UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID

ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE
INGENIEROS INDUSTRIALES

**VALORACIÓN ECONÓMICA
CONTINGENTE DEL RUIDO DE
TRÁFICO RODADO MEDIANTE
REDES NEURONALES ARTIFICIALES**

Autor:

Luis BRAVO MONCAYO
Ingeniero Acústico

Director:

Ignacio PAVÓN GARCÍA
Doctor por la Universidad Politécnica de Madrid

Codirector:

José LUCIO NARANJO
Doctor por la Universidade
do Estado do Río de Janeiro

Abril de 2017

Tribunal nombrado por el Magfco. y Excmo. Sr. Rector de la Universidad Politécnica de Madrid, el día ____ de _____ de 2017.

Presidente: D. _____

Vocal: D. _____

Vocal: D. _____

Vocal: D. _____

Secretario: D. _____

Realizado el acto de defensa y lectura de la tesis el día ____ de _____ de 2017.

Calificación: _____

El Presidente

El Secretario

Los vocales

*Charles Chaplin gustaba decir que el silencio
es el oro de los pobres. Han pasado los años,
y el silencio es cada vez más el privilegio
de los pocos que pueden pagarlo.*

Eduardo Galeano

Ante todo, doy las gracias a Ignacio Pavón, director de esta investigación, por su invaluable visión y aportes en el desarrollo de este proceso; y a José Lucio, codirector de tesis, quien no ha dudado en compartir su tiempo, conocimientos y experiencia en el área de *machine learning* para llevar a buen puerto esta propuesta. De la misma manera, muchas gracias a Roberto Mosquera por todas las horas que me dedicó para conversar sobre econometría. Juntos han agregado tanto valor a este documento, que para mí resulta inefable.

Agradezco también a mis compañeros de trabajo y a mis estudiantes en la Universidad de Las Américas en Quito. Los primeros siempre me animaron con su opinión y ayuda a superar los diversos dilemas que se presentaron en el camino; los estudiantes en cambio, a través de su curiosidad fomentaron mi aprendizaje.

Gracias a mis padres y hermanos por su confianza, atención y apoyo en este y todos mis retos personales, profesionales y académicos.

A los amigos en España, quienes enriquecieron nuestra experiencia social y cultural, y nos enseñaron a amar a su maravilloso país.

Gracias a Karina Escalona, Inmaculada Cubillo, Blanca Bravo y Vicente Urgilés por su voluntad y buen hacer en la valiosa revisión de textos. Infinitas gracias por los consejos.

Un reconocimiento especial a mis hijas Camila y María Emilia, quienes son mi eterna esperanza, por sus sonrisas y su compañía, sin las que todo este proceso hubiera tenido otro color, y por supuesto a Jeanneth, la luz que llena mis días de sentido. Como siempre, todas sus preguntas y comentarios fueron extraordinariamente sensatos.

No hace falta decir que los defectos de esta investigación solo pueden atribuirse a mí.

Mi gratitud solo se acerca a vuestra generosidad.

Resumen

La contaminación acústica que genera el tráfico rodado en zonas urbanas es uno de los problemas ambientales más patentes debido a la cantidad de población que actualmente se encuentra expuesta a niveles sonoros perjudiciales para la salud. Los esfuerzos por reducir su impacto en la sociedad son retos importantes para quienes generan políticas públicas relacionadas con la calidad de los recursos naturales.

Los costes asociados al ruido de tráfico permiten valorar en términos económicos sus efectos sociales, integrando esta externalidad en la planificación de las ciudades modernas. Uno de los métodos de valoración consiste en estimar la disposición a pagar que tiene la ciudadanía para mitigar el impacto a través de modelos estadísticos o econométricos desarrollados mediante estudios socio acústicos. Estos análisis son de tipo lineal, sin embargo algunas variables utilizadas tienen carácter no-lineal debido a la subjetividad de la percepción de la población, lo que supone una limitación en la precisión de los resultados.

En este estudio se presenta una alternativa que valora económicamente la disposición a pagar de una muestra representativa de la población de Quito para reducir la molestia que ocasiona el ruido de tráfico, a través de una herramienta de inteligencia artificial que considera la no linealidad del problema. La metodología propuesta utiliza un comité de redes neuronales artificiales para predecir un rango de pago a partir de la percepción subjetiva del ruido y sus efectos en la salud, los niveles objetivos de exposición al ruido de tráfico obtenidos a partir de un modelo acústico predictivo, las características demográficas y socioeconómicas y las coordenadas geográficas del lugar de residencia de los encuestados. Los resultados de este método han sido comparados con los resultados de un modelo econométrico probit ordenado, obteniendo un rendimiento superior al 85,7 % en términos del error porcentual promedio en los rangos de predicción. Esta investigación demuestra la capacidad de generalización del método, y su posibilidad de ser utilizado como una herramienta de valoración económica en la gestión del ruido urbano.

Abstract

Noise pollution resulting from road traffic is one of the most relevant environmental issue due to the current population exposed to noise levels that are harmful to health, and the efforts to reduce its impact on society are relevant challenges for those who generate public policies related to natural resources quality.

The costs related to road traffic noise allow to assess its social effects in economic terms, by integrating this externality into the planning of modern cities. One valuing methodology estimate the willingness to pay that the citizenship has to reduce the impact through statistical or econometric models developed by socio-acoustic surveys. These are linear-kind analyzes, however some input variables used have a non-linear nature due to the subjectivity of the population's perception, which implies a limitation in the precision of the results.

This study presents an alternative approach for valuing the willingness to pay to reduce traffic noise annoyance, through an artificial intelligence tool that considers the nonlinearity of the problem. The proposed methodology uses a committee of artificial neural networks to predict a payment range from the subjective perception of noise and its effects on health, objective exposure traffic noise levels obtained from a predictive acoustic model, demographics and socioeconomics data and geographical coordinates of the respondents' dwellings. The results were compared to an ordered probit econometric model in terms of the performance mean relative error and obtained 85,7% better accuracy. This research demonstrates its generalization capacity and possibility to be used as a valuation tool in urban noise management.

Índice general

Resumen	I
Abstract	III
1 Introducción	1
1.1 Objetivos	6
1.2 Estructura de la tesis	7
2 Antecedentes y Consideraciones teóricas	9
2.1 Valoración económica de ruido ambiental	11
2.1.1 Método de precios hedónicos	14
2.1.2 Método de valoración contingente	15
2.1.3 Estado del arte sobre valoración contingente por contaminación acústica	17
2.2 Especificación Econométrica para el método de valoración contingente de disposición a pagar	23
2.2.1 Las medidas del bienestar: media y mediana	25
2.3 Redes neuronales artificiales	26
2.3.1 Funciones de activación	28
2.3.2 Algoritmo de retro-propagación	29
2.3.3 Entrenamiento y validación	32
2.3.4 Perceptrón multicapa	33
2.3.5 Comité de redes neuronales artificiales.	35
2.4 Aplicaciones de inteligencia artificial en el ámbito del ruido de tráfico rodado.	37
3 Metodología	39
3.1 Ámbito geográfico	41
3.2 Diseño de la muestra	43
3.3 Exposición al ruido ambiental	47
3.3.1 Validación del modelo predictivo de ruido de tráfico rodado . .	51
3.4 Encuesta de valoración contingente	52
3.5 Estimación econométrica	57

3.6 Configuración de la estructura del comité de redes neuronales	59
3.7 Entrenamiento del comité de RNAs	62
4 Resultados y discusión	65
4.1 Resultados del nivel de ruido	69
4.2 Resultados del modelo econométrico	74
4.3 Resultados del modelo basado en RNAs	77
4.4 Discusión	80
5 Conclusiones y líneas futuras de investigación	83
5.1 Conclusiones	85
5.2 Aportaciones	87
5.3 Publicaciones y ponencias	88
5.3.1 Artículos científicos	88
5.3.2 Ponencias	89
5.4 Líneas futuras de investigación	89
Bibliografía	93
Apéndice A Mapas de ruido de tráfico rodado	105
Apéndice B Encuesta de valoración económica contingente	147
Apéndice C Código de configuración del comité de RNAs	153

Índice de figuras

2.1	Estructura de una neurona computacional	27
2.2	Configuración de una red neuronal artificial	28
2.3	Funciones de activación	29
2.4	Proceso de retro-propagación	32
2.5	Error de los datos de entrenamiento y validación	33
2.6	Estructura de un comité de redes neuronales artificiales	36
3.1	Ubicación del Distrito Metropolitano de Quito en el contexto nacional	42
3.2	Vehículos registrados en el Distrito Metropolitano de Quito en el período 2010 – 2016.	42
3.3	Dispersión geográfica de la muestra utilizada en la investigación . .	47
3.4	Proceso de cálculo del nivel de ruido en un modelo predictivo de ruido de tráfico rodado	49
3.5	Ejemplo de la simplificación de edificaciones en el modelado acústico.	51
3.6	Equipamiento de medición de ruido utilizado en el estudio	53
3.7	Comparación entre los resultados del modelo predictivo y las medi- ciones de ruido.	54
3.8	Configuración del comité de RNAs utilizado en la investigación. . .	60
3.9	Error cuadrático medio obtenido con distintas configuraciones de estructuras neuronales	63
3.10	Error cuadrático medio de los datos de entrenamiento, validación y prueba para la red neuronal consolidada	63
4.1	Nivel de ruido en función del tipo de vía.	71
4.2	Análisis de correspondencia	74

Índice de tablas

2.1	Clasificación de las técnicas de valoración de bienes que carecen de un mercado transaccional.	13
2.2	Predicciones hedónicas de pérdida de valor de las propiedades producida por el ruido de tráfico rodado.	15
2.3	Estudios de valoración contingente de ruido de tráfico identificados por Navrud (2002).	20
2.4	Costes de la exposición al ruido (€ 2010, factor de coste, por año, por persona expuesta).	22
3.1	Clasificación y características de las vías urbanas del Distrito Metropolitano de Quito.	43
3.2	Vías, población y hogares de las parroquias urbanas de Quito. . . .	45
3.3	Parroquias seleccionadas para conformar la muestra del estudio . . .	46
3.4	Sectores de la muestra seleccionados para el estudio	46
3.5	Modelos predictivos de ruido de tráfico rodado	48
3.6	Puntos de medición de ruido ambiental	51
3.7	Variables de entrada utilizadas en el estudio	56
3.8	Variables de salida utilizadas en el estudio	57
3.9	Error cuadrático medio obtenido por el comité de RNAs en los procesos de entrenamiento, validación y prueba	62
4.1	Distribución de las variables de entrada al modelo.	68
4.2	Estadística descriptiva de las variables numéricas utilizadas en el estudio.	68
4.3	Recuento de la DAP en función del estrato socioeconómico	69
4.4	Análisis de varianza del nivel de ruido en función del tipo de vía. . .	70
4.5	Test de Tukey para agrupación de tipos de vías según el nivel de ruido diurno.	70
4.6	Test de Tukey para agrupación de tipos de vías según el nivel de ruido nocturno.	70
4.7	Test de Tukey para agrupación de tipos de vías según el nivel de ruido día-noche.	72

4.8	Correlación de Spearman entre la exposición al ruido, la percepción subjetiva del ruido y la molestia en el período diurno.	72
4.9	Correlación de Spearman entre la exposición al ruido, la percepción subjetiva del ruido y la molestia en el período nocturno.	73
4.10	Resultados del modelo econométrico probit ordenado.	75
4.11	Poder predictivo del modelo econométrico.	76
4.12	Porcentaje de error en la predicción del modelo econométrico. . . .	76
4.13	Poder predictivo del modelo basado en RNAs.	77
4.14	Porcentaje de error en la predicción del modelo basado en redes neuronales artificiales.	78
4.15	Diferencia porcentual entre el poder predictivo del modelo inicial y el modelo que excluye una variable en la entrada.	79
4.16	Resultados del test de Cochran Q para los datos de entrenamiento y prueba para cada rango de disposición al pago.	80
4.17	Comparación de la DAP media y su intervalo de confianza en los modelos utilizados.	80

Capítulo 1

Introducción

La contaminación acústica es inherente a la actividad humana y al desarrollo productivo. El surgimiento industrial durante los siglos XVIII y XIX estuvo asociado a la idea de que el progreso conlleva ruido de maquinaria y que los lugares silenciosos carecían de industria y por ende de progreso. Sin embargo, en la actualidad, el sistema de valores socioeconómicos se orienta a la compatibilidad entre la calidad de vida y el bienestar económico propio de los modelos productivistas (Veira *et al.*, 2010). Los efectos causados por el deterioro ambiental tienen cada vez mayor interés científico y social, y existe un convencimiento generalizado de que una buena calidad de vida supone la ausencia de contaminación. Esto pone en evidencia el incremento de la preocupación ciudadana por los problemas en la calidad de vida asociados a la contaminación (Díez, 2004), que de acuerdo a la teoría “centro – periferia”, emergió en sociedades desarrolladas (centro) y después fue transmitido al resto de sociedades (periferia).

En las últimas décadas, el crecimiento urbano ha relevado al desarrollo industrial como problema medioambiental, y su impacto ha generado un creciente interés público por los temas relativos a la sostenibilidad, desplazando el énfasis en los valores materiales hacia los valores pos-materiales relacionados con la calidad de vida (Mendiola *et al.*, 2015).

En un intento por cuantificar el impacto de las diferentes fuentes de contaminación acústica, la Directiva 2002/49 EC (END, 2002) estableció un requerimiento a los Estados miembros de la Unión Europea para desarrollar mapas estratégicos de ruido en las grandes infraestructuras de transporte y zonas industriales, tanto en entornos urbanos cuanto rurales. Después de dos fases de evaluación y de haber aplicado distintos planes de acción para reducir el impacto del ruido en la población, los resultados son alarmantes ya que estiman que aproximadamente el 40 % de la población europea está expuesta a niveles de ruido de tráfico rodado mayores a 55 decibelios ponderados A (dBA) durante el día; y, más del 30 % de la población europea está expuesta a niveles de ruido de tráfico mayores a 50 dBA durante la noche (OMS, 2011). Estos niveles de ruido representan los umbrales a partir de los cuales los efectos en la salud son más evidentes (Hurtley, 2009).

En un análisis más detallado de la exposición a la contaminación acústica en la población de Europa, se observa que la fuente sonora de mayor impacto, tanto al interior como exterior de aglomeraciones urbanas, es el ruido causado por el tráfico rodado. Ruido generado por el parque automotor a través de los sistemas de propulsión (incluyendo el de admisión, combustión y escape), transmisión, refrigeración, y frenado, así como por la interacción entre los neumáticos y la calzada durante el desplazamiento, y por el flujo de aire que circula alrededor de los vehículos (Alonso, 2014).

La última actualización que estima el impacto de la contaminación acústica en Europa indica que el tráfico rodado en entornos urbanos afecta a 54,26 millones de personas, coincidiendo con la población expuesta a niveles sonoros diarios (L_{DEN})

superiores a 55 dBA considerando períodos diurnos, vespertinos y nocturnos, y a 37,49 millones de personas en entornos rurales. Al evaluar el impacto en el descanso de la población, mediante del nivel sonoro nocturno (L_{night}), se obtienen 37,49 y 15,61 millones de personas expuestas a L_{night} superiores a 50 dBA dentro y fuera de aglomeraciones urbanas, respectivamente (Murphy y King, 2014).

Otras fuentes de ruido asociadas al transporte, como las ferrovías y los aeropuertos; y, la industria, presentan un impacto significativamente menor que el tráfico rodado en términos de cantidad de población expuesta a contaminación acústica (EEA, 2014).

En lo referente al escenario latinoamericano, la contaminación acústica es inclusive más patente. Aunque existe una menor disponibilidad de datos, investigaciones recientes demuestran que el 49,81 % de la superficie de Santiago de Chile presenta niveles de ruido de tráfico rodado que superan los 55 dBA (Suárez y Barros, 2014; Dintrans y Préndez, 2013). Además, el 11 % de la población de la ciudad chilena de Talca se encuentra expuesta a niveles de ruido superiores a 65 dB para el día y 55 dB para la noche (Rey Gozalo y Barrigón Morillas, 2016).

En Colombia, en el área urbana de Medellín, el 50 % de las mediciones de ruido mostraron valores superiores a 72 dBA durante el día y 68 dBA durante la noche (Murillo-Gómez *et al.*, 2015), y más del 56 % de las principales intersecciones viales de Cartagena de Indias no cumplen con los estándares de emisión de ruido establecido por la autoridad competente (Quiñones-Bolaños *et al.*, 2016).

Un estudio en Curitiba, Brasil, concluyó que el 90 % de 58 puntos de medición de ruido registraron niveles que superan los 55 dBA en el campus del Centro Politécnico de la Universidad Federal de Paraná (Trombetta Zannin *et al.*, 2013). Otro estudio realizado en Brasil reveló que los niveles de ruido de tráfico en la playa de Copacabana en Río de Janeiro superan los valores permitidos de acuerdo a la legislación aplicable (Pinto y Moreno, 2009).

La exposición prolongada a elevados niveles de ruido interfiere de forma indiscutible en el quehacer personal y la calidad de vida de la ciudadanía, afectando a la salud de forma inexorable, alterando los períodos de descanso, el estado de ánimo, las capacidades auditivas y las relaciones sociales (Basner *et al.*, 2014; Babisch *et al.*, 2014; Barceló *et al.*, 2016; Belojević y Paunović, 2016; Chung *et al.*, 2016), efectos que pueden ser particularmente peligrosos en la población infantil, ya que pueden alterar su desarrollo cognitivo (Klatte *et al.*, 2013; Stansfeld y Clark, 2015).

Los efectos producidos por el ruido pueden ser cuantificados a través de una metodología desarrollada por la OMS, que utiliza el indicador Disability-Adjusted Life Years (DALYs) que representa el total de años perdidos a causa de problemas de salud, discapacidad y muerte prematura (Fritschi *et al.*, 2011).

En 2011 se publicaron los resultados de la estimación sobre los efectos que produce el ruido en la población, en la que se destaca que para una de cada tres

personas en Europa el ruido de tráfico rodado produce molestia durante el día, y se asocia con 587.000 DALYs en entornos urbanos con poblaciones mayores a 50.000 personas. Además, para una de cada cinco personas, el ruido de tráfico rodado produce perturbación en el sueño durante la noche, y está asociado a 903.000 DALYs. Se concluyó además que la contaminación acústica produce enfermedades cardiovasculares cuyo impacto fue estimado en 61.000 DALYs. También puede producir discapacidad cognitiva en niños y jóvenes entre 7 y 19 años de edad cuyo impacto fue estimado en 45.000 DALYs (Fritschi *et al.*, 2011).

Los efectos en el detrimento de la calidad medioambiental además pueden ser valorados en términos económicos, a través de preferencias ciudadanas que permitan elegir en torno al mejor uso social del recurso medioambiental comparado con sus usos alternativos. Esto implica asignar un precio o valor a los recursos naturales y a los servicios medioambientales (Vallejo *et al.*, 2015).

El valor económico relacionado con la contaminación acústica puede estimarse en términos de las inversiones realizadas en los planes de acción para mitigar su impacto. Las medidas más recurrentes suelen enfocarse en sensibilizar a la población sobre los efectos en la salud, revisar el marco reglamentario de emisión de ruido, fomentar el desarrollo tecnológico silencioso, mejorar el aislamiento acústico de lugares sensibles o vulnerables, gestionar la movilidad, el transporte y la infraestructura vial urbana (Barreiro *et al.*, 2005).

En Europa el ruido ha sido valorado económicamente desde la década de los noventa, identificando que el coste de su impacto oscilaba entre 0,2 y 2 puntos porcentuales del PIB europeo (Quinet, 1993). La primera valoración económica del impacto del ruido medioambiental en Latinoamérica fue desarrollada por Sommerhoff (2002), quien a través de una valoración contingente, estimó el precio por cada dB adicional de reducción en la ciudad de Valdivia, Chile. En su estudio, se evidenció una relación entre el valor del ruido y el estrato socioeconómico de la población, y concluyó que el valor económico mensual del ruido en Valdivia fue de 4,76 US\$ por persona.

A partir de entonces, se han desarrollado valoraciones económicas del impacto del ruido en otros escenarios latinoamericanos, a través del uso de tasas para la infraestructura vial, la experiencia con el ruido de los participantes, o la correlación de la disposición al pago con la molestia percibida (Osorio y Correa, 2009; Zoloa, 2015).

Para valorar económicamente el impacto del ruido se utilizan por lo general regresiones econométricas que relacionan el coste del ruido en función de distintas variables. Estos modelos se enmarcan en los enfoques de preferencias declaradas o reveladas. Por una parte, en el enfoque de preferencias declaradas, la ciudadanía es la que expresa de manera explícita el valor que tiene el ruido de acuerdo a sus preferencias; esta metodología se denomina valoración contingente (Carson, 2000). Por otra parte, en el enfoque de preferencias reveladas, el coste asignado

a la contaminación acústica se estima a partir de distintos atributos del mercado inmobiliario; esta metodología se denomina valoración hedónica (Vainio, 2001).

La valoración contingente se basa en las preferencias de las personas que responden a encuestas, cuya información incorpora la subjetividad de la percepción ciudadana. En econometría, la solución de los modelos está restringida a resolver problemas de tipo “lineal”, por lo que su efectividad se reduce al tratar con aspectos subjetivos “no lineales” (Strogatz, 2015).

La presente tesis doctoral propone un nuevo enfoque para el tratamiento de los datos obtenidos en una valoración contingente de ruido de tráfico rodado, basándose en la utilización de una herramienta de *machine learning* capaz de modelar y predecir situaciones subjetivas “no lineales”. La metodología propuesta predice con precisión la disposición a pagar para reducir la molestia ocasionada por el ruido de tráfico rodado, y puede ser utilizada para diseñar y cuantificar la financiación necesaria para ejecutar planes de acción que reduzcan el impacto del ruido en espacios urbanos.

1.1. Objetivos

El principal objetivo de esta tesis doctoral es desarrollar un enfoque alternativo y efectivo de valoración contingente de ruido provocado por el tráfico rodado, utilizando redes neuronales artificiales (RNAs), que permita predecir de manera fiable la disposición a pagar por parte de la ciudadanía para reducir la molestia provocada por este agente de contaminación.

Esta investigación ha desarrollado una valoración contingente del ruido de tráfico rodado en el área urbana del Distrito Metropolitano de Quito, la capital política y administrativa de la República del Ecuador, como un ejemplo cultural y social de una ciudad andina latinoamericana en el contexto de economías en desarrollo.

La propuesta metodológica resulta sumamente útil para la gestión medioambiental y el desarrollo de políticas públicas. De este modo, a través de distintas variables cuantitativas, demográficas y de percepción cualitativa, se podrá mejorar la asignación de recursos y optimizar económicamente la toma de decisiones en lo que respecta a planes de acción para reducir el impacto acústico.

El objetivo general puede ser subdividido en los siguientes objetivos específicos:

- Estructurar una muestra ciudadana que represente a la población urbana del Distrito Metropolitano de Quito a través de criterios que conjuguen la exposición al ruido de tráfico rodado y la densidad de habitantes en los sectores censales de la ciudad.

- Diseñar y aplicar una encuesta de valoración económica del ruido de tráfico rodado de acuerdo a las directrices sugeridas por el panel de expertos en valoración contingente (Arrow *et al.*, 1993), para minimizar los posibles sesgos en el desarrollo y estimación, considerando aspectos de percepción y experiencia frente al ruido, describiendo un escenario hipotético que suponga una modificación del nivel de bienestar inicial de los participantes, y sus características demográficas y socioeconómicas.
- Predecir la exposición a los niveles de ruido de tráfico rodado en las fachadas de las viviendas de los participantes en la encuesta, mediante un modelado acústico computacional previamente validado con mediciones de ruido *in situ*. Los resultados del modelo predictivo de ruido servirán para relacionarlo con las otras variables obtenidas en la encuesta para explicar la disposición a pagar de quienes participaron en la investigación.
- Modelar la disposición a pagar de los encuestados para reducir la molestia ocasionada por el ruido de tráfico rodado a través de un análisis econométrico *probit ordenado* de elección discreta (Cabrer *et al.*, 2001).
- Configurar la arquitectura de un comité de redes neuronales artificiales, que permita predecir con precisión la disposición a pagar para reducir la molestia que ocasiona el ruido de tráfico rodado en un conjunto de datos que no hayan sido utilizados en el proceso de entrenamiento o aprendizaje.
- Comparar los resultados del modelo econométrico tradicional con aquellos obtenidos a través la metodología propuesta en esta tesis doctoral, en términos del error en la predicción.

1.2. Estructura de la tesis

La presente tesis se desarrolla en cinco capítulos, en los que se amplían los aspectos brevemente descritos a continuación:

Este primer capítulo es introductorio, y contextualiza el problema abordado a través de evidencias que se enfocan en la exposición al ruido y sus efectos en la salud, justificando la necesidad de encontrar un valor económico al problema ambiental de la contaminación acústica, mediante una herramienta basada en redes neuronales artificiales.

El segundo capítulo fundamenta los antecedentes en los que se basa la tesis, así como algunas consideraciones teóricas necesarias para el desarrollo de la misma. Entre otros temas se tratan aspectos metodológicos de valoración económica de ruido ambiental, y una revisión del estado del arte sobre valoración contingente de ruido de tráfico rodado. Finalmente se describen los algoritmos utilizados por las

RNAs para el modelado de sistemas no lineales, y sus aplicaciones en diferentes investigaciones de contaminación acústica.

El tercer capítulo describe la metodología utilizada en la investigación, detallando los criterios de selección de la muestra evaluada, el desarrollo de los modelos predictivos de exposición al ruido de tráfico rodado, el diseño de la encuesta de valoración contingente, la estimación econométrica, así como la configuración y entrenamiento del comité de RNAs.

El cuarto capítulo recoge los resultados obtenidos tanto en el modelo económico, como aquellos obtenidos utilizando un modelo basado en RNAs, así como una discusión que compara los modelos entre sí, y los coteja con los resultados de otras investigaciones de valoración económica de ruido de tráfico rodado.

En el quinto capítulo se presentan las principales conclusiones y aportaciones obtenidas en la tesis, así como las líneas de investigación detectadas para desarrollar futuras investigaciones.

Se han incluido además tres apéndices. El primero muestra de forma gráfica los resultados de la evaluación de la exposición al ruido de tráfico rodado obtenidos con el modelo predictivo en los sectores de la muestra evaluada. En el segundo se presenta la encuesta de valoración económica utilizada en la investigación, y el tercero indica un listado con el código Matlab® que implementa los algoritmos de la configuración del comité de RNAs utilizado en esta tesis doctoral.

Capítulo 2

Antecedentes y Consideraciones teóricas

2.1. Valoración económica de ruido ambiental

Al igual que los bienes privados, el medio ambiente enfrenta problemas de escasez, ya que tiene usos alternativos y se requiere decidir el mejor uso social de los recursos ambientales. La toma de decisiones sobre el uso de los recursos ambientales está relacionada directamente con la definición de valor, ya que es necesario contar con un criterio de elección sobre la mejor alternativa para la sociedad. Uno de los principios fundamentales en el desarrollo de la valoración económica se basa en que un cambio en el nivel de satisfacción puede ser expresado en términos monetarios, con lo cual sería posible comparar entre distintas alternativas (Vásquez *et al.*, 2007).

Esta valoración está basada en las preferencias subjetivas de la población, buscando maximizar el bienestar minimizando el coste, lo que implica asignar un precio o valor monetario a los recursos naturales y a los servicios ambientales.

La valoración económica además aporta información pertinente y relevante para determinar niveles de regulación ambiental a través de la adopción de estándares. Así, se dispone de una base para la determinación de multas, impuestos o subsidios para alcanzar el objetivo de calidad ambiental planteado (Ferrón-Vílchez *et al.*, 2015). Otro enfoque de la valoración ambiental precisa la determinación del perjuicio económico o del daño que se ocasione al medio ambiente (Zawieska, 2015).

El sector del transporte no está exento de responsabilidad por el impacto que produce sobre la calidad ambiental, especialmente por la generación de contaminación atmosférica y acústica. Los costes medioambientales de este sector han sido considerados por autoridades europeas para determinar regulaciones específicas y homogéneas, que conlleven a la innovación tecnológica y a la optimización de la eficiencia del sector (Boesch *et al.*, 2008).

Un ejemplo de ello evidencia que las inversiones medioambientales de la industria automotriz alemana han tenido una influencia positiva en la productividad, a través de innovaciones, gestión de residuos, mejora de procesos productivos, y evitando costes asociados a sanciones por incumplimiento de legislación medioambiental (Böhringer *et al.*, 2012; Dolan y Metcalf, 2008).

El desarrollo de los métodos de valoración económica consiste en que los cambios en un nivel de satisfacción pueden expresarse en términos monetarios, para así comparar entre distintas alternativas. De esta manera se podría obtener la máxima cantidad monetaria que una persona está dispuesta a pagar (DAP) por incrementar la disponibilidad de un bien o mejorar el nivel de bienestar, o para evitar una reducción en el nivel de bienestar; o el mínimo importe que está dispuesta a aceptar (DAA) como compensación por renunciar a una mejora en su nivel de bienestar, y comparar así distintas políticas públicas (Boesch *et al.*, 2008).

