.org/10.1016/0022-460X\(82\)90177-8](https://doi.org/10.1016/0022-460X(82)90177-8)
- García, A. (2001). *Environmental Urban Noise*. (A. (University of V. García, Ed.) (1st editio). Valencia: WITPRESS Southampton, Boston.
- German González, M. (2009). *Análisis del ambiente sonoro y de la reacción humana al ruido en espacios urbanos de la ciudad de México*. Universidad Nacional autónoma de México.
- Giani, A. (2013). *Acústica Arquitectónica*. (E. Nobuko, Ed.). Bogotá.
- Goines, L., & Hagler, L. (2007). Noise pollution: a modern plague. *Southern Medical Journal*, 100(3), 287–294.
- Gómez Escobar, V., Barrigón Morillas, J. M., Méndez Sierra, J. A., & Vílchez Gómez, R. (2001). Estudio preliminar para la caracterización del ruido ambiental de la ciudad de Salamanca, 1–6.
- González, A. E., Gaja Díaz, E., Jorysz, A., & Torres, G. (2000a). Desarrollo de un modelo predictivo de ruido urbano adaptado a la realidad de la ciudad de Montevideo, Uruguay. In *TecniAcústica Madrid 2000* (pp. 1–7). Madrid.
- González, A. E., Gaja Díaz, E., Jorysz, A., & Torres, G. (2000b). Monitoreo de ruido urbano: determinación del tiempo mínimo de muestreo en la ciudad de Montevideo, Uruguay. In *TecniAcústica Madrid 2000* (pp. 1–6).
- González, A. E., & Rocco, G. (1997). Contaminación física en ambiente urbano: el ruido. Montevideo: Departamento de Ingeniería Ambiental. IMFIA. Facultad de Ingeniería de la Universidad de la República.
- Griefahn, B., Bröde, P., Marks, A., & Basner, M. (2008). Autonomic Arousals Related to Traffic Noise during Sleep. *Sleep*, 31(4), 569–577.
- Guski, R. (1989). *EL RUIDO Efectos de los sonidos no deseados*. (Herder, Ed.). Barcelona.

- Harris, C. M. (1979). *Handbook of Noise Control* (Second Ed.). New York: McGraw – Hill Book Company.
- Henning, von G. (1975). Noise - How much is too much?, 5(1), 24–34.
- Hernández, R. (2012). *Índices acústicos*. Cádiz: Universidad de Cádiz.
- Huang, B., Han, Y., Chen, G., & Zhou, Z. (2010). The development of a comprehensive VRGIS based noise management system. *Journal of Computational Information Systems*, 6(11), 3787–3794. Retrieved from <https://www.scopus.com/inward/record.uri?eid=2-s2.0-78649946406&partnerID=40&md5=ecbadc8ec82fd19e11dd7b9ed1ff6bc8>
- Ibrahm S., M. M. (2003). *Assement of Community Noise Problem in Greater Beirut Area, Lebanon. Kluwer Academic Publishers 84, Environmental Monitoring Assesment*.
- INEC, I. N. D. E. Y. C. (2010). *Resultados del Censo 2010 de población y vivienda en el Ecuador*. Retrieved July 3, 2017, from www.ecuadorencifras.com.
- INEC, I. N. D. E. Y. C. (2017). *Estadísticas de transporte*. Retrieved from <http://www.ecuadorencifras.gob.ec/transporte/>
- Intitute for Environment and Health. (1997). *IEC report on The non auditory effects of noise*. Norwich.
- Ismael. (2006). *Propagación de las ondas sonoras en el espacio libre*. Retrieved from <https://sites.google.com/site/megafoniaysonorizacionismael/10-megafonia-y-sonorizacion/01-principios-basicos-del-sonido/1-4-niveles-acusticos/1-4-4-propagacion-de-las-ondas-sonoras-en-el-espacio-libre>
- ISO 1996-1. *Acoustics. Description, measurement and assessment of environmental noise. Part 1: Basic quantities and assessment procedures* (2003).
- ISO1996-2. *Acoustics. Description, measurement and assessment of environmental noise. Part 2: Determination of environmental noise levels*, Pub. L. No. ISO 1996-2, 45 (2007).
- Jefatura Provincial de Tránsito de Loja. (2019). *Archivo de Jefatura Provincial de Tránsito de Loja*. Loja.
- Jiménez, B. E. (2001). *La Contaminación Ambiental en México*. (E. Limusa, Ed.) (Ilustrada,).
- Josse, R. (1975). *La Acústica en la Construcción*. Barcelona: Editorial Gustavo Gili S.A.
- Kang, J., & Zhang, M. (2010). Semantic differential analysis of the soundscape in urban open public spaces. *Building and Environment*, 45(1), 150–157. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2009.05.014>
- Kephalopoulos, S., & Paviotti, M. (2012). *Common Noise Assessment Methods in Europe (CNOSSOS-EU)*. Italy. <https://doi.org/10.2788/31776>
- Kinsler, L. E., Frey, A. R., Coppens, A. B., & Sanders, J. V. (1991). *Fundamentos de Acústica*. (N. Editores, Ed.) (Primera Ed). México: Editorial Limusa.

- Kogan Musso, P. (2004). *Análisis de la Eficiencia de la Ponderación “ A ” para Evaluar Efectos del Ruido en el Ser Humano*. Universidad Austral de Chile.
- Kotzen, B., & English, C. (1999). *Environmental Noise Barriers: A guide to their Acoustic and Visual Design*. (E. & F. and R. Spon, Ed.) (Primera). London, New York. Retrieved from [https://books.google.com.ec/books?id=43j6OFc8A7kC&pg=PR3&lpg=PR3&dq=Kotzen,+Benz;+ENGLISH,+Collin+\(1999\).+Environmental+noise+barriers.+A+guide+o+their+acoustic+and+visual+design.+London,+New+York:+E+%26+FN+Spon,+an+imprint+of+Routledge,+first+published&s](https://books.google.com.ec/books?id=43j6OFc8A7kC&pg=PR3&lpg=PR3&dq=Kotzen,+Benz;+ENGLISH,+Collin+(1999).+Environmental+noise+barriers.+A+guide+o+their+acoustic+and+visual+design.+London,+New+York:+E+%26+FN+Spon,+an+imprint+of+Routledge,+first+published&s)
- Kryter, K. D. (1985). *The effects of Noise on Man* (Second Edi). California: Editorial Academic Press Inc.
- Kurtze, G. (1969). *Física y técnica de la lucha contra el ruido*. Bilbao: Ediciones URMO.
- Lucas de Souza, L. C., & Benutti G., M. (2011). Urban indices as environmental noise indicators. *Computers, Environment and Urban Systems*, 35, 421–430.
- Maynard, R. (2009). Draft for comment. Environmental Noise and Health in the UK. *Health Protection Agency on Behalf of an Ad Hoc Expert Group on the Effects of Environmental Noise on Health*.
- Medina Alvarado, R. E., Barrigón Morillas, J. M., & Rey Gozalo, G. (2017). Urban characteristics and traffic noise in Loja (Ecuador). In *Inter.noise Hong Kong 2017* (pp. 1413–1423).
- Miedema, H. M. E., & Oudshoorn, C. G. M. (2001). Annoyance from Transportation Noise : Relationships with Exposure Metrics DNL and DENL and Their Confidence Intervals. *Environmental Health Perspectives*, 109(4), 409–416. Retrieved from <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC1240282/pdf/ehp0109-000409.pdf>
- Miedema, H. M. E., & Vos, H. (1998). Exposure-response relationships for transportation noise. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 104(6), 3432–3445. <https://doi.org/10.1121/1.423927>
- Miedema, H. M. E., & Vos, H. (1999). Demographic and attitudinal factors that modify annoyance from transportation noise. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 105(6).
- Ministerio de Medio Ambiente Ecuador. (2003). LÍMITES PERMISIBLES DE NIVELES DE RUIDO AMBIENTE PARA FUENTES FIJAS Y FUENTES MÓVILES, Y PARA VIBRACIONES. *Ley de Gestión Ambiental y Del Reglamento a La Ley de Gestión Ambiental Para La Prevención y Control de La Contaminación. LIBRO VI, Anexo V, VI(N° 2, 31/3/2003), 416–428*. Retrieved from <http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/ecu112184.pdf>
- Ministerio de Medio Ambiente y Bosques. (2010). Development of Ambient Noise Monitoring Network in India. *Ministerio de Medio Ambiente y Bosques. Programa Nacional Red de Monitoreo de Ruido Ambiental – NANMP*.

