

**Luis Alfonso
Escobar Jaramillo**

El valor económico de la calidad ambiental urbana

**Un análisis espacial
para las comunas
y barrios de Cali**



Programa ditorial

Este libro presenta un análisis de la relación entre el precio de la renta de la propiedad y las variables ambientales, con la técnica de precios hedónicos, para determinar cómo la calidad ambiental influencia la selección de localización de la propiedad en una ciudad. También se establece la forma como la calidad ambiental es valorada por los agentes económicos. La relación entre el precio de la propiedad y los aspectos ambientales es demostrada, primero, usando un modelo de precios hedónicos convencional, y luego se prueba la presencia de efectos espaciales que pueden incidir en la estimación de los parámetros, con el empleo de econometría espacial. La estimación se basa en un modelo de regresión que usa información de una base de datos de 4.415 observaciones o transacciones de vivienda en Cali, donde las variables exógenas están asociadas con características estructurales de la propiedad, características sociales del vecindario (barrio), la calidad ambiental en la comuna o distrito, y número de árboles en el barrio (expresado en términos de densidad de árboles). Estas estimaciones son la base para explicar el precio de la renta de la propiedad, que para este caso se realiza en una muestra de 322 observaciones, donde cada una representa un barrio de la ciudad de Cali (Colombia).

Para explicar los factores que determinan el precio de la renta de la propiedad se diseñan índices que resuelven los problemas de multicolinealidad asociados con la incorporación de variables exógenas que pueden estar correlacionadas en un modelo de regresión múltiple. El diseño de los índices y los componentes se realizó con el uso de técnicas de análisis multivariado como el Análisis de Componentes Principales (ACP) y el Análisis de Distancia (DP2), cuyos resultados son empleados como variables que explican el precio de renta de la vivienda.

Las estimaciones del modelo de precios hedónicos incluye una explicación de la varianza de 26 variables en tres componentes principales y tres índices: uno que representa las características socioeconómicas del barrio (estrato socioeconómico) otro que está con el número de árboles en el barrio (basado en la interpretación de la información de una imagen de satélite); y el último, que refleja la calidad ambiental en la comuna donde está localizado el barrio. Este índice es usado para resumir doce variables que definen la calidad ambiental en cada una de las 21 comunas de Cali que existían al momento de realizar el estudio.



El valor económico de la calidad ambiental urbana



Colección Ciencias Sociales y Económicas

LUIS ALFONSO ESCOBAR JARAMILLO

Economista de la Universidad del Valle (1994), Especialista en Gestión Ambiental de la Universidad Autónoma (1997), Máster en Cambio Global y Desarrollo Sostenible de la Universidad de Alcalá de Henares (2004), y Doctor en Economía Ambiental de la Universidad de Alcalá de Henares (2006). Profesor Asociado de la Universidad del Valle, Director de la Tecnología en Ecología y Manejo Ambiental de la Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y del Ambiente de la Facultad de Ingeniería (Universidad del Valle), y Director del grupo de investigación AGESAT. Ha sido profesor de Evaluación de proyectos ambientales, Economía ambiental e indicadores ambientales en la Especialización en Gestión Ambiental (Universidad Autónoma), profesor de Economía Ambiental y Formulación, Evaluación y Gestión de Proyectos Ambientales de la Especialización en Gerencia Ambiental (Universidad ICESI), profesor de Evaluación Económica y Social de Proyectos Ambientales en la Maestría en Ingeniería Sanitaria y Ambiental (Universidad del Valle). También ha sido profesor invitado al curso de Economía Ambiental Avanzada del Doctorado de Cambio Global y Desarrollo Sostenible (Universidad de Alcalá de Henares, 2006), profesor del curso de verano la Variable Ambiental en las Políticas Sectoriales (Universidad de Cantabria 2006), profesor del curso Gestión y Valoración Económica de los Recursos Naturales y del Ambiente (ILPES-CEPAL 2007), y ha participado en el grupo de Economía Ambiental de la Universidad de Alcalá con la dirección del doctor Diego Azqueta Oyarzún. Ha publicado un buen número de artículos en revistas especializadas en Colombia y el exterior, sobre temas de desarrollo sostenible, economía ambiental, y valoración económica de impactos ambientales.