El concepto de valoración determina el valor total de un recurso medioambiental incluyendo tanto el valor de uso como el valor de no uso. El primero relacionado

con el uso directo del recurso; y, el segundo asociado a los conceptos de valor de preservación del medio ambiente que conlleva asegurar la disponibilidad del recurso a las generaciones futuras. Para ello se debe incorporar el nivel de calidad medio ambiental en la función de utilidad del individuo (Veira *et al.*, 2010).

Desde la perspectiva de valoración de un bien público, resulta interesante estimar los cambios del bienestar como resultado de cambios en la calidad o la disponibilidad del recurso, en la que se considere una función indirecta de utilidad $v(p, q, m)$ y una función de gasto $e(p, q, U)$, donde p representa un vector de precios, q el nivel de calidad medio ambiental, m el presupuesto del individuo, y U la función de utilidad (Vásquez *et al.*, 2007).

A partir de estas funciones se definen las medidas de bienestar por cambios en q para una mejora en la calidad medio ambiental de un bien de q_0 a q_1 , con $q_1 > q_0$.

Las variaciones en el bienestar pueden definirse a partir de la variación compensada (VC) o la variación equivalente (VE). La VC es el máximo valor que una persona está dispuesta a pagar para acceder a un cambio favorable, o bien la mínima cantidad que está dispuesto a aceptar como compensación por un cambio desfavorable, que equivale a la DAP. La VE es el máximo importe que una persona está dispuesta a pagar por evitar un cambio desfavorable, o bien la mínima cantidad que está dispuesto a aceptar como compensación por renunciar a un cambio favorable (Vásquez *et al.*, 2007), que equivale a la DAA, y que se expresan como:

$$VC = e(p, q_0, U_0) - e(p, q_1, U_0) = \int_{q_0}^{q_1} \frac{\partial E}{\partial q}(p, q, U_0) \partial q \quad (2.1)$$

$$VE = e(p, q_0, U_1) - e(p, q_1, U_1) = \int_{q_0}^{q_1} \frac{\partial E}{\partial q}(p, q, U_1) \partial q \quad (2.2)$$

Estos valores son significativamente distintos dada la elasticidad de sustitución, es decir la cantidad de sustitutos disponibles para el bien público a evaluar; mientras menor sea la elasticidad de sustitución mayor será la diferencia entre la DAP y la DAA (Hanemann y Kanninen, 1998). Esta diferencia puede expresarse como indica la ecuación 2.3:

$$DAA - DAP \approx \frac{\xi EC^*}{m^*} \quad (2.3)$$

donde ξ representa la flexibilidad del precio ante cambios en el ingreso, EC^* representa el excedente del consumidor, que es la diferencia entre la disposición a pagar y lo que efectivamente se paga por una determinada cantidad de un bien, y m^* es la cantidad del bien usado.

Aunque no existe consenso sobre los métodos para obtener el valor económico total, por lo general los valores de uso son obtenidos utilizando herramientas como

los métodos de costes evitados o inducidos, de coste de viaje, o de precios hedónicos; por su parte, para estimar los valores de no uso generalmente se emplea el método de valoración contingente (Soliño *et al.*, 2010).

La literatura económica distingue métodos de valoración basados en el comportamiento observado, conocido como preferencias reveladas; y, métodos basados en la declaración de intención de comportamiento de los individuos, conocido como preferencias declaradas.

Dentro de los primeros se encuentran los métodos de coste de viaje y precios hedónicos, mientras que dentro de los segundos se distingue principalmente el método de valoración contingente y sus variantes: ranking, análisis conjunto y experimentos de elección. La Tabla 2.1 resume los distintos tipos de valoración económica para bienes que carecen de un mercado transaccional (Vásquez *et al.*, 2007).

Tabla 2.1: Clasificación de las técnicas de valoración de bienes que carecen de un mercado transaccional.

Método	Indirecto	Directo
Preferencias reveladas	Coste de viaje	Mercados Simulados
	Costes evitados	Precios de mercado
	Precios hedónicos	Costes de reubicación
	Método de reventa	
Preferencias declaradas	Experimentos de elección	Valoración contingente
	Análisis conjunto	Elección declarada
	Ranking contingente	
	Comparación por pares	

La teoría de preferencias reveladas permite verificar si un conjunto de datos de diferentes elecciones de consumo es coherente con el modelo de maximización de utilidad. Su principal atractivo consiste en que se abstiene de imponer una especificación a la función de utilidad antes del análisis, evitando que un modelo de comportamiento específico sea rechazado debido a una especificación errónea (Cosaert y Demuynck, 2015).

Por otra parte, el enfoque de preferencias declaradas estima la disposición al pago de los individuos por cambios en la provisión de bienes que carecen de un mercado transaccional. Para ello se recurre a la elaboración de cuestionarios en los que se pregunta directamente la DAP, o se ofrece una serie de atributos de elección a partir de los cuales se estima la DAP (Carson, 2000).

Una de las formas para cuantificar económicamente el ruido ambiental es mediante la valoración de un plan de acción enfocado en la mitigación de su impacto. Las

medidas que lo componen por lo general suelen ser costosas y su implementación debería justificarse en función de sus beneficios económicos (Barreiro *et al.*, 2005).

La valoración de ruido suele enfocarse principalmente desde dos perspectivas: el enfoque de precios hedónicos y el de valoración contingente.

2.1.1. Método de precios hedónicos

El método de precios hedónicos se centra en cuantificar la pérdida del valor comercial de una propiedad asociada con la exposición al ruido proveniente de distintas fuentes sonoras: transporte (aéreo, viario o ferroviario), industria, comunidad, etc. Este método se basa en el cambio del precio de las propiedades a partir de variaciones tanto de factores internos (internalidades) como por ejemplo el tamaño del bien inmueble, el número de habitaciones, la ubicación, entre otras; como de factores externos (externalidades) entre las que se distinguen varios aspectos ambientales como la calidad de aire, el ruido, etc. (Blanco y Flindell, 2011).

Para abordar la valoración hedónica desde una perspectiva econométrica, se realizan regresiones con las variables que tengan algún efecto sobre los precios de venta o alquiler de las propiedades como indica la ecuación 2.4:

$$P = f(S_1, S_2, \dots, S_i, N_1, N_2, \dots, N_i, Q_1, Q_2, \dots, Q_i) \quad (2.4)$$

donde P es un vector de los precios de las propiedades, S es un vector con las características físicas de los inmuebles, N es un vector de las variables relacionadas con la ubicación de las propiedades, y Q es un vector de variables ambientales, siendo Q_i el nivel de exposición al ruido.

Al derivar el precio en función de la exposición al ruido, se obtiene el coeficiente hedónico para la variable ruido, que representa el costo marginal del ruido. A partir de esta derivada se obtiene un indicador ampliamente utilizado en la literatura, denominado: índice de depreciación por sensibilidad al ruido (*Noise Sensitivity Depreciation Index* - NSDI) que está definido como la variación porcentual en el precio con respecto a la variación en el nivel de exposición al ruido. El indicador *NSDI* se expresa en la ecuación 2.5.

$$NSDI = \frac{\Delta P}{\Delta Q_i} \% \quad (2.5)$$

donde ΔP representa el cambio en el precio transaccional del bien, y ΔQ_i es la variación de la exposición al ruido.

Por ejemplo, un NSDI de 0,6 expresa que el valor de la depreciación de una propiedad es del 0,6 % si el nivel de ruido se incrementa en 1 dB. La tabla 2.2 presenta los resultados de varios estudios de valoración hedónica de ruido que

predicen la pérdida de valor de una propiedad debido al incremento del ruido de tráfico rodado (Hak Nang, 2011).

Tabla 2.2: Predicciones hedónicas de pérdida de valor de las propiedades producida por el ruido de tráfico rodado.

Estudio Autor, (año)	Lugar	Descriptor de ruido	NSDI
Brainard <i>et al.</i> (2004)	Birmingham, UK	Leq	0,21–0,53
Bjørner <i>et al.</i> (2003)	Copenhague, Dinamarca	-	0,47
Grue <i>et al.</i> (1997)	Oslo, Noruega	Leq	0,54
Hidano (2002)	Tokio, Japón	Leq	0,7
Lake <i>et al.</i> (2000)	Glasgow, Irlanda	L10 (18 h)	1,07
Kim <i>et al.</i> (2007)	Seúl, Corea	-	1,3
Rich y Nielsen (2004)	Copenhague, Dinamarca	Leq (24 h)	0,54
Soguel (1994a)	Neuchatel, Suiza	Leq	0,91
Vainio (1995)	Helsinki, Finlandia	Leq	0,36
Wilhelmsson (2000)	Estocolmo, Suecia	-	0,6

2.1.2. Método de valoración contingente

El método de valoración contingente se encuentra dentro del grupo de preferencias declaradas, y para el caso del ruido ambiental, estima su valor económico a través de una encuesta que evalúa la DAP o DAA por un cambio en el nivel inicial de bienestar. Sin embargo, la literatura ha demostrado tanto de manera teórica, así como también empírica, que al evaluar un mismo bien ambiental, la DAA es mucho mayor DAP (Venkatachalam, 2004). Esta disparidad entre DAP - DAA es atribuible al “efecto ingreso”, ya que la DAP está restringida por la renta del encuestado, mientras que la DAA no lo está.

Esta fue una de las razones que llevaron a la Administración Oceánica y Atmosférica Nacional de los Estados Unidos (NOAA) a conformar un panel de expertos para estudiar el problema. Después de una extensa audiencia pública y una revisión bibliográfica de diversos documentos relevantes, el panel de expertos elaboró un informe que concluyó que los estudios de valoración contingente pueden producir estimaciones suficientemente fiables que son consideradas un punto de partida para una estimación de los daños a los recursos naturales o del uso pasivo de los beneficios ambientales. Concluyeron también que la DAP es la medida apropiada para este tipo de estudios (Arrow *et al.*, 1993).

Esta técnica requiere, por un lado, que los participantes realicen una valoración de elevada complejidad a partir de la información que se les proporciona en un cuestionario; y por otro, que realicen una elección económica a través de la interpretación particular que hacen de dicha información (del Saz Salazar, 2004).

Para realizar una valoración contingente se describe a los encuestados un escenario hipotético que detalla planes de acción futura, y a partir de este supuesto, ellos declaran su DAP, que luego es analizada de manera similar a las elecciones realizadas por los consumidores en los mercados reales.

Los elementos clave de la valoración contingente son: la información completa entregada a los encuestados sobre los planes de acción propuestos, su duración, medio de pago y coste de las medidas planteadas. La distribución de la DAP es obtenida a través de las respuestas provistas por los encuestados, y al asumir distribuciones paramétricas funcionales se pueden estimar estadísticos descriptivos de la DAP tales como la media o la mediana. Además, dependiendo del tipo de pregunta de valoración, se puede predecir los rangos en los que se ubica la DAP de los participantes.

Varias aplicaciones de valoración contingente han sido utilizadas para valorar aspectos medioambientales como por ejemplo: incremento en la calidad del aire o del agua, riesgos de contaminación de agua, recreación en entornos naturales, protección de fuentes de agua, áreas naturales silvestres y especies en peligro de extinción, gestión de residuos, entre otros (Carson, 2000).

Una de las principales críticas que recibe este método de valoración contingente se basa en lo que la gente dice que haría y no en lo que realmente hace. Sin embargo, es el método más utilizado para valorar bienes de no uso, o uso pasivo de los beneficios ambientales, que implícitamente tienden a ser tratados como cero a menos que el valor monetario sea estimado, a través de una pregunta directa a los participantes.

El informe entregado por el panel de expertos de la NOAA propone una serie de directrices para desarrollar estudios de valoración contingente ayudando a asegurar la fiabilidad metodológica en la estimación de los valores de uso pasivo. Estas directrices incluyen el desarrollo de encuestas personales, preguntas de elección binaria discreta, una descripción detallada de los bienes a valorar y de sus sustitutos, y las diferentes pruebas que deberían ser incluidas en los resultados de los estudios contingentes.

Otros aspectos de la valoración contingente tienen relación con las respuestas no confiables, llamadas también respuestas protesta (RP), que ocurren cuando un encuestado tiene una DAP positiva, pero declara una respuesta igual a cero. Las RP se dan por el rechazo a la legitimidad del escenario propuesto, y aunque en la literatura relacionada con valoración contingente no existe un consenso sobre cómo tratar las RP, comúnmente se excluyen estas respuestas de los análisis para evitar sesgo en los resultados (Soliño *et al.*, 2010).

2.1.3. Estado del arte sobre valoración contingente por contaminación acústica

Como se mencionó en el apartado 2.1.2, la valoración económica de la contaminación acústica determina el beneficio económico de diferentes medidas de reducción de los niveles de exposición al ruido ambiental a través de distintas herramientas metodológicas. Dentro del grupo de preferencias declaradas, sobresalen los estudios que utilizan la metodología contingente.

Los primeros estudios de valoración contingente establecieron un escenario hipotético basado en una reducción de los niveles de ruido, sin considerar que los encuestados quizá no entendían el significado de una reducción en términos de indicadores energéticos como por ejemplo el nivel equivalente (L_{eq}), o los niveles integrados durante todo un día: L_{DEN} y L_{DN} (Hak Nang, 2011).

Estudios más recientes se aproximan a la reducción de la exposición al ruido describiendo escenarios más cercanos a los encuestados.

Barreiro *et al.* (2005) describe el cambio en el nivel de ruido refiriéndose a la experiencia de la exposición al ruido de los encuestados de acuerdo a los días de la semana, por ejemplo “...el nivel de ruido diurno sería reducido del nivel de un día laboral al nivel de un sábado por la mañana”.

Por otra parte, Vainio (2001) usó el escenario hipotético de desviar el tráfico hacia otro lugar de tal manera que el flujo vehicular se redujera considerablemente y por ende la molestia que genera el ruido de tráfico. Y Navrud (2000) y Lambert *et al.* (2001) describen la reducción de ruido en términos del nivel de molestia, y/o de los impactos evitados. Estos escenarios tienen la ventaja de que son vinculados directamente con la función exposición - respuesta.

Uno de los sesgos que se encuentran en estudios de valoración contingente son las RP. Estas respuestas representan un desacuerdo con el escenario hipotético descrito en el cuestionario, o con los principios judiciales o éticos de responsabilidad por ejemplo el principio de quien contamina el medio ambiente es el responsable de pagar los costes de remediación (Istamto *et al.*, 2014a).

Las RP son identificadas una vez que en la pregunta de valoración en las que los individuos no están dispuestos a pagar ($DAP = 0$) se indaga por los motivos de la negativa. En general, RP son todas las motivaciones que no se restringen al ingreso o presupuesto del encuestado y/o a la suficiente información descrita en el escenario hipotético.

Un ejemplo que ilustra la relevancia de las RP en estudios de ruido de tráfico rodado se evidencia en el 49 % de RP obtenido por Navrud *et al.* (2002).

Los medios de pago también han sido parte de la calibración de los estudios de valoración contingente para evitar las RP, así como también los métodos de

elección como por ejemplo: preguntas de valoración abierta y/o valoración cerrada (de elección dicotómica, o de tipo referéndum). Sin embargo la mejor aproximación a los métodos de elección y al medio de pago difieren entre las distintas fuentes de ruido a evaluar y a las preferencias culturales de los diferentes lugares en las que se apliquen (Navrud, 2002).

Navrud (2002) realizó una revisión bibliográfica de valoración económica de ruido de transporte, identificando que los enfoques más recurrentes son:

- El valor económico del ruido por decibelios/año, medido con el indicador NSDI que se define como el cambio porcentual promedio en el precio de las propiedades por cada cambio en el nivel de exposición al ruido, basado en estudios de precios hedónicos;
- El valor económico por año por persona molesta por ruido, basado principalmente en estudios de valoración contingente o experimentos de elección.

Para una evaluación de la política de transporte en el Reino Unido, Hawkins (1999) sugiere el uso de 21,2 £ (equivalente a 13,15 €) por vivienda por la reducción de 1 dB. La autoridad ambiental en Noruega usó un valor de 10.000 NOK (1.250 € del año 1999) por persona altamente molesta (*highly annoyed* - HA) por el ruido. Además asume que con 1 dB de incremento en el nivel de ruido una persona promedio estará un 2 % más molesto, lo que conlleva a estimar un valor de 200 NOK anuales (25 €) por dB por persona expuesta al ruido. Por su parte, Sælensminde y Hammer (1994) usan una función de valoración de ruido que entrega un valor de 14.000 NOK por persona HA por año para una reducción del 50 % en el nivel de ruido, equivalente a una reducción de aproximadamente 8 dB. También encontraron que la disposición a pagar de las personas molestas por ruido en Noruega está en el rango de 17 - 35 €/ año.

En Suecia, se usa un valor por persona afectada por ruido entre 50 y 75 dB de 13.990 SEK equivalente a 1.480 € del año 1999 (Johansson, 2001). En Francia, se aplica un valor de 147 € por persona molesta por año (Lambert, 2000).

Un estudio de valoración contingente realizado en Basel, Suiza (Pommerehne, 1988) estimó un valor de disposición a pagar de 99 € anuales para reducir la contaminación acústica a la mitad. De manera similar, una estimación en Neuchatel, Suiza infiere una disposición a pagar entre 38 y 45 € anuales (Soguel, 1994b).

Por su parte, Vainio (2001) obtuvo un valor de disposición a pagar entre 6 y 9 € (del año 2001) para reducir los niveles de ruido (superiores a 55 dBA) en Helsinki, Finlandia. Navrud (2000) estimó la disposición a pagar media por vivienda y por año entre 23 - 32 € para eliminar la molestia ocasionada por el ruido de tráfico en Oslo, Noruega. La reducción planteada en el estudio de Navrud se asoció a una reducción de 10 dBA en el nivel de exposición al ruido.

Un estudio de valoración contingente desarrollado por Lambert *et al.* (2001) encontró diferencias significativas en la disposición a pagar en 331 viviendas cercanas a las autopistas de la región de Rhone-Alpes en Francia, en función de la molestia. Si bien el valor medio de la disposición a pagar fue de 73 € por vivienda y por año, los valores correspondientes a las evaluaciones de la molestia “nada”, “ligeramente”, “moderadamente”, “mucho”, y “extremadamente” fueron: 47, 61, 78, 101, y 130 €, en su orden.

Para estimar el valor económico por dB, en los estudios de valoración contingente, es necesario transformar los escenarios hipotéticos expuestos en sus correspondientes cambios en los niveles de ruido. Para esto se requiere usar las funciones de exposición-respuesta y varios supuestos. Por ejemplo, para un escenario en el que se describa una reducción de 50 % en los niveles de ruido, se asume:

1. que los encuestados interpretan el escenario como una reducción del 50 % de la molestia que produce el ruido,
2. una reducción del 50 % de la molestia debe asumirse como el equivalente a una reducción del 50 % de la proporción de las personas altamente molestas por el ruido,
3. que los encuestados declaran únicamente su disposición al pago, y no la de otras personas que pueden estar molestas por el ruido, y
4. que los encuestados interpretan el escenario propuesto no como una reducción momentánea, sino como una reducción acumulada de la molestia durante un año.

La Tabla 2.3 resume los resultados de valoraciones contingentes de ruido de tráfico por dB de reducción, identificados en el estudio de Navrud (2002). Se puede observar que los resultados de los estudios presentados son muy diferentes, esto se debe a que probablemente uno, o más de uno de los supuestos descritos en el párrafo anterior no fueron totalmente asumidos. Además los valores reflejan una combinación de diferencias metodológicas, de preferencias, y de contextos culturales.

Asumiendo que el nivel de ruido anual promedio a partir del cual se produce molestia está entre 60 - 65 dB, las funciones de exposición - respuesta aproximan la reducción en dB de la siguiente manera (Navrud, 2002):

1. “lograr una reducción del 50 % en los niveles de ruido” equivale a una reducción de 8 dB.
2. “lograr una reducción del 100 % en la molestia” equivale a una reducción de 10 dB.
3. “evitar un incremento del 100 % en los niveles de ruido” es equivalente a evitar el incremento entre 10 y 15 dB.

Tabla 2.3: Estudios de valoración contingente de ruido de tráfico identificados por Navrud (2002).

Estudio Autor, (año)	Lugar	Descripción del escenario	DAP/dB/vivienda/ año (€ de 2001)
Pommerehne (1988)	Basel, Suiza	50 % de reducción de ruido	99
Soguel (1994b)	Neuchatel, Suiza	50 % de reducción de ruido	60 - 71
Sælensminde y Hammer (1994)	Oslo y Akershus, Noruega	50 % de reducción de ruido	47 - 97
Vainio (2001)	Helsinki, Finlandia	Eliminación de la molestia	6 - 9
Thune-Larsen (1995)	Oslo y Ullensaker, Noruega	50 % de reducción de ruido	19
Navrud (2000)	Oslo, Noruega	Eliminación de la molestia	23 - 32
Lambert <i>et al.</i> (2001)	Rhones - Alpes, Francia	Eliminación de la molestia	7

Posteriormente a la recopilación de estudios de valoración de ruido realizada por Navrud (2002) se han desarrollado múltiples estudios contingentes relacionados a ruido de tráfico rodado.

En Europa, Bjørner (2004) realizó una valoración de ruido en Copenhagen, Dinamarca, combinando la DAP por cada dB de reducción con la exposición al ruido y con cada nivel de molestia asociada, encontrando un valor económico dependiente del nivel de exposición, desde 2 € anuales a 55 dB hasta 10 € anuales a 75 dB.

Wardman y Bristow (2004) valoraron la DAP en Edimburgo, Irlanda para reducir a la mitad la exposición al ruido, obteniendo un valor medio de 3,8 £ semanales por unidad familiar (equivalente a 5,42 €).

Barreiro *et al.* (2005) estimaron una disposición a pagar media entre 26 y 29 € por unidad familiar y por año para un programa de reducción de ruido en Pamplona, España.

Arsenio *et al.* (2006) estimaron en Lisboa, que para una vivienda expuesta a niveles de ruido superiores a 35 dBA, la reducción de 1 dBA implica un valor de 51,6 € anuales por unidad familiar.

En la región de Flandes, Delhay *et al.* (2010) realizaron un estudio para internalizar los costes del transporte. El estudio concluyó que el coste marginal por vehículo-kilómetro depende del tipo de vehículo, el contexto urbano o rural y el período del día en que el medio de transporte es utilizado. El estudio también afirma que los costes marginales por ruido son despreciables comparados con otros factores externos como la congestión, o los accidentes, y que los vehículos que tienen un mayor coste marginal son las motocicletas.

Andersson y Ögren (2013) realizaron una estimación económica del costo marginal de corto plazo del ruido de tráfico rodado en Suecia, identificando que la disposición a pagar tiene una dependencia directa con el nivel de exposición al ruido. En su estudio, la reducción de 56 a 55 dB está asociada con un valor de 28,3 € anuales por persona (€ del año 2011); una reducción de 66 a 65 dB tiene

un valor de 62,2 €; mientras que una reducción de 75 a 74 dB se relaciona con un valor de 366 € anuales.

Lera-López *et al.* (2013) estimaron a través de una valoración contingente el coste por reducción de ruido y contaminación atmosférica en zonas rurales y semi-urbanas de la región de Navarra, España. El valor medio obtenido en el estudio fue de 8,22 € anuales.

Istamto *et al.* (2014b) realizaron un estudio en ciudades de cinco países europeos (Reino Unido, Finlandia, Alemania, España y Holanda) para estimar el valor de la contaminación del aire y los riesgos en la salud de la contaminación acústica producidos por el transporte. En el estudio se preguntó a los encuestados su disposición a pagar anualmente para evitar los riesgos de contaminantes específicos. Los valores medios de la disposición a pagar para evitar los efectos del ruido de tráfico fueron los siguientes: 90 € por persona por año para evitar riesgos generales en la salud, 100 € por persona por año para evitar un incremento del 13 % en la molestia; y 320 € por persona por año por evitar el incremento en el nivel de ruido de 50 dB a 65 dB.

Un informe entregado a la Comisión Europea (Korzhenevych *et al.*, 2014) en el que se actualizan la información sobre los costos externos del transporte en Europa indica que el costo marginal del ruido de tráfico rodado en entornos urbanos varía entre 8,8 y 81 € en el período diurno, y entre 16,1 y 147,8 € por cada 1.000 vehículo-kilómetro en el período nocturno. Estas variaciones dependen de la categoría de vehículo analizada y de la población expuesta en el tramo correspondiente.

La tabla 2.4 indica los factores de coste específicos de cada país por persona expuesta a cierto nivel de ruido para reducir la molestia basada en estudios de preferencias declaradas y los costes cuantificables de los efectos sobre la salud. Los costes totales deben calcularse multiplicando los factores de coste por el número de personas expuestas en cada país (Bickel *et al.*, 2006).

En Asia, Matsui *et al.* (2004) efectuaron un estudio de valoración contingente en estudiantes universitarios de Japón, evaluando la DAP y DAA para modificar el nivel de ruido 10 y 20 dB. Los valores de la mediana obtenidos en la estimación fueron de 1,92 y 2,97 ¥ por mes por persona (equivalentes a 0,01 y 0,02 €) para una DAP-10dB y DAP-20dB, respectivamente; y 8,47 y 9,05 ¥ por mes por persona (equivalente a 0,06 y 0,07 €) para una DAA-10dB y DAA-20dB, en su orden.

Li *et al.* (2009) desarrollaron un protocolo para obtener la disposición a pagar por el cambio de 1 dBA, para determinar así la influencia de los niveles de molestia y de las características demográficas de una muestra de la población de Hong Kong. El estudio concluyó que la DAP mensual por un dBA de reducción varía entre 5 HK\$ (equivalentes a 0,45 €) a 55 dBA de exposición y 8,7 HK\$ (equivalentes a 0,78 €) a 75 dBA en el estrato socioeconómico más alto; mientras que, en el estrato más bajo la DAP varía entre 3,4 HK\$ (equivalentes a 0,30 €) a 55 dBA y 5,9 HK\$

(equivalente a 0,53 €) a 75 dBA.

Tabla 2.4: Costes de la exposición al ruido (€ 2010, factor de coste, por año, por persona expuesta).

País	L_{DEN} (dBA)					
	=51	=55	=60	=65	=70	=75
Francia	10	52	106	158	212	351
Alemania	12	61	120	181	242	402
Reino Unido	12	59	120	179	238	397
España	8	39	78	117	156	259
Italia	9	45	90	135	180	298
Holanda	12	62	125	187	249	414
Belgica	11	54	109	163	219	362
Austria	12	62	122	184	244	406
Polonia	3	15	31	46	63	104
Portugal	6	29	56	84	113	187
Suecia	13	67	133	199	265	441
República Checa	4	19	38	57	76	127
Dinamarca	15	75	152	227	304	506
Finlandia	12	61	122	182	243	403
Irlanda	14	69	137	206	274	456
Hungria	4	16	33	49	66	109
Eslovenia	5	27	55	82	109	181
Eslovenia	3	15	29	44	58	97
Chipre	8	37	76	113	152	253
Rumanía	3	15	29	44	58	97
Luxemburgo	19	92	185	276	369	613
Lituania	3	12	25	37	49	83
Bulgaria	3	15	29	44	58	97
Letonia	3	13	26	39	52	86
Estonia	3	15	32	48	63	105

En América Latina, específicamente en Chile se encuentra literatura relacionada con estudios de valoración contingente de ruido. Por ejemplo, la tesis doctoral de Sommerhoff (2002) incorporó aspectos de valoración económica en Valdivia estimando un valor económico mensual de 4,76 US\$ (equivalente a 5 €) por persona por cada dB de reducción. Además, Galilea y Ortúzar (2005), estimaron un valor económico de 2,12 US\$ mensuales (equivalentes a 2,5 €) por decibel de reducción de ruido en Santiago de Chile en un contexto residencial, a través de un modelo econométrico logit multinomial.

En Colombia se puede citar un estudio de valoración contingente del ruido generado por los equipos de aire acondicionado en centrales telefónicas de Medellín,

incluyendo una pregunta de DAA por los efectos negativos del ruido. Así se estimó el valor económico de la pérdida de bienestar por hogar por la percepción de ruido generado por equipos de aire acondicionado, al que le corresponde una DAA mediana de 13.541 Col\$/hogar/mes (equivalentes a 5,27 €) por un incremento de 5 dBA (Osorio y Correa, 2009).

Se observa que en los resultados expuestos en la literatura sobre valoración contingente existe heterogeneidad en los indicadores utilizados, e incluso en la ponderación frecuencial usada, sin garantizar que algunos trabajos descritos en esta revisión, emplearon de manera correcta los dB o dBA.

Las diferencias en los resultados de los estudios mencionados, no son solo metodológicas o de muestreo, sino también corresponden a los niveles de ruido elegidos como umbrales (por ejemplo entre 30 - 65 dBA como nivel de referencia para evaluar la molestia), y hacen que los resultados de las estimaciones económicas sean difícilmente comparables. Hawkins (1999) destaca que aunque es difícil comparar los resultados de valoración entre distintos tipos de medidas (plazos, tasas de descuento, etc.) sin contar con información completa sobre los tamaños de las muestras, sus características, y los niveles de ruido a los que son expuestos, los resultados proveen información útil de la magnitud de los costes externos del ruido.