- Mishra, R. K., Parida, M., & Rangnekar, S. (2010). Evaluation and analysis of traffic noise along bus rapid transit system corridor. *Int. J. Environ. Sci. Tech*, 7(4), 737–750.
- Miyara, F. (1997). ¿Cuánto ruido es demasiado ruido? Retrieved July 14, 2011, from <https://www.fceia.unr.edu.ar/acustica/biblio/cuanto.htm>
- Miyara, F. (2004). Ruido urbano: tránsito, industria y esparcimiento. In Convenio MVOTMA – UdelaR (DINAMA – Facultad de Ingeniería) (Ed.), *Convenio MVOTMA – UdelaR (DINAMA – Facultad de Ingeniería)* (pp. 1–10). Montevideo.
- MMA, S. C. de R. A. (2011). *Estrategia para la Gestión del Control de Ruido Ambiental (2010 - 2014)*.
- Morales Pérez, J. (2009). *Estudio de la influencia de determinadas variables en el ruido urbano producido por el tráfico de vehículos* (Tesis doctoral publicada). Universidad Politécnica de Madrid, Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Retrieved from http://oa.upm.es/2487/1/JAVIER_MORALES_PEREZ.pdf
- Moreno, A., & Martínez, P. (2005). El Ruido ambiental urbano en Madrid. Caracterización y evaluación cuantitativa de la población potencialmente afectada. *Boletín de La A.G.E.*, 40(40–2005), 153–179.
- Municipio de Loja. (2014). *Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial*. Loja.
- Municipio de Rota. (2011). *Memoria del Diagnóstico Medioambiental de la Agenda 21 Local en el Municipio de Rota (Cádiz)*. Cádiz. Retrieved from http://www.academia.edu/6356682/MEMORIA_DEL_DIAGNÓSTICO_MEDIOAMBIENTAL_DE_LA_AGENDA_21_LOCAL_EN_EL_MUNICIPIO_DE_ROTA_CÁDIZ
- Murphy, E., & King, E. A. (2010). Strategic environmental noise mapping: Methodological issues concerning the implementation of the EU Environmental Noise Directive and their policy implications. *Environment International*, 36(3), 290–298. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2009.11.006>
- Muzet, A. (2007). Environmental noise , sleep and health. *Sleep Medicine Reviews*, 11, 135–142. <https://doi.org/10.1016/j.smr.2006.09.001>
- Naciones Unidas. (1972). *Declaración de Estocolmo sobre el medio ambiente humano*.
- Nicola, M., & Ruani, A. (n.d.). *EVALUACIÓN DE LA EXPOSICIÓN SONORA Y DE SU IMPACTO SOBRE LA SALUD Y CALIDAD DE VIDA DE LA POBLACIÓN RESIDENTE EN LA ZONA OESTE DE LA CIUDAD DE CÓRDOBA SOBRE LOS ACCESOS PRINCIPALES A LA ZONA CENTRAL*. Córdoba.
- OECD, O. F. E. C.-O. A. D. (1997). *TRANSPORT AND ENVIRONMENT BACKGROUND REPORT AND SURVEY OF OECD, IEA AND ECMT WORK* (OCDE/GD(97)175 No. 175). Paris.
- Ouis, D. (2001). Annoyance from road traffic noise: A review. *Journal of Environmental Psychology*, 21(1), 101–120. Retrieved from

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0272494400901877>

- Palacios, T. A. (n.d.). Antecedentes históricos de la emisión acústica en Latinoamérica. In *Primer Encuentro del Grupo Latinoamericano de Emisión Acústica*. Buenos Aires: Comisión Nacional de Energía Atómica. Retrieved from <https://www.cnea.gov.ar/cac/glea/trabajos/palacios.pdf>
- Passchier-Vermeer, W, Vos, H., Steenbekkers, J., Van der Ploeg, F. (Peutz & Asocié), & Groothuis-Oudshoorn, K. (2002). *Sleep disturbance and aircraft noise exposure. Exposure-effect relationships*. Leiden. Retrieved from http://www2.vlieghinder.nl/knipsels_pmach/pdfs/0110xx_TNO_Sleep_disturbance_and_aircraft_noise_exposure_effect_rapport3.pdf
- Passchier-Vermeer, Willy. (1993). *Noise and Health* (No. A93/02E). The Hague. Retrieved from http://www.gezondheidsraad.nl/sites/default/files/A9302E_1.pdf
- Passchier-Vermeer, Willy, & Passchier, W. F. (2000). Noise exposure and public health. *Environmental Health Perspectives*, 108(SUPPL. 1), 123–131. <https://doi.org/10.1289/ehp.00108s1123>
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente-PNUMA, O. R. para A. L. (Ed.). (2007). *Perpectivas del Medio Ambiente Urbano: Geo Loja*. Loja: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente-PNUMA, Oficina Regional para América L.
- Raimbault, M., & Dubois, D. (2005). Urban soundscapes: Experiences and knowledge. *Elsevier*, 22(5), 339–350. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2005.05.003>
- Recuero, M., Gil, C., & Grundman, J. (1997). Mapa de ruido de Segovia . Estudio de diferentes ambientes acústicos . In *Tecniacústica* (pp. 29–32). Oviedo.
- Rey Gozalo, G., & Barrigón Morillas, J. M. (2016). Analysis of Sampling Methodologies for Noise Pollution Assessment and the Impact on the Population. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 13(5), 490. <https://doi.org/10.3390/ijerph13050490>
- Rey Gozalo, G., Barrigón Morillas, J. M., & Gómez Escobar, V. (2012). Analysis of Noise Exposure in Two Small Towns. *Acta Acustica United with Acustica*, 98(6), 884–893. <https://doi.org/10.3813/AAA.918572>
- Riesco García, J. I., Arenaz Gombáu, Á., & Espinel Valdivieso, A. E. (2010). Propuesta metodológica para determinar los niveles sonoros ambientales en parcelas donde se ubicarán edificios. In *41º CONGRESO NACIONAL DE ACÚSTICA 6º CONGRESO IBÉRICO DE ACÚSTICA TecniAcústica León 2010* (pp. 1–8). León.
- Roberts, M. J., Western, A. W., & Webber, M. J. (2003). A theory of patterns of passby noise. *Journal of Sound and Vibration*, 262(5), 1047–1056. [https://doi.org/10.1016/S0022-460X\(02\)01080-5](https://doi.org/10.1016/S0022-460X(02)01080-5)
- Rueda, S. (1996). Habitabilidad y calidad de vida. In *Textos sobre Sostenibilidad* (pp. 29–33). Madrid. Retrieved from <http://habitat.aq.upm.es/cs/p2/a005.html>