El valor económico de la calidad ambiental urbana

Luis Alfonso Escobar Jaramillo



Colección Ciencias Sociales y Económicas

Escobar Jaramillo, Luis Alfonso

El valor económico de la calidad ambiental urbana : un análisis espacial para las comunas y barrios de Cali / Luis Alfonso Escobar Jaramillo. -- Cali : Editorial Universidad del Valle, 2010.

308 p. : il. ; 24 cm. -- (Colección ciencias sociales)

Incluye bibliografía.

ISBN 978-958-670-824-1

1. Evaluación ambiental - Cali (Colombia) 2. Indicadores ambientales - Cali (Colombia)
3. Calidad ambiental - Investigaciones - Cali (Colombia)
4. Medio ambiente - Aspectos económicos I. Tít. II. Serie.
333.72 cd 21 ed.

A1270831

CEP-Banco de la República-Biblioteca Luis Ángel Arango

Universidad del Valle

Programa Editorial

Título: *El valor económico de la calidad ambiental urbana:
un análisis espacial para las comunas y barrios de Cali*

Autor: Luis Alfonso Escobar Jaramillo

ISBN: 978-958-670-824-1

ISBN PDF: 978-958-765-714-2

DOI: 10.25100/peu.229

Colección: Ciencias Sociales y Económicas

Primera Edición Impresa octubre 2010

Edición Digital noviembre 2017

Rector de la Universidad del Valle: Édgar Varela Barrios

Vicerrector de Investigaciones: Jaime R. Cantera Kintz

Director del Programa Editorial: Francisco Ramirez Potes

© Universidad del Valle

© Luis Alfonso Escobar Jaramillo

Diseño: Feriva S.A.

Este libro, o parte de él, no puede ser reproducido por ningún medio sin autorización escrita de la Universidad del Valle.

El contenido de esta obra corresponde al derecho de expresión del autor y no compromete el pensamiento institucional de la Universidad del Valle, ni genera responsabilidad frente a terceros. El autor es el responsable del respeto a los derechos de autor y del material contenido en la publicación (fotografías, ilustraciones, tablas, etc.), razón por la cual la Universidad no puede asumir ninguna responsabilidad en caso de omisiones o errores.

Cali, Colombia, noviembre de 2017

“Todo tiene relación con todo, pero las cosas cercanas están más relacionadas entre sí que con las lejanas”

TOBLER (1979)

A Fanor Alexis, por los años que vivió amando este mundo.

A Dolly Clarisa, María Camila y Alex Fernando, porque son mi inspiración.

A mis padres y hermanos, por los caminos recorridos desde una infancia especial.

**PÁGINA EN BLANCO
EN LA EDICIÓN IMPRESA**

CONTENIDO

Agradecimientos	15
Resumen	17
Abstract	19

PARTE I

Planteamiento y objetivos de la investigación

<i>Capítulo 1: Planteamiento de objetivos y estructura de la investigación</i>	22
1.1. Objetivos e hipótesis de investigación	22
1.2. Estructura de la investigación	25
1.2.1. Parte II: De los indicadores ambientales a los índices	25
1.2.2. Parte III: Valoración económica de la calidad ambiental, del análisis convencional al análisis espacial	28

PARTE II

De los indicadores ambientales a los índices

<i>Capítulo 2. Marco conceptual y experiencias de indicadores ambientales</i>	32
2.1. Introducción	32
2.2. Consideraciones iniciales	33
2.2.1. Dato	34
2.2.2. Indicadores	34
2.2.3. Índice.	35
2.3. Indicadores ambientales y política pública	35
2.4. Los indicadores ambientales como una preocupación científica	38
2.5. Esquema teórico y práctico del flujo de información	39
2.6. Modelos analíticos de los indicadores ambientales	41