2.2. Especificación Econométrica para el método de valoración contingente de disposición a pagar

El modelo econométrico parte asumiendo que los individuos infieren utilidad (bienestar) de la disponibilidad y/o calidad de un bien medioambiental (h) y de su ingreso económico (Y). Además, si bien el individuo conoce su función de utilidad, ésta no es observable en su totalidad por el investigador, lo que conlleva un necesario tratamiento estocástico.

La parte no observable de la función de utilidad es explicada por las características socioeconómicas del individuo (S), y los atributos del bien a evaluar (h), mientras que la parte observable es el ingreso del individuo (Y).

La función de utilidad U se puede expresar como indica la ecuación 2.6 :

$$U(h, Y, S) = v(h, Y, S) + \varepsilon \quad (2.6)$$

donde v representa la función de utilidad indirecta, es decir la máxima utilidad que puede alcanzar un individuo, y ε representa aquella parte de la utilidad que no puede ser explicada por las variables incluidas en el modelo, y que se asume tiene distribución normal.

La aceptación de una mejora en la calidad ambiental dependerá de que la utilidad generada al realizar el pago (U_1) sea mayor a la utilidad percibida inicialmente sin la mejora ambiental (U_0).

$$v_1(h_1, Y - DAP, S) + \varepsilon_1 > v_0(h_0, Y, S) + \varepsilon_0 \quad (2.7)$$

Además, la distribución de la probabilidad (P_0) a la respuesta de disposición al pago está dada por:

$$P_0 = Pr(v_1(h_1, Y - DAP, S) + \varepsilon_1 > v_0(h_0, Y, S) + \varepsilon_0) \quad (2.8)$$

$$P_0 = Pr(v_1(h_1, Y - DAP, S) - v_0(h_0, Y, S) > \varepsilon_0 - \varepsilon_1 = F_\eta(\Delta v)) \quad (2.9)$$

Asumiendo una función logística para esta distribución, se tiene:

$$F_\eta(\Delta v) = (1 + e^{\Delta v})^{-1} \quad (2.10)$$

Este modelo ofrece un procedimiento práctico para la especificación de la forma funcional del modelo estadístico, del que se proponen dos formas funcionales para la utilidad indirecta (Hanemann, 1984):

1. Función indirecta de utilidad lineal.

La función $v_j = \alpha_j + \beta y + \varepsilon_j$ se puede expresar para una situación inicial y final como:

$$v_0 = \alpha_0 + \beta y + \varepsilon_0 \quad (2.11)$$

$$v_1 = \alpha_1 + \beta(y - DAP) + \varepsilon_1 \quad (2.12)$$

y la diferencia de utilidad se puede expresar como:

$$\begin{aligned} \Delta v &= \alpha_1 + \beta(y - DAP) - (\alpha_0 + \beta y) \\ &= (\alpha_1 - \alpha_0) - \beta DAP \\ &= \Delta\alpha - \beta DAP \end{aligned} \quad (2.13)$$

por lo que la función de distribución de probabilidad queda expresada por:

$$F_\eta(\Delta v) = (1 + e^{-(\Delta\alpha - \beta DAP)})^{-1} \quad (2.14)$$

Puede observarse que en la estimación del modelo descrito, la probabilidad de elección es independiente del ingreso del individuo.

2. Función indirecta de utilidad semilog.

De manera similar, para la función de utilidad $v_j = \alpha_j + \beta \ln y + \varepsilon_j$ la situación inicial y final están expresadas por:

$$v_0 = \alpha_0 + \beta \ln y + \varepsilon_0 \quad (2.15)$$

$$v_1 = \alpha_1 + \beta \ln(y - DAP) + \varepsilon_1 \quad (2.16)$$

donde el cambio de utilidad está definido por:

$$\begin{aligned} \Delta v &= (\alpha_1 - \alpha_0) + \beta \ln(y - DAP) - \beta \ln y \\ &= \Delta\alpha + \beta \ln \frac{y - DAP}{y} \\ &= \Delta\alpha + \beta \ln \left(1 - \frac{DAP}{y}\right) \end{aligned} \quad (2.17)$$

y que puede aproximarse por $\Delta v = \Delta\alpha - \beta \left(\frac{DAP}{y}\right)$.

2.2.1. Las medidas del bienestar: media y mediana

Si la variación de la utilidad es cero, el individuo será indiferente a efectuar el pago y recibir la mejora en la calidad medio ambiental. El valor de la DAP que logra la indiferencia entre las utilidades v_0 y v_1 es la medida monetaria del cambio de bienestar logrado por la mejora medio ambiental para ese individuo. Esta medida de bienestar se conoce como el valor medio de la DAP.

Considerando las dos funciones indirectas de utilidad descritas anteriormente, se tiene:

1. Función indirecta de utilidad lineal.

Si la variación de utilidad es cero, se tiene

$$\Delta v = (\alpha_1 - \alpha_0) - \beta DAP = 0$$

Al despejar la DAP, se establece el valor medio de la DAP como:

$$DAP_{media} = \frac{\Delta\alpha}{\beta} \quad (2.18)$$

donde $\Delta\alpha = \alpha_1 - \alpha_0$.

Esta ecuación representa la “disposición a pagar media” y expresa la máxima cantidad de dinero que un individuo representativo está dispuesto a pagar por la mejora en la calidad medio ambiental ofrecida.

En tanto que, la mediana es el valor de la disposición a pagar que tiene tanta probabilidad de ser aceptado como rechazado, es decir, representa el valor de

la DAP para que la probabilidad de aceptación sea de 50 %, y es expresada por:

$$F_{\eta}(\Delta v = 0) = (1 + e^{-(\Delta\alpha - \beta DAP)})^{-1} = 0,5$$

dado que el valor $\Delta\alpha - \beta DAP$ es igual a cero, se tiene:

$$DAP_{mediana} = \frac{\Delta\alpha}{\beta} \quad (2.19)$$

2. Función indirecta de utilidad semilog.

Para obtener el valor medio de la DAP con la forma semilog es necesario introducir el operador *esperanza* que representa la función generadora de utilidades indirectas v , asumidas como $E(e^{\frac{\eta}{\beta}}) = \frac{\pi}{\beta \sin(\frac{\pi}{\beta})}$ para el caso *logit* (distribución logística), y $E(e^{\frac{\eta}{\beta}}) = e^{\frac{1}{2\beta^2}}$ para el caso *probit* (distribución normal). Para la forma semi-log la DAP media y mediana se define como:

$$DAP_{media} = y[1 - e^{-\frac{\Delta\alpha}{\beta}} E(e^{\frac{\eta}{\beta}})] \quad (2.20)$$

donde $\eta = \varepsilon_0 - \varepsilon_1$, y

$$DAP_{mediana} = y(1 - e^{-\frac{\alpha}{\beta}}) \quad (2.21)$$

2.3. Redes neuronales artificiales

Una RNA es un conjunto de unidades simples de procesamiento numérico (neurona artificial) que, a través de un proceso estadístico de entrenamiento, es capaz de adaptar y aprender de las características de las variables de entrada para predecir las variables de salida, o clasificar las variables de entrada, simulando la estructura y los principios de operación del cerebro humano (De Luca, 2015).

La principal característica de las RNAs radica en la capacidad de aprendizaje del sistema, en el que una estructura de neuronas interconectadas (Figura 2.1) activa señales que alimentan a las neuronas subsecuentes, influenciando en su comportamiento a través de la adaptación de pesos sinápticos (excitadores o inhibidores). De esta forma es posible resolver problemas de predicción, clasificación, asociación, generalización, filtrado, u optimización, que pueden o no provenir de situaciones lineales (Alonso, 2014).

Durante un típico proceso de aprendizaje supervisado, las señales de excitación y respuesta (vectores de entrada y salida del sistema que se desea modelar con la RNA) son presentadas a la red como pares de entrenamiento. La adaptación de la matriz de pesos sinápticos se consigue mediante la gradual minimización de

la diferencia existente entre la salida de la red y el respectivo vector de salida o función objetivo (Haykin, 2009).

Figura 2.1: Estructura de una neurona computacional

(Tomada de: Alonso (2014))

Una forma convencional de actualizar los pesos sinápticos es a través del algoritmo de retropropagación (Rumelhart *et al.*, 1986), en el que las conexiones sinápticas de las neuronas se modifican en proporción a su contribución al error observado en la salida de la red (al compararlo con los valores objetivo).

Las neuronas en una RNA son agrupadas por capas. Se distinguen principalmente dos tipos de capas: la capa que produce la salida de la RNA y la(s) capa(s) intermedia(s) u oculta(s), como indica la figura 2.2.

A la neurona artificial le llegan señales de varias entradas, cuyos valores son ponderados por pesos sinápticos antes de ingresar al sistema. Los pesos sinápticos representan el nivel de transmisión existente entre una neurona y otra. El producto de la entrada y el correspondiente peso sináptico es enviado a una función de propagación cuyo resultado es la suma de cada uno de estos valores, y que será evaluado a través de una función de activación, que genera la salida o resultado de la neurona.

La salida de la RNA es expresada matemáticamente a través de la ecuación 2.22:

$$out_k = f\left(\sum_{i=1}^n w_{k,i}x_i\right) \quad (2.22)$$

donde f representa una función de activación, $w_{k,i}$ es el peso sináptico asociado a la i -ésima entrada x_i .

Figura 2.2: Configuración de una red neuronal artificial

(Adaptada de Lucio-Naranjo (2014))

2.3.1. Funciones de activación

Una parte fundamental de la estructura de una neurona artificial es la función de activación, que sirve para limitar la amplitud de la salida de una neurona dentro de un intervalo específico que mejor se ajuste a los requerimientos del problema a ser modelado (Lucio-Naranjo, 2014).

Estas funciones están representadas en la figura 2.3. En las funciones logística sigmoide y tangente hiperbólica, el parámetro a controla la pendiente de la curva.

Las funciones sigmoideas son derivables en todo su dominio y se comportan de manera lineal alrededor de cero. En la sección 2.3.2 se detallan los aspectos relacionados con las derivadas de las funciones de activación y la minimización del error.

Al utilizar funciones de activación con algoritmos *least mean square* (LMS) ajustados con el método de descenso por gradiente pueden aparecer mínimos locales, cuyas soluciones no son óptimas. Esto se puede resolver realizando distintas pruebas del método de descenso por gradiente con diferentes valores de inicialización.

Las funciones de activación más utilizadas son las siguientes:

$$\text{Escalón:} \quad h(x) = \begin{cases} 1 & \text{si } x \geq 0 \\ -1 & \text{si } x < 0 \end{cases} \quad (2.23a)$$

$$\text{Logística sigmoide:} \quad \text{sig}(x) = \frac{1}{1 + e^{-ax}} \quad (2.23b)$$

$$\text{Tangente hiperbólica:} \quad \tanh(x) = \frac{e^{ax} - e^{-ax}}{e^{ax} + e^{-ax}} \quad (2.23c)$$

$$\text{Lineal:} \quad h(x) = x \quad (2.23d)$$

(a) Escalón

(b) Logística sigmoide

(c) Tangente hiperbólica a=1

(d) Lineal

Figura 2.3: Funciones de activación

2.3.2. Algoritmo de retro-propagación

Una vez calculada la salida de la red neuronal, los pesos sinápticos son ajustados para modificar la salida $d_k(\mathbf{x}_i)$, y aproximarla al vector objetivo previamente

establecido $t_k(\mathbf{x}_i)$. Para ello se obtiene la diferencia entre la salida de la red neuronal y el vector objetivo, como indica la ecuación 2.24:

$$\delta_k(\mathbf{x}_i) = d_k(\mathbf{x}_i) - t_k(\mathbf{x}_i) \quad (2.24)$$

El error total E es la combinación de los errores cuadráticos de cada una de las muestras $\mathbf{x}_i$ (Tsokos y Welch, 1978), y está expresado en la ecuación 2.25:

$$E = \frac{1}{2} \sum_{k=1}^c \sum_{i=1}^n (d_k(\mathbf{x}_i) - t_k(\mathbf{x}_i))^2 = \frac{1}{2} \sum_{k=1}^c \sum_{i=1}^n \left(\sum_{j=0}^d w_{k,j} x_{i,j} - t_{k,i} \right)^2 \quad (2.25)$$

donde c respresenta el número de funciones $d_k(\mathbf{x})$, n es la cantidad de variables de entrada, y d es la cantidad de neuronas del sistema.

Nótese que en la ecuación 2.25 $t_{k,i}$ sustituye a $t_k(\mathbf{x}_i)$ y que se ha introducido un factor $\frac{1}{2}$ para simplificar posteriores cálculos. Los valores cuadráticos obtenidos equivalen a calcular la diferencia cuadrática total entre la salida de la red neuronal y los valores objetivo, a través de una métrica Euclídea al cuadrado. El error mínimo será el resultado de un proceso de optimización de la función error, descrita en la ecuación 2.25, en la que la derivada con respecto a los pesos sinápticos $w_{k,j}$ es igualada a cero:

$$\frac{\partial E}{\partial w_{k,j}} = \sum_{i=1}^n \sum_{j=0}^d (w_{k,j} x_{i,j} - t_{k,i}) x_{i,j} = 0; \quad k = 1, \dots, c \quad (2.26)$$

En la primera iteración, los pesos sinápticos $w_{k,j}$ son inicializados aleatoriamente, y luego son actualizados procurando minimizar el error, cuyo mayor decremento se logra en la dirección del gradiente descendiente, por lo que en cada nueva iteración $r + 1$ se resta una pequeña cantidad del gradiente calculado en la iteración r (Marques de Sá, 2001), como se muestra en las ecuaciones 2.27 y 2.28:

$$w_{k,j}^{(r+1)} = w_{k,j}^{(r)} - \eta \frac{\partial E}{\partial w_{k,j}} \quad (2.27)$$

$$\Delta w_{k,j} = -\eta \frac{\partial E}{\partial w_{k,j}} \quad (2.28)$$

donde η representa la tasa de aprendizaje y controla la velocidad de aproximación al gradiente. La elección de este parámetro es crítica, ya que si es un valor muy pequeño la convergencia al valor final será muy lenta (con la posibilidad que se estanque en un mínimo local), en tanto que si es demasiado grande, el algoritmo LMS oscilará alrededor del mínimo global. La ecuación 2.28, descrita en líneas anteriores, es conocida como la *regla delta*.

La derivada del error con respecto al peso sináptico $\frac{\partial E}{\partial w_{k,j}}$ en la iteración n , puede expresarse como:

$$\frac{\partial E(n)}{\partial w_{k,j}(n)} = -e_k(n)\varphi'_k(v_k(n))y_j(n) \quad (2.29)$$

donde e_k es la diferencia entre los valores observados y el vector objetivo, v_k es un campo inducido local asociado con la neurona k definido como $\sum_{i=1}^m w_{k,i}(n)y_i(n)$, e y_j es la función de una señal que existe a la salida de la neurona k en la iteración n , y está definida por: $y_j(n) = \varphi_k(v_k(n))$

De acuerdo a las expresiones definidas, la ecuación 2.28 puede expresarse como:

$$\Delta w_{k,j}(n) = \eta \delta_k(n) y_j(n) \quad (2.30)$$

donde el gradiente local $\delta_k(n)$ está definido por la ecuación 2.31:

$$\delta_k(n) = e_k(n)\varphi'_k(v_k(n)) \quad (2.31)$$

Los cambios en los pesos sinápticos están relacionados con el gradiente local, de acuerdo con la ecuación 2.31 el gradiente local $\delta_k(n)$ en la salida de la neurona k es igual al producto del error $e_k(n)$ por la derivada $\varphi'_k(v_k(n))$ de la función de activación asociada a esta neurona.

De las ecuaciones 2.30 y 2.31 se puede notar que un factor importante en el cálculo de los ajustes de los pesos sinápticos $\Delta w_{k,j}(n)$ es el error $e_k(n)$ en la salida de la neurona k . En este contexto, se pueden identificar dos casos que dependen de la localización de la neurona k .

Cuando la neurona k está localizada en la capa de salida de la red, el error es calculado comparando la salida de red con los valores del vector objetivo. Después de encontrar el error $e_k(n)$ el gradiente local se puede calcular directamente con la ecuación 2.31.

Cuando la neurona k está localizada en una capa oculta o intermedia de la red no se dispone de un valor objetivo con el cual comparar la salida de la neurona. El error de una neurona en una capa oculta debe ser determinado de una manera recursiva comparando los errores de las neuronas de las capas anteriores que estén conectadas a la neurona k . El algoritmo de retropropagación para el gradiente local $\delta_k(n)$ en la neurona de una capa oculta está definido por la ecuación 2.32 (Haykin, 2009) :

$$\delta_k(n) = \varphi'_k(v_k(n)) \sum_i \delta_i(n) w_{k,i}(n) \quad (2.32)$$

En resumen, el algoritmo de retro-propagación realiza el proceso expuesto en la figura 2.4.

Figura 2.4: Proceso de retro-propagación

(Adaptada de Biondi Neto (2012))

2.3.3. Entrenamiento y validación

En el aprendizaje de las RNAs los datos son subdivididos en grupos de entrenamiento y grupos de validación. Por lo general, una red neuronal que entrena con el algoritmo de retro-propagación ajusta los pesos sinápticos con cada par de entrenamiento (figura 2.4). Esto causa que el error medio cuadrático que se alcanza

en cada época de entrenamiento vaya disminuyendo paulativamente. Sin embargo, asumiendo que la red está correctamente dimensionada y que tanto los grupos de entrenamiento como de validación representan correctamente el comportamiento a ser modelado, el error de los datos de validación podría incrementarse después de una cierta época debido al sobreajuste propio de un proceso de entrenamiento, y perder así la capacidad de generalización, como se observa en la figura 2.5.

Figura 2.5: Error de los datos de entrenamiento y validación

(Adaptada de Haykin (2009))

Para evitar este problema, al finalizar una época y después de ajustar los pesos sinápticos se realiza una verificación de las muestras de validación. Esto se hace con la intención de interrumpir el entrenamiento en la época en la cual el error en los datos de validación alcanza el mínimo global. Este proceso se conoce como parada temprana (*early stopping*) y es ampliamente utilizado en la configuración de las RNAs (Prechelt, 1998).

2.3.4. Perceptrón multicapa

Según Bishop (1995) con un solo elemento de tipo perceptrón se puede resolver problemas linealmente separables. Sin embargo, en la práctica se utilizan neuronas

que formen redes genéricas sencillas de entrenar, que reciben el nombre de perceptrón multicapa, *multilayer perceptron* (MLP), para resolver problemas más complejos como aquellos no lineales, agrupando los elementos de cómputo en distintas capas.

Esta configuración tiene al menos una capa encargada de recoger los datos del vector de entrada, y una capa de salida encargada de entregar los resultados. Entre estas dos capas pueden existir una o varias capas ocultas encargadas de realizar operaciones intermedias con los datos procesados por la primera capa.

La nomenclatura frecuentemente usada para indicar la configuración de las redes MLP consiste en identificar el número de entradas, neuronas y salidas. Por ejemplo una red neuronal MLP 23:8:2 indica que su configuración tiene 23 variables en la capa de entrada, 8 neuronas en la única capa oculta, y 2 neuronas en la capa de salida.

Para una red neuronal multicapa genérica del tipo: $d:h:c$ (d entradas, h neuronas en capa oculta y c salidas) el número de pesos sinápticos (n_w denominado complejidad de la red) que deben ajustarse es:

$$n_w = (d + 1)h + (h + 1)c \quad (2.33)$$

El algoritmo de aprendizaje que utiliza el perceptron se presenta en la ecuación 2.34:

$$\Delta \mathbf{w} = -1/2(h(\mathbf{w}^T \mathbf{x}) - t_i)\mathbf{x}_i \quad (2.34)$$

donde $\mathbf{w}^T$ es un vector con los pesos sinápticos, y $\mathbf{x}$ es un vector con los valores de las variables de entrada.

La selección de la regla de aprendizaje y del tipo de red responde al tipo de problema a resolver, entre los que se destacan: (Alonso, 2014)

- Predicción: que pronostica distintos problemas de los que se conoce el comportamiento a través de los datos de entrada.
- Clasificación: que permite agrupar una serie de datos de entrada.
- Asociación: que recupera un patrón a partir de una información parcial del mismo.
- Generalización: que interpola los datos que no fueron entrenados, de acuerdo a un modelo generado.
- Filtrado: que elimina información que no interesa de un conjunto de datos, y extrae únicamente la parte de interés.
- Optimización: que busca el mínimo o máximo de una función.

La arquitectura de la red neuronal dependen también del problema a resolver y debe caracterizarse para cada problema específico.

2.3.5. Comité de redes neuronales artificiales.

Una práctica común en la aplicación de RNAs consiste en entrenar varias redes y elegir la mejor en términos de su rendimiento con respecto a un conjunto de datos de validación, descartando el resto de RNAs entrenadas.

Este enfoque evidencia dos desventajas. En primer lugar, se desperdicia todo el coste de cómputo del entrenamiento de las RNAs descartadas. En segundo lugar, el rendimiento de generalización en el conjunto de validación tiene un componente aleatorio debido al ruido de los datos de entrada, de tal manera que la red neuronal que presenta un mejor rendimiento en la validación, no necesariamente tiene el mejor rendimiento al evaluar nuevos datos de prueba (Bishop, 1995). Estos inconvenientes pueden ser superados conformando un comité de redes neuronales, representado en la figura 2.6.

La relevancia de este enfoque radica en la mejora significativa en la predicción de nuevos datos, a pesar de un ligero incremento en el esfuerzo de cómputo. De hecho, el rendimiento del comité puede ser superior que el rendimiento de la mejor red neuronal usada de manera aislada.

Para ilustrar lo anterior, se supone un conjunto de L modelos de redes neuronales $y_i(x)$ donde $i = 1, \dots, L$, que pueden estar configuradas con una estructura similar diferenciándose en los algoritmos de entrenamiento, o en las funciones de activación, o bien pueden tener estructuras distintas en su número de neuronas o capas ocultas, se puede escribir la regresión en términos de una función de relación y un error, como lo indica la ecuación 2.35:

$$y_i(x) = h(x) + \epsilon_i(x) \quad (2.35)$$

El error del modelo puede ser expresado como indica la ecuación 2.36:

$$E_i = \varepsilon\{[y_i(x) - h(x)]^2\} = \varepsilon(\epsilon_i)^2 \quad (2.36)$$

El error promedio de cada red que actúa individualmente está dado por la ecuación 2.37:

$$E_{AV} = \frac{1}{L} \sum_{i=1}^L E_i \quad (2.37)$$

Al utilizar un comité de redes neuronales, la salida del comité es tomada como el promedio de las salidas de las L redes que lo conforman. Así, la predicción del

comité está expresada por:

$$y_{COM}(x) = \frac{1}{L} \sum_{i=1}^L y_i(x) \quad (2.38)$$

El error del comité se expresa en la ecuación 2.39:

$$E_{COM} = \varepsilon \left[\left(\frac{1}{L} \sum_{i=1}^L y_i(x) - h(x) \right)^2 \right] = \varepsilon \left[\left(\frac{1}{L} \sum_{i=1}^L (\epsilon_i) \right)^2 \right] \quad (2.39)$$

Asumiendo que los errores $\epsilon_i(x)$ tienen una media cero, y no están correlacionados, es decir: $\varepsilon[\epsilon_i] = 0$ y $\varepsilon[\epsilon_i \epsilon_j] = 0$ se puede relacionar el error del comité de redes con el error promedio de las redes individuales:

$$E_{COM} = \frac{1}{L^2} \sum_{i=1}^L \varepsilon[\epsilon_i^2] = \frac{1}{L} E_{AV} \quad (2.40)$$

Figura 2.6: Estructura de un comité de redes neuronales artificiales

(Adaptado de da Silva *et al.* (2008))

Esto representa que aparentemente el error del comité se puede reducir en un factor L comparado con el promedio de errores de las redes individuales. En la práctica, la reducción del error es generalmente mucho menor debido a que los errores $\epsilon_i(x)$ están altamente relacionados por lo que la suposición inicial no se cumple. Sin embargo, usando la teoría de las desigualdades de Cauchy (Mijalkovic y Mijalkovic, 1998), se puede demostrar que el error promedio del comité no produce un incremento del error esperado:

$$\left(\sum_{i=1}^L \epsilon_i \right)^2 \leq L \sum_{i=1}^L \epsilon_i^2 \quad (2.41)$$

de lo que resulta que $E_{COM} \leq E_{AV}$.

2.4. Aplicaciones de inteligencia artificial en el ámbito del ruido de tráfico rodado.

La aplicación de RNAs en acústica ambiental ha tenido un crecimiento exponencial en los últimos años. El primer estudio identificado aplicado a temas relacionados con contaminación acústica (Cammarata *et al.*, 1995) propone el enfoque de RNA como una alternativa de precisión versus el análisis de regresiones tradicionalmente utilizado hasta la fecha para la predicción de niveles de ruido de tráfico rodado.

Couvreura y Lanirayb (2004) desarrollaron un sistema de detección e identificación de eventos sonoros que producen molestia en entornos urbanos, tales como motores o bocinas (pitos) basado en RNA combinadas con modelos de Markov.

Por otra parte, la calidad de paisajes sonoros en espacios urbanos abiertos ha sido evaluada a través de RNA explorando la influencia de factores físicos, demográficos, fisiológicos y de comportamiento con evaluaciones subjetivas del nivel sonoro y de características acústicas del lugar (Yu y Kang, 2009). Las RNAs se han utilizado también para pronosticar los niveles de ruido de tráfico rodado a distancias menores a 4 m de las carreteras en Teheran - Irán, sin obtener diferencias significativas entre la salida de la red neuronal y los resultados del modelo predictivo inglés CoRTN (Givargis y Karimi, 2010).

La estructura temporal – espectral de corto plazo del nivel sonoro en diferentes entornos urbanos también ha sido modelada a través de algoritmos de aprendizaje con redes neuronales destacando la utilidad de la herramienta metodológica para la gestión y planificación urbana y el diseño de paisajes sonoros (Torija *et al.*, 2012).

Se han comparado también los resultados de distintos modelos predictivos de ruido de tráfico rodado, con los resultados obtenidos con RNAs tanto en autopistas (Kumar y Sahu, 2015; Žilioniene *et al.*, 2014), como en calles urbanas (Nedic *et*

al., 2014; Tomic *et al.*, 2016), concluyendo en ambos la validez y precisión de los resultados del enfoque de RNA.

Además, la aplicación de máquinas de vectores de soporte, *support vector machines* (SVM), ha permitido clasificar entornos urbanos a partir de la estructura del ruido de tráfico rodado y así proponer una serie de medidas correctivas para distintos escenarios (Torija y Ruiz, 2016) y la discriminación del estado de la carretera mediante procesamiento acústico (Alonso, 2014).

Capítulo 3

Metodología

En el capítulo 2 se ha revisado los enfoques de valoración económica comúnmente utilizados para asignar un coste al impacto del ruido de tráfico rodado, así como también los estudios de valoración contingente que se destacan en la literatura científica. Por otro lado, en dicho capítulo se han introducido los principios del funcionamiento de las RNAs. Éstas, a través de un proceso de entrenamiento, son capaces de predecir y generalizar con precisión problemas no lineales.

En el presente capítulo se describe el contexto metodológico para realizar la valoración contingente del impacto del ruido de tráfico rodado a través de un comité de RNAs, utilizando los conceptos descritos en el capítulo 2. La metodología aquí descrita considera una descripción del escenario geográfico en el que fue desarrollada, los criterios para la selección de una muestra representativa de población de Quito afectada por la contaminación acústica que genera el tráfico rodado, el procedimiento para obtener el nivel de exposición al ruido vehicular, los criterios de diseño de la encuesta realizada, los aspectos econométricos de la valoración; y, finalmente la configuración y entrenamiento del comité de RNAs.

3.1. Ámbito geográfico

El ámbito geográfico de este estudio es la zona urbana del Distrito Metropolitano de Quito (DMQ). Su condición de capital política y administrativa de la República del Ecuador, la dinámica y escala de su economía y su conectividad regional, la definen como un nodo de concentración de actividades, con influencia y representación nacional. La ubicación geográfica del DMQ se presenta en la Figura 3.1.

La ciudad, enclavada en la Cordillera de los Andes, se caracteriza por su biodiversidad, su riqueza natural y cultural y el sincretismo entre la arquitectura colonial y moderna, lo que ha permitido que sea declarada Patrimonio Cultural de la Humanidad desde 1978.

La zona urbana de la ciudad se ubica a una altitud promedio de 2.800 msnm, está compuesta por 32 parroquias o distritos en aproximadamente un área de 305 km². Tiene una temperatura promedio anual de 14,8°C, y una humedad relativa de 75 %, y su población, según el último censo, es de 1.619.146 habitantes, con una tasa de crecimiento anual de 1,9 % (INEC, 2010).

El parque automotor de la ciudad ha crecido desde al año 2010 a una tasa promedio anual de 4 %, y de acuerdo a los datos de la Agencia Metropolitana de Tránsito en el año 2016 circularon en la ciudad de Quito 432.938 vehículos, como se indica en la Figura 3.2.

Figura 3.1: Ubicación del Distrito Metropolitano de Quito en el contexto nacional

Figura 3.2: Vehículos registrados en el Distrito Metropolitano de Quito en el período 2010 – 2016.