- Saad, E. (2009). *Acústica Arquitectónica*. México.
- Saavedra Achurra, M., Capdevila Páges, R., Vergara Vera, P., & Jiménez Díaz, S. Análisis multivariable de mediciones de nivel de ruido, *TecniAcústica Terrassa 2005* § (2005). Terrassa.
- Sakamoto, S., Fukushima, A., & Yamamoto, K. (2009). Road traffic noise prediction model “ASJ RTN-Model 2008” proposed by the Acoustical Society of Japan-Part 3: Calculation model of sound propagation. *Internoise 2009*, 1–9. Retrieved from http://www.acoust.iis.u-tokyo.ac.jp/publication/2009papers/in09_610_Sakamoto.pdf
- Sanchis Sabater, A., Marín Sanchis, A., & Giménez Pérez, A. (1999). Influencia de la hora y día de la semana en el nivel sonoro equivalente. In *TecniAcústica Avila 1999* (pp. 1–6). Avila.
- Sancho Vendrell, F. J., Llinares, J., & Llopis Reyna, A. (1996). *Acústica Arquitectónica y Urbanística* (Primera). Valencia: Servicio de Publicaciones de la Universidad Politécnica de Valencia. Retrieved from [https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/64992/IPP-Llinares%3BLlopis%3BSancho - ACÚSTICA ARQUITECTÓNICA Y URBANÍSTICA.pdf?sequence=2](https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/64992/IPP-Llinares%3BLlopis%3BSancho-ACÚSTICA%20ARQUITECTÓNICA%20Y%20URBANÍSTICA.pdf?sequence=2)
- Santini, S., Ostermaier, B., & Vitaletti, A. (2008). First experiences using wireless sensor networks for noise pollution monitoring. *Proceedings of the Workshop on Real-World Wireless Sensor Networks - REALWSN '08*, 61. <https://doi.org/10.1145/1435473.1435490>
- Sato, T., Yano, T., Björkman, M., & Rylander, R. (1999). Road Traffic Noise Annoyance in Relation to Average Noise Level, Number of Events and Maximum Noise Level. *Journal of Sound and Vibration*, 223(5), 775–784. <https://doi.org/10.1006/jsvi.1999.2153>
- Schultz, T. J. (1978). Synthesis of social surveys on noise annoyance. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 2(64), 377–405. <https://doi.org/https://doi.org/10.1121/1.382013>
- Schultz, T. J. (1982). Community Noise Rating. *Applied Science Publishers*, 233–336.
- Schwela, D., & Zali, O. (1999). *Urban traffic pollution*. (E. & F. Spon, Ed.). London and New York.
- Segués, F. (2007). *Conceptos básicos de ruido ambiental*. Andalucía. Retrieved from [http://infodigital.opandalucia.es/bvial/bitstream/10326/720/1/conceptos básicos ruido ambiental.pdf](http://infodigital.opandalucia.es/bvial/bitstream/10326/720/1/conceptos_básicos_ruido_ambiental.pdf)
- Sequeira, M., Stoklas, C., Azzurro, A., Girón, P., & Cortínez, V. (2008). Caracterización de ruido urbano en la ciudad de bahía blanca. In *VI Congreso Iberoamericano de Acústica - FIA 2008-A165* (pp. 1–11). Buenos Aires. Retrieved from http://www.sea-acustica.es/Buenos_Aires_2008/a-165.pdf
- Seto, E. Y. W., Holt, A., Rivard, T., & Bhatia, R. (2007). Spatial distribution of traffic induced noise exposures in a US city: an analytic tool for assessing the health impacts of urban planning decisions. *International Journal of Health Geographics*, 6(1), 24.

<https://doi.org/10.1186/1476-072X-6-24>

- Shafer, R. M. (1976, November). El mundo del sonido. Los sonidos del mundo. *UNESCO, 1976*(año XXIX), 4–8.
- Shafer, R. M. (2009). Nunca he visto un sonido. In *FORO MUNDIAL DE ECOLOGÍA ACÚSTICA: Megalópolis sonoras, identidad cultural y sonidos en peligro de extinción* (pp. 1–11). Canadá.
- Silence. (2006). *Manual del profesional para la elaboración de planes de acción contra el ruido en el ámbito local*. Austria.
- Snyder, S. D. (2000). *Active Noise Control Primer*. New York: Springer-Verlag.
- Tandel, B., Macwan, J., & Ruparel, P. N. (2011). Urban Corridor Noise Pollution : A case study of Surat city , India urat city. *International Conference on Environment and Industrial Innovation, 12*, 144–148.
- Torija, A. J., Genaro, N., Ruiz, D. P., Ramos-Ridao, A., Zamorano, M., & Requena, I. (2010). Priorization of acoustic variables: Environmental decision support for the physical characterization of urban sound environments. *Building and Environment, 45*(6), 1477–1489. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2009.12.011>
- Torija, A. J., Ruiz, D. P., & Ramos, Á. (2006). Modelo Lineal Multivariante de Predicción de Descriptores de ruido en la ciudad de Granada. Uso del L50 para la descripción del ruido de tráfico rodado. In *TecniAcústica Gandia 2006* (pp. 1–7). Gandia.
- UIA. (1998). *Ciudades intermedias y Urbanización mundial*.
- Van Gerven, P. W. M., Vos, H., Van Boxtel, M. P. J., Janssen, S. A., & Miedema, H. M. E. (2009). Annoyance from environmental noise across the lifespan. *The Journal of the Acoustical Society of America, 1*(126). <https://doi.org/10.1121/1.3147510>.
- Van Leeuwen, H. J. A., & Nota, R. (2004). Noise Predictions and the New European Harmonised Prediction Model. In *The Netherlands Acústica 2004*. Netherland: The Netherlands Acústica 2004.
- WG-AEN, E. C. W. G. A. of E. to N. (2003). *Assessment of Exposure to Noise Position Paper Good Practice Guide for Strategic Noise Mapping and the Production of Associated Data on Noise Exposure* (No. Versión 1).
- WG-AEN, E. C. W. G. A. of E. to N. (2007). *Good Practice Guide for Strategic Noise Mapping and the Production of Associated Data on Noise Exposure* (No. Versión 2). Retrieved from https://www.lfu.bayern.de/laerm/eg_umgebungslaermrichtlinie/doc/good_practice_guide_2007.pdf
- WHO, W. H. O. (1980). *Environmental Health Criteria 12. The United Nations Environment Programme and the World Health Organization*. Geneva.
- WHO, W. H. O. (2004). *Environmental Health indicators for Europe. A pilot indicator-based*

report. Copenhagen.

- WHO, W. H. O. (2009). *Night noise guidelines for Europe*. Copenhagen: World Health Organization. Retrieved from http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0017/43316/E92845.pdf
- WHO, W. H. O. (2018). *Environmental Noise Guidelines for the European Region*. Copenhagen.
- Yamaguchi, S., & Kato, Y. (1989). A prediction method of non-stationary road traffic noise based on fluctuation patterns of an average number of flowing vehicles. *Applied Acoustics*, 27(2), 103–118. [https://doi.org/10.1016/0003-682X\(89\)90003-0](https://doi.org/10.1016/0003-682X(89)90003-0)
- Yu, L., & Kang, J. (2008). Effects of social, demographical and behavioral factors on the sound level evaluation in urban open spaces. *Journal of the Acoustical Society of America*, 123(2), 772–783. Retrieved from <http://web.a.ebscohost.com/ehost/detail/detail?vid=3&sid=4b54a6d0-50a9-4f4b-84bd-891b76712163@sdc-v-sessmgr01&bdata=Jmxhbm9ZXMmc2l0ZT1laG9zdC1saXZl#AN=28792026&db=a9h>
- Ziauddin, A., Singh B., R., & Siddiqui, N. A. (2007). Noise pollution levels in the city of Dehradun. *Eco. Env & Cons.*, 13, 891–893.

Glosario de Términos

Actividad humana: Son todas las actividades que el ser humano desarrolla relacionadas al transporte, la construcción de edificios, obras públicas, las industrias, actividades recreativas, ocio, aviones, barcos, entre otros.

Adaptación de impedancia: Hacer que la impedancia tanto de salida como de entrada sea igual en los dos medios entre los que se transmite.

Amplitud: Es el valor máximo de un movimiento o señal. Se trata de la distancia que hay desde el punto de equilibrio (cero), hasta uno de los extremos del movimiento, puede ser el punto positivo o el negativo. Típicamente este valor puede medirse en metros (m) o kilómetros (km).

Atenuación del suelo: Disminución de la intensidad o fuerza de algo.

Calidad de vida: Conjunto de condiciones que contribuyen al bienestar de los individuos y a la realización de sus potencialidades en la vida social. La calidad de vida se evalúa analizando cinco áreas diferentes: bienestar físico (con conceptos como la salud, seguridad, bienestar material (haciendo alusión a ingresos, pertenencias, vivienda, transporte, etc.), bienestar social (relaciones personales, amistades, familia, comunidad), desarrollo (productividad, contribución, educación) y bienestar emocional (autoestima, mentalidad, inteligencia emocional, religión, espiritualidad).

Campo libre: Ambientes exteriores abiertos.

Caos acústico: Desorden o confusión provocada por un conjunto de ruidos.