2.6.1. Modelo analítico presión – estado – respuesta (PER)	42
2.6.1.1. El modelo fuerza motriz – estado – presión	44
2.6.1.2. El modelo presión – estado – impacto – respuesta	45
2.6.1.3. Modelo fuerza motriz – presión – estado – impacto - respuesta	45
2.6.2. Modelo basado en temas ambientales	47
2.7. Algunas iniciativas de indicadores ambientales urbanos	48
2.7.1. Iniciativas a nivel mundial	48
2.7.2. Iniciativas a nivel europeo	50
2.7.3. Iniciativas a nivel de América Latina	50
2.7.4. Iniciativas a escala local	57
2.7.4.1. Iniciativas en España	58
2.7.4.2. Iniciativas en Estados Unidos	58
2.7.4.3. Indicadores ambientales en Colombia	59
2.8. Criterios generales para la selección de indicadores ambientales	68
2.9. Conclusiones	71
<i>Capítulo 3. El modelo de indicadores de calidad ambiental urbana</i>	74
3.1. Introducción	74
3.2. La calidad ambiental y calidad de vida	74
3.3. El concepto de calidad ambiental urbana adoptado	76
3.4. Calidad ambiental urbana y bienestar social	77
3.4.1. Paisaje urbano	78
3.4.2. Zonas verdes, árboles y espacio público	78
3.4.3. Vivienda	79
3.4.4. Infraestructura vial y tráfico	80
3.4.5. Aire y ruido	80
3.4.6. Servicios públicos domiciliarios	81
3.5. Indicadores teóricos de calidad ambiental urbana	82
3.5.1. El modelo de la Agencia Europea de Medio Ambiente	82
3.5.2. Sistema de indicadores ambientales urbanos de España	84
3.5.3. Indicadores de desarrollo sostenible urbano en Andalucía	85
3.6. Las áreas temáticas e indicadores seleccionados	90
3.7. Esquema analítico propuesto	98
3.8. El modelo de calidad ambiental urbana	98
3.9. Conclusiones	102
<i>Capítulo 4. Descripción de las metodologías para construir el ICA</i>	103
4.1. Introducción	103
4.2. Métodos de análisis multivariantes	104
4.2.1. Descripción general de las técnicas de análisis multivariante	106
4.3. Aspectos técnicos para la construcción de los indicadores sintéticos	107
4.3.1. Algunas precisiones acerca de los indicadores sintéticos	107

4.3.2. Supuestos relevantes para la formulación del índice	109
4.4. Análisis de componentes principales	112
4.4.1. Definición	112
4.4.2. Utilidad del análisis de componentes principales	113
4.4.3. Objetivo del análisis de componentes principales	114
4.4.4. ACP a partir de la matriz de correlaciones	115
4.4.5. Calificación de componentes principales.	117
4.4.6. Determinación del número de componentes principales	118
4.4.7. Resumen del procedimiento a emplear para el ACP	119
4.5. Análisis de la Distancia P_2 (DP_2)	120
4.5.1. Condiciones básicas de una medida de distancia	121
4.5.2. Definición de la DP_2 .	123
4.6. Conclusiones.	126
<i>Capítulo 5. Estimación empírica del índice de calidad ambiental</i>	127
5.1. Introducción	127
5.2. Descripción general del área de estudio	127
5.2.1. Ubicación y condiciones climatológicas	127
5.2.2. División político administrativa.	128
5.3. Descripción de los indicadores que definen la línea base	129
5.3.1. Indicadores de flujo urbano	130
5.3.2. Indicadores de medio ambiente urbano	131
5.4. Resultado de los índices	136
5.4.1. Índice a partir del análisis de componentes principales	137
5.4.1.1. El índice de flujo urbano (IFLU)	138
5.4.1.2. El índice de medio ambiente urbano (IMAU)	141
5.4.1.3. El índice de calidad ambiental (ICA)	142
5.4.1.3.1. Calidad ambiental inferior al promedio	144
5.4.1.3.2. Calidad ambiental superior al promedio	146
5.4.2. Índice a partir del análisis de la DP_2	147
5.5. Análisis de resultados	151
5.6. Conclusiones	154

PARTE III

Valoración económica de la calidad ambiental: del análisis convencional al análisis espacial

<i>Capítulo 6. El modelo básico de valoración económica de la calidad ambiental</i>	156
6.1. Aspectos generales	156
6.2. El modelo de precios hedónicos	160
6.2.1. Marco conceptual del estudio	160
6.2.2. El modelo empírico básico	164
6.3. Estructura de la base de datos del estudio	165