3.2. Diseño de la muestra

Para inferir el comportamiento en cuanto a la valoración del ruido ambiental de la población urbana de Quito afectada por el ruido de tráfico rodado, se decidió realizar un muestreo considerando la información del último Censo Nacional de Población y Vivienda realizado en el año 2010 por el Instituto Ecuatoriano de Estadísticas y Censos (INEC), y la información del inventario vial del Distrito Metropolitano de Quito, realizado por la Empresa Pública Metropolitana de Movilidad y Obras Públicas (EPMOP).

Por una parte, el INEC subdivide a las parroquias en zonas censales, y éstas a su vez en sectores censales, manteniendo en ellos un criterio de aglomeración poblacional homogéneo, y siendo ésta la menor desagregación de información pública que se puede disponer. Los sectores censales son divididos en manzanas censales; y, éstas finalmente, en hogares y residentes.

Por otra parte, la EPMOP clasifica al sistema vial urbano del DMQ, en función de criterios técnicos, geométricos y de movilidad de acuerdo a lo expuesto en la tabla 3.1:

Tabla 3.1: Clasificación y características de las vías urbanas del Distrito Metropolitano de Quito.

Tipo de vía	Velocidad (km/h)	Líneas de circulación	Ancho max. de vía (m)	Volumen de tráfico
Expresa	70 - 90	3	35	Alto
Semiexpresa	60 - 80	2	25	Alto
Arterial	30 - 50	2 - 3	36	Alto
Colectora principal	20 - 50	2	30	Alto
Colectora secundaria	20 - 50	2	25	Medio
Local	30	1 - 2	16	Bajo
Peatonal	-	-	16	-

El nivel de exposición sonora debido al ruido de tráfico rodado está asociado principalmente, y entre otras variables, a la cantidad de vehículos que circulan por las vías. Por eso, para el diseño de la muestra del presente trabajo de investigación, se definieron como las principales variables de selección: la capacidad de las vías y la población potencialmente expuesta al ruido de tráfico rodado.

El diseño de la muestra se inició con la configuración de un sistema de información geográfica (GIS) mediante el cual se determinaron los sectores censales que son atravesados o que colindan con vías expresas, semiexpresas, arteriales y colectoras principales en las 32 parroquias urbanas del DMQ. De esta manera se obtuvo un total de 1.127 sectores que cumplen con la condición descrita.

Una vez definida la población de personas y hogares que son parte de los sectores censales que cumplen con la condición de selección (atravesados o colindantes con vías de mayor capacidad), se determinó la densidad de hogares por km² (de la muestra), así como también la densidad de vías en cada una de las 32 parroquias, como lo indica la tabla 3.2.

Para conformar la muestra de esta investigación, se definieron los siguientes criterios de selección:

- Parroquia con más de 10.000 hogares.
- Densidad de viviendas superior a 1.000 hogares/km².
- Densidad de vías superior a 3 km/km².

Las parroquias seleccionadas para conformar la muestra cumplieron con al menos 2 de los criterios establecidos. Por otra parte, adicionalmente se seleccionaron parroquias de control que permiten además dispersar geográficamente la muestra en la zona urbana de la ciudad, y se detallan en la tabla 3.3.

Una vez definidas las parroquias que fueron parte de la muestra, se determinaron los lugares en los que se realizó el muestreo en función de la aglomeración de varias vías en un lugar densamente poblado. Para ello, principalmente se utilizó fotografía aérea.

Al identificar que la mayor densidad de vías se encuentra en la parroquia Mariscal Sucre, se estableció el primer y mayor lugar de muestreo (0,42 km²) en el sector de desarrollo turístico denominado La Mariscal. Esto debido a su densidad poblacional significativa, y previsiblemente a una especial sensibilidad frente al ruido producto del asentamiento de infraestructura recreacional (hospedería, restauración, entretenimiento).

Por otra parte, para definir el tamaño de una muestra representativa de la población, en términos de la cantidad de encuestas a realizar, se utilizó la ecuación 3.1:

$$n = \frac{Z_{\alpha}^2 N p q}{e^2 (N - 1) + Z_{\alpha}^2 p q} \quad (3.1)$$

donde n es el tamaño de la muestra, Z_{α} es una constante relacionada con el nivel de confianza asignado (equivalente a 1.96 para un nivel de confianza del 95 %), e es el error muestral deseado (para este caso del 5 %), p es la proporción de la población que cumple los criterios de selección del estudio, y q la proporción de la población que no las cumple. Estos últimos datos son generalmente desconocidos, por lo que suponer que tienen la misma proporción es una opción segura ($p = q = 0,5$).

Con el resultado obtenido con la ecuación 3.1 se definió una muestra de 385 personas. Sin embargo, ante la posibilidad de obtener respuestas consideradas como

"protesta", y que otras encuestas no serían respondidas en su totalidad, se decidió ampliar el tamaño de la muestra a 600 personas.

Los sectores de la muestra seleccionados tienen un tamaño proporcional a su densidad poblacional y densidad de vías, como puede verse en la tabla 3.4.

La distribución espacial de la muestra seleccionada para el estudio de valoración económica de ruido de tráfico en la zona urbana de la ciudad de Quito se indica en la Figura 3.3

Tabla 3.2: Vías, población y hogares de las parroquias urbanas de Quito.

Parroquia	Tipo de vías					Población	Hogares	Densidad de hogares	Vías (km)	Densidad de vías
	E	S	A	C	Tot					
Belisario Quevedo	0	1	2	7	10	21.238	7.093	1.328	16,8	3,1
Carcelén	1	0	1	1	3	12.940	3.543	631,6	7,8	1,4
Centro Histórico	0	1	2	2	5	11.767	3.656	969,8	6,2	1,6
Chilibulo	0	1	0	2	3	14.843	4.132	1.129	6,8	1,9
Chillogallo	0	1	0	0	1	2.955	820	153	1,8	0,3
Chimbacalle	2	0	1	1	4	9.939	3.138	1.071	6,2	2,1
Cochapamba	0	1	0	3	4	15.552	4.698	695	9	1,3
Comité del Pueblo	1	0	2	0	3	6.596	1.905	377,2	8,7	1,7
Concepción	0	1	3	6	10	21.719	7.110	1.357	17,1	3,3
Condado	0	1	0	0	1	1.785	519	51,9	5,7	0,6
Cotocollao	0	1	1	3	5	12.856	3.952	1.437,1	7,3	2,7
Guamaní	0	1	1	2	4	11.823	3.050	420,1	10,1	1,4
Iñaquito	0	0	4	16	20	33.614	13.474	1.647,2	16,8	2,1
Itchimbía	0	1	2	5	8	6.793	2.279	521,5	8,2	1,9
Jipijapa	0	0	4	10	14	29.447	10.339	2.019,3	20	3,9
Kennedy	0	0	3	6	9	44.320	13.806	2.015,5	20,9	3,1
La Argelia	2	0	1	2	5	14.187	3.842	549,6	12,6	1,8
La Ecuatoriana	0	1	0	0	1	3.429	937	184,4	2,1	0,4
La Ferroviaria	1	0	1	1	3	4.943	1.307	228,1	6,2	1,1
La Libertad	0	1	0	3	4	5.468	1.517	758,5	3,9	2
La Magdalena	0	1	1	3	5	14.609	4.471	1.490,3	9,1	3
La Mena	0	1	0	0	1	5.213	1.432	354,5	2,6	0,6
Marical Sucre	0	0	3	12	15	12.542	4.884	1.731,9	19,5	6,9
Ponciano	0	1	2	1	4	18.309	5.516	840,9	13,4	2
Puengasí	2	0	0	2	4	19.310	5.502	644,3	14,3	1,7
Quitumbe	1	1	2	4	8	13.643	3.682	246,3	25,1	1,7
Rumipamba	0	1	3	8	12	21.363	7.425	1.398,3	16,4	3,1
San Bartolo	0	1	1	4	6	26.577	7.731	2.023,8	10,1	2,6
San Isidro	0	0	1	0	1	7.595	2.197	437,6	3	0,6
San Juan	0	1	1	2	4	4.325	1.457	404,7	5	1,4
Solanda	0	1	0	4	5	16.629	4.739	728,6	7	1,1
Turubamba	0	0	1	1	2	15.229	4.203	441	8,8	0,9

Tabla 3.3: Parroquias seleccionadas para conformar la muestra del estudio

Según criterios de selección	Parroquias de control
Belisario Quevedo	Itchimbía
Concepción	Puengasí
Iñaquito	Quitumbe
Kennedy	San Bartolo
La Magdalena	Solanda
Mariscal Sucre	La Argelia
Rumipamba	

Tabla 3.4: Sectores de la muestra seleccionados para el estudio

Parroquia	Sector	Tamaño de la muestra (km ²)	Población estimada	Cantidad de encuestas
Mariscal Sucre	1	0,42	1.976	98
Belisario Quevedo	1	0,20	1.895	50
Concepción	1	0,10	1.297	29
Concepción	2	0,10	929	33
Rumipamba	1	0,11	555	47
Rumipamba	2	0,07	265	28
Solanda	1	0,04	1.085	17
Solanda	2	0,03	1.028	15
Puengasí	1	0,04	800	18
Puengasí	2	0,03	276	16
La Magdalena	1	0,08	358	28
La Magdalena	2	0,02	227	14
San Bartolo	1	0,04	836	14
Itchimbía	1	0,03	736	15
Itchimbía	2	0,05	828	21
Iñaquito	1	0,08	627	35
Quitumbe	1	0,04	256	20
La Argelia	1	0,05	376	20
Total		1,73	16.190	600

Figura 3.3: Dispersión geográfica de la muestra utilizada en la investigación

3.3. Exposición al ruido ambiental

Una vez definidos los sectores y el tamaño de la muestra, fue necesario obtener los niveles de exposición al ruido de la población en cada uno de los mismos, para lo cual se realizó un modelo predictivo de ruido de tráfico rodado.

Desde hace varias décadas se han desarrollado diversos modelos de predicción de ruido de tráfico rodado, que utilizan distintas variables de entrada y algoritmos de cálculo en función de las características y particularidades de los escenarios en los que se han llevado a cabo. La Tabla 3.5 indica los diferentes modelos que actualmente se utilizan.

Tabla 3.5: Modelos predictivos de ruido de tráfico rodado

Modelo	País
Nord 2000	Escandinavia
MNPB-Routes (96) 2008	Francia
RLS 90	Alemania
CoRTN	Reino Unido
StL 86	Suiza
FHWA TNM	Estados Unidos
ASJ RTN 2008	Japón
CNOSSOS - EU	Unión Europea

Sin embargo, el proceso de cálculo del nivel de ruido es similar para todos los modelos de predicción, y se detalla en la figura 3.4.

Uno de los inconvenientes a los que la Unión Europea se enfrentó una vez concluida la primera etapa de mapeo estratégico de ruido fue la diversidad de modelos predictivos utilizados, ya que los resultados presentados con diferentes algoritmos de cálculo no fueron comparables (Kephalopoulos y Paviotti, 2012). Por esta razón se desarrolló un modelo común que deben utilizar los estados miembros a partir de la tercera fase de mapeo estratégico de ruido denominado *Common Noise Assessment Methods in Europe* (CNOSSOS - EU) (Kephalopoulos *et al.*, 2014).

Sin embargo, uno de los principales retos de este método consiste en el levantamiento de información, ya que el flujo vehicular es clasificado en cinco categorías: vehículos ligeros, medianos, pesados, motocicletas, y una categoría abierta para vehículos de tipo eléctrico o híbridos, cuya emisión sonora está actualmente siendo investigada (Ibarra *et al.*, 2017; Pallas *et al.*, 2016; Campello-Vicente *et al.*, 2017).

En los países de Latinoamérica no se han desarrollado modelos predictivos de ruido, por lo que las investigaciones enfocadas en cuantificar la contaminación acústica realizan inicialmente un proceso de validación con los algoritmos de cálculos disponibles y con mediciones de ruido. En Argentina, el Decreto 740/07 (GCABA, 2007) de la Ciudad Autónoma de Buenos Aires, prevé hasta tanto se disponga de normativa nacional, el uso del modelo predictivo francés *NMPB-Routes96* (Ausejo *et al.*, 2010; Ottobre *et al.*, 2014). En Cartagena de Indias - Colombia, se utilizó el modelo predictivo inglés CoRTN para evaluar el ruido de tráfico rodado en las principales intersecciones de la ciudad (Quiñones-Bolaños *et al.*, 2016).

Sin embargo, en Medellín - Colombia se utilizó el modelo alemán RLS-90 para predecir el ruido de los automotores que circulan por dos distritos de esa ciudad (Murillo-Gómez *et al.*, 2015). En México D. F., la contaminación acústica generada por el tráfico vehicular fue cuantificada en un mapa de ruido utilizando el modelo RLS-90 (Rodríguez Manzo *et al.*, 2013).

Figura 3.4: Proceso de cálculo del nivel de ruido en un modelo predictivo de ruido de tráfico rodado

De la misma manera, varias ciudades chilenas han utilizado el mencionado algoritmo predictivo ya que sus resultados han presentado menores desviaciones frente a los otros modelos disponibles (Suárez y Barros, 2014; Bastián-Monarca *et al.*, 2016). Un estudio de mapeo acústico realizado en Río de Janeiro - Brasil también utilizó las directrices definidas por el Ministerio de Transporte Alemán (Pinto y Moreno, 2009).

En Quito - Ecuador, al comparar los resultados obtenidos con diferentes normativas de modelado acústico, también se obtuvo que el algoritmo de cálculo alemán (RLS-90) para predicción de ruido de tráfico rodado fue el más aproximado a la realidad de la ciudad (Guarderas, 2012; Garzón Pico y Prado, 2013) en términos de los niveles sonoros diurno y nocturno. Razones por las cuales, en la presente investigación doctoral se utilizó este modelo predictivo.

La estimación del nivel de ruido día-noche (L_{DN}) requiere de información relacionada al flujo de tráfico vehicular y su composición (% de vehículos pesados), velocidad de circulación para cada tipo de vehículo, configuración geométrica de la vía (ancho, pendiente, rotondas, etc.), tipo de calzada, señalización vial, disponibilidad de zonas de parqueo, entre otras (Ausejo *et al.*, 2010).

Los datos de flujo vehicular y su composición fueron obtenidos a través de conteos automáticos realizados por la Secretaría de Movilidad del Municipio del DMQ en las principales vías de la ciudad. En los casos de calles que no dispongan de este tipo de conteos, se utilizaron datos de vías cercanas con similar flujo vehicular de aquellas en las que exista datos.

Para calles cuya circulación y composición vehicular no fuese similar a ninguna de las que existen datos, se utilizaron los criterios de la Guía de buenas prácticas para la elaboración de mapas estratégicos de ruido (WG-AEN, 2006) para asignar las características de flujo vehicular requeridas.

Los datos utilizados para asignar la velocidad de circulación de cada categoría vehicular fueron los correspondientes al límite de velocidad para cada tipo de vía. El límite de velocidad de circulación definido en la ciudad para vehículos ligeros es de 90 km/h en vías expresas y semiexpresas, 50 km/h en vías arteriales, colectoras y locales, y 30 km/h en ciertos sectores de vías locales cercanas a establecimientos educativos. Por su parte, los vehículos pesados tienen un límite de velocidad de 70 km/h, 40 km/h y 30 km/h, respectivamente.

El tipo de calzada utilizado en el modelamiento de ruido de tráfico rodado fue asfalto, concreto y pavimento de piedra (adoquines), de acuerdo a observaciones in situ, y a visualizaciones realizadas con la herramienta “*Street View*” de *Google Maps*.

Todos los datos topográficos del terreno y geométricos de las vías estuvieron disponibles y fueron importados de un GIS. Se utilizó un criterio de simplificación para trazar los contornos de edificaciones en los sectores muestrales, que consiste en aglutinar en un solo bloque varias edificaciones adyacentes de características similares (Ausejo *et al.*, 2010), como indica la figura 3.5.

Figura 3.5: Ejemplo de la simplificación de edificaciones en el modelado acústico.

(Tomado de Bastián-Monarca *et al.* (2016))

3.3.1. Validación del modelo predictivo de ruido de tráfico rodado

La validación del modelo predictivo se realizó a través de mediciones del nivel de ruido ambiental en cada uno de los sectores de la muestra. Para ello se seleccionó un punto en cada sector abarcando la diversidad de vías como indica la tabla 3.6.

Tabla 3.6: Puntos de medición de ruido ambiental

Parroquia	Sector	Ubicación	Tipo de vía
Mariscal Sucre	1	Av. Patria	Colectora principal
Belisario Quevedo	1	Rumipamba	Local
Concepción	1	Av. Mariscal Sucre	Semiexpresa
Concepción	2	Av. de La Prensa	Arterial
Rumipamba	1	Mariano Echeverría	Local
Rumipamba	2	Av. República	Colectora principal
Kennedy	1	Av. El Inca	Colectora principal
Kennedy	2	Av. Galo Plaza	Arterial
Solanda	1	Av. Av. Cardenal de la Torre	Arterial
Solanda	2	Av. Teniente Hugo Ortiz	Arterial
Puengasí	1	Av. Simón Bolívar	Expresa
Puengasí	2	Av. General Rumiñahui	Expresa
La Magdalena	1	Av. Rodrigo de Chávez	Colectora Principal
La Magdalena	2	Av. Alonso de Angulo	Colectora Principal
San Bartolo	1	Av. Mariscal Sucre	Arterial
Itchimbia	1	Av. Velasco Ibarra	Semiexpresa
Itchimbia	2	Luis Sodiro	Local
Iñaquito	1	Av. 6 de Diciembre	Arterial
Quitumbe	1	Av. Guayanay Nan	Colectora Secundaria
La Argelia	1	Av. Simón Bolívar	Expresa

En cada punto de medición definido se realizaron 5 registros del nivel de presión sonora continuo equivalente ponderado A (LAeq) por un lapso de 60 minutos, durante días laborales, en horarios diurno, vespertino y nocturno. Además se realizó un conteo manual del flujo y composición vehicular durante el período de medición, así como la observación del tipo de calzada.

Para realizar las mediciones de ruido se utilizó un sonómetro integrador de clase 1 marca NTI-Audio modelo XL2, cuyas lecturas fueron verificadas antes de cada medición con un calibrador QUEST. Los instrumentos de medición utilizados se presentan en la figura 3.6.

El procedimiento de medición se realizó de acuerdo a las directrices establecidas en la normativa ISO 1996–2 (ISO, 2007), a una altura de 4 m. sobre el nivel del piso, y a una distancia mayor a 1.5 m. de la fachada o pared más próxima al punto de medición.

Por otra parte, en el modelo predictivo de tráfico rodado, se ingresaron los datos registrados en el levantamiento de información en relación al tipo de calzada, flujo vehicular, porcentaje de vehículos pesados, y velocidad de circulación de acuerdo al período del día en que se realizaron las mediciones. Los valores de LAeq obtenidos en el modelo predictivo fueron comparados con los resultados de las mediciones de ruido, la diferencia promedio de esta comparación fue de 2.7 dBA y la desviación estándar obtenida fue 1.86 dBA. La bondad de ajuste entre los resultados de los procesos de predicción y medición fue establecida a través del indicador R^2 , cuyo valor obtenido fue de 0.89, como lo indica la figura 3.7.

3.4. Encuesta de valoración contingente

El cuestionario utilizado en este estudio fue diseñado siguiendo las directrices establecidas en el Reporte para Valoraciones Contingentes del panel de expertos NOAA (Arrow *et al.*, 1993), que sugiere dividir el cuestionario en tres partes. La primera parte valora la experiencia frente al ruido de los participantes, una evaluación subjetiva de la molestia que ocasiona este agente de contaminación, y los efectos percibidos en la salud asociados al ruido. La segunda parte del cuestionario pregunta a los participantes la valoración económica del problema que se está abordando, creando un escenario hipotético en el que se declare la disposición a pagar para reducir la molestia que ocasiona el ruido de tráfico. Finalmente, la tercera parte del cuestionario recoge información demográfica, socioeconómica y geográfica del encuestado.

En la primera sección del cuestionario se realizaron 9 preguntas relacionadas con los siguientes aspectos:

- importancia de la calidad ambiental de la ciudad;

- relevancia de la contaminación acústica como problema ambiental;
- factores de elección de vivienda (entre ellos el silencio);
- años de residencia en el hogar;
- cantidad de horas diurnas de permanencia en el hogar;
- molestia que ocasiona el tráfico rodado durante el período diurno;
- molestia que ocasiona el tráfico rodado durante el período nocturno;
- inversiones o mejoras realizadas en el hogar con fines de reducción de ruido;
- efectos del ruido percibidos en la salud tales como: estrés, perturbación en el sueño, pérdida de audición, dolor de cabeza y pérdida de concentración.

(a) Sonómetro

(b) Calibrador

Figura 3.6: Equipamiento de medición de ruido utilizado en el estudio

La segunda sección aborda la valoración económica que los participantes están dispuestos a pagar para reducir la molestia generada por el ruido de tráfico rodado en sus hogares. Para ello, fue necesario crear un “mercado” o escenario hipotético, en el que las acciones específicas que se realizarán durante los próximos 10 años para reducir la contaminación acústica (concienciación, cartografiado acústico, infraestructura vial, movilidad, barreras acústicas, entre otras) fueron descritas.

Figura 3.7: Comparación entre los resultados del modelo predictivo y las mediciones de ruido.

La DAP que los participantes entregan debe tener relación con un valor monetario y un medio de pago que les resulte conocido. Una práctica común, y muy aceptada en la sociedad ecuatoriana, consiste en vincular algunos pagos de tasas por servicios sociales o ambientales (como por ejemplo: el coste de recolección y gestión de residuos sólidos, de alumbrado público, o de financiación del presupuesto del cuerpo de bomberos) a las facturas de cobro de los servicios básicos (energía eléctrica, o agua potable), dividiendo el coste anual en cuotas mensuales. El medio de pago definido en la valoración realizada en esta investigación fue establecido como un cargo adicional a una de las facturas de alguno de estos servicios básicos.

Por otra parte, la opción de dejar abierta la pregunta de valoración puede ocasionar distorsiones en la percepción del valor en los encuestados, razón por la que en esta investigación fue definida una pregunta de valoración de tipo referéndum. La selección de los valores umbrales (*bid values*) debe estar relacionada con los costes vinculados al transporte en la ciudad, y que fueran conocidos por la población, por ejemplo, la tasa por matriculación vehicular, el impuesto ambiental a la contaminación vehicular, el precio de combustibles, o la tasa de inspección técnica vehicular.

Los costes de los dos primeros ejemplos dependen del tipo de vehículo, el año de fabricación y de la capacidad del motor. El coste del precio de los combustibles es un rubro que en Ecuador tiene un subsidio significativo para los ciudadanos, por lo que utilizar este coste como una referencia para este estudio, no hubiese reflejado la realidad económica y social. Finalmente, se decidió utilizar como coste de referencia

en esta investigación, el valor de la inspección técnica vehicular definida en 26 \$. Los valores umbrales fueron diferentes proporciones de este coste (ver Tabla 3.8). La selección de estos umbrales está directamente vinculada con la fuente de ruido que genera el problema a valorar.

La tercera y última parte de la encuesta recogió el estrato socioeconómico de los participantes a través de las características de la vivienda, el nivel de estudios, ocupación, acceso a tecnología, disponibilidad de seguros médicos, de vida y accidentes, y niveles de consumo. Para esta parte del cuestionario se utilizó la metodología desarrollada y validada por el INEC para estimar el estrato socioeconómico de la población en Ecuador (INEC, 2011).

Adicionalmente, se registraron las coordenadas geográficas de la vivienda y se preguntó las siguientes variables demográficas de los participantes:

- género;
- rango de edad;
- cantidad de personas adultas que residen en la vivienda;
- cantidad de personas menores de edad que residen en la vivienda;
- distrito o parroquia;
- tipo de vía con la que colinda la vivienda;
- nivel de la vivienda en el que pasa la mayor parte del tiempo.

Las tablas 3.7 y 3.8 muestran un detalle de las variables utilizadas en el estudio, y en el apéndice B se presenta la encuesta realizada para esta investigación.

Tabla 3.7: Variables de entrada utilizadas en el estudio

Módulo	No.	Variable	Etiqueta	Rangos - Códigos
Percepción y experiencia frente al ruido	1	Importancia de la calidad ambiental	EI	Ninguna (1), poca (2), regular (3), mucha (4)
	2	Contaminación acústica como problema ambiental relevante	NP	El más bajo (1) – el más alto (8)
	3	Silencio como factor de elección de vivienda	SH	No responde (0) – primera razón (5)
	4	Consciencia del impacto del ruido en la salud	NH	No (0) - Si (1)
	5	Años de residencia en el hogar	YH	0 - 61 años
	6	Horas diurnas de permanencia	HH	0 - 12 horas
	7	Molestia diurna del ruido	DA	0 - 10
	8	Molestia nocturna del ruido	NA	0 - 10
	9	Reformas en hogar para reducir ruido	NCH	No (0) - Si (1)
Efectos del ruido	10	Estrés	ST	No (0) - Si (1)
	11	Pérdida de concentración	CL	No (0) - Si (1)
	12	Perturbación en el sueño	SD	No (0) - Si (1)
	13	Pérdida de audición	HL	No (0) - Si (1)
	14	Dolor de cabeza	HA	No (0) - Si (1)
Nivel de ruido	15	Nivel de ruido día - noche	L_{DN}	47 - 91 dBA
Demográficos y socioeconómicos	16	Género	G	Femenino (0) - masculino (1)
	17	Edad	A	18 - 25 (1), 26 -35 (2), 36 - 45 (3), 46 - 55 (4), 56 - 65 (5), >65 (6)
	18	Parroquia	P	Categoría
	19	Tipo de vía	R	local (1), secundaria (2), principal (3), arterial (4), semi-expresa (5), expresa (6)
	20	Ocupantes adultos	O	1 - 10 ocupantes
	21	Ocupantes menores de edad	MO	0 - 7 ocupantes
	22	Nivel del piso (altura)	HF	1 - 12 pisos
	23	Estrato socioeconómico	SE	A(1), B(2), C+(3), C-(4), D (5)

Tabla 3.8: Variables de salida utilizadas en el estudio

Variable	Valor económico	Rango
DAP	= 0 US\$	1
	(0 – 2.6 US\$]	2
	(2.6 – 5.2 US\$]	3
	(5.2 – 10.4 US\$]	4
	(10.4 - 20.8 US\$]	5
	(20.8 - 26 US\$]	6
	(26 - 30 US\$]	7
	>30 US\$	8

3.5. Estimación econométrica

Una vez definida la metodología para llevar a cabo la encuesta de valoración contingente, se analizaron los aspectos que deben ser tenidos en cuenta en la estimación econométrica. La especificación econométrica utilizada asume la función de utilidad descrita en la ecuación 3.2:

$$y_i^* = \beta x_i + \varepsilon \quad (3.2)$$

donde y_i^* es la DAP, β representa los coeficientes del vector x_i de las variables que explican el modelo, definido como el coste marginal de la variación de una unidad de la variable explicativa x_i ; y ε un vector de aspectos no observados, equivalentes al error del modelo del que se asume tiene una distribución normal, con media cero y varianza σ^2 .

Anteriormente se mencionó que la pregunta de valoración definida fue de tipo referéndum, con valores umbrales de DAP proporcionales al coste de la revisión técnica vehicular de un automóvil ligero. Por otra parte, si bien esta segmentación no entrega un valor exacto de la DAP, permite estimar el valor de los coeficientes y adaptar la DAP a uno de los rangos establecidos en la tabla 3.8.

Para estimar el impacto del ruido en el bienestar y en las condiciones de vida de la ciudadanía, los modelos econométricos se enfocan en la maximización de utilidad. La elección de pagar o no pagar un determinado valor representa un problema binario, que puede ser estimado a través de un modelo *logit* o *probit*.

En las preguntas de valoración del tipo referéndum, se define una secuencia ordenada dentre los distintos valores a elegir, es por ello que la mejor opción para estimar la DAP consiste en un modelo *probit ordenado* (Bravo-Moncayo *et al.*, 2017) a través del método de máxima verosimilitud, que permite ajustar un modelo y estimar sus parámetros, calculando la probabilidad de que una observación esté

en alguno de los rango de disposición al pago y_i , cuya distribución permite estimar los coeficientes β .

Para ello se requiere encontrar la densidad de probabilidad de la variable dependiente y_i , expresada en la ecuación 3.3:

$$L_i = \prod_{i=1}^8 P(y_i)^{I(y_i)} \quad (3.3)$$

donde $P(y_i)$ es la probabilidad de ocurrencia de la disposición al pago en cada rango; e $I(y_i)$ es un indicador dicotómico, que toma los valores de 1 o 0 en función de la ocurrencia de la disposición al pago en cada rango.