Comportamiento acústico: manera de portarse, actuar o reaccionar frente al ruido.

Contaminación acústica: Presencia en el ambiente de ruidos o vibraciones que impliquen molestia, riesgo, o daño a las personas y el ambiente.

Contaminación ambiental: Introducción en el medio natural de agentes de tipo físico, químico y biológico, que alteran las condiciones ambientales, provocando efectos dañinos para la salud, el bienestar y la habitabilidad de la vida animal y vegetal en general.

Decibel: El decibel o decibelio es la unidad de medida de la intensidad sonora. Su símbolo es dB y corresponde al logaritmo decimal de la relación entre la intensidad del sonido que se ha de medir y la de otro sonido conocido que se toma como referencia.

Desequilibrio ecológico: Se refiere a la pérdida de balance que existe en el medio ambiente. Es una situación de desajuste o alteración de las relaciones de interdependencia entre los componentes naturales que conforman el ambiente.

Difracción: En física, la difracción es un fenómeno característico de las ondas que se basa en la desviación de estas al encontrar un obstáculo o al atravesar una rendija.

Dinámica de las ciudades: Movimiento o actividad que se da en las ciudades por los procesos de transformación, debido principalmente al crecimiento demográfico, la urbanización y el desarrollo tecnológico.

Discriminador: Capacidad para separar o diferenciar una cosa de otra.

Efecto cañón: Propagación del ruido en calles estrechas flanqueadas a ambos lados por altos edificios.

Efectos: Lo que se deriva de una causa.

Entornos urbanos: El espacio que nos rodea en una ciudad.

Equilibrio: Se refiere al sentido del equilibrio que es uno de los sentidos fisiológicos, que les permite a humanos y animales caminar sin caerse.

Estabilidad: Constante, firme, permanente, que no está en peligro de sufrir cambios:

Evento: Acontecimiento, suceso.

Firme adoquinado: Es el material superficial de piedra o bloque labrado de forma rectangular.

Firmes elásticos: Es el material superficial flexible.

Firmes rígidos: Es el material superficial rígido de asfalto u hormigón.

Fluctuaciones: Cambios alternativos, oscilaciones.

Frecuencia: Número de variaciones de presión por segundo (F), que y se mide en Herzios (Hz) o en ciclos por segundo (C/S).

Fuentes de ruido móviles: Es todo objeto en movimiento que produce ruido al vibrar. Fuentes de ruido de este tipo son el tránsito automotor, ferroviario y aéreo.

Fuentes estacionarias: Es todo objeto fijo o en reposo que produce ruido al vibrar. Fuentes de ruido de este tipo son la construcción, obras públicas y algunas instalaciones industriales.

Fuentes intermitentes/temporales: Es todo objeto que actúa por determinado tiempo (se interrumpe y se reactiva) pero que no es fijo ni permanente y que produce ruido al vibrar. Fuentes de ruido de este tipo son las actividades comunitarias.

Gestión del ruido: Conjunto de procedimientos que se llevan a cabo para resolver el problema del ruido.

Golpetear: Dar una serie de golpes poco fuertes.

Herzio (Hz): Unidad de frecuencia de un movimiento vibratorio que es equivalente a un ciclo de oscilación por segundo.

Índices de ruido: Niveles de presión sonora y de exposición sonora y descriptores de ruidos medioambientales, calculados según los parámetros de medición y cualquier combinación de fuentes sonoras.

Intensidad: Se define como la cantidad de energía (potencia acústica) que atraviesa por segundo una superficie, a mayor potencia, por tanto, mayor volumen. Sin embargo, no hay que confundir volumen con sonoridad, que es la percepción subjetiva de la intensidad.

Interrumpe: Detiene la continuidad de una acción.

La longitud de onda (I): Es la distancia que recorre una onda sonora en el tiempo de un período, se mide en metros.

La velocidad de propagación (c): Es la velocidad a la que se propagan las ondas sonoras, que depende de la masa y la elasticidad.

Límites tolerables: Los límites tolerables relativos a niveles de ruido, se refieren a los niveles de ruido establecidos por organismos internacionales que puede soportar una persona sin que haya afectación. Frente a la presencia de ruido de tránsito rodado, la Organización Mundial de la Salud (OMS) establece límites tolerables de hasta 53 dBA mientras que, la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (OECD) establece 65 dBA.

Mapas de ruido: Un mapa de ruido entrega información visual del comportamiento acústico de un área geográfica (barrio, pueblo, ciudad, región, país) en un momento determinado. Es un mapa donde se representan los niveles de ruido por medio de curvas topográficas a colores.

Medidas de mitigación y control del ruido: Conjunto de acciones de prevención, manejo y atenuación encaminadas a la evaluación y reducción del ruido.

Medidor de nivel sonoro: Es un instrumento diseñado para responder al sonido aproximadamente de la misma manera que el oído humano y para dar mediciones objetivas y reproducibles del nivel de presión acústica. Uno de estos instrumentos es el sonómetro.

Modelo de caracterización y predicción acústica: Ecuaciones o fórmulas que sirven para predecir el nivel de ruido, compuestas por una serie de características relativas a las condiciones de emisión y propagación del ruido, que son previamente analizadas y cuya influencia en este fenómeno es comprobada.

Molestia: Se define como un sentimiento de enojo, descontento, malestar, insatisfacción o vulneración que se produce cuando el ruido interfiere con los pensamientos de alguien, los sentimientos o las actividades diarias.

Monitoreo de niveles de ruido: Acción de controlar el comportamiento del ruido con el registro de sus niveles, mediante el uso de monitores (sonómetros) instalados para el efecto.

Nivel: Cantidad que resulta de una medición, relativa a un valor de referencia.

Oído: Es un órgano sensorial que permite percibir los sonidos, formando el sentido de la audición

Onda sonora: Oscilación periódica que produce el sonido. Son ondas mecánicas longitudinales, es decir, necesitan un medio material para su propagación y las partículas del medio actúan en la misma dirección en la que se propaga la onda.

Organización Mundial de la Salud (OMS): es el organismo de la Organización de las Naciones Unidas especializado en gestionar políticas de prevención, promoción e intervención en salud a nivel mundial.

Paisaje sonoro: Término utilizado para describir el entorno acústico que por analogía se hace con el entorno visual, donde el sonido es entendido no solo como un elemento físico del medio, sino como elemento de comunicación e información entre el hombre y el medio urbano. En este sentido, el ambiente urbano no debería ser solo aceptable, sino un ambiente que promueva reacciones positivas y estimulantes para el deleite humano.

Percepción: Función que le posibilita al organismo recibir, procesar e interpretar de forma personal la información que llega desde el exterior valiéndose de los sentidos. En el caso de la percepción acústica interviene un alto grado de susceptibilidad e influyen las circunstancias personales del oyente, además de la duración en el tiempo, el volumen o la intensidad.

Período (T): Es el tiempo que se tarda en realizar un ciclo completo, entre los dos picos o senos sucesivos en una onda sinusoidal.

Personas expuestas al ruido: Corresponde a la población que está en contacto directo con niveles de ruido que los científicos y los profesionales de la salud consideran inaceptables y que molestan a la mayor parte de las personas, tomando como referencia los niveles de ruido que sobrepasan los límites tolerables. Las personas que habitan en los cascos urbanos están cotidianamente expuestas a los niveles del ruido en cualquiera de las actividades que realicen, trabajar, desplazarse, descansar o en actividades de esparcimiento.

Polución acústica: Contaminación por ruidos molestos y fuertes.

Precio o costo: En términos ambientales es el valor económico de los efectos negativos que una actividad tiene para el medio ambiente (contaminación, pérdida fertilidad del suelo, etc.). En el caso del costo del ruido, constituye el valor económico que se deben pagar por los daños y protección contra el ruido.

Proceso de urbanización: Concentración de población y sus actividades (sociales, culturales, y económicas) en las diferentes ciudades.

Reflectantes: Cambiar de dirección a las ondas sonoras, oponiéndoles una superficie lisa.

Resonancia: La resonancia es un fenómeno que se produce cuando un cuerpo capaz de vibrar es sometido a la acción de una fuerza periódica, cuyo periodo de vibración coincide con el periodo de vibración característico de dicho cuerpo.