6.4. Resultado de síntesis de las variables independientes	169
6.4.1. Medición del índice de calidad ambiental como aproximación a Q_{ij}^*	169
6.4.2. Análisis de factores de las variables estructurales de la vivienda	171
6.4.3. Medición del indicador de caracterización socioeconómica de las comunas	173
6.4.4. Medición del indicador ambiental directamente relacionado con la vivienda a nivel de barrio (q_i)	173
6.4.4.1. Densidad de árboles por barrio (DARB_HA)	174
6.4.4.2. Índice de vegetación arbórea: DVI_DII	174
6.5. Resultados del modelo básico de precios hedónicos	181
6.6. Conclusiones	184
<i>Capítulo 7. Análisis exploratorio de datos espaciales</i>	185
7.1. Introducción	185
7.2. Introducción al análisis exploratorio de datos espaciales	185
7.3. Visualización de la distribución y asociación espacial: perspectiva lattice	188
7.3.1. Matriz de contigüidad o asociación espacial	189
7.3.2. Análisis exploratorio espacial de las variables del modelo	190
7.3.2.1. Análisis exploratorio global	190
7.3.2.2. Análisis exploratorio local	196
7.4. Conclusiones	202
<i>Capítulo 8. Análisis confirmatorio de datos espaciales</i>	204
8.1. Introducción	204
8.2. Dependencia espacial en el modelo de regresión	205
8.2.1. Taxonomía de Anselin	206
8.2.1.1. Modelo autorregresivo de regresión espacial de orden 1 (SAR1)	206
8.2.1.2. Modelo básico de regresión lineal (MBRL)	207
8.2.1.3. Modelo de error espacial	208
8.2.1.4. Modelo de retardo espacial	208
8.2.2. Taxonomía de Florax y Folmer	210
8.2.2.1. Modelo mixto regresivo de regresión espacial, con perturbaciones aleatorias autorregresivas y heterocedásticas	210
8.2.2.2. Modelo básico de regresión lineal	211
8.2.2.3. Modelo de retardo espacial	211
8.2.2.4. Modelo mixto regresivo cruzado de regresión espacial	211
8.2.2.5. Modelo mixto autorregresivo regresivo cruzado de regresión espacial	212
8.2.2.6. Modelo del error espacial	212
8.2.2.7. Modelo mixto autorregresivo de regresión espacial con perturbación aleatoria espacialmente autorregresiva regresivo cruzado	212
8.2.2.8. Modelo mixto autorregresivo de regresión espacial, con perturbación que incorporan un esquema de dependencia de media móvil	213

8.3. Pruebas de la dependencia espacial	214
8.4. El MPH de la vivienda en Cali en presencia de dependencia espacial	214
8.5. Estrategia de modelación para la selección del MPH espacial	218
8.5.1. El modelo básico de precios hedónicos	223
8.5.2. Contrastes a partir del MBRL estimado por MCO	223
8.6. Estimación de los beneficios y valoración de impactos	234
8.6.1. Identificación de impactos o beneficios de la calidad ambiental	235
8.6.2. Identificación de impactos de la cobertura arbórea	239
8.7. Conclusiones	241
Conclusiones finales	242
Referencias bibliográficas	249
Anexo 1: Calidad del aire en Cali: un procedimiento cartográfico para derivar su valor por comuna.	259
Anexo 2: Ficha de indicadores simples	266
Anexo 3: Estadísticas generales	271
Anexo 4: Resultados del análisis de componentes principales	278
Anexo 5: Resultados del análisis DP_2	291
Anexo 6: Modelos con parámetros ajustados	304

**PÁGINA EN BLANCO
EN LA EDICIÓN IMPRESA**

AGRADECIMIENTOS

Son muchas las personas que han contribuido, de una u otra forma, a que intelectual y anímicamente haya abordado y desarrollado un tema como el que he propuesto en este libro. Quiero primero agradecer a cada una de ellas:

A don Diego Azqueta Oyarzun por la oportunidad que me ha brindado para aprender de él, de sus aportes concretos y fundamentales en la dirección de mi tesis doctoral, pero sobre todo por permitirme conocer y asimilar ese estilo de dirección que guía con la pertinencia de dejar crear al doctorando sin soltar las riendas de lo fundamental. Aprendí con él a ganar en confianza y a transitar por caminos académicos que no me había imaginado. Aquí vale el dicho popular “el que a buen árbol se arrima, buena sombra lo cobija”. He contraído con él una deuda intelectual (paradójicamente para nuestro oficio) incalculable.