Para encontrar la probabilidad de ocurrencia de la disposición al pago en el rango 1 (DAP=0), se tiene:

$$\begin{aligned} P(y_1 = 1) &= P(y_1^* \leq 0) \\ P(y_1 = 1) &= P(\beta x_i + \varepsilon \leq 0) \\ P(y_1 = 1) &= P(\varepsilon_i \leq -\beta x_i) \end{aligned} \quad (3.4)$$

Al dividir para la desviación se estandariza la función:

$$P(y_i = 1) = P\left(\frac{\varepsilon_i}{\sigma} \leq -\frac{\beta x_i}{\sigma}\right) \quad (3.5)$$

Esta función representa la definición de una distribución acumulada, y bajo el supuesto de distribución normal del error, se puede definir la función de distribución acumulada normal estándar como indica la ecuación 3.6:

$$P(y_i = 1) = \Phi\left(\frac{-\beta x_i}{\sigma}\right) \quad (3.6)$$

Cuando la disponibilidad al pago está dentro de un rango limitado por los valores umbrales entre los rangos 2 y 7 (ver tabla 3.8), la función de probabilidad es:

$$\begin{aligned} P(y_i = n) &= P(\text{lim. inf. rango} < y_1^* \leq \text{lim. sup. rango}) \\ P(y_i = n) &= P(\text{lim. inf. rango} < \beta x_i + \varepsilon_i \leq \text{lim. sup. rango}) \\ P(y_i = n) &= P(\varepsilon_i \leq \text{lim. sup. rango} - \beta x_i) - P(\varepsilon_i < \text{lim. inf. rango} - \beta x_i) \\ P(y_i = n) &= P\left(\frac{\varepsilon_i}{\sigma} \leq \frac{\text{lim. sup. rango} - \beta x_i}{\sigma}\right) - P\left(\frac{\varepsilon_i}{\sigma} < \frac{\text{lim. inf. rango} - \beta x_i}{\sigma}\right) \\ P(y_i = n) &= \Phi\left(\frac{\text{lim. sup. rango} - \beta x_i}{\sigma}\right) - \Phi\left(\frac{\text{lim. inf. rango} - \beta x_i}{\sigma}\right) \end{aligned} \quad (3.7)$$

Finalmente, para el rango 8 de disposición al pago, la función de distribución normal estándar se expresa por la ecuación 3.8

$$P(y_i = 8) = -\Phi\left(\frac{30}{\sigma} - \frac{\beta x_i}{\sigma}\right) \quad (3.8)$$

A través de herramientas de análisis numérico de máxima verosimilitud, es posible obtener los valores β y σ para cada variable, e interpretar los resultados en términos de la DAP y no de la probabilidad de ocurrencia.

3.6. Configuración de la estructura del comité de redes neuronales

El objetivo principal de este estudio es validar una metodología que permita entrenar adecuadamente un modelo basado en RNAs para predecir un rango de disponibilidad a pagar de los participantes para reducir la molestia que ocasiona el ruido de tráfico rodado a partir de distintas variables de entrada.

Se trata de un problema no-lineal debido a la naturaleza subjetiva de los datos de entrada. Por esta razón se aplicó una arquitectura de RNA *feedforward* con un algoritmo de entrenamiento de retropropagación (*backpropagation*).

La estructura del modelo de RNA consistió en un comité de seis redes neuronales. En cada una de estas redes se utilizaron distintas variables de entrada (cuatro variables para las primeras cinco redes, con excepción de la sexta, que tuvo las restantes tres variables). La distribución de cada conjunto se realizó de acuerdo al concepto de ganancia de información de cada variable de entrada (Hick, 1952). La ganancia de información depende de la probabilidad de ocurrencia de la variable de salida (en este caso de disposición al pago) y está expresada por la ecuación 3.9:

$$\text{Ganancia de información} = 1 - \sum_{i=1}^n p_i I_i(\text{bits}) \quad (3.9)$$

donde n es el número de eventos, p_i es la probabilidad de ocurrencia el i -ésimo evento, e I_i está definido por:

$$I_i = - \sum_{i=1}^n p_i \log_n(p_i) \quad (3.10)$$

Una vez definida la ganancia de información de las variables de entrada, se configuró el comité de RNAs de tal manera que las salidas que entrega cada red del comité sean las entradas a una nueva red consolidada, como se observa en la figura 3.8.

Figura 3.8: Configuración del comité de RNAs utilizado en la investigación.

El proceso de entrenamiento requirió de un subconjunto de datos de entrenamiento para la optimización de los pesos sinápticos, un subconjunto de datos de validación para detener el proceso de entrenamiento y evitar sobreajustes, y un subconjunto de datos de prueba para evaluar el rendimiento del modelo (Prechelt, 1998).

Para garantizar que la estratificación se realizó adecuadamente, se utilizó una clasificación de Kohonen basada en la similitud de los datos de la muestra. A partir de esta clasificación, se aplicó una distribución aleatoria para cada subconjunto utilizando la función de MatLab *dividerand* (Hudson *et al.*, 2010) tomando el 70 % de las muestras para entrenamiento, 15 % para validación y 15 % para prueba; asegurando que todas las características del problema fueran consideradas en todos los subconjuntos.

Las RP que representan un desacuerdo con el escenario hipotético descrito, fueron identificadas una vez que los encuestados expresaron una DAP igual a cero y que sus motivaciones no estuvieran restringidas a su ingreso o presupuesto y/o a la insuficiente información del escenario hipotético. Debido a su evidente falta de representatividad en el modelo de predicción de los rangos de disposición al pago, las RP se excluyeron del análisis y entrenamiento del comité de RNAs. Estas RP

representaron el 14.6 % del total de la muestra del estudio. La exclusión de las RP ha sido un criterio utilizado por varios autores en sus investigaciones (Boyle *et al.*, 1993; Jorgensen *et al.*, 1999; Whittington *et al.*, 1992).

Antes del entrenamiento, todas las variables de entrada y salida del comité de RNAs fueron pre-procesadas a través de un algoritmo de normalización, de tal manera que siempre permanezcan dentro de un rango específico y así evitar que, debido al valor de la variable, la red neuronal asigne más importancia a las variables con valores mayores. El proceso de normalización convierte el mínimo valor del vector de entrada en -1, y el máximo valor del vector en +1, posteriormente cualquier valor intermedio es interpolado dentro del rango [-1, 1]. La normalización fue desarrollada a través de la función *mapminmax* de MatLab (Hudson *et al.*, 2010), y resulta útil ya que después de la normalización, las variables utilizadas en el modelo tienen la misma jerarquía sin importar su naturaleza (numérica, categórica o dicotómica).

Todas las redes del comité usaron en sus capas ocultas la función de activación tangente hiperbólica (tansigmoidal) debido a que produce una salida similar a los datos de entrada una vez que fueron normalizados en la etapa de preprocesamiento, mientras que en las capas de salida se utilizó como función de activación la función lineal, por cuanto los valores de la salida reponen a rangos de disposición al pago que son ordenados de manera lineal.

Como se mencionó en el apartado 2.3.5, el conocimiento de las RNAs se almacena en los pesos sinápticos que conectan las distintas capas que conforman la red. Las funciones sigmoideas comprimen un rango de entrada infinito en un rango de salida finito, y se caracterizan por el hecho de que sus pendientes deben acercarse a cero cuando las entradas tienen valores cercanos a uno. Esto causa un problema cuando se utiliza el descenso más pronunciado para entrenar una red multicapa, ya que el gradiente puede tener una magnitud muy pequeña y, por lo tanto, causar pequeños cambios en los pesos sinápticos y sesgos de inicialización.

Para eliminar estos efectos nocivos de las magnitudes de las derivadas parciales, se usó un algoritmo de entrenamiento de retropropagación resiliente, en el que utilizando el signo de la derivada se puede determinar la dirección de la actualización del peso sináptico, y la magnitud de la derivada no tiene ningún efecto sobre esta actualización. En el algoritmo de retropropagación resiliente (*Rprop*) el tamaño del cambio de peso sináptico se determina mediante un valor de actualización independiente.

El valor de actualización para cada peso sináptico y sesgo de inicialización se incrementa siempre que la derivada de la función de rendimiento con respecto a ese peso sináptico tenga el mismo signo para dos épocas sucesivas. Por otra parte, el valor de actualización se reduce siempre que la derivada con respecto a ese peso sináptico cambie de signo con respecto a la época anterior. Si la derivada es cero, el valor de actualización permanece constante (Bishop, 1995). Este algoritmo fue

utilizado en el proceso de entrenamiento del comité de RNAs, a través de la función de MatLab *trainrp* (Hudson *et al.*, 2010).

Para definir la arquitectura del comité de RNAs, se evaluó el error cuadrático medio (MSE) junto con su capacidad de generalización a través de una arquitectura de una sola capa oculta, en un proceso iterativo que evaluó el rendimiento de estructuras conformadas entre 5 y 350 neuronas. Para evitar inconsistencias debido a la naturaleza aleatoria de la inicialización de los pesos sinápticos, el proceso iterativo descrito anteriormente fue desarrollado en ocho repeticiones y se promediaron sus resultados. La figura 3.9 indica los resultados de este procedimiento en términos del MSE. Finalmente todas las redes neuronales del comité se configuraron con una capa oculta con 230 neuronas en cada una.

3.7. Entrenamiento del comité de RNAs

El rendimiento de los procesos de entrenamiento, validación y prueba para la predicción de los rangos de disposición al pago en la red consolidada se muestran en la figura 3.10. Para identificar el instante en el que el modelo comenzó a perder capacidad de generalización y evitar sobreajustes, se aplicó la herramienta de parada temprana (*early stopping*). Las tres curvas de la figura 3.10 presentan caídas similares evidenciando que se evitaron potenciales sobreajustes en el modelo. El mejor rendimiento de validación en términos del MSE (0,531) ocurrió en la época 84, mientras que en la etapa de prueba el MSE fue de 0,4614.

La tabla 3.9 indica los valores de MSE obtenidos en los procesos de entrenamiento, validación y prueba en cada una de las redes neuronales que conforman el comité, así como también en la red consolidada. Se destaca la reducción del MSE en la red consolidada (7) comparado con las redes individuales que conforman el comité.

Tabla 3.9: Error cuadrático medio obtenido por el comité de RNAs en los procesos de entrenamiento, validación y prueba

Red	1	2	3	4	5	6	7
Error de entrenamiento	0.39	0.43	0.36	0.33	0.37	0.43	0.17
Error de validación	0.87	2.02	0.78	0.87	0.56	0.43	0.53
Error de prueba	1.37	1.17	0.51	0.49	0.56	0.43	0.46

Cabe destacar que la tabla 3.9 presenta los errores en la preparación del modelo (etapa de entrenamiento). Aunque estos resultados proporcionan una idea general, no representan los errores del desempeño del modelo (etapa de ejecución), que se analizará en el siguiente capítulo.

Figura 3.9: Error cuadrático medio obtenido con distintas configuraciones de estructuras neuronales

Figura 3.10: Error cuadrático medio de los datos de entrenamiento, validación y prueba para la red neuronal consolidada

Capítulo 4

Resultados y discusión

Una vez definidos los distintos aspectos metodológicos, se realizaron las correspondientes encuestas en los sectores de la muestra según la tabla 3.4. Posteriormente se calculó el nivel de exposición al ruido en la fachada de las viviendas de los encuestados, de acuerdo al modelo de predicción acústica RLS-90. Los valores de ruido obtenidos en la predicción fueron organizados de tal manera que estuvieran relacionados con las respuestas de las encuestas.

En este estudio se realizaron 600 encuestas personales en los respectivos sectores muestrales definidos en el capítulo 3. Como se mencionó en la sección 3.6, se excluyeron del análisis las respuestas identificadas como protesta (14,6 % de la muestra) y aquellas encuestas en las que no fueron respondidas preguntas que formaron parte de las variables de entrada a los modelos (7 % de la muestra), considerando en el análisis únicamente las 469 encuestas restantes.

En la tabla 4.1 se muestran las características descriptivas de la muestra evaluada. Las características más destacables de los participantes fueron: la edad en el rango de 36 y 45 años (25 %), y la vivienda cercana a vías locales (58,2 %). Cerca de un tercio de los participantes (31,3 %) se relaciona con un estrato socioeconómico B, y 29,6 % con un estrato socioeconómico C+. Además, un 26,2 % de los participantes no pueden permitirse el pago de una tasa para reducir los problemas asociados al ruido de tráfico. Sin embargo, el 20,5 % de los encuestados declaró su disposición a pagar en el rango más alto, correspondiente a un valor superior a 30 \$ anuales.

En la tabla 4.2 se presentan los resultados descriptivos de las variables numéricas utilizadas en los modelos. Debido a la evidente reducción del flujo de tráfico vehicular durante las noches, la molestia diurna (DA) promedio que genera el ruido de tráfico es un 41 % mayor que la molestia nocturna (NA). Además, la contaminación acústica presenta una prioridad menor (4,62) que otros aspectos medioambientales como por ejemplo la extinción de especies (6,18), los incendios forestales (5,85), y la deforestación (5,65). Curiosamente, la contaminación acústica resulta más relevante que otros tipos de contaminación, como por ejemplo la calidad del aire (2,55), o la gestión de los residuos sólidos (3,66). De acuerdo al modelo de predicción de ruido, la exposición sonora (L_{DN}) en la fachada de las viviendas de los encuestados se sitúa en un amplio rango entre 47 dB(A) y 91 dB(A).

Al clasificar la DAP en función del estrato socioeconómico de los participantes, los resultados indican que aquellos individuos con un estrato socioeconómico más alto, presentan una disposición al pago mayor, como se indica en la tabla 4.3.

Tabla 4.1: Distribución de las variables de entrada al modelo.

Variable de entrada	Categorías	Frecuencia	Porcentaje (%)
Género	Masculino	255	54,4
	Femenino	214	45,6
Edad	18 – 25	66	14
	26 – 35	103	22
	36 – 45	118	25
	46 – 55	103	22
	56 – 65	44	9,4
	>65	35	7,5
Tipo de vía	Local	273	58,2
	Colectora secundaria	64	13,6
	Colectora principal	56	11,9
	Arterial	60	12,8
	Semiexpresa	9	1,9
	Expresa	7	1,5
Estrato Socioeconómico	A	71	15,1
	B	147	31,3
	C+	139	29,6
	C–	96	20,5
	D	16	3,4
Rango de DAP	1	123	26,2
	2	4	0,9
	3	35	7,5
	4	59	12,6
	5	88	18,8
	6	42	9
	7	22	4,7
	8	96	20,5

Tabla 4.2: Estadística descriptiva de las variables numéricas utilizadas en el estudio.

Variable	Etiqueta	Min	Max	Promedio	Des. Est.
Molestia diurna	DA	0	10	5,72	2,4
Molestia nocturna	NA	0	10	4,04	2,49
Relevancia de la contaminación acústica	NP	1	8	4,62	2,32
Años de residencia en la vivienda	YH	0	61	12,8	11,36
Horas de permanencia diurna en el hogar	HH	0	12	7,42	3,9
Ocupantes adultos	O	1	10	2,78	1,25
Ocupantes menores de edad	MO	0	7	0,85	1,04
Nivel de ruido día-noche	L_{DN}	47	91	70,3	6,4

Tabla 4.3: Recuento de la DAP en función del estrato socioeconómico

DAP	Estrato socioeconómico					
	D	C-	C+	B	A	Total
= 0\$	8	37	46	27	5	123
(0\$ – 2,6\$]	0	1	3	0	0	4
(2,6\$ – 5,2\$]	2	11	8	9	5	35
(5,2\$ – 10,4\$]	3	14	21	17	4	59
(10,4\$ - 20,8\$]	1	14	32	30	10	88
(20,8\$ - 26\$]	0	5	9	15	13	42
(26\$ - 30\$]	0	6	6	6	4	22
>30\$	2	7	14	43	30	96
Total	16	96	139	147	71	469

4.1. Resultados del nivel de ruido

Un resultado relevante de esta investigación consiste en evaluar la exposición al nivel de ruido en los sectores de la muestra, en términos del tipo de vía en la que se encuentre el receptor, así como también de acuerdo a las percepciones subjetivas obtenidas en la encuesta, para posteriormente tratar de relacionarlo con la DAP.

En la figura 4.1 se indica la variación de los niveles de ruido en los períodos diurno y nocturno, así como la exposición a niveles de ruido durante todo un día (L_{DN}), según el tipo de vía. Se puede observar en la figura 4.1 que en términos generales, las vías locales generan el menor nivel de ruido con una mayor dispersión, y que las vías expresas generan el mayor nivel de ruido con una dispersión menor con excepción de los valores atípicos y extremos. Esta condición es similar tanto para la exposición a niveles de ruido diurno (figura 4.1a), como para la exposición a niveles de ruido nocturno (figura 4.1b).

La dispersión obtenida en la exposición al ruido de cada período está relacionada con el flujo vehicular en los distintos tipos de vía. Por ejemplo, en una vía expresa el flujo vehicular es constante, por lo que la dispersión del nivel de ruido es menor. Por otra parte, en una vía local el flujo vehicular es intermitente, por lo que la dispersión del nivel de ruido es mayor.

Para evaluar si la exposición a los niveles de ruido tiene el mismo valor medio en los distintos tipos de vías, se realizó un análisis de varianza (ANOVA) (Kass *et al.*, 2014), cuyos resultados se presentan en la tabla 4.4. Al obtener un nivel de significancia (p-valor) menor al 5 %, se rechaza la hipótesis nula de igualdad de medias de la exposición a niveles de ruido (diurno, nocturno y diario) en los diferentes tipos de vías.

En un intento por agrupar los tipos de vías que presentan un valor medio

similar de la exposición a niveles de ruido, se realizó la prueba estadística de Tukey (Sandrock *et al.*, 2008), cuyos resultados se presentan en las tablas 4.5, 4.6 y 4.7.

Tabla 4.4: Análisis de varianza del nivel de ruido en función del tipo de vía.

ANOVA de un factor		Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	p-valor
L_D	Entre grupos	9.668,37	5	1.933,67	69,14	0,000
	Dentro de grupos	12.948,30	463	27,96		
	Total	22616,67	468			
L_N	Entre grupos	10.308,41	5	2.061,68	105,20	0,000
	Dentro de grupos	9.073,25	463	19,59		
	Total	19.381,66	468			
L_{DN}	Entre grupos	10.213,01	5	2.042,60	105,14	0,000
	Dentro de grupos	8.994,41	463	19,42		
	Total	19.207,42	468			

Tabla 4.5: Test de Tukey para agrupación de tipos de vías según el nivel de ruido diurno.

Tipo de vía	N	subconjunto de α			
		1	2	3	4
Local	273	63,5			
Colectora secundaria	56		68,5		
Colectora principal	64		72,1		
Arterial	60			73,9	
Semiexpresa	9			76,2	
Expresa	7				78,2
p-valor		1,0	0,27	0,15	1,0

Tabla 4.6: Test de Tukey para agrupación de tipos de vías según el nivel de ruido nocturno.

Tipo de vía	N	subconjunto de α			
		1	2	3	4
Local	273	53,6			
Colectora secundaria	56		59,7		
Colectora principal	64		62,3		
Arterial	60			64,1	
Semiexpresa	9			66,2	
Expresa	7				70,0
p-valor		1,0	0,47	0,08	1,0

(a) Exposición a nivel de ruido diurno

(b) Exposición a nivel de ruido nocturno

(c) Exposición a nivel de ruido día-noche

Figura 4.1: Nivel de ruido en función del tipo de vía.

Tabla 4.7: Test de Tukey para agrupación de tipos de vías según el nivel de ruido día-noche.

Tipo de vía	N	subconjunto de α			
		1	2	3	4
Local	273	66,5			
Colectora secundaria	56		72,7		
Colectora principal	64			75,2	
Arterial	60			77,0	
Semiexpresa	9				79,2
Expresa	7				82,3
p-valor		1,0	1,0	0,06	0,25

De acuerdo a los resultados de la prueba estadística de Tukey, las vías colectoras principales y secundarias pueden agruparse en una misma categoría, así como también las vías arteriales y semiexpresas, ya que tienen similares características de emisión de ruido tanto en el período diurno, como en el período nocturno (tablas 4.5 y 4.6). Por otra parte, al evaluar la exposición a niveles de ruido durante todo un día, las vías con características similares de emisión acústica son las colectoras principales y las arteriales, y en otra categoría las vías semiexpresas y expresas (tabla 4.7).

Para investigar sobre las relaciones de los resultados del modelado acústico con las respuestas de percepción subjetiva asociadas al ruido de tráfico obtenidas en las encuestas, se realizó la prueba estadística no paramétrica de *Spearman* (ρ) (Myers y Sirois, 2014).

Debido a que las variables de percepción subjetiva del ruido son de tipo ordinal, la prueba estadística de Spearman requiere que la variable numérica *exposición al nivel de ruido* sea transformada en ordinal, por lo que fueron definidos intervalos de 5 dBA en los que se agruparon los resultados obtenidos en el modelo predictivo. Los resultados de la prueba de correlación para la exposición al ruido diurno se presentan en la tabla 4.8, mientras que para la exposición al ruido nocturno se presentan en la tabla 4.9.

Tabla 4.8: Correlación de Spearman entre la exposición al ruido, la percepción subjetiva del ruido y la molestia en el período diurno.

		Percepción ruido	Molestia
Exposición Ruido	Coefficiente de correlación	0,282	0,261
	p-valor (bilateral)	0,000	0,000
	N	469	469

Tabla 4.9: Correlación de Spearman entre la exposición al ruido, la percepción subjetiva del ruido y la molestia en el período nocturno.

		Percepción ruido	Molestia
Exposición Ruido	Coefficiente de correlación	0,274	0,268
	p-valor (bilateral)	0,000	0,000
	N	469	469

Se observa en las tablas 4.8 y 4.9 que el nivel de significancia de la prueba de correlación es menor al 5 % por lo que las variables percepción de ruido y molestia tienen relación directa con la exposición a niveles de ruido, sin embargo, como los valores de los coeficientes de correlación obtenidos no superan el 28 % se puede concluir que la fuerza de la relación es baja.

Para agrupar las categorías tanto de la percepción del ruido como de la molestia que ocasiona, con los rangos de la exposición a los niveles de ruido obtenidos en el modelo predictivo, se realizó un análisis de correspondencia, cuyos resultados son presentados en la figura 4.2, evidenciando que en el período diurno los niveles de ruido entre 55 y 60 dBA son considerados por los encuestados como silenciosos, niveles entre 60 y 65 dBA son considerados poco ruidosos, y niveles entre 65 y 70 dBA son considerados ruidosos; el resto de categorías tanto de niveles de ruido, como de percepción subjetiva no se pueden agrupar fácilmente a través del análisis de correspondencia. Al evaluar la molestia que ocasionan los niveles de ruido en los participantes, se puede evidenciar en la figura 4.2b que los niveles entre 55 a 60 dBA generan molestias ligeras, los niveles entre 65 a 70 dBA generan molestias moderadas, los niveles entre 70 a 75 dBA generan mucha molestia, y los niveles entre 75 a 80 dBA generan molestia extrema.

Por otra parte, al evaluar las relaciones entre el ruido de tráfico rodado nocturno, la percepción (figura 4.2c) y la molestia que ocasiona (figura 4.2d), se puede observar que los niveles de ruido nocturno entre 45 y 50 dBA son considerados silenciosos, y los niveles de ruido entre 60 y 65 dBA son considerados ruidosos. Llama la atención un resultado del análisis de correspondencia que refleja que los niveles de ruido entre 55 y 60 dBA son considerados como poco ruidosos y como muy ruidosos por proporciones similares de los participantes, quedando en evidencia la subjetividad en las respuestas de los encuestados en cuanto a la percepción del ruido en el período nocturno.

Finalmente, al comparar la molestia que ocasiona el ruido de tráfico rodado en períodos nocturnos, a través del análisis de correspondencia, se puede evidenciar que los niveles de ruido nocturno entre 45 y 50 dBA no generan molestia en absoluto, los niveles de ruido entre 50 y 55 dBA se asocian con molestia ligera, los niveles entre 60 y 65 dBA presentan molestia moderada, y los niveles entre 65 y 70 dBA se asocian con mucha y extrema molestia.

Figura 4.2: Análisis de correspondencia

4.2. Resultados del modelo econométrico

La tabla 4.10 presenta los resultados del modelo econométrico probit ordenado, en términos de los coeficientes β y de su significancia estadística. Los signos de los coeficientes están en concordancia con las expectativas inicialmente planteadas. Sin embargo, el signo negativo que presenta la molestia nocturna (NA) generada por el ruido de tráfico, y el nivel de exposición al ruido día-noche (L_{DN}), indican una relación inversamente proporcional entre las variables en mención y la disposición a pagar. La significancia estadística se rechaza para la molestia nocturna (p-valor < 0,05).

Tabla 4.10: Resultados del modelo econométrico probit ordenado.

Variable	Etiqueta	β	Error Std.	Z	p-valor
Calidad ambiental	EI	15,255	1,74	8,764	0,000
Contaminación acústica	NP	0,064	0,277	0,231	0,8172
Silencio para de elección de vivienda	SH	1,976	0,466	4,24	0,000
Impacto del ruido en la salud	NH	9,125	1,088	8,381	0,000
Años de residencia	YH	-0,04	0,103	-0,394	0,6935
Horas diurnas de pernancia	HH	-0,601	0,153	-3,921	0,0001
Molestia diurno	DA	0,8167	0,147	5,528	0,000
Molestia nocturna	NA	-0,073	0,125	-0,583	0,5593
Reformas en vivienda	NCH	5,079	1,272	3,993	0,0001
Estrés	ST	1,6	0,363	4,401	0,000
Pérdida de concentración	CL	0,324	0,213	1,518	0,1289
Perturbación en el sueño	SD	1,968	0,355	5,544	0,000
Pérdida de audición	HL	2,588	1,39	1,861	0,0627
Dolor de cabeza	HA	2,782	0,434	6,408	0,000
Nivel de ruido	L_{DN}	-0,198	0,041	-4,753	0,000
Género	G	2,747	0,456	6,017	0,000
Edad	A1	2,476	0,884	2,798	0,0051
	A2	0,219	0,25	0,875	0,3815
	A4	-3,658	0,88	-4,156	0,000
	A5	-2,891	0,779	-3,709	0,0002
	A6	0,378	0,347	1,089	0,276
	P1	1,526	1,048	1,455	0,1455
	P2	-1,198	0,299	-4,0	0,0001
	P3	-2,991	1,778	-1,681	0,0926
	P4	-17,319	2,337	-7,408	0,000
	P5	-4,722	1,601	-4,449	0,000
	P6	-21,94	3,198	-6,859	0,000
	P7	-11,408	2,182	-5,227	0,000
	P8	-0,274	0,257	-1,066	0,2863
Parroquia	P9	-5,36	2,345	-2,285	0,0223
	P10	-9,028	4,274	-2,112	0,0347
	P12	-14,584	3,92	-3,72	0,0002
	P13	-17,434	1,924	-9,060	0,000
	R2	-3,138	1,276	-2,459	0,0139
	R3	2,162	1,549	1,396	0,1627
	R4	-1,24	0,48	-2,582	0,0098
	R5	0,682	1,463	0,466	0,6408
	R6	-17,885	9,775	-1,829	0,0673
	O	1,093	0,369	2,957	0,0031
	MO	2,849	0,433	6,574	0,000
	HF	0,786	0,181	4,32	0,000
	SE1	-9,267	4,147	-2,234	0,0255
Estrato socioeconómico	SE2	-4,732	1,171	-4,04	0,0001
	SE3	-4,861	1,937	-2,508	0,0121
	SE5	5,5405	2,184	2,536	0,0112

El poder predictivo del modelo econométrico para los conjuntos de datos de estimación (70 % de la muestra) y validación (30 % de la muestra) se presentan en la tabla 4.11, la cual compara los resultados obtenidos en el modelo con los obtenidos en la encuesta en términos de la disposición al pago.

Tabla 4.11: Poder predictivo del modelo econométrico.

Resultados del cuestionario	Conjunto de estimación MSE 0,88			Conjunto de validación MSE 0,87		
	DAP > 0	DAP = 0	Total	DAP > 0	DAP = 0	Total
DAP > 0	217 (89,7 %)	25 (10,3 %)	242	88 (84,6 %)	16 (15,4 %)	104
DAP = 0	52 (60,5 %)	34 (39,5 %)	86	28 (75,7 %)	9 (24,3 %)	37
Total	269 (82 %)	59 (18 %)	328	116 (82,3 %)	25 (17,7 %)	141

Los datos usados para la estimación y validación en el modelo econométrico fueron 328 y 141, respectivamente. En los datos de validación, el modelo econométrico predice el 84,6 % de los casos en que la disposición a pagar es mayor a cero. Sin embargo, para los casos en que la disposición a pagar es igual a cero, el modelo econométrico falla en el 75,7 % de los 37 casos.

La tabla 4.12 indica los porcentajes de error de cada rango de disposición al pago en el modelo econométrico, mostrando el porcentaje de resultados que no concuerdan con el vector objetivo (respuestas de las encuestas). Estos resultados fueron obtenidos utilizando un valor de corte (0,5) para aproximar la salida del modelo econométrico. Para obtener el rendimiento en la predicción global del modelo econométrico, se aplicó un promedio ponderado basado en el número de casos obtenidos en las respuestas de las encuestas.

Tabla 4.12: Porcentaje de error en la predicción del modelo econométrico.

DAP	Varianza media (entradas)	Ponderación (%)	Modelo econométrico	
			Estimación	Validación
1	18,08	26,23	15,85	19,85
2	11,76	0,85	0,00	100,00
3	28,52	7,47	8,00	10,00
4	14,53	12,58	12,20	16,67
5	13,31	18,76	19,05	16,00
6	20,34	8,96	10,34	7,69
7	14,43	4,69	6,67	42,86
8	17,96	20,46	19,40	17,24
Promedio ponderado			15,20	18,57

4.3. Resultados del modelo basado en RNAs

Al evaluar los resultados del poder predictivo de la DAP obtenidos en el modelo basado en RNAs, se observa que el error cuadrático medio (MSE) para el conjunto de datos de entrenamiento, y prueba son 0,177 y 0,461 (Tabla 4.13), respectivamente. Al comparar con los resultados del modelo econométrico, éstos representan un error menor del orden del 79,88 % para los datos de estimación/entrenamiento; y del 42,98 % para los datos de validación/prueba.