Respuesta humana: Son las actuaciones que realiza una persona ante la presencia de procesos vitales y problemas de salud que le afectan directamente.

Rueda chirreante: Ruido desagradable provocado por el roce de la rueda.

Ruido blanco: Es el ruido que tiene frecuencias uniformemente distribuidas a lo largo de la gama audible.

Ruido de fondo: Ruido procedente de todas las fuentes, tanto exterior como interior, que no se pueden identificar con claridad.

Ruido impulsivo: Aquel ruido cuya intensidad aumenta bruscamente durante un impulso. La duración de este impulso es breve en comparación con el tiempo que transcurre entre un impulso y otro.

Ruido industrial: ruido producido por la maquinaria.

Ruido: Es un sonido no deseado, molesto y desagradable que tiene efectos fisiológicos y psicológicos en el ser humano. Su concepto acarrea una fuerte carga subjetiva, que depende de la percepción y valoración que la persona hace de éste.

Salud pública: Es la disciplina encargada de la protección de la salud a nivel poblacional. En este sentido, busca mejorar las condiciones de salud de las comunidades mediante la promoción de estilos de vida saludables, las campañas de concienciación, la educación y la investigación.

Sistema auditivo: Es el conjunto de órganos que hacen posible el sentido del oído en un ser vivo. La función del sistema auditivo es, esencialmente, transformar las variaciones de presión originadas por la propagación de las ondas sonoras en el aire en impulsos eléctricos (variaciones de potencial), información que los nervios acústicos transmiten al cerebro para la asignación de significados.

Sociedad moderna: sociedad actual del conocimiento y de la era informacional.

Sonido: Se define como cualquier variación de presión (en aire, agua u otro medio) que el oído humano pueda detectar.

Stress: Es un estado en el que la homeostasis (capacidad de mantener un estado interno estable) del organismo se encuentra amenazada. Las amenazas para la homeostasis se llaman “estresores” y las respuestas del organismo para restablecerla son las “respuestas adaptativas”. El ruido es un estresor físico común no específico que, al igual que otros estresores, perturba la homeostasis de los sistemas cardiovasculares, endocrino e inmune para hacer frente a las demandas ambientales o percibidas por el individuo. La incapacidad de enfrentarse a la sobre-estimulación puede conducir a reacciones de estrés adversas.

Tono puro: Es una onda armónica en el que la presión acústica varía en posición y tiempo sinusoidalmente.

Trastornos de sueño: El sueño es un proceso altamente organizado caracterizado por una desconexión relativa del mundo exterior y una actividad cerebral variable pero específica. Bajo condiciones normales, el sueño está asociado con poca actividad muscular, una postura estereotípica y una respuesta reducida a estímulos ambientales. El ruido ambiental es una de las principales causas de la interrupción del sueño y cuando dicha interrupción se vuelve crónica, los resultados son cambios de humor, disminución del rendimiento y otros efectos a largo plazo sobre la salud y el bienestar.

Umbral: Valor a partir del cual empiezan a ser perceptibles los efectos de un agente físico.

Unión Europea (UE): Es una comunidad política de derecho constituida en régimen sui géneris de organización internacional nacida para propiciar y acoger la integración y gobernanza en común de los Estados y los pueblos de Europa. Sus instituciones son siete: el Parlamento Europeo, el Consejo Europeo, el Consejo, la Comisión Europea, el Tribunal de Justicia de la Unión Europea, el Tribunal de Cuentas y el Banco Central Europeo.

Variación de presión: Diferencias de la presión atmosférica generadas por la propagación del movimiento de las moléculas del medio.

Vibración mecánica: Movimiento de un cuerpo sólido alrededor de una posición de equilibrio, sin que se produzca desplazamiento "neto" del mismo. Si el objeto que vibra entra en contacto con alguna parte del cuerpo humano, le transmite la energía generada por la vibración.

Volumen: Es la percepción sonora que el ser humano tiene de la potencia de un determinado sonido.

Anexos

Anexo A: Ficha de datos

CARACTERIZACIÓN SONORA DE LA CIUDAD DE LOJA											
FICHA DE DATOS											
Técnico responsable			CROQUIS DE LOCALIZACIÓN DE ESTACIÓN DE MEDICIÓN								
Número de estación de medición											
Dirección											
Coordenadas Geográficas											
Fecha medida / /											
Día semana											
Hora de inicio medición											
Hora final de medición											
NIVELES SONOROS											
Leq		L10		Tipo de flujo vehicular							
Lmax		L50		Flujo continuo fluido		Flujo intermitente o pulsante desacelerado o acelerado					
Lmin		L90		Flujo continuo en pulsos							
L1		L99									
CARACTERÍSTICAS DE EQUIPO DE MEDICIÓN					SUPERFICIE DE RODADURA						
SONÓMETRO PANTALLA ANTIVIENTO[S/(N)]					Asfalto liso						
CALIBRACIÓN [S/(N)]					Asfalto con irregularidades						
RANGO MEDIDA (Min-Max)					Adoquín						
PONDERACIÓN FRECUENCIAL (L, A, C)					Hormigón						
SITUACIÓN SONÓMETRO RESPECTO A LA VÍA					CONDICIONES URBANÍSTICAS						
Distancia a la superficie reflectora (m)						Tipo de calle					
Distancia al borde acera (m)						Redondeo					
CONDICIONES METEOROLÓGICAS					Autopista-Vía Interprovincial						
Velocidad del viento		Humedad relativa		Temperatura		Vía perimetral					
						Vía urbana					
						Vía principal					
CARACTERÍSTICAS GEOMÉTRICAS DE LA VÍA					Vía secundaria						
Ancho de la vía					Uso de calle						
Número de carriles			Uno	Dos	Tres	Residencial		Educativo			
Sentidos			Uno	Dos		Comercial		Recreativo			
Pendiente de la vía					Industrial		Ocio				
					Sanitario		Otros				
Tipo de pendiente		% de pendiente			Altura edificación estación de medición		Edif. 1	Edif. 2			
		Menos del 5%			Altura de edificio (m)						
Sin pendiente		Entre 5% y 10%			Número de plantas						
Ascendente		Entre 10% y 20%			Superficie reflectora (pared)						
Descendente		Más de 20%			Material		Edif. 1	Edif. 2	Material	Edif. 1	Edif. 2
Geometría de la calle					Adobe		Ladrillo				
En U					Tapial		Piedra				
Tipo L					Bahareque		Cerámica				
Campo libre					EVENTOS ANÓMALOS						
CARACTERÍSTICAS TRÁNSITO VEHICULAR					Bodina				Número		
Flujo vehicular					Alarma				Número		
Composición de tránsito					Sirena				Número		
Tipo			Número	Total	%	motocicleta muy ruidosa		Número			
Ligeros		Autos				veh. pesado muy ruidoso		Número			
Pesado		Autobuses				Ladridos		Número			
		Camiones				Frenada violenta		Número			
Motocicletas						Obras de construcción cercanas		Número			
Velocidad media						Otros		Número			



UNIVERSIDAD TÉCNICA PARTICULAR DE LOJA

La Universidad Construye la Loja

Presentación:

Estimado ciudadano (a), la presente encuesta es parte de una investigación que se está desarrollando en la Universidad Técnica Particular de Loja, sobre la opinión del ruido urbano en la ciudad. Por lo que se solicita su valiosa colaboración.