A doña María del Coro Chasco Yrigoyen, porque sus aportes en la fase final del libro fueron fundamentales para mostrar unos resultados aplicados consistentes con la frontera del conocimiento en el tema investigación. Con ella descubrí herramientas analíticas, que aun sin ser un experto en el tema, su forma de explicar y comprometerse con esta investigación fueron suficiente motivación para comprender los fenómenos sociales desde el análisis espacial y dar un final como el que deseaba a este trabajo de investigación.

Agradezco a mi esposa y a mis hijos y a la vez les pido perdón por el tiempo que les “robé” en estos cuatro años; seguramente sin su com-

prensión y paciencia para soportar estos días de ausencia no habría sido posible este trabajo.

A mis padres y hermanos, porque en mi ausencia han ayudado en el cuidado de mis hijos, y porque han vivido conmigo todo este proceso de los estudios de doctorado.

A la Universidad del Valle, donde trabajo como profesor asociado, mi gratitud por el tiempo y los recursos que me ha brindado durante casi cuatro años de comisión de estudios.

A la Universidad de Alcalá, porque la beca concedida durante el primer año del doctorado fue muy importante para mi sostenimiento y rendimiento académico.

A Luis Marino Santana, por el apoyo en momentos difíciles de mi estadía en España cuando juntos recordábamos cuánto valor tienen nuestros seres queridos cuando están a más de diez mil kilómetros cruzando el Atlántico. También he contraído con él una deuda intelectual, ya que compartimos el estudio y discusión sobre la estadística multivariante y el análisis de imágenes de satélites aplicadas a su trabajo de tesis y al mío. Finalmente, también he ganado un buen amigo.

A Alvaro Pío Gómez, además de ser mi “hermano”, le agradezco sus valiosos aportes porque las discusiones que hemos tenido permanentemente sobre los distintos aspectos de la segunda parte de este libro fueron importantes para el desarrollo de la investigación.

Por último, agradezco a todas las instituciones y personas que aportaron información e ideas a esta investigación, seguramente por razones de espacio no menciono a muchas, pero igual gratitud guardo con todas ellas. A Sergio Tirado por leer este documento y brindarme su colaboración en la revisión de lo escrito; a la profesora Pilar Zarzosa por facilitarme el programa FELIX; a Guido Escobar (estadístico Planeación Municipal de Cali) por su colaboración, al facilitarme las encuestas tabuladas del programa de vivienda de Cali en el 2002; al DAGMA, en donde muchos funcionarios me facilitaron información ambiental y, principalmente, las veintiuna agendas ambientales de las comunas de Cali. También agradezco los comentarios de mis estudiantes de pregrado y postgrado en distintas universidades de Colombia y a todos los participantes en los distintos escenarios académicos (en Colombia y en el exterior) en los que he debatido los resultados de este trabajo de investigación.

Alcalá de Henares, diciembre 20 de 2009

Luis Alfonso Escobar J.

RESUMEN

Este libro presenta un análisis de la relación entre el precio de la renta de la propiedad y variables ambientales, usando la técnica precios hedónicos, para determinar cómo la calidad ambiental influye la selección de localización de la propiedad en una ciudad. También se determina la forma como la calidad ambiental es valorada por los agentes económicos. La relación entre el precio de la propiedad y los aspectos ambientales es demostrada, primero, usando un modelo de precios hedónicos convencional y luego se prueba la presencia de efectos espaciales que pueden incidir en la estimación de los parámetros, empleando econometría espacial.

La estimación se basa en un modelo de regresión que usa información de una base de datos de 4.415 observaciones o transacciones de vivienda en Cali, donde las variables independientes están asociadas con características estructurales de la propiedad, características sociales del vecindario