Tabla 4.13: Poder predictivo del modelo basado en RNAs.

Entrenamiento (MSE=0,177)	Modelo RNAs		
	DAP>0	DAP=0	Total de casos
Encuestas DAP > 0	92,2 %	7,8 %	247
Encuestas DAP = 0	13,4 %	86,6 %	82
Total de datos			329
Prueba (MSE = 0,461)			
Encuestas DAP > 0	95,9 %	4,1 %	99
Encuestas DAP = 0	8,6 %	91,4 %	41
Total de datos			140

En los conjuntos de validación/prueba, el modelo econométrico fue capaz de predecir 84,6 % de los casos con disposición a pagar mayor que cero, mientras que el modelo basado en RNAs fue capaz de predecir el 95,9 % de los casos. Comparando estos resultados se puede observar que el modelo basado en RNAs ofrece un 11,3 % mejor rendimiento de predicción que el modelo econométrico. Por su parte, al evaluar la predicción de los casos con disposición a pagar igual a cero, se observa que el modelo econométrico acierta en el 24,3 % de los casos, mientras que el modelo basado en RNAs predice correctamente en el 91,4 % de los casos, lo que implica una mejora en la capacidad predictiva del 67,1 %.

La tabla 4.14 indica los porcentajes de error para cada rango de disposición al pago, evidenciando la proporción de los resultados que no coinciden con el vector objetivo entregado al comité de RNAs (respuestas de encuestas). Estos resultados fueron obtenidos seleccionando el valor más alto del vector de salida del comité de RNAs.

La última fila de la tabla 4.14 representa el promedio ponderado del porcentaje de error en la predicción de los rangos de disposición al pago, basados en el recuento de casos de la encuesta para cada rango. De esta manera, fue posible presentar un único valor del porcentaje de error para cada subconjunto de datos (entrenamiento, validación y prueba). Al comparar estos resultados con los obtenidos en el modelo

econométrico se puede evidenciar que el modelo de RNAs presenta un 42,83 % mejor precisión para los datos de estimación/entrenamiento, y un 85,72 % mejor rendimiento en la predicción para de los datos de validación/prueba.

Al comparar los resultados individuales de cada rango se puede apreciar que en los datos de prueba el mayor porcentaje de error que presenta el modelo basado en RNAs está en el rango 5 (12,9 %), y en todos los casos son menores que los resultados de validación del modelo econométrico.

Tabla 4.14: Porcentaje de error en la predicción del modelo basado en redes neuronales artificiales.

Rangos DAP	Varianza media (entradas)	Ponderación (%)	Modelo RNAs		
			Entrenamiento	Validación	Prueba
1	18,08	26,23	13,4	11,4	8,57
2	11,76	0,85	1,52	0	0
3	28,52	7,47	16,4	2,86	0
4	14,53	12,58	9,73	2,86	2,86
5	13,31	18,76	10	7,14	12,9
6	20,34	8,96	5,47	4,29	5,71
7	14,43	4,69	4,26	2,86	2,86
8	17,96	20,46	7,29	5,71	4,29
	Promedio ponderado		8,69	6,37	2,65

Para evaluar la importancia relativa de cada variable de entrada en el modelo de RNAs, es decir, su contribución para la estimación de la disposición a pagar, se realizaron 23 nuevos procesos de entrenamiento, eliminando una variable en cada proceso, para así comparar estos resultados con aquellos de la configuración inicial, como indica la tabla 4.15. En todos los nuevos procesos de entrenamiento se obtuvo un rendimiento menor que en la configuración inicial. La diferencia entre los resultados de las RNAs simplificadas y la configuración inicial varía entre 1,3 % y 9 %, y representa la influencia de la variable excluida.

A modo de ejemplo, según este análisis, la molestia nocturna que ocasiona el ruido de tráfico (NA) es la variable más influyente del modelo, ya que al excluir esta variable el resultado difiere en un 9 % con respecto a la configuración inicial (que no excluye ninguna variable); seguido por el estrato socioeconómico (SE) cuya diferencia es de 7,9 %, y las horas de permanencia diurna en el hogar con una diferencia de 7,1 %. Por otra parte, los efectos del ruido en la salud como son la pérdida de concentración y la perturbación en el sueño, junto con la cantidad de residentes menores de edad en el hogar fueron las variables con menor relevancia en el modelo.

Para garantizar la capacidad de generalización del modelo basado en RNAs, y debido a la naturaleza de la variable dependiente (dicotómica categórica), se

aplicó el test de Cochran Q (Hoaglin, 2016) con el fin de evaluar la igualdad de medias de los valores de MSE en los subconjuntos de datos de entrenamiento y prueba. Los resultados de la tabla 4.16 indican que no existe suficiente evidencia estadística para rechazar la igualdad de medias, es decir, se puede asumir que el MSE es similar en los subconjuntos de entrenamiento y prueba (significancia $> 0,05$), lo que implica que los resultados del modelo son generalizables, debido a la similitud entre los residuos de los subconjuntos de datos de entrenamiento y prueba.

Tabla 4.15: Diferencia porcentual entre el poder predictivo del modelo inicial y el modelo que excluye una variable en la entrada.

Variable de entrada excluida	Etiqueta	Diferencia porcentual (%)
Molestia nocturna	NA	9
Estrato socioeconómico	SE	7,9
Horas permanencia diurna	HH	7,1
Nivel de ruido	Ldn	6,9
Parroquia	P	6,4
Nivel del piso	HF	6,4
Contaminación acústica	NP	6,2
Edad	A	6,2
Años de residencia	YH	6,2
Estrés	ST	5,8
Impacto del ruido en salud	NH	5,4
Género	G	4,9
Silencio para elección de vivienda	SH	4,7
Reformas en hogar	NCH	4,5
Calidad ambiental	EI	4,3
Tipo de vía	R	3,9
Ocupantes mayores de edad	O	3,2
Molestia diurna	DA	3,2
Dolor de cabeza	HA	3,2
Pérdida de audición	HL	3
Ocupantes menores de edad	MO	2,8
Pérdida de concentración	CL	2,8
Perturbación en el sueño	SD	1,3

Otro interesante resultado del estudio se presenta en la tabla 4.17 y se relaciona con el valor medio de la disposición a pagar para reducir la molestia que genera el ruido de tráfico a través de los dos modelos: probit ordenado y basado en RNAs. Estos resultados ofrecen una estimación de DAP que puede ser utilizada por gestores o autoridades ambientales para desarrollar planes de mitigación de ruido. Comparando los resultados obtenidos con los dos enfoques de la investigación, el

valor medio de DAP utilizando RNAs es 28,8 % más alto que el obtenido con el modelo probit ordenado. Sin embargo, ambos resultados se encuentran en el mismo rango de disposición al pago (10,4 \$ - 20,8 \$).

Tabla 4.16: Resultados del test de Cochran Q para los datos de entrenamiento y prueba para cada rango de disposición al pago.

Rango	Datos entrenamiento		Datos de prueba		Cochran Q	df	Sig. Asintótica
DAP	Media	Desv. Est.	Media	Desv. Est.			
1	0,11	0,309	0,1	0,302	2,0	1	0,368
2	0,02	0,134	0	0	2,0	1	0,157
3	0,036	0,187	0,028	0,167	0,2	1	0,655
4	0,063	0,244	0,042	0,204	0,5	1	0,480
5	0,112	0,316	0,157	0,366	0,59	1	0,808
6	0,051	0,221	0,057	0,233	0,667	1	0,414
7	0,039	0,195	0,042	0,204	0,2	1	0,655
8	0,094	0,292	0,057	0,233	0,818	1	0,366

Tabla 4.17: Comparación de la DAP media y su intervalo de confianza en los modelos utilizados.

Modelo	DAP media (\$)	Intervalo de confianza empírico (95 %)
Econométrico	12,19	(11,01 - 13,36)
RNAs	15,70	(14,60 - 16,81)

4.4. Discusión

Según los resultados del modelo econométrico, el coeficiente β para el nivel de exposición al ruido es negativo y estadísticamente significativo a un nivel de confianza del 95 %. Esto significa que el individuo expuesto a niveles de ruido más altos tendría menos DAP para reducir el ruido, lo que indica que las personas que viven en zonas ruidosas no creen en la eficiencia de los planes de acción. Por otra parte, las personas que viven en zonas tranquilas, que declararon una DAP positiva cuando la exposición al ruido es menor, prefieren prevenir cualquier efecto de ruido en la salud. Para los otros factores, los signos de los coeficiente obtenidos en el modelo econométrico concuerdan con la expectativa inicial, encontrándose por ejemplo relaciones positivas entre la DAP y la importancia que dan los encuestados a la calidad ambiental, la consciencia de los efectos del ruido en la salud, y las reformas realizadas en la vivienda con el propósito de reducir el ruido ambiental.

En esta investigación, si bien el MSE obtenido en los dos modelos (econométrico y basado en RNAs) es un buen indicador de que su configuración fue correcta (subconjunto de datos de estimación y entrenamiento), no resulta útil para evaluar el

rendimiento de los modelos como herramienta de predicción. Esto se debe principalmente al procedimiento de aproximación aplicado en las salidas de ambos modelos. Por lo tanto, el poder predictivo puede ser evaluado cuantificando los rangos de DAP correctamente pronosticados, es decir el error porcentual de cada rango, o el rendimiento global descrito a través de un promedio ponderado. Comparado con el modelo econométrico, la principal ventaja del enfoque basado en un comité de RNAs, es que éste último presenta resultados 85,72 % más precisos en términos del porcentaje del error promedio ponderado.

Los resultados obtenidos para el primer rango de DAP ($DAP = 0$) equivalen al 26,23 % del total de la muestra, correspondientes a participantes que no pueden permitirse un pago extra para reducir la molestia ocasionada por el ruido de tráfico, o que no tuvieron suficiente información para tomar una decisión. En este caso, la falta de sensibilización se manifiesta como un factor subjetivo que no está necesariamente relacionado a las otras variables de entrada a los modelos.

Por esta razón, el modelo econométrico basado en la significancia de las variables de entrada, falló en la predicción de la mayoría de los casos. Por otra parte, los modelos basados en RNAs responden mejor a problemas no lineales y predicen con mejor precisión los aspectos subjetivos.

Esto se evidencia en los resultados del comité de RNAs que predice un 56,8 % mejor que el modelo econométrico los casos en los que la DAP es igual a cero. Se observó además que para cada rango de DAP el modelo basado en RNAs presentó errores porcentuales menores que los resultados del modelo econométrico.

Se evidencia también, que el porcentaje de error de cada rango de DAP está relacionado directamente con el número de casos obtenidos en la encuesta. En términos generales, se observó que los rangos que presentaron más casos en la encuesta, tienen una mayor varianza en el vector de entrada, con excepción de los rangos 3 y 5.

Al evaluar la contribución de cada variable en la configuración del comité de RNAs se pudo observar que todas las variables consideradas fueron relevantes. El rendimiento del comité en las configuraciones simplificadas muestra que el modelo se basa en toda la información que proporcionan las 23 variables utilizadas.

Además, dejar una variable fuera del comité afecta a la capacidad predictiva del modelo en diferentes niveles, dependiendo de la variable excluida. Al comparar la relevancia de las variables utilizando la ganancia de información y la simplificación de la estructura del ensamble, se observa que el estrato socioeconómico, la molestia nocturna que genera el ruido de tráfico, la parroquia, y la altura o el nivel de la fachada tienen una importancia similar.

Sin embargo, el nivel de exposición al ruido, así como el conocimiento de los efectos que produce el ruido en la salud, que según la clasificación por la ganancia de información no son consideradas variables relevantes, sí contribuyen de forma

significativa al comité de redes neuronales.

Vale la pena destacar que los resultados de la prueba estadística de Cochran indican que el valor promedio del MSE es similar en los subconjuntos de entrenamiento y prueba, demostrando el potencial de generalización del modelo basado en RNAs, que no solo tiene capacidad de aprender y predecir las respuestas en la fase de entrenamiento, sino que también predice con precisión con los datos que fueron utilizados en la fase de prueba.

Se evidencia que el modelo basado en RNAs es capaz de predecir la DAP de los habitantes de la zona urbana del DMQ para reducir la molestia que genera el ruido de tráfico rodado, a partir de diferentes variables de entrada, que involucran escenarios heterogéneos y diversos ambientes de exposición al ruido, así como diferentes características demográficas y socioeconómicas. Esto indica que la metodología presentada en este estudio es apta para determinar el coste asociado al ruido de tráfico y puede ser aplicada de manera similar en otros escenarios geográficos, sociales o culturales, para así contrastar los resultados obtenidos.

El resultado de la mediana de la DAP para reducir la molestia generada por el ruido de tráfico, está en el rango entre 10,4 \$ y 20,8 \$ al año. Un estudio reciente de valoración contingente realizado en 5 países europeos desarrolló una encuesta web para estimar el valor económico de la contaminación atmosférica y de los riesgos del ruido en la salud, asociados al transporte vehicular (Istamto *et al.*, 2014b). El valor de la mediana de la DAP para evitar un incremento del 13 % de la molestia severa fue de 10 €/año en Holanda y Reino Unido, 20 €/año en Alemania, 30 €/año en España, y 50 €/año en Finlandia. Otro estudio realizado en Latinoamérica sugiere que la mediana de la DAP para reducir los niveles de ruido en Santiago de Chile es de 25,4 \$/año (Galilea y Ortúzar, 2005). Estos resultados indican que los modelos son sensibles a las variables utilizadas y a las condiciones socioeconómicas específicas de cada lugar.

Si bien no se ha encontrado en la literatura la aplicación de RNAs para predecir la DAP para reducción de ruido en valoraciones contingentes, Selim (2009) desarrolló una comparación entre una regresión hedónica y un modelo de redes neuronales para distintos atributos en las viviendas de Turquía, en la que el modelo de redes neuronales presentó un rendimiento de predicción 82,2 % más preciso en términos del MSE.

Capítulo 5

Conclusiones y líneas futuras de investigación

En este capítulo se describen las conclusiones alcanzadas y las aportaciones realizadas durante el desarrollo de la tesis. Se enumeran también las publicaciones y participaciones en conferencias en las que se presentaron los resultados de esta investigación, y se proponen futuras líneas de investigación que complementen y mejoren este trabajo de investigación.

5.1. Conclusiones

En esta investigación se obtuvieron los resultados de una valoración económica del ruido generado por el tráfico vehicular en una muestra representativa de la población urbana de Quito – Ecuador. Esta valoración es una herramienta para entender uno de los impactos ambientales asociados al transporte en la ciudad. Se presentó un nuevo enfoque, basado en un comité de RNAs que permite predecir la DAP para reducir la molestia que ocasiona el ruido de tráfico, como alternativa al uso de los modelos tradicionales, y sus resultados fueron comparados con un modelo econométrico del tipo probit ordenado.

Para esta valoración contingente se utilizaron variables de entrada asociadas a la percepción subjetiva de la experiencia frente al ruido de los encuestados, así como sus características demográficas y socioeconómicas, y el valor cuantitativo de la exposición al ruido de tráfico obtenido a través de un modelo predictivo, para relacionarlas con la valoración económica, definida como el rango que el encuestado está dispuesto a pagar para reducir la molestia ocasionada por el ruido de tráfico.

De las 600 encuestas realizadas, se identificaron 88 respuestas protesta, equivalentes al 14,6 % de la muestra, relacionadas a distintas razones por las que los participantes asignaron una DAP igual a cero, entre las que se destacan: a) los costes de la reducción del ruido deben ser incluidos en los precios del transporte, b) los costes deben ser asumidos por el Estado, y c) los efectos de la contaminación acústica del ruido de tráfico son despreciables. Las respuestas protesta observadas en el estudio fueron excluidas del análisis de los datos, debido al riesgo de añadir sesgos en la estimación. De la misma manera se excluyeron las 43 encuestas (7 % de la muestra) en las que no se obtuvo respuesta a alguna de las variables de entrada al modelo, dejando para el análisis las 469 encuestas válidas.

En el modelo econométrico se obtuvieron los coeficientes que determinan la influencia de las variables utilizadas. Los resultados obtenidos con los datos de estimación fueron comprobados con los datos de validación. En términos generales, los signos que se obtuvieron para los coeficientes de las variables cumplieron con la expectativa inicial. Sin embargo, un resultado que llamó la atención, está relacionado con el signo obtenido para la variable de exposición al ruido, que tiene una relación inversa con la disposición al pago de los participantes. Esto se puede interpretar de la siguiente manera: aquellos participantes expuestos a mayor nivel de ruido de

tráfico tienen menos confianza en la eficiencia de un plan de acción enfocado en reducir el ruido en la ciudad; por otro lado, aquellos expuestos a menor nivel de ruido presentan una disposición a pagar más alta para prevenir los efectos asociados al ruido.

Al examinar la influencia de las variables que explican la DAP a través del modelo basado en RNAs, se determinó que aquellas con mayor significancia fueron: la parroquia o sector de residencia (P, Ganancia de información = 0,2349), el estrato socioeconómico de los participantes (SE, Ganancia de información = 0,2263), el nivel o altura del piso (HF, Ganancia de información = 0,2083), y la cantidad de ocupantes adultos (O, Ganancia de información = 0,1965). Se definió una clasificación de las variables de entrada al comité de redes neuronales en función de la ganancia de información de cada variable.

La estructura del comité de redes utilizado fue definida con 6 redes neuronales primarias de 4 variables de entrada cada una, con excepción de la última red neuronal que utilizó las 3 variables restantes en su entrada. Todas las redes utilizaron una capa de 230 neuronas, y las salidas de las redes primarias alimentaron una red neuronal consolidada para obtener la predicción de la DAP.

El modelo propuesto, basado en redes neuronales artificiales presentó un incremento del 85,7 % en la precisión de la predicción de los rango de DAP (en términos del porcentaje de error promedio ponderado) comparado con el modelo econométrico probit ordenado.

Las RNAs se consideran una técnica de inteligencia artificial, que entregan resultados basados en un proceso de entrenamiento con muestras representativas del problema analizado. Por esta razón, las redes neuronales son sensibles a la cantidad y calidad del conjunto de datos de entrenamiento que son utilizados para el proceso de optimización de los pesos sinápticos.

La estructura de la red neuronal y la cantidad de datos necesarios para llevar a cabo un proceso de entrenamiento exitoso son aspectos que dependen del problema analizado y se configuran a través de un proceso empírico de prueba y error. En este estudio particular, todos los datos fueron obtenidos a partir de una fuente empírica (encuestas personales).

Adicionalmente, es importante señalar que la precisión de los resultados demuestra que la arquitectura del comité de RNAs fue configurada satisfactoriamente y que el problema a evaluar fue correctamente representado por la cantidad y la calidad de los datos que conformaron el subconjunto de entrenamiento. Además, el poder predictivo del modelo confirma que la capacidad de generalización fue validada por la precisión de los resultados del conjunto de datos de prueba.

En términos generales, la salida del modelo es muy sensible a las características socioeconómicas y culturales de la población evaluada. Por esta razón, si la metodología presentada en esta investigación es aplicada a otros escenarios, es necesario

realizar nuevas encuestas para disponer de datos relacionados al escenario a evaluar, así como también desarrollar más procesos de entrenamiento para ajustar el modelo a la nueva realidad.

La predicción de los rangos de DAP constituye un problema complejo y no lineal debido a la naturaleza subjetiva de las variables utilizadas. Los resultados obtenidos en este estudio sugieren que la implementación de un comité de RNAs se puede aproximar a una solución satisfactoria, avalando el uso de las redes neuronales como una herramienta útil en la valoración, diseño e implementación de políticas públicas de gestión de ruido medioambiental que permitan conocer el valor económico de la contaminación acústica. De esta forma se estará en disposición de establecer los objetivos financieros para desarrollar planes de acción que minimicen el impacto producido en el entorno y en la salud de la población, y maximicen el beneficio de las acciones a implantar.

5.2. Aportaciones

Las principales aportaciones derivadas del desarrollo de esta tesis son las siguientes:

1. La **aplicación de una especificación econométrica contingente** para estimar el coste económico del ruido de tráfico rodado en la zona urbana del Distrito Metropolitano de Quito. La valoración económica fue obtenida a partir de diferentes características demográficas, socioeconómicas y de percepción frente al ruido de los participantes en el estudio, así como también de la exposición a niveles de ruido de tráfico rodado en las fachadas de sus respectivas viviendas.
2. La **validación de la metodología propuesta** basada en RNAs para predecir la disposición a pagar de una muestra representativa de la población urbana de Quito para reducir la molestia ocasionada por el ruido de tráfico rodado. El conocimiento codificado en la matriz de pesos sinápticos de las RNAs permite generalizar los resultados para nuevos datos. **Este resultado puede ser utilizado por gestores de políticas públicas municipales para obtener recursos económicos de financiación de futuros planes de acción enfocados en reducir el impacto de la contaminación acústica** y optimizar los ambientes sonoros en la ciudad. La metodología puede ser aplicada en otros escenarios, como puede ser en el contexto de ciudades inteligentes, después de validar las diferentes propiedades sociales, culturales y económicas del lugar en el que sea implementado, creando sinergia entre acústica ambiental, econometría e inteligencia artificial.
3. La demostración que la metodología propuesta para predecir rangos de disposición al pago basada en un comité de RNAs **presenta una tasa de**

acuerdo más elevada que la metodología econométrica tradicional, basada en modelos lineales. La configuración del comité de redes neuronales estuvo basada en la ganancia de información de las variables de entrada, y a pesar de la estructura de 230 neuronas en cada red, no se evidenciaron sobreajustes en los procesos de entrenamiento y validación del modelo. El uso de herramientas de inteligencia artificial considera la no-linealidad del sistema, lo que permite que su aprendizaje y predicción sean más efectivos.

4. Se ha determinado el **valor económico que las personas asignan al ruido ambiental producido por el tráfico rodado** mediante la obtención de la DAP, utilizando una muestra representativa de población, y un muestreo espacio-temporal de niveles sonoros en la ciudad de Quito, lo que **representa la primera valoración económica sobre este contaminante en Ecuador**.
5. La aplicación de esta propuesta metodológica permite **optimizar la dimensión económica de tasas e impuestos en función de la demanda de transporte**, que utilizando el principio *el que contamina paga* **internaliza los costes en los usuarios mediante impuestos específicos sobre el carburante, la tasa anual de circulación, o la inspección técnica vehicular**.

5.3. Publicaciones y ponencias

Los artículos y ponencias relacionados con la publicación de los resultados de investigación de esta tesis doctoral son los que a continuación se enumeran:

5.3.1. Artículos científicos

Parte de los temas investigados han sido publicados en los siguientes artículos científicos en revistas indexadas en el *Journal Citation Reports* (JCR), y en el *SCIMAGO Journal Rank* (SJR):

- Bravo-Moncayo, L., Lucio Naranjo, J., Pavón, I., Mosquera, R. (2017). Neural based contingent valuation of road traffic noise. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, Volume 50, Pages 26-39, DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.trd.2016.10.020>
- Bravo-Moncayo, L., Pavón, I., Lucio Naranjo, J., Mosquera, R. (2017). Contingent valuation of road traffic noise: a case study in the urban area of Quito, Ecuador. *Case Studies on Transport Policy*, En Prensa (2017/04/20).

5.3.2. Ponencias

Los resultados de la investigación también fueron expuestos en las siguientes ponencias:

- Bravo, L. (2016). Predicción de disposición al pago para reducción de ruido urbano: El abordaje del comité de RNAs. En *HABITAT III. Encuentros Ciencia y Tecnología EPN 2016*. Quito, Ecuador
- Bravo-Moncayo, L., Lucio-Naranjo, J., Pavón, I. (2016). Alternative approach for valuing road traffic noise: Case study of Quito, Ecuador. En *Proceedings of the 22nd International Congress on Acoustics*. Buenos Aires, Argentina. Disponible en: <http://www.ica2016.org.ar/ica2016proceedings/ica2016/ICA2016-0105.pdf>
- Bravo-Moncayo, L., Lucio-Naranjo, J., Pavón, I. (2016). Uso de redes neuronales artificiales en la valoración económica de ruido de tráfico. En *Proceedings of Euroregion 2016*. Porto, Portugal. Disponible en: http://www.sea-acustica.es/fileadmin/publicaciones/211_01.pdf
- Pavón, I., Bravo, L., Lucio, J. (2016). Economic valuation of traffic noise based on artificial neural networks. En *Industriales Research Meeting 2016*. UPM. Madrid, España

5.4. Líneas futuras de investigación

La metodología propuesta para predecir un rango de pago relacionado con el ruido de tráfico rodado ha demostrado su precisión al compararla con un modelo econométrico tradicional de tipo probit ordenado, sin embargo existen ciertos aspectos, detallados a continuación, que pueden ser considerados a futuro y que este proyecto de investigación no ha podido abarcar principalmente por limitaciones temporales.

Con la finalidad de mejorar el modelo predictivo, se debería considerar el desarrollo de modelos que predigan si un ciudadano expresa una protesta frente al escenario hipotético descrito en el estudio de valoración. Como se expresó en la metodología, las respuestas protesta fueron excluidas de este estudio por los sesgos que pueden incluir en la predicción, sin embargo, la información que aportan no deja de ser parte de la investigación.

Durante del desarrollo del modelo de redes neuronales, se hicieron algunas pruebas utilizando algoritmos de árboles de decisión, análisis de componentes

principales, y en máquinas de vectores de soporte. El desarrollo de estas técnicas no produjo resultados que superen el poder predictivo del comité de redes neuronales, por lo que finalmente no fueron introducidos en el análisis. Sin embargo, contar con más datos podría hacer que los resultados de este tipo de funciones sea comparable con el modelo de redes neuronales.

Para comparar los costes del ruido de tráfico, se deberían desarrollar de manera conjunta estudios de valoración contingente en otros escenarios nacionales o regionales, que sin duda reflejarán la relevancia de sus condiciones socioeconómicas y culturales. En el ámbito nacional ecuatoriano, las ciudades urbanas más pobladas tienen particulares problemas ambientales, siendo el ruido de tráfico rodado y el comportamiento en la conducción un aspecto común y generalizado. En el ámbito regional andino, si bien las características culturales podían asemejarse, sus particularidades económicas difieren.

Esta propuesta puede ser integrada en tecnologías de la información y comunicaciones (TICs) para extraer información sobre la DAP en tiempo cuasi-real, ya sea mediante encuestas, como también a partir de procesos consultivos en redes sociales. De esta manera las RNAs podrían actualizar sus datos de entrada y autoajustar la valoración económica en los distintos períodos de tiempo.

La integración de las RNAs con las TICs puede ser aprovechada en el entorno de *smart cities* para tomar los datos de exposición a la contaminación acústica mediante redes de sensores remotos de ruido ambiental, o a través de mapeo colaborativo mediante el uso de aplicaciones móviles en *smart phones*, fomentando la participación ciudadana y la toma de decisiones colectivas, no tanto para evaluar los niveles de ruido ambiental, sino para tratar de extraer información sobre la percepción de la ciudadanía frente al ruido y su relación con los costes asociados.

Los datos que se pueden obtener a partir de las TICs pueden integrarse en sofisticados modelos de *deep learning* (Schmidhuber, 2015) para encontrar la DAP que se asocie con el impacto de la contaminación acústica.

El concepto de la DAP puede ser aplicado a otro tipo de agentes de contaminación y ser parte de la evaluación de impacto ambiental integral de la municipalidad, así como también de los planes de movilidad urbana sostenible, gestión de tráfico rodado, planificación urbana, políticas territoriales, entre otras. Además, se podría utilizar una metodología iterativa, en la que a partir de la DAP se dimensione la inversión, que al ser ejecutada, permita ajustar y optimizar la DAP estimada inicialmente.

Finalmente, esta investigación podría ser ampliada relacionando la DAP de la ciudadanía para reducir la contaminación acústica, con los costes sanitarios por tratamientos, bajas, hospitalización, medicamentos, entre otros, debido a los efectos y enfermedades producidas por el ruido.

Bibliografía

Bibliografía

- Alonso, J. (2014). *Discriminación del estado de la carretera mediante procesado acústico del vehículo*. Tesis doctoral, Universidad Politécnica de Madrid.
- Andersson, H. y Ögren, M. (2013). Charging the polluters: A pricing model for road and railway noise. *Journal of Transport Economics and Policy*, 47(3):313 – 333.
- Arrow, K., Solow, R., Portney, P., Leamer, E., Radner, R., y Schuman, H. (1993). Report of the NOAA panel on contingent valuation. Disponible en: <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.129.2114&rep=rep1&type=pdf> Último acceso: 11 de marzo de 2017.
- Arsenio, E., Bristow, A., y Wardman, M. (2006). Stated choice valuations of traffic related noise. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 11(1):15–31.
- Ausejo, M., Recuero, M., Asensio, C., Pavón, I., y López, J. M. (2010). Study of precision, deviations and uncertainty in the design of the strategic noise map of the macrocenter of the city of Buenos Aires, Argentina. *Environmental Modeling & Assessment*, 15(2):125–135.
- Babisch, W., Wölke, G., Heinrich, J., y Straff, W. (2014). Road traffic noise and hypertension: Accounting for the location of rooms. *Environmental Research*, 133:380 – 387.
- Barceló, M. A., Varga, D., Tobias, A., Diaz, J., Linares, C., y Saez, M. (2016). Long term effects of traffic noise on mortality in the city of Barcelona, 2004-2007. *Environmental Research*, 147:193 – 206.
- Barreiro, J., Sánchez, M., y Viladrich-Grau, M. (2005). How much are people willing to pay for silence? a contingent valuation study. *Applied Economics*, 37(11):1233–1246.
- Basner, M., Babisch, W., Davis, A., Brink, M., Clark, C., Janssen, S., y Stansfeld, S. (2014). Auditory and non-auditory effects of noise on health. *The Lancet*, 383(9925):1325 – 1332.