Datos Informativos:

Fecha: _____ / _____ / _____ Día: _____ Hora: _____

Dirección: _____ Nº de Estación: _____

Instrucciones: En cada pregunta se mencionarán las opciones de respuesta, y si es el caso se pedirá que valore numéricamente según la regla numérica de 0 a 10, cuya escala va de nada a mucho:



A. INFORMACIÓN DEMOGRÁFICA

- 1. Sexo M () F ()
- 2. Edad 6 – 12 años () 33 – 60 años ()
13 – 32 años () 61 – más años ()
- 3. Nivel de estudios Sin estudios () Educación Básica () Educación Media ()
Educación Superior () Postgrado ()
- 4. Estado civil Soltero () Casado () Viudo () Divorciado () Otro ()

B. ACTIVIDADES PEATONALES Y OCUPACIÓN DEL TERRITORIO

- 5. ¿Qué actividad se encuentra realizando en esta calle?
 - a. Vive (). ¿Qué tiempo?
Menos de 1 año () 1 – 3 años () 3 – 5 años () 5 – 10 años ()
Más de 10 años ()
 - b. Trabaja (). ¿Cuántas horas?
4 horas () 8 horas () Más de 8 horas ()
 - c. Estudia (). ¿Cuántas horas?
4 horas () 6 horas () 8 horas ()
 - d. Compras o trámites personales (). ¿Con qué frecuencia al día?
Una vez () Dos veces () Tres veces ()
 - e. Es peatón de paso (). ¿Cuántas veces al día circula por aquí?
Una vez () Dos veces () Tres veces ()

C. CONTEXTO URBANO

6. Valore en escala de 0 a 10 su grado de satisfacción con las siguientes características de la calle

	Calificación										
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
a. La limpieza de la calle											
b. La calidad del aire											
c. El ruido											
d. Conservación de las aceras y calle											
e. La organización del sector											
f. La belleza del sector											

7. Valore en escala de 0 a 10 cuán agradable le resulta esta calle

	Calificación										
	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Agradable											

D. EFECTOS PROVOCADOS POR EL RUIDO

8. ¿Cuál es su estado de salud?

Bueno () Regular () Malo ()

9. Considerando la regla numérica, valore los efectos que han provocado en usted algún tipo de afectación

Efectos en la salud	Calificación										
a. Efectos auditivos	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
b. Dolores de cabeza	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
c. Estrés	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Efectos Psicológicos	Calificación										
d. Efectos sobre el sueño	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
e. Efectos sobre la conducta	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
f. Efectos sobre el rendimiento	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
g. Efectos en la memoria	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
h. Cambios constantes de humor	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
i. Interrupción en sus actividades laborales	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Distracción o Perturbación	Calificación										
j. En la conversación	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
k. En la atención	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Sentimientos y Efectos Psicofisiológicos	Calificación										
l. Irritabilidad	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
m. Sobresalto	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
n. Molestia en los oídos	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10

E. PERCEPCIÓN DEL RUIDO Y MOLESTIA PROVOCADA POR EL RUIDO

10. Considerando la escala del 1 al 10, califique cuánto le molestan las siguientes fuentes de ruido en esta calle

	Calificación										
a. Vehículos pequeños	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
b. Camiones	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
c. El transporte público	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
d. Motocicletas	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
e. Actividades comerciales	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
f. Actividades Industriales	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
g. Actividades artísticas	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
h. Actividades de construcción	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
i. Música de establecimientos cercanos	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
j. Vendedores ambulantes	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
k. Bocinas	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
l. Alarmas de seguridad vehicular	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
m. Sirenas de ambulancias	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
n. Animales domésticos	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10

11. En escala del 1al 10 valore la intensidad del ruido en:

	Calificación										
a. La ciudad	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
b. En esta calle en este momento	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10

12. En escala del 1al 10 valore la molestia que le causa el ruido en este momento

	Calificación										
Molestia que causa el ruido en este momento	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10

F. ESTRATEGIAS PARA AFRONTAR EL RUIDO

13. ¿Qué estrategia utiliza usted para afrontar el ruido en esta calle?

	Calificación										
a. No pone atención	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
b. Camina más a prisa	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
c. Se acostumbra	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
d. Evita los lugares ruidosos	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
e. Realiza una queja ante las autoridades	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10

Gracias por su colaboración

Anexo C: Niveles sonoros en puntos de muestreo.

Tabla. Valores de media aritmética de los índices de ruido L_{eq} , L_{max} , L_{min} , L_1 , L_{10} , L_{50} , L_{90} y L_{99} de las estaciones de medición de las zonas norte, centro y sur.

Zona	Código	X Lx							
	estación	L_{eq}	L_{max}	L_{min}	L_1	L_{10}	L_{50}	L_{90}	L_{99}
Norte	ZN-001	73,7	94,0	60,9	83,5	76,2	70,2	64,7	60,1
	ZN-002	62,9	81,0	42,9	74,1	66,0	57,5	50,1	46,1
	ZN-003	68,0	93,4	49,1	79,1	69,6	59,4	53,5	51,4
	ZN-004	67,6	82,4	55,8	76,5	71,6	63,8	60,2	58,0
	ZN-005	72,1	89,6	55,2	81,8	75,6	63,9	58,8	56,5
	ZN-006	69,9	85,8	52,9	79,1	73,9	65,4	59,6	55,1
	ZN-007	74,7	104,9	70,8	79,4	74,9	66,5	57,9	51,9
	ZN-008	70,6	89,3	57,7	79,3	73,4	67,9	62,5	58,7
	ZN-009	70,6	89,0	53,6	79,8	73,6	67,9	59,3	55,7
	ZN-010	62,2	86,1	47,7	74,0	64,1	55,0	50,8	48,8
	ZN-011	66,4	88,3	45,7	78,5	66,7	57,1	51,0	48,1
	ZN-012	73,8	93,3	47,5	83,2	76,6	70,8	63,5	59,1
	ZN-013	74,0	96,8	54,6	81,9	76,4	70,7	63,0	57,3
	ZN-014	68,5	91,1	48,5	80,9	69,0	59,6	53,3	50,4
	ZN-015	60,0	79,2	47,4	71,1	62,7	54,6	50,7	48,9
	ZN-016	69,9	88,2	54,9	79,3	72,5	66,8	62,4	57,8
	ZN-017	70,3	92,4	53,7	80,2	73,0	66,7	60,4	56,8
	ZN-018	71,5	91,7	51,0	80,2	75,0	67,8	60,0	54,2
	ZN-019	69,8	88,3	51,8	79,6	73,6	65,2	57,6	53,7
	ZN-020	65,5	85,9	48,0	77,8	68,1	59,4	53,0	49,9
	ZN-021	66,9	88,2	45,3	79,0	68,3	57,8	51,3	47,7
	ZN-022	65,9	86,6	46,3	76,6	68,8	59,6	53,2	49,3
	ZN-023	63,5	85,6	44,7	76,1	65,2	54,8	49,1	46,9
	ZN-024	73,7	90,7	54,5	83,9	76,9	69,9	61,8	56,7
	ZN-025	75,1	95,1	56,8	86,0	77,5	71,0	63,2	58,6
	ZN-026	67,4	88,0	49,9	77,4	70,7	61,7	55,3	51,8
	ZN-027	63,7	87,9	48,4	74,4	66,2	58,6	53,4	50,7
	ZN-028	72,0	99,2	47,9	90,4	79,4	67,7	55,2	49,4
	ZN-029	74,3	99,5	48,7	83,0	74,9	67,3	57,9	52,8
	ZN-030	72,6	99,6	55,9	80,8	76,5	74,8	61,2	57,9
	ZN-031	66,5	88,0	53,6	76,2	68,7	62,4	57,3	55,1
	ZN-032	68,9	88,4	53,4	78,1	71,9	65,6	60,3	56,3
	ZN-033	68,8	91,0	49,8	80,8	70,7	61,5	54,9	52,0
	ZN-034	76,7	96,9	51,1	88,0	78,9	71,0	68,8	56,7
	ZN-035	78,0	97,7	53,4	89,8	80,1	71,8	63,5	57,2
	ZN-036	74,4	97,4	51,8	85,9	76,4	67,0	58,8	53,3
	ZN-037	76,6	95,6	62,7	86,9	78,9	73,6	68,0	64,6
	ZN-038	65,5	88,3	50,2	75,8	67,8	60,9	55,6	52,3
	ZN-039	64,5	87,8	45,5	74,4	65,3	57,9	51,4	48,2
	ZN-040	69,5	87,4	38,0	79,0	75,2	66,4	59,7	56,5
	ZN-041	68,9	89,5	52,4	78,9	71,6	64,9	58,6	54,5
	ZN-042	68,4	90,6	40,7	76,9	71,5	65,2	59,7	56,8
	ZN-043	62,7	81,8	49,2	72,5	65,1	59,5	53,7	50,9
	ZN-044	71,1	90,9	64,0	79,6	73,7	68,7	65,1	62,8
	ZN-045	67,3	93,0	39,7	82,4	73,6	63,8	55,0	49,2
	ZN-046	73,9	91,5	57,0	83,7	76,9	71,1	64,5	59,5