- Bastián-Monarca, N. A., Suárez, E., y Arenas, J. P. (2016). Assessment of methods for simplified traffic noise mapping of small cities: Casework of the city of Valdivia, Chile. *Science of The Total Environment*, 550:439 – 448.
- Belojević, G. y Paunović, K. (2016). Recent advances in research on non-auditory effects of community noise. *Srpski arhiv za celokupno lekarstvo*, 144(1-2):94 – 98.
- Bickel, P., Friedrich, R., Burgess, A., Fagiani, P., Hunt, A., Jong, G. D., Laird, J., Lieb, C., Lindberg, G., Mackie, P., Navrud, S., Odgaard, T., Ricci, A., Shires, J., y Tavasszy, L. (2006). Developing harmonised european approaches for transport costing and project assessment. Disponible en http://heatco.ier.uni-stuttgart.de/HEATCO_D5.pdf Último acceso: 1 de abril de 2017.
- Biondi Neto, L. (2012). Introducción a las redes neuronales artificiales. Apuntes de curso.
- Bishop, C. M. (1995). *Neural networks for pattern recognition*. Oxford University Press, New York, USA.
- Bjørner, T. (2004). Combining socio-acoustic and contingent valuation surveys to value noise reduction. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 9(5):341 – 356.
- Bjørner, T., Kronbak, J., Lundhede, T., Forlaget, A., y Bjørner, T. B. (2003). Valuation of noise reduction – comparing results from hedonic pricing and contingent valuation. SOM Publication No. 51 (Research Report), AKF Forlaget, Copenhagen Disponible en <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/summary?doi=10.1.1.200.8357>. Último acceso: 20 de abril de 2017.
- Blanco, J. C. y Flindell, I. (2011). Property prices in urban areas affected by road traffic noise. *Applied Acoustics*, 72(4):133 – 141.
- Boesch, H., Kahlmeier, S., Sommer, H., van Kempen, E., Staatsen, B., y Racioppi, F. (2008). Economic valuation of transport-related health effects. review of methods and development of practical approaches, with a special focus on children. Disponible en http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0008/53864/E92127.pdf Último acceso: 29 de marzo de 2017.
- Boyle, K. J., Welsh, M. P., y Bishop, R. C. (1993). The role of question order and respondent experience in contingent-valuation studies. *Journal of Environmental Economics and Management*, 25(1):S80 – S99.
- Brainard, J. S., Jones, A. P., Bateman, I. J., y Lovett, A. A. (2004). Exposure to environmental urban noise pollution in Birmingham, UK. *Urban Studies*, 41(13):2581–2600.

- Bravo-Moncayo, L., Lucio-Naranjo, J., Pavón, I., y Mosquera, R. (2017). Neural based contingent valuation of road traffic noise. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 50:26 – 39.
- Böhringer, C., Moslener, U., Oberndorfer, U., y Ziegler, A. (2012). Clean and productive? empirical evidence from the german manufacturing industry. *Research Policy*, 41(2):442 – 451.
- Cabrer, B., Sancho, P., y Serrano, D. (2001). *Microeconometría y Decisión*. Ediciones Pirámide, Madrid, España.
- Cammarata, G., Cavalieri, S., y Fichera, A. (1995). A neural network architecture for noise prediction. *Neural Networks*, 8(6):963 – 973.
- Campello-Vicente, H., Peral-Orts, R., Campillo-Davo, N., y Velasco-Sanchez, E. (2017). The effect of electric vehicles on urban noise maps. *Applied Acoustics*, 116:59 – 64.
- Carson, R. T. (2000). Contingent valuation: A User's Guide. *Environmental Science & Technology*, 34(8):1413–1418.
- Chung, S., Youn, S., Lee, C., Jo, M., Park, J., Jo, S., Lee, J., Sung, J., y Sim, C. (2016). Environmental noise and sleep disturbance: Night-to-night variability of sleep/wake pattern. *Sleep Medicine Research*, 7(2):78–81.
- Cosaert, S. y Demuynck, T. (2015). Revealed preference theory for finite choice sets. *Economic Theory*, 59(1):169–200.
- Couvreura, L. y Lanirayb, M. (2004). Automatic noise recognition in urban environments based on Artificial Neural Networks and Hidden Markov Models. En *Proceedings of The 33rd International Congress and Exposition on Noise Control Engineering INTERNOISE*.
- da Silva, L. A., Del Moral Hernandez, E., y Rangayyan, R. M. (2008). Classification of breast masses using a committee machine of artificial neural networks. *Journal of Electronic Imaging*, 17(1):013017–013017–10.
- De Luca, M. (2015). A comparison between prediction power of artificial neural networks and multivariate analysis in road safety management. *Transport*, 30:1–7.
- del Saz Salazar, S. (2004). Tráfico rodado y efectos externos: valoración económica del ruido. *Ekonomiaz: Revista vasca de economía*, 57:46 – 67.
- Delhaye, E., De Ceuster, G., y Maerivoet, S. (2010). Internalisering van externe kosten van transport in vlaanderen - eindrapport. MIRA, Milieurapport Vlaanderen. Disponible en http://www.milieurapport.be/Upload/Main/MiraData/MIRA-T/01_SECTOREN/01_06/TRAN_O&O_05.PDF Último acceso: 5 de abril de 2017.

- Dintrans, A. y Préndez, M. (2013). A method of assessing measures to reduce road traffic noise: A case study in Santiago, Chile. *Applied Acoustics*, 74(12):1486–1491.
- Dolan, P. y Metcalf, R. (2008). *Comparing willingness-to-pay and subjective well-being in the context of non-market goods*. CEP Discussion Paper, No. 890. Centre for Economic Performance, London School of Economics and Political Science, London, UK.
- Díez, N. (2004). *El dilema de la supervivencia. Los españoles ante el medio ambiente*. Obra Social Caja Madrid, Madrid, España.
- EEA (2014). Noise observation and information service for Europe. Disponible en: <http://noise.eionet.europa.eu/> Último acceso: 11 de marzo 2017.
- END (2002). Environmental noise directive. Disponible en <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/TXT/?uri=CELEX:32002L0049> Último acceso: 1 de abril de 2017.
- Ferrón-Vílchez, V., De la Torre Ruiz, J. M., y Ortiz-de-Mandojana, N. (2015). How much would environmental issues cost? the internalisation of environmental costs in the european transport industry. *Environmental Engineering and Management Journal*, 14(9):1–33.
- Fritschi, L., Brown, A. L., Kim, R., Schwela, D., y Kephelopoulos, S. (2011). *Burden of disease from environmental noise. Quantification of healthy life years lost in Europe*. WHO Regional Office for Europe, Copenhagen, Denmark.
- Galilea, P. y Ortúzar, J. d. D. (2005). Valuing noise level reductions in a residential location context. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 10(4):305 – 322.
- Garzón Pico, C. S. y Prado, M. L. (2013). Modelamiento y elaboración de mapas de ruido pilotos para el Distrito Metropolitano de Quito. En *Proceedings of The IX Congreso Iberoamericano de Acústica*.
- GCABA (2007). Decreto n° 740/gcaba/07. Disponible en http://www.buenosaires.gob.ar/areas/leg_tecnica/sin/norma_pop.php?id=99330&qu=c&rl=1&rfl=0&pelikan=1&sezion=904862&mots1 Último acceso: 1 de abril de 2017.
- Givargis, S. y Karimi, H. (2010). A basic neural traffic noise prediction model for tehran's roads. *Journal of Environmental Management*, 91(12):2529 – 2534.
- Grue, B., Langeland, J. L., y Larsen, O. I. (1997). *HOUSING PRICES: IMPACTS OF EXPOSURE TO ROAD TRAFFIC AND LOCATION*. Transportøkonomisk Institutt, Oslo, Norway.

- Guarderas, J. (2012). Evaluación de modelos de predicción de ruido de tráfico aplicados a la ciudad de Quito mediante el software Soundplan v6.3. *Revista SONAC*, 3:71 – 79.
- Hak Nang, L. (2011). *Perception of Noise Annoyance*. Tesis doctoral, The Hong Kong Polytechnic University.
- Hanemann, M. (1984). Discrete/continuous models of consumer demand. *Econometrica*, 52(3):541 – 562.
- Hanemann, W. M. y Kanninen, B. (1998). *Valuing Environmental Preferences: Theory and Practice of the Contingent Valuation Method in the US, EU and Developing Countries*, capítulo The Statistical Analysis of Discrete-Response CV Data. Oxford University Press, Oxford.
- Hawkins, R. (1999). Review of studies on external costs of noise. Environment Protection Economics Division, DETR (now DEFRA).
- Haykin, S. (2009). *Neural Networks and Learning Machines*. Prentice Hall, Upper Saddle River, NY, USA.
- Hick, W. E. (1952). On the rate of gain of information. *Quarterly Journal of Experimental Psychology*, 4(1):11–26.
- Hidano, N. (2002). *The economic valuation of the environment and public policy. A hedonic approach*. Edward Elgar Publishing, Glos, UK.
- Hoaglin, D. C. (2016). Misunderstandings about Q and Cochran's Q test in meta-analysis. *Statistics in Medicine*, 35(4):485–495.
- Hudson, M., Hagan, M., y Demuth, H. (2010). *Neural Network Toolbox. User's Guide. R2013a*. The MathWorks, Inc., Natick, MA.
- Hurtley, C. (2009). Night noise guidelines for Europe. Disponible en: http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0017/43316/E92845.pdf Último acceso: 11 de marzo de 2017.
- Ibarra, D., Ramírez-Mendoza, R., y López, E. (2017). Noise emission from alternative fuel vehicles: Study case. *Applied Acoustics*, 118:58 – 65.
- INEC (2010). Población y tasas de crecimiento intercensal de 2010-2001-1990 por sexo, según parroquias. Disponible en: www.inec.gob.ec/tabulados_CPV/3_TCA_PARR_NAC_POBL_1990_2001_2010.xls Última acceso: 11 de marzo de 2017.
- INEC (2011). Encuesta de estratificación del nivel socioeconómico. Disponible en <http://www.ecuadorencifras.gob.ec/encuesta-de-estratificacion-del-nivel-socioeconomico/> Último acceso: 1 de abril de 2017.

- ISO (2007). 1996 -2. Acoustics - Description, measurement and assessment of environmental noise - part 2: Determination of environmental noise levels. Disponible en <https://www.iso.org/standard/41860.html> Último acceso: 1 de abril de 2017.
- Istamto, T., Houthuijs, D., y Lebrete, E. (2014a). Multi-country willingness to pay study on road-traffic environmental health effects: are people willing and able to provide a number? *Environmental Health*, 13(1):35.
- Istamto, T., Houthuijs, D., y Lebrete, E. (2014b). Willingness to pay to avoid health risks from road-traffic-related air pollution and noise across five countries. *Science of The Total Environment*, 497-498:420 – 429.
- Johansson, J. (2001). Den svenska modellen för att värdera trafikbuller. In Proceedings from a workshop on economic valuation of environmental impacts of transportation.
- Jorgensen, B. S., Syme, G. J., Bishop, B. J., y Nancarrow, B. E. (1999). Protest responses in contingent valuation. *Environmental and Resource Economics*, 14(1):131–150.
- Kass, R. E., Eden, U. T., y Brown, E. N. (2014). *Analysis of Neural Data*, capítulo Analysis of Variance, pp. 361–389. Springer, New York, USA.
- Kephalopoulos, S. y Paviotti, M. (2012). *Noise Mapping in the EU: Models and Procedures*, capítulo Noise maps from different national assessment methods. CRC Press, Boca Raton, FL, USA.
- Kephalopoulos, S., Paviotti, M., Anfosso-Lédée, F., Maercke, D. V., Shilton, S., y Jones, N. (2014). Advances in the development of common noise assessment methods in europe: The cossos-eu framework for strategic environmental noise mapping. *Science of The Total Environment*, 482 - 483:400 – 410.
- Kim, K. S., Park, S. J., y Kweon, Y.-J. (2007). Highway traffic noise effects on land price in an urban area. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 12(4):275 – 280.
- Klatte, M., Bergstroem, K., y Lachmann, T. (2013). Does noise affect learning? a short review on noise effects on cognitive performance in children. *Frontiers in Psychology*, 4:578.
- Korzhenevych, A., Dehnen, N., Bröcker, J., Holtkamp, M., Meier, H., Gibson, G., Varma, A., y Cox, V. (2014). Update of the handbook of external costs of transport. Disponible en <https://ec.europa.eu/transport/sites/transport/files/themes/sustainable/studies/doc/2014-handbook-external-costs-transport.pdf> Último acceso: 30 de marzo de 2017.

- Kumar, P. y Sahu, S. (2015). Environmental noise assessment in indore city. *Industrial Engineering Letters*, 5(4):61 – 64.
- Lake, I. R., Lovett, A. A., Bateman, I. J., y Day, B. (2000). Using gis and large-scale digital data to implement hedonic pricing studies. *International Journal of Geographical Information Science*, 14(6):521–541.
- Lambert, J. (2000). Using monetary values of noise for transport policy decisions: Current practice and future developments in france. In *Proceedings of Internoise 2000*.
- Lambert, J., Poisson, F., y Champlovier, P. (2001). Valuing benefits of a road traffic noise abatement programme: a contingent valuation study. In *Proceedings of the 17th International Congress on Acoustics*.
- Lera-López, F., Faulin, J., y Sánchez, M. (2013). Willingness to pay to reduce environmental impacts from road transportation: a case study from the Spanish Pyrenees. *Journal of Applied Operational Research*, 5(4):135 – 152.
- Li, H., Chau, C., Tse, M., y Tang, S. (2009). Valuing road noise for residents in Hong Kong. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 14(4):264 – 271.
- Lucio-Naranjo, J. (2014). *Inteligência computacional aplicada na geração de respostas impulsivas bi-auriculares e em aurilização de salas*. Tesis doctoral, Universidade do Estado do Rio de Janeiro.
- Marques de Sá, J. (2001). *Pattern recognition: concepts, methods and applications*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, New York, USA.
- Matsui, T., Aono, S., y Kuwano, S. (2004). Economic valuation of road traffic noise by CVM. En *Proceedings of 18th International Congress on Acoustics*.
- Mendiola, L., González, P., y Ángel Cebollada (2015). The relationship between urban development and the environmental impact mobility: A local case study. *Land Use Policy*, 43:119 – 128.
- Mijalkovic, Z. y Mijalkovic, N. (1998). *Recent Progress in Inequalities*, capítulo Sharpening of Cauchy Inequality. Springer Science + Business Media.
- Murillo-Gómez, D. M., Gil-Carvajal, J., Zapata-Rodríguez, V., y Téllez-García, J. J. (2015). Assessment of the RLS 90 calculation method for predicting road traffic noise in colombian conditions. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia*, 75:175–188.
- Murphy, E. y King, E. A. (2014). *Environmental Noise Pollution: Noise Mapping, Public Health, and Policy*. Elsevier, Boston, USA.

- Myers, L. y Sirois, M. J. (2014). *Wiley StatsRef: Statistics Reference Online*, capítulo Spearman Correlation Coefficients, Differences between. John Wiley & Sons, Ltd.
- Navrud, S. (2000). Economic benefits of a program to reduce transportation and community noise – a contingent valuation survey. En *Proceedings of Internoise 2000*.
- Navrud, S. (2002). The state-of-the-art on economic valuation of noise. Disponible en: https://www.researchgate.net/profile/Stale_Navrud/publication/254318936_The_State_Of_The_Arton_Economic_Valuation_of_Noise/links/53fcc5a00cf2dca8ffff4ae3.pdf Último acceso: 11 de marzo de 2017.
- Nedic, V., Despotovic, D., Cvetanovic, S., Despotovic, M., y Babic, S. (2014). Comparison of classical statistical methods and artificial neural network in traffic noise prediction. *Environmental Impact Assessment Review*, 49:24 – 30.
- OMS (2011). Noise: Data and statistics. Disponible en <http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/noise/data-and-statistics> Último acceso: 11 de marzo de 2017.
- Osorio, J. y Correa, F. (2009). Un análisis de la aplicación empírica del método de valoración contingente. *Semestre Económico*, 12(25):11–31.
- Ottobre, R., Said, G., Carilli, L., y Deuschle, F. (2014). Mapa de ruido de la ciudad de Buenos Aires, Argentina, primera etapa: Planteo metodológico y presentación del mapa de ruido de la comuna 4. En *Proceedings of The IX Congreso Iberoamericano de Acústica, FIA 2014*.
- Pallas, M.-A., Bérengier, M., Chatagnon, R., Czuka, M., Conter, M., y Muirhead, M. (2016). Towards a model for electric vehicle noise emission in the european prediction method cnossos-eu. *Applied Acoustics*, 113:89 – 101.
- Pinto, F. A. N. C. y Moreno, M. D. (2009). Noise mapping of densely populated neighborhoods. example of Copacabana, Rio de Janeiro-Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, 155(1):309–318.
- Pommerehne, W. (1988). *Welfare and Efficiency in Public Economics*, capítulo Measuring Environmental Benefits: A Comparison of Hedonic Technique and Contingent Valuation. Springer, New York, USA.
- Prechelt, L. (1998). *Neural Networks: Tricks of the Trade*, capítulo Early Stopping - But When?, pp. 55–69. Springer, Berlin, Heidelberg.
- Quinet, E. (1993). The social costs of transport: evaluation and links with internalisation policies. En *Internalising the social costs of transport*, pp. 31–76. Organisation for Economic Co-Operation and Development, Paris, France.

- Quiñones-Bolaños, E. E., Bustillo-Lecompte, C. F., y Mehrvar, M. (2016). A traffic noise model for road intersections in the city of Cartagena de Indias, Colombia. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 47:149 – 161.
- Rey Gozalo, G. y Barrigón Morillas, J. (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).
- Rich, J. y Nielsen, O. (2004). Assessment of traffic noise impacts. *International Journal of Environmental Studies*, 61(1):19–29.
- Rodríguez Manzo, F. E., Garay Vargas, E., y Lancón Rivera, L. A. (2013). El primer mapa de ruido para la zona metropolitana del Valle de México: El caso del ruido por tráfico vehicular. En *Proceedings of the 44 Congreso Español de Acústica*.
- Rumelhart, D., McClelland, J., y GROUP, T. P. R. (1986). *Parallel Distributed Processing: Explorations in the Microstructure of Cognition*. MIT Press, Boston, MA, USA.
- Sandrock, S., Griefahn, B., Kaczmarek, T., Hafke, H., Preis, A., y Gjestland, T. (2008). Experimental studies on annoyance caused by noises from trams and buses. *Journal of Sound and Vibration*, 313(3 - 5):908 – 919.
- Schmidhuber, J. (2015). Deep learning in neural networks: An overview. *Neural Networks*, 61:85 – 117.
- Selim, H. (2009). Determinants of house prices in Turkey: Hedonic regression versus artificial neural network. *Expert Systems with Applications*, 36(2, Part 2):2843 – 2852.
- Soguel, N. (1994a). Evaluation monetaire des atteintes a l'environnement: Une etude hedoniste et contingente sur l'impact des transports. Imprimerie de L'evolve SA Neuchatel.
- Soguel, N. (1994b). Measuring benefits from traffic noise reduction using a contingent market. Centre for Social and Economic Research on Global Environment (CSERGE), Working Paper GEC 94-03.
- Soliño, M., Prada, A., y Vázquez, M. X. (2010). Designing a forest-energy policy to reduce forest fires in Galicia (Spain): A contingent valuation application. *Journal of Forest Economics*, 16(3):217 – 233.
- Sommerhoff, J. (2002). *Nuevas técnicas para la elaboración de mapas de ruido, el análisis de la respuesta ciudadana, así como la valoración económica del ruido*. Tesis doctoral, Universidad Politécnica de Madrid.

- Stansfeld, S. y Clark, C. (2015). Health effects of noise exposure in children. *Current Environmental Health Reports*, 2(2):171–178.
- Strogatz, S. (2015). *Nonlinear dynamics and chaos. With applications to Physics, Biology, Chemistry and Engineering*. Westview Press, Boulder, CO, USA.
- Suárez, E. y Barros, J. (2014). Traffic noise mapping of the city of Santiago de Chile. *Science of The Total Environment*, 466–467(1):539–546.
- Sælensminde, K. y Hammer, F. (1994). Verdsetting av miljøgoder ved bruk av samvalgsanalyse. Hovedundersøkelse. TØI report 251/1994. Institute for Transport Economics (TØI), Oslo. 59 pp.
- Thune-Larsen, H. (1995). Flystøyavgifter basert på betalingsvillighet. TØIreport 289/1995. Institute for Transport Economics (TØI),.
- Tomic, J., Bogojevic, N., Pljakic, M., y Sumarac-Pavlovic, D. (2016). Assessment of traffic noise levels in urban areas using different soft computing techniques. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 140(4):340 – 345.
- Torija, A. y Ruiz, D. (2016). Automated classification of urban locations for environmental noise impact assessment on the basis of road-traffic content. *Expert Systems with Applications*, 53:1 – 13.
- Torija, A., Ruiz, D., y Ramos-Ridao, A. (2012). Use of back-propagation neural networks to predict both level and temporal-spectral composition of sound pressure in urban sound environments. *Building and Environment*, 52:45 – 56.
- Trombetta Zannin, P. H., Engel, M. S., Kirrian Fiedler, P. E., y Bunn, F. (2013). Characterization of environmental noise based on noise measurements, noise mapping and interviews: A case study at a university campus in Brazil. *Cities*, 31:317 – 327.
- Tsokos, C. P. y Welch, R. L. W. (1978). Bayes discrimination with mean square error loss. *Pattern Recognition*, 10(2):113 – 123.
- Vainio, M. (1995). *Traffic noise and air pollution. Valuation of externalities with Hedonic Price and Contingent Valuation methods*. Tesis doctoral, Helsinki School of Economics and Business Administration.
- Vainio, M. (2001). Comparison of hedonic prices and contingent valuation methods in urban traffic noise context. En *Proceedings of the 2001 International Congress and Exhibition on Noise Control Engineering*.
- Vallejo, M. C., Burbano, R., Falconí, F., y Larrea, C. (2015). Leaving oil underground in ecuador: The Yasuní-ITT initiative from a multi-criteria perspective. *Ecological Economics*, 109:175 – 185.

- Veira, J., Castellanos, P., López, J., Míguez, S., Muñoz, C., Pena, J., y Sánchez, J. (2010). *Impacto social de la contaminación acústica de las infraestructuras lineales en España*. Netbiblo, La Coruña, España.
- Venkatachalam, L. (2004). The contingent valuation method: a review. *Environmental Impact Assessment Review*, 24(1):89 – 124.
- Vásquez, F., Cerda, A., y Orrego, S. (2007). *Valoración Económica del ambiente. Fundamentos económicos, econométricos y aplicaciones*. Thomson Learning, Buenos Aires, Argentina.
- Wardman, M. y Bristow, A. (2004). Traffic related noise and air quality valuations: evidence from stated preference residential choice models. *Transportation Research Part D: Transport and Environment*, 9(1):1 – 27.
- WG-AEN (2006). Good practice guide for strategic noise mapping and the production of associated data on noise exposure. Disponible en: <http://sicaweb.cedex.es/docs/documentacion/Good-Practice-Guide-for-Strategic-Noise-Mapping.pdf> Última acceso: 11 de marzo de 2017.
- Whittington, D., Smith, V., Okorafor, A., Okore, A., Long-Liu, J., y McPhail, A. (1992). Giving respondents time to think in contingent valuation studies: A developing country application. *Journal of Environmental Economics and Management*, 22(3):205 – 225.
- Wilhelmsson, M. (2000). The impact of traffic noise on the values of single-family houses. *Journal of Environmental Planning and Management*, 43(6):799–815.
- Yu, L. y Kang, J. (2009). Modeling subjective evaluation of soundscape quality in urban open spaces: An artificial neural network approach. *The Journal of the Acoustical Society of America*, 126(3):1163 – 1174.
- Zawieska, J. (2015). Analysis of external costs of transport within the scope of emissions of air pollution and noise. *Roads And Bridges - Drogi I Mosty*, 14(3):219–236.
- Zoloa, J. (2015). *Tópicos en el mercado inmobiliario*. Tesis doctoral, Universidad Nacional de La Plata.
- Žilionienė, D., Luca, M. D., Dell’Acqua, G., Lamberti, R., Biancardo, S., y Russo, F. (2014). Evaluating freeway traffic noise using artificial neural network. En *In Proceedings of The 9th International Conference “ENVIRONMENTAL ENGINEERING”*.

Apéndice A

Mapas de ruido de tráfico rodado

Mapa de ruido de tráfico rodado

Sector Muestreo:
Belisario Quevedo 1

Sistema de proyección: UTM
Datum: WGS84 Zona: 17S

Elaborado por: Luis Bravo
Fecha: diciembre 2015

INGENIERÍA EN
SONIDO Y ACÚSTICA

GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN
INSTRUMENTACIÓN Y
ACÚSTICA APLICADA

LDN (dBA)

- > 35.0 dB
- > 40.0 dB
- > 45.0 dB
- > 50.0 dB
- > 55.0 dB
- > 60.0 dB
- > 65.0 dB
- > 70.0 dB
- > 75.0 dB
- > 80.0 dB
- > 85.0 dB

Mapa de ruido de tráfico rodado

LDN (dBA)

Sector Muestreo:
Concepción 1

Sistema de proyección: UTM
Datum: WGS84 Zona: 17S

Elaborado por: Luis Bravo
Fecha: diciembre 2015

INGENIERÍA EN
SONIDO Y ACÚSTICA

GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN
INSTRUMENTACIÓN Y
ACÚSTICA APLICADA

- > -99.0 dB
- > 35.0 dB
- > 40.0 dB
- > 45.0 dB
- > 50.0 dB
- > 55.0 dB
- > 60.0 dB
- > 65.0 dB
- > 70.0 dB
- > 75.0 dB
- > 80.0 dB
- > 85.0 dB

Mapa de ruido de tráfico rodado

LDN (dBA)

Sector Muestreo:
Concepción 2

Sistema de proyección: UTM
Datum: WGS84 Zona: 17S

Elaborado por: Luis Bravo
Fecha: diciembre 2015

INGENIERÍA EN
SONIDO Y ACÚSTICA

GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN
INSTRUMENTACIÓN Y
ACÚSTICA APLICADA

- > 35.0 dB
- > 40.0 dB
- > 45.0 dB
- > 50.0 dB
- > 55.0 dB
- > 60.0 dB
- > 65.0 dB
- > 70.0 dB
- > 75.0 dB
- > 80.0 dB
- > 85.0 dB

Mapa de ruido de
tráfico rodado

Sector Muestreo:
Iñaquito 1

Sistema de proyección: UTM
Datum: WGS84 Zona: 17S

Elaborado por: Luis Bravo
Fecha: diciembre 2015

INGENIERÍA EN
SONIDO Y ACÚSTICA

GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN
INSTRUMENTACIÓN Y
ACÚSTICA APLICADA

LDN (dBA)

- > 35.0 dB
- > 40.0 dB
- > 45.0 dB
- > 50.0 dB
- > 55.0 dB
- > 60.0 dB
- > 65.0 dB
- > 70.0 dB
- > 75.0 dB
- > 80.0 dB
- > 85.0 dB

Mapa de ruido de
tráfico rodado

Sector Muestreo:
Itchimbía 1

Sistema de proyección: UTM
Datum: WGS84 Zona: 17S

Elaborado por: Luis Bravo
Fecha: diciembre 2015

INGENIERÍA EN
SONIDO Y ACÚSTICA

GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN
INSTRUMENTACIÓN Y
ACÚSTICA APLICADA

LDN (dBA)

- > 35.0 dB
- > 40.0 dB
- > 45.0 dB
- > 50.0 dB
- > 55.0 dB
- > 60.0 dB
- > 65.0 dB
- > 70.0 dB
- > 75.0 dB
- > 80.0 dB
- > 85.0 dB

Mapa de ruido de
tráfico rodado

LDN (dBA)

Sector Muestreo:
Itchimbía 2

Sistema de proyección: UTM
Datum: WGS84 Zona: 17S

Elaborado por: Luis Bravo
Fecha: diciembre 2015

INGENIERÍA EN
SONIDO Y ACÚSTICA

GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN
INSTRUMENTACIÓN Y
ACÚSTICA APLICADA

- > 35.0 dB
- > 40.0 dB
- > 45.0 dB
- > 50.0 dB
- > 55.0 dB
- > 60.0 dB
- > 65.0 dB
- > 70.0 dB
- > 75.0 dB
- > 80.0 dB
- > 85.0 dB

Mapa de ruido de tráfico rodado

Sector Muestreo:
Kennedy 1

Sistema de proyección: UTM
Datum: WGS84 Zona: 17S

Elaborado por: Luis Bravo
Fecha: diciembre 2015

INGENIERÍA EN
SONIDO Y ACÚSTICA

GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN
INSTRUMENTACIÓN Y
ACÚSTICA APLICADA

LDN (dBA)

- > 35.0 dB
- > 40.0 dB
- > 45.0 dB
- > 50.0 dB
- > 55.0 dB
- > 60.0 dB
- > 65.0 dB
- > 70.0 dB
- > 75.0 dB
- > 80.0 dB
- > 85.0 dB

Mapa de ruido de tráfico rodado

LDN (dBA)

Sector Muestreo:
Kennedy 2

Sistema de proyección: UTM
Datum: WGS84 Zona: 17S

Elaborado por: Luis Bravo
Fecha: diciembre 2015

INGENIERÍA EN
SONIDO Y ACÚSTICA

GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN
INSTRUMENTACIÓN Y
ACÚSTICA APLICADA

- > -99.0 dB
- > 35.0 dB
- > 40.0 dB
- > 45.0 dB
- > 50.0 dB
- > 55.0 dB
- > 60.0 dB
- > 65.0 dB
- > 70.0 dB
- > 75.0 dB
- > 80.0 dB
- > 85.0 dB

Mapa de ruido de tráfico rodado

Sector Muestreo:
La Argelia 1

Sistema de proyección: UTM
Datum: WGS84 Zona: 17S

Elaborado por: Luis Bravo
Fecha: diciembre 2015

INGENIERÍA EN
SONIDO Y ACÚSTICA

udla

GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN
INSTRUMENTACIÓN Y
ACÚSTICA APLICADA

LDN (dBA)

- > 35.0 dB
- > 40.0 dB
- > 45.0 dB
- > 50.0 dB
- > 55.0 dB
- > 60.0 dB
- > 65.0 dB
- > 70.0 dB
- > 75.0 dB
- > 80.0 dB
- > 85.0 dB

Mapa de ruido de tráfico rodado
Sector Muestreo: La Magdalena 1		LDN (dBA)	
Sistema de proyección: UTM Datum: WGS84 Zona: 17S		<div> <div>> 35.0 dB</div> <div>> 40.0 dB</div> <div>> 45.0 dB</div> <div>> 50.0 dB</div> <div>> 55.0 dB</div> <div>> 60.0 dB</div> <div>> 65.0 dB</div> <div>> 70.0 dB</div> <div>> 75.0 dB</div> <div>> 80.0 dB</div> <div>> 85.0 dB</div> </div>	
Elaborado por: Luis Bravo Fecha: diciembre 2015			
INGENIERÍA EN SONIDO Y ACÚSTICA		GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN INSTRUMENTACIÓN Y ACÚSTICA APLICADA

Mapa de ruido de tráfico rodado

LDN (dBA)

Sector Muestreo:
La Magdalena 2

Sistema de proyección: UTM
Datum: WGS84 Zona: 17S

Elaborado por: Luis Bravo
Fecha: diciembre 2015

INGENIERÍA EN
SONIDO Y ACÚSTICA

GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN
INSTRUMENTACIÓN Y
ACÚSTICA APLICADA

- > 35.0 dB
- > 40.0 dB
- > 45.0 dB
- > 50.0 dB
- > 55.0 dB
- > 60.0 dB
- > 65.0 dB
- > 70.0 dB
- > 75.0 dB
- > 80.0 dB
- > 85.0 dB

Mapa de ruido de tráfico rodado
		LDN (dBA)
Sector Muestreo: La Mariscal 1		<div><div></div>> -99.0 dB</div> <div><div></div>> 35.0 dB</div> <div><div></div>> 40.0 dB</div> <div><div></div>> 45.0 dB</div> <div><div></div>> 50.0 dB</div> <div><div></div>> 55.0 dB</div> <div><div></div>> 60.0 dB</div> <div><div></div>> 65.0 dB</div> <div><div></div>> 70.0 dB</div> <div><div></div>> 75.0 dB</div> <div><div></div>> 80.0 dB</div> <div><div></div>> 85.0 dB</div>
Sistema de proyección: UTM Datum: WGS84 Zona: 17S	Elaborado por: Luis Bravo Fecha: diciembre 2015	
INGENIERÍA EN SONIDO Y ACÚSTICA		GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN INSTRUMENTACIÓN Y ACÚSTICA APLICADA

Mapa de ruido de tráfico rodado

Sector Muestreo:
Puengasí 1

Sistema de proyección: UTM
Datum: WGS84 Zona: 17S

Elaborado por: Luis Bravo
Fecha: diciembre 2015

INGENIERÍA EN
SONIDO Y ACÚSTICA

GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN
INSTRUMENTACIÓN Y
ACÚSTICA APLICADA

LDN (dBA)

- > 35.0 dB
- > 40.0 dB
- > 45.0 dB
- > 50.0 dB
- > 55.0 dB
- > 60.0 dB
- > 65.0 dB
- > 70.0 dB
- > 75.0 dB
- > 80.0 dB
- > 85.0 dB

Mapa de ruido de tráfico rodado

LDN (dBA)

Sector Muestreo:
Puengasí 2

Sistema de proyección: UTM
Datum: WGS84 Zona: 17S

Elaborado por: Luis Bravo
Fecha: diciembre 2015

INGENIERÍA EN
SONIDO Y ACÚSTICA

GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN
INSTRUMENTACIÓN Y
ACÚSTICA APLICADA

- > 35.0 dB
- > 40.0 dB
- > 45.0 dB
- > 50.0 dB
- > 55.0 dB
- > 60.0 dB
- > 65.0 dB
- > 70.0 dB
- > 75.0 dB
- > 80.0 dB
- > 85.0 dB

Mapa de ruido de
tráfico rodado

Sector Muestreo:
Quitumbe 1

Sistema de proyección: UTM
Datum: WGS84 Zona: 17S

Elaborado por: Luis Bravo
Fecha: diciembre 2015

INGENIERÍA EN
SONIDO Y ACÚSTICA

GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN
INSTRUMENTACIÓN Y
ACÚSTICA APLICADA

LDN (dBA)

- > 35.0 dB
- > 40.0 dB
- > 45.0 dB
- > 50.0 dB
- > 55.0 dB
- > 60.0 dB
- > 65.0 dB
- > 70.0 dB
- > 75.0 dB
- > 80.0 dB
- > 85.0 dB

Mapa de ruido de tráfico rodado

Sector Muestreo:
Rumipamba 1

Sistema de proyección: UTM
Datum: WGS84 Zona: 17S

Elaborado por: Luis Bravo
Fecha: diciembre 2015

INGENIERÍA EN
SONIDO Y ACÚSTICA

GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN
INSTRUMENTACIÓN Y
ACÚSTICA APLICADA

LDN (dBA)

- > 35.0 dB
- > 40.0 dB
- > 45.0 dB
- > 50.0 dB
- > 55.0 dB
- > 60.0 dB
- > 65.0 dB
- > 70.0 dB
- > 75.0 dB
- > 80.0 dB
- > 85.0 dB

Mapa de ruido de
tráfico rodado

Sector Muestreo:
Rumipamba 2

Sistema de proyección: UTM
Datum: WGS84 Zona: 17S

Elaborado por: Luis Bravo
Fecha: diciembre 2015

INGENIERÍA EN
SONIDO Y ACÚSTICA

GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN
INSTRUMENTACIÓN Y
ACÚSTICA APLICADA

LDN (dBA)

- > 35.0 dB
- > 40.0 dB
- > 45.0 dB
- > 50.0 dB
- > 55.0 dB
- > 60.0 dB
- > 65.0 dB
- > 70.0 dB
- > 75.0 dB
- > 80.0 dB
- > 85.0 dB

<p>Mapa de ruido de tráfico rodado</p>
<p>Sector Muestreo: San Bartolo</p>		<p>LDN (dBA)</p>	
<p>Sistema de proyección: UTM Datum: WGS84 Zona: 17S</p>		<p> ■ > 35.0 dB ■ > 40.0 dB ■ > 45.0 dB ■ > 50.0 dB ■ > 55.0 dB ■ > 60.0 dB ■ > 65.0 dB ■ > 70.0 dB ■ > 75.0 dB ■ > 80.0 dB ■ > 85.0 dB </p>	
<p>INGENIERÍA EN SONIDO Y ACÚSTICA</p>		<p>Elaborado por: Luis Bravo Fecha: diciembre 2015</p>
<p>GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN INSTRUMENTACIÓN Y ACÚSTICA APLICADA</p>

Mapa de ruido de
tráfico rodado

Sector Muestreo:
Solanda 1

Sistema de proyección: UTM
Datum: WGS84 Zona: 17S

Elaborado por: Luis Bravo
Fecha: diciembre 2015

INGENIERÍA EN
SONIDO Y ACÚSTICA

GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN
INSTRUMENTACIÓN Y
ACÚSTICA APLICADA

LDN (dBA)

- > 35.0 dB
- > 40.0 dB
- > 45.0 dB
- > 50.0 dB
- > 55.0 dB
- > 60.0 dB
- > 65.0 dB
- > 70.0 dB
- > 75.0 dB
- > 80.0 dB
- > 85.0 dB

<p>Mapa de ruido de tráfico rodado</p>
<p>Sector Muestreo: Solanda 2</p>		<p>LDN (dBA)</p>
<p>Sistema de proyección: UTM Datum: WGS84 Zona: 17S</p>	<p>Elaborado por: Luis Bravo Fecha: diciembre 2015</p>	<ul style="list-style-type: none"> > 35.0 dB > 40.0 dB > 45.0 dB > 50.0 dB > 55.0 dB > 60.0 dB > 65.0 dB > 70.0 dB > 75.0 dB > 80.0 dB > 85.0 dB
<p>INGENIERÍA EN SONIDO Y ACÚSTICA</p>	<p>GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN INSTRUMENTACIÓN Y ACÚSTICA APLICADA</p>	

Apéndice B

Encuesta de valoración económica contingente

1. INTRODUCCIÓN

Institución, propósito y confidencialidad

La Universidad de las Américas está desarrollando un proyecto de investigación sobre contaminación ambiental. La información obtenida en este cuestionario es estrictamente confidencial, y será utilizada exclusivamente para fines académicos.

2. ASPECTOS DE EXPERIENCIA FRENTE AL RUIDO

1. Qué importancia tiene para ud. la calidad ambiental de la ciudad en la que vive?

☐ Mucha ☐ Regular ☐ Poca ☐ Ninguna

2. Priorice, según su opinión, estos 8 problemas ambientales de la ciudad. (Ponga 1 en la opción más importante, 2, 3, 4, hasta 8 en la menos importante)

☐	Contaminación acústica
☐	Contaminación atmosférica
☐	Contaminación de ríos/acuíferos

☐	Gestión de residuos / Basura
☐	Desperdicio de agua y energía
☐	Extinción de especies

☐	Deforestación
☐	Incendios forestales

3. Priorice las 5 razones más importantes por las que escogió vivir en esta vivienda: (escoga las 5 más importantes y asigne 1 a la más importante, 2, 3, 4 y 5 a la menos importante de su selección)

☐	Ubicación
☐	Proximidad al trabajo
☐	Precio del inmueble/ alquiler
☐	Funcionalidad (tamaño, # hab.)
☐	Acceso a transporte público

☐	Tranquilidad
☐	Silencio
☐	Ausencia de industrias
☐	Cercanía Escuela / Colegio
☐	Calidad del vecindario

☐	Vista
☐	Seguridad
☐	Calidad del bien
☐	Otra

Cuál?

4. Sabía ud. Que el ruido tiene un impacto negativo en la salud de las personas?

☐ No ☐ Si

5. Cuántos años vive aquí? años

6. Cuántas horas está habitualmente en casa en el transcurso del día de 6 am. a 7 pm.? horas

El ruido se puede definir como cualquier sonido no deseado o aquel calificado como desagradable o molesto por quien lo percibe. De este modo, el ruido ambiental se compone de los diferentes ruidos que podemos encontrar en nuestras ciudades: vehículos, industrias, bocinas, gritos, música, etc;

7. Cómo considera el nivel de ruido ambiental al interior de su casa durante el período diurno comprendido entre las 6 am. Y las 7 pm.?

☐	Silencioso	☐	Ni silencioso / ni ruidoso	☐	Ruidoso	☐	Muy ruidoso
--------------------------	------------	--------------------------	----------------------------	--------------------------	---------	--------------------------	-------------

8. Cómo describiría el nivel de ruido ambiental al interior de su casa durante el período nocturno comprendido entre las 7 pm. Y las 6 am.?

☐	Silencioso	☐	Ni silencioso / ni ruidoso	☐	Ruidoso	☐	Muy ruidoso
--------------------------	------------	--------------------------	----------------------------	--------------------------	---------	--------------------------	-------------

(Como ud. Sabe) El ruido ambiental está asociado, entre otras, al desarrollo industrial, a los medios de transporte, y actividades de ocio y recreación, y tiene efectos adversos sobre el bienestar y salud de las personas. Uno de los efectos más recurrentes y de fácil diagnóstico es la molestia.

9. Tomando en consideración los últimos 12 meses, indique cuánto le ha molestado el ruido producido por el tráfico vehicular cuando se encuentra al interior de su casa, en el período diurno (6 am. - 7 pm.)?:

☐ Nada ☐ Ligeramente ☐ Medianamente ☐ Mucho ☐ Extremadamente

10. En una escala de cero a diez cómo valoraría la molestia producida por el ruido de tráfico vehicular cuando se encuentra al interior de su casa en el período diurno (6 am. - 7 pm.), durante el último año.

Nada Extremo

0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

11. Tomando en consideración los últimos 12 meses, indique cuánto le ha molestado el ruido producido por el tráfico vehicular cuando se encuentra al interior de su casa, en el período nocturno comprendido (7 pm. - 6 am.)

Nada	Ligeramente	Medianamente	Mucho	Extremadamente
------	-------------	--------------	-------	----------------

12. En una escala de cero a diez cómo valoraría la molestia producida por el ruido de tráfico vehicular cuando se encuentra al interior de su casa en el período nocturno (7 pm. - 6 am.), durante el último año.

Nada Extremo

0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 10

13. Cuál son las 3 más importantes fuentes de ruido ambiental en su casa? (1, 2 3, por orden de importancia. Recuerde escoger sólo los 3 más importantes y priorizarlos)

Tráfico vehicular	Tráfico aéreo	Personas que circulan en el día
Obras públicas	Vecinos	Personas que circulan en la noche
Industria cercana	Centros de diversión	Ninguna

14. Ha tomado medidas para reducir el ruido en su hogar? ☐ No ☐ Si

15. Si respondió "Si" en la pregunta anterior: Qué tipo de medidas ha tomado?

Tipo	Costo aproximado	Año
Ventanas dobles		
Paredes dobles		
Cambio de puerta		
Instalación de piso flotante		
Instalación de techo flotante		
Otro:		

16. En general, ha sentido alguna vez síntomas asociados al ruido ambiental?

Estrés	Trastornos Digestivos	Otro:
Desconcentración	Trastornos Arteriales	
Dolor de cabeza	Reducción del campo de visión	
Perturbación en el sueño	Pérdida de audición	

3. VALORACIÓN ECONÓMICA

Para asignar un valor económico al ruido ambiental es necesario crear un mercado hipotético en el que los participantes expresen su máxima disposición a pagar para contribuir, a través de una tasa, para que la autoridad local disponga de recursos para desarrollar acciones encaminadas a controlar el ruido ambiental generado por el tránsito vehicular y así reducir su molestia asociada.

Cabe recordar que actualmente los ciudadanos pagamos contribuciones especiales, y tasas por servicios como: mejoras de infraestructura, seguridad, recolección de basura, bomberos, revisión vehicular, etc. Piense además en otros costos asociados al mejoramiento del bienestar como por ejemplo: alcuotas de condominio, filtros de agua, etc. Estos ejemplos pueden ayudar a tomar consciencia de la contribución que realizamos para mejorar nuestra calidad de vida.

SUPONGA que el Municipio pone en marcha un programa de reducción de ruido para ejecutarse durante los próximos 10 años, con la finalidad de reducir los niveles de ruido de tráfico y eliminar así la molestia que provoca en la ciudadanía este problema. Las medidas que se tomarán están enfocadas en: programas de educación y concienciación sobre el ruido y uso responsable de vehículos, monitoreo de los niveles de ruido de tráfico, mejoras del aislamiento acústico en lugares de mayor sensibilidad, control y sanción a infractores, instalación de barreras acústicas, obras de mejoramiento en la movilidad e infraestructura vial, etc. Para financiar esto se requiere el pago de la ciudadanía, que sería realizado como un cargo en el pago mensual de alguno de los servicios básicos (agua o luz). Bajo este **SUPUESTO**

17. ¿Estaría usted dispuesto a pagar una tasa anual para eliminar la molestia que le produce el ruido de tráfico vehicular?

☐ No

☐ Si

18. Si NO está dispuesto a pagar ningún tipo de valor qué razones tendría.

☐	No cree en los programas de remediación ambiental
☐	No tiene suficiente información o no está clara
☐	Cree que hay problemas más grave de que preocuparse
☐	Alguna razón diferente: _____

☐	El Estado debe asumir los costos ambientales
☐	No puede pagar el impuesto
☐	No le gustó la forma en que se mostró la información

19. ¿Cuánto es lo máximo valor anual que usted estaría dispuesto a pagar? _____

Como referencia se tiene que el pago del impuesto predial del municipio. Dentro de un impuesto de \$ 100,00 se paga \$29,00 por seguridad, \$25,00 por impuesto del predio, \$2,00 por obligaciones tributarias, \$8,00 para Bomberos y \$36,00 por las obras del distrito.

Considerando como referencia el valor de 26 USD correspondiente a la revisión técnica vehicular de un auto

20. liviano: estaría ud. Dispuesto a pagar los siguientes valores anuales para eliminar la molestia que le produce el ruido de tráfico

☐	SI
☐	SI
☐	SI
☐	SI
☐	SI
☐	SI

2,6 USD
5,2 USD
10,40 USD
20,8 USD
26 USD
30 USD

☐	NO
☐	NO
☐	NO
☐	NO
☐	NO
☐	NO

4. ASPECTOS DEMOGRÁFICOS Y SOCIO ECONÓMICOS (Tomado de la encuesta desarrollada por el INEC para estratificación socioeconómica)

21. Género ☐ Femenino

☐ Masculino

22. En que rango de edad se ubicaría usted.

☐ 18 a 25

☐ 26 a 35

☐ 36 a 45

☐ 46 a 55

☐ 56 a 65

☐ >65

23. Cuál es el nivel de estudios de la persona que haga el mayor aporte a los recursos del hogar?

☐	sin estudios
☐	primaria incompleta
☐	primaria completa
☐	secundaria incompleta

☐	secundaria completa
☐	hasta 3 años de educación superior
☐	4 o + años de educación superior
☐	Postgrado

24. Cuál es la ocupación de la persona que haga el mayor aporte a los recursos del hogar?

☐	Personal directivo de la administración pública o de empresas
☐	Profesional, científico e/o intelectual
☐	técnico profesional de nivel medio
☐	empleado de oficina
☐	trabajador de servicios o comerciante
☐	trabajador agropecuario o pesquero

☐	operario oficial y/o artesano
☐	operador de instalaciones y máquinas
☐	trabajador no calificado
☐	Servicio en Fuerzas Armadas
☐	Jubilado
☐	Desocupado

25. Cuántas personas viven en esta vivienda? Mayores Menores
26. Cuántos vehículos de uso exclusivo tiene este hogar?
	0		1		2		3 o +
27. El material predominante en las paredes exteriores de la vivienda es:
	Hormigón		Caña revestida / Madera
	Ladrillo o Bloque		Caña no revestida / Otros Materiales
	Adobe / Tapia		
28. De qué tipo es su vivienda?
	Casa		Departamento		Otra (Mediagua, choza, covacha)	
29. En que piso ud. pasa la mayor parte del tiempo cuando está en su hogar? Piso
30. Cuál es el rango de ingresos de este hogar?
	No tiene ingresos		1001 - 2000 USD
	1 - 350 USD		2001 - 4000 USD
	351 - 1000 USD		> a 4000 USD
31. Marque con una X los recursos tecnológicos de los que dispone el hogar.
	Teléfono convencional		Computadora portátil		Redes sociales
	Teléfono celular #		Servicio de internet		TV a color #
	Computadora de escritorio		Correo electrónico		equipo de sonido
32. Alguien en el hogar está afiliado a alguno de los siguientes seguros
	IESS		Seguro provincial
	ISFA		Seguro de vida
	ISSPOL		Seguro de salud privado
	Seguro Municipal		Seguro internacional

Apéndice C

Código de configuración del comité de RNAs

Listing C.1: Fichero de configuración de comité de RNAs

```

1 close all
2 clear all
3 clc
4
5 load('varML.mat');
6
7 %Preprocessing
8 [P1N,P1S]=mapminmax(P(1,:)); %Ganacia 1
9 [P2N,P2S]=mapminmax(P(2,:)); %Ganacia 6
10 [P4N,P4S]=mapminmax(P(3,:)); %Ganacia 5
11 [P5N,P5S]=mapminmax(P(4,:)); %Ganacia 11
12 [P6N,P6S]=mapminmax(P(5,:)); %Ganacia 12
13 [P7N,P7S]=mapminmax(P(6,:)); %Ganacia 20
14 [P8N,P8S]=mapminmax(P(7,:)); %Ganacia 18
15 [P9N,P9S]=mapminmax(P(8:9,:)); %Ganacia 16,7
16 [P10N,P10S]=mapminmax(P(10:15,:)); %Ganacia 15, 14, 17, 19, 22, 23
17 [P11N,P11S]=mapminmax(P(16,:)); %Ganacia 21
18 [P12N,P12S]=mapminmax(P(17,:)); %Ganacia 13
19 [P13N,P13S]=mapminmax(P(18:19,:)); %Ganacia 4,8
20 [P14N,P14S]=mapminmax(P(20,:)); %Ganacia 3
21 [P15N,P15S]=mapminmax(P(21,:)); %Ganancia 2
22 [P16N,P16S]=mapminmax(P(22,:)); %Ganacia 9
23 [P17N,P17S]=mapminmax(P(23,:)); %Ganacia 10
24 PEAN = [P1N; P2N; P4N; P5N; P6N; P7N; P8N; P9N; P10N; P11N; P12N; P13N;
        P14N; P15N; P16N; P17N];
25
26 %T2 es disposicion a pago (si o no) T1 es los 7 rangos
27 [TN,TS]=mapminmax(T1);
28
29 PEAN1 = [P1N; P15N; P14N; P13N(1,:)];
30 PEAN2 = [P4N; P2N; P9N(2,:); P13N(2,:)];
31 PEAN3 = [P16N; P17N; P5N; P6N];
32 PEAN4 = [P12N; P10N(2,:); P10N(1,:); P9N(1,:)];
33 PEAN5 = [P10N(3,:); P8N; P10N(4,:); P7N];
34 PEAN6 = [P11N; P10N(5:6,:)];
35
36 %Definicion de datos que seran usados para entrenamiento y para prueba
37 [trainInd, valInd, testInd] = dividerand(size(P,2), 0.7, 0.15, 0.15);
38 % cont1=1;
39 % cont2=1;
40 % for a=1:469
41 %     if INDICES(a)==1
42 %         trainInd(cont1)=a;
43 %         cont1=cont1+1;
44 %     end
45 %     if INDICES(a)==2
46 %         testInd(cont2)=a;
47 %         cont2=cont2+1;
48 %     end
49 % end
50
51 %valInd=[];
52

```

```

53 %AQUI INCLUIR CODIGO PARA QUE LOS DATOS DE VALIDACION SEAN DIFERENTES EN
54 %CADA EJECUCION DEL FOR (EN CASO DE HACER VALIDACION CRUZADA)
55
56 %Comentar la siguiente linea si se hace validacion cruzada
57 %trainInd=1:469; %Considera todas las muestras para entrenar, desconociendo
    lo que se configuro previamente a 70 %
58
59 netM.divideFcn = 'divideind';
60 netM.divideParam.trainInd = trainInd;
61 netM.divideParam.testInd = testInd;
62 netM.divideParam.valInd = valInd;
63
64
65 %Arquitectura
66 TALG='trainrp'; %Algoritmo de entrenamiento trainlm
67 FACT0='purelin'; %Funcion de activacion lineal
68 FACT1='tansig'; %Funcion de activacion tansigmoide
69 FACT2='logsig'; %Funcion de activacion logsigmoide
70 NN = [230]; % Numero de neuronas en capa oculta
71
72 %20 neuronas - 11% de error
73 net=newff(PEAN1,TN,[NN],{FACT1,FACT0},TALG);
74 %net=newpr(PEAN1,TN,40); %[20],{'tansig','tansig'},TALG);
75
76 net.trainParam.show = 50;
77 net.trainParam.lr = 0.01; %Learning Rate
78 net.trainParam.epochs = 100; % Epocas de entrenamiento
79 net.trainParam.goal = 1e-4; % Performance goal
80 net.trainParam.max_fail = 100; %Numero de fallas consecutivas de los datos
    de validacion para early stopping
81 %net.trainParam.min_grad = 1e-20;
82 save('comitel','net');
83 clear net
84
85 load('comitel.mat');
86 %Entrenamiento de la red
87 [net,tr]=train(net,PEAN1,TN);
88 % Ejecuto red
89 ON1 = sim(net,PEAN1);
90
91 clear net
92 load('comitel.mat');
93 %Entrenamiento de la red
94 [net,tr]=train(net,PEAN2,TN); %adapt
95 % Ejecuto red
96 ON2 = sim(net,PEAN2);
97
98 clear net
99 load('comitel.mat');
100 %Entrenamiento de la red
101 [net,tr]=train(net,PEAN3,TN); %adapt
102 % Ejecuto red
103 ON3 = sim(net,PEAN3);
104

```

```

105 clear net
106 load('comitel.mat');
107 %Entrenamiento de la red
108 [net,tr]=train(net,PEAN4,TN); %adapt
109 % Ejecuto red
110 ON4 = sim(net,PEAN4);
111
112 clear net
113 load('comitel.mat');
114 %Entrenamiento de la red
115 [net,tr]=train(net,PEAN5,TN); %adapt
116 % Ejecuto red
117 ON5 = sim(net,PEAN5);
118
119 net=newff(PEAN6,TN,[NN],[FACT1,FACT0],TALG);
120 net.trainParam.show = 50;
121 net.trainParam.lr = 0.01; %Learning Rate
122 net.trainParam.epochs = 100; % Epocas de entrenamiento
123 net.trainParam.goal = 1e-4; % Performance goal
124 net.trainParam.max_fail = 100; %Numero de fallas consecutivas de los datos
    de validacion para early stopping
125 %net.trainParam.min_grad = 1e-20;
126
127 %Entrenamiento de la red
128 [net,tr]=train(net,PEAN6,TN); %adapt
129 % Ejecuto red
130 ON6 = sim(net,PEAN6);
131 clear net
132
133
134 PEAN123456=[ON1;ON2;ON3;ON4;ON5;ON6];
135
136 net=newff(PEAN123456,TN,[NN],[FACT1,FACT0],TALG);
137
138 net.trainParam.show = 50;
139 net.trainParam.lr = 0.01; %Learning Rate
140 net.trainParam.epochs = 100; % Epocas de entrenamiento
141 net.trainParam.goal = 1e-4; % Performance goal
142 net.trainParam.max_fail = 100; %Numero de fallas consecutivas de los datos
    de validacion para early stopping
143 %net.trainParam.min_grad = 1e-20;
144
145 %Entrenamiento de la red
146 [net,tr]=train(net,PEAN123456,TN); %adapt
147 % Ejecuto red
148 ON = sim(net,PEAN123456);
149 O = mapminmax('reverse',ON,TS);
150
151
152 % %Verificacion de error SI o NO
153 for a=1:size(O,2)
154     if(O(1,a)>O(2,a))
155         NO(1,a)=1;
156         NO(2,a)=0;

```

```
157     else
158         NO(1,a)=0;
159         NO(2,a)=1;
160     end
161 end
162
163
164 %NO = round(0); %Redondeo ya que el target es entero
165 E=abs(T2-NO); % Obtengo error absoluto
166 subplot(2,1,1)
167 plot(E(1,:)); % Grafico del error
168 subplot(2,1,2)
169 plot(E(2,:)); % Grafico del error
170
171 contG1=1;
172 for a=1:size(E,2)
173     if(E(1,a)==1)
174         contG1=contG1+1;
175     end
176 end
177 PorcentG1=100*contG1/size(E,2); %Error porcentual global
178
179 contTr1=1;
180 for a=1:size(trainInd,2)
181     if(E(1,trainInd(a))==1)
182         contTr1=contTr1+1;
183     end
184 end
185 PorcentT1=100*contTr1/size(trainInd,2); %Error porcentual de los patrones
    de entrenamiento
186
187 contTs1=1;
188 for a=1:size(testInd,2)
189     if(E(1,testInd(a))==1)
190         contTs1=contTs1+1;
191     end
192 end
193 PorcentV1=100*contTs1/size(testInd,2); %Error porcentual de los patrones
    de validacion
```