ZN-047	68,2	91,3	46,8	79,2	71,2	59,2	51,6	48,8	
ZN-048	67,1	87,7	53,0	76,2	71,1	61,6	56,1	54,2	
ZN-049	73,0	90,2	55,3	83,5	75,8	69,8	62,6	57,6	
ZN-050	72,2	92,1	54,7	83,2	74,4	67,8	59,0	54,7	
ZN-051	69,7	90,5	48,3	80,3	72,8	64,4	56,5	51,0	
ZN-052	78,0	95,3	60,0	88,3	80,9	74,8	67,8	62,7	
ZN-053	69,2	88,4	49,8	79,9	71,8	64,6	58,3	53,6	
ZN-055	67,9	85,4	54,1	77,8	70,9	64,8	59,8	56,3	
ZN-056	72,2	89,4	48,4	82,1	75,1	68,6	60,5	52,4	
ZN-057	70,8	91,3	46,2	80,9	74,3	66,9	59,3	53,4	
ZN-058	63,9	84,3	45,8	74,4	67,0	58,3	52,1	49,8	
ZN-059	76,5	95,9	56,7	87,5	79,6	70,8	63,4	58,8	
ZN-060	73,9	93,3	55,3	85,2	76,0	69,2	62,6	58,5	
ZN-061	71,6	90,7	40,1	83,0	74,1	66,3	61,2	57,2	
ZN-062	66,3	85,5	50,8	77,8	68,6	62,0	56,5	52,6	
ZN-063	72,2	94,8	49,3	82,9	74,5	66,6	59,3	54,8	
ZN-064	72,0	92,0	47,4	83,1	75,5	65,5	55,9	51,0	
ZN-065	63,5	87,4	47,8	73,4	66,3	58,9	51,7	49,3	
ZN-067	75,8	94,0	43,5	89,3	76,4	66,8	52,7	45,6	
ZN-070	69,5	87,3	47,2	80,5	72,8	62,0	54,8	51,0	
ZN-071	69,3	91,8	45,8	79,1	72,1	61,1	52,8	48,5	
ZN-072	70,6	91,3	47,6	82,6	72,9	63,2	55,2	50,4	
ZN-076	73,4	97,9	53,1	84,1	76,2	69,2	62,0	57,3	
ZN-077	73,6	89,5	55,4	83,9	76,9	70,6	63,6	58,5	
ZN-078	73,9	93,4	52,2	84,1	76,8	69,9	61,2	55,1	
ZN-080	74,6	96,2	51,4	85,1	77,3	69,0	59,8	54,6	
ZN-081	72,7	89,9	52,4	82,8	75,9	68,9	61,3	55,1	
ZN-083	69,6	89,6	46,3	81,6	72,1	61,1	53,6	48,0	
ZN-085	74,0	98,7	45,1	83,5	76,7	68,3	59,1	51,4	
ZN-086	69,6	90,6	40,4	81,6	71,4	59,4	48,2	42,8	
ZN-087	77,4	94,2	58,1	87,3	80,5	73,1	66,2	61,2	
ZN-088	71,6	88,1	48,3	82,1	75,1	63,6	56,6	51,5	
ZN-091	68,7	89,7	40,1	80,8	71,5	60,0	48,0	42,8	
ZN-092	70,3	91,2	25,3	82,8	72,7	59,4	48,3	41,2	
ZN-094	73,1	92,5	48,1	83,7	76,6	67,8	56,7	50,5	
ZN-095	71,8	86,4	51,8	82,5	75,6	67,4	58,3	54,1	
ZN-098	72,8	94,1	50,8	84,8	75,3	64,0	56,4	52,6	
ZN-099	73,6	94,8	43,7	86,3	75,1	63,0	52,2	45,6	
ZN-100	65,5	86,4	47,4	76,2	68,6	59,5	53,2	50,0	
ZN-101	71,8	90,9	43,2	84,5	73,6	61,9	50,9	46,0	
ZN-102	72,4	92,1	54,0	82,8	75,7	67,3	60,7	57,0	
ZN-103	73,3	93,0	62,7	84,7	76,2	66,8	58,0	51,9	
ZN-104	62,6	87,8	39,4	74,5	64,0	51,6	44,2	41,1	
ZN-107	69,1	92,6	39,1	82,6	70,6	57,8	46,4	41,8	
ZN-108	74,9	93,5	45,7	87,4	77,7	66,4	54,5	49,2	
ZN-110	66,4	92,6	42,0	75,2	63,6	52,6	46,0	44,1	
ZN-111	71,7	90,9	41,9	82,4	74,8	63,2	53,4	48,1	
ZN-112	63,1	87,5	39,8	73,8	66,2	58,0	48,9	43,2	
ZN-113	73,9	91,5	44,6	85,7	77,3	66,3	55,5	48,8	
ZN-114	71,5	90,3	41,8	84,6	73,7	61,1	50,9	45,5	
ZN-115	64,3	82,9	40,4	76,0	67,4	56,2	46,6	42,6	
Todas	70,2	90,8	49,4	80,9	72,9	64,4	56,9	52,5	
Centro	ZC-01	75,8	97,3	54,9	85,6	78,4	72,0	65,7	59,9

ZC-02	68,2	90,1	46,3	79,9	70,1	60,6	52,8	48,3
ZC-03	65,7	83,0	50,2	76,2	69,0	60,9	54,3	52,2
ZC-04	70,1	89,9	58,6	79,5	72,9	67,0	63,0	60,9
ZC-05	68,0	85,0	53,7	77,6	71,2	65,0	59,4	56,2
ZC-06	70,6	89,8	57,4	81,0	72,8	66,6	61,8	58,9
ZC-07	71,0	94,5	47,3	80,8	72,9	65,4	56,5	50,6
ZC-08	67,2	84,7	47,3	76,1	71,1	62,8	54,3	50,7
ZC-09	66,8	86,6	43,0	78,3	70,7	60,4	51,3	46,4
ZC-10	67,7	83,5	53,1	77,0	70,8	64,7	58,5	54,8
ZC-11	68,8	89,9	54,1	80,8	72,2	64,9	60,0	56,9
ZC-12	68,3	86,2	43,4	78,5	71,3	64,6	59,9	56,0
ZC-13	65,5	83,0	51,7	75,1	68,5	62,4	57,2	54,3
ZC-14	64,7	83,2	46,3	75,5	62,1	54,9	51,0	49,1
ZC-15	59,3	77,0	46,8	70,4	63,4	55,3	51,4	49,0
ZC-16	73,8	91,4	53,4	84,1	76,8	69,4	61,8	57,2
ZC-17	74,7	104,0	63,4	84,5	76,2	69,9	63,4	56,6
ZC-18	61,1	92,2	57,5	72,8	64,4	56,2	52,8	51,4
ZC-19	68,6	100,7	63,8	81,2	73,4	66,6	62,1	59,4
ZC-20	69,9	99,7	63,8	80,3	73,0	66,9	62,0	59,1
ZC-21	72,3	103,2	64,1	80,3	73,0	66,4	62,4	59,8
ZC-22	68,1	86,0	48,3	78,5	70,8	64,6	58,4	51,2
ZC-23	70,0	88,6	56,8	79,0	73,1	66,5	61,0	58,2
ZC-24	67,0	86,9	48,2	75,0	69,1	63,9	58,7	55,1
ZC-25	66,3	100,3	63,6	81,7	75,6	68,2	61,6	58,2
ZC-26	65,0	95,8	57,8	76,7	70,2	62,5	57,1	54,0
ZC-27	64,0	80,2	75,3	75,4	69,9	63,2	56,8	53,4
ZC-28	69,0	91,9	59,5	77,6	70,4	65,1	61,7	59,4
ZC-29	70,0	88,9	59,1	78,6	72,6	67,9	63,4	61,2
ZC-30	66,9	88,7	56,2	77,4	69,3	63,2	59,2	56,7
ZC-31	64,8	89,5	46,4	76,3	65,8	54,4	49,9	47,9
ZC-32	74,0	94,5	57,6	85,3	76,3	67,4	58,4	53,5
ZC-33	74,8	96,9	48,6	83,8	76,8	69,0	60,3	52,9
ZC-34	62,8	89,1	46,3	73,6	64,3	54,7	50,3	48,3
ZC-35	70,0	89,5	54,1	79,7	73,1	66,5	59,7	56,5
ZC-36	70,5	91,1	50,8	78,2	72,1	66,2	60,8	55,3
ZC-37	68,8	90,6	54,4	79,9	71,2	64,1	59,3	56,5
ZC-38	69,9	94,0	52,0	80,4	72,7	65,6	58,1	54,6
ZC-39	65,1	87,6	46,4	76,5	67,4	57,5	51,4	48,5
ZC-40	67,7	85,7	53,4	76,9	71,2	63,1	58,3	55,3
ZC-41	68,9	88,2	53,5	78,1	72,8	64,5	58,0	54,5
ZC-42	61,8	82,3	45,0	70,0	63,4	57,1	52,3	49,9
ZC-43	68,2	86,6	48,3	79,4	71,2	62,4	55,9	52,5
ZC-44	72,0	87,9	52,0	81,2	75,7	68,2	59,4	54,9
ZC-45	67,3	88,8	54,5	77,0	69,5	63,3	54,6	57,2
ZC-46	71,6	93,2	58,3	81,0	74,2	67,9	63,0	59,9
ZC-47	70,8	91,6	54,0	80,6	73,5	67,5	62,6	57,6
ZC-48	67,0	88,3	50,7	78,3	69,1	60,4	55,2	53,0
ZC-49	69,1	83,3	56,5	81,6	75,5	67,2	60,9	58,0
ZC-50	74,1	92,0	55,9	85,6	76,9	69,3	62,7	58,6
ZC-51	62,9	80,4	46,9	72,6	66,3	58,8	56,1	50,5
ZC-52	67,5	86,0	46,9	78,3	71,0	61,8	53,6	49,6

ZC-53	67,7	88,0	50,7	77,5	70,3	63,9	57,8	53,0
ZC-54	69,8	90,6	51,8	79,8	72,4	64,3	57,3	53,6
ZC-55	70,6	88,9	53,6	81,0	73,8	66,6	59,6	55,5
ZC-56	70,7	94,6	48,7	82,1	72,4	63,8	56,0	51,7
ZC-57	66,8	85,9	46,4	76,5	68,8	61,5	53,4	48,9
ZC-58	65,5	84,1	51,2	75,4	69,1	60,4	55,1	52,6
ZC-59	68,6	85,9	51,3	80,6	71,0	63,4	57,3	53,0
ZC-60	70,9	90,8	53,2	83,7	72,7	64,4	58,8	55,0
ZC-61	66,7	87,2	50,9	76,0	69,5	63,0	57,0	53,5
ZC-62	63,4	82,0	46,3	73,7	65,7	57,6	51,7	48,8
ZC-63	70,4	89,9	54,5	79,9	73,7	66,1	60,4	56,9
ZC-64	70,2	86,7	55,1	79,7	73,2	66,4	60,8	57,5
ZC-65	69,6	84,0	50,3	79,6	73,3	65,4	56,7	53,0
ZC-66	71,9	89,0	53,3	82,6	74,5	68,7	60,9	55,1
ZC-67	70,4	88,3	51,7	80,9	73,3	65,9	58,5	54,5
Todas	68,4	89,2	52,9	78,8	71,3	64,0	57,9	54,3
ZS-01	68,6	91,7	51,8	84,2	76,1	66,4	58,2	53,6
ZS-02	75,3	94,9	54,8	81,7	75,4	67,0	59,2	55,7
ZS-03	77,0	91,2	52,1	83,3	73,6	66,5	58,6	53,1
ZS-04	74,4	96,3	46,7	81,6	73,5	61,9	52,0	47,8
ZS-05	73,4	89,9	47,3	75,5	69,3	62,8	53,8	47,0
ZS-06	68,4	95,8	52,7	81,4	73,8	66,0	57,4	52,1
ZS-07	75,3	95,2	52,6	87,6	76,4	68,9	61,9	57,1
ZS-08	73,2	91,0	54,1	82,8	74,0	66,2	59,5	55,8
ZS-09	71,2	98,2	58,7	84,6	74,3	68,4	63,8	60,8
ZS-10	70,9	87,1	49,2	79,3	73,2	64,9	55,4	50,8
ZS-11	77,6	89,5	52,8	80,4	73,3	67,0	60,7	55,8
ZS-12	77,3	86,7	57,9	79,1	72,2	67,1	62,6	60,2
ZS-13	68,7	83,7	48,4	74,6	66,6	57,9	52,8	49,8
ZS-14	73,8	94,1	65,1	84,5	76,4	69,1	62,1	57,7
ZS-15	73,0	90,0	54,1	81,4	76,5	70,0	62,7	57,5
ZS-16	63,2	83,1	45,6	74,6	66,0	54,4	49,8	47,6
ZS-17	69,6	93,1	47,3	80,1	72,9	64,3	56,3	50,0
ZS-18	71,7	91,7	47,8	82,1	75,3	65,1	55,4	50,2
ZS-19	63,4	81,5	49,2	74,8	66,5	57,0	52,4	50,5
ZS-20	75,6	106,7	59,0	84,0	76,1	70,0	64,3	60,8
ZS-21	74,8	94,1	56,9	86,2	77,1	68,7	63,4	59,5
ZS-22	60,3	83,6	48,5	72,0	60,1	54,3	51,5	50,1
ZS-23	70,2	87,9	47,4	80,4	73,5	65,1	56,7	50,1
ZS-24	72,0	89,4	49,4	83,1	74,9	67,4	58,1	51,7
ZS-25	56,1	78,6	47,9	64,7	58,3	53,3	50,2	48,9
ZS-26	76,1	93,4	54,9	83,1	75,9	69,6	62,4	57,9
ZS-27	72,8	94,9	25,1	82,9	75,9	68,4	61,2	57,6
ZS-28	63,7	95,4	41,6	73,9	62,6	54,9	48,6	45,2
ZS-29	76,6	90,1	51,1	80,8	74,2	66,0	57,8	52,6
ZS-30	72,6	91,3	57,0	82,4	75,1	69,0	62,7	58,3
ZS-31	53,8	75,7	42,0	63,6	56,3	49,5	45,4	43,5
ZS-33	72,5	94,2	45,5	83,5	75,6	65,4	55,0	49,4
ZS-35	58,2	78,2	44,9	69,1	60,1	54,6	51,5	48,5
ZS-36	64,4	64,7	64,7	70,5	66,7	63,9	61,7	61,4
ZS-37	70,4	88,8	53,0	79,9	73,7	66,9	59,9	56,0

Sur

ZS-38	64,7	84,0	41,8	73,5	67,4	64,9	45,0	43,3
ZS-39	75,0	95,4	40,6	86,5	78,1	67,2	57,2	48,4
ZS-40	71,8	94,3	48,9	82,7	74,0	64,2	56,6	52,0
ZS-41	59,4	82,1	45,1	71,0	60,2	53,3	48,0	45,9
ZS-42	64,4	82,8	50,4	73,8	65,7	59,2	54,1	52,3
ZS-43	73,5	93,1	52,6	83,2	77,3	69,0	59,3	54,5
ZS-44	71,5	94,5	47,3	82,7	73,5	64,9	54,5	47,8
ZS-45	61,6	82,8	43,0	72,7	64,3	53,5	47,3	44,2
ZS-46	59,8	78,2	46,1	72,0	62,2	53,3	49,5	47,6
ZS-47	77,9	94,2	54,0	84,0	76,5	66,7	59,6	54,7
ZS-48	63,8	86,7	54,3	78,8	70,8	62,8	58,2	55,7
ZS-49	63,3	79,9	59,2	72,8	68,4	64,3	61,3	59,5
ZS-50	72,1	101,1	49,2	83,4	73,4	63,7	55,1	50,0
Todas	69,5	89,2	50,2	79,0	71,1	63,4	56,5	52,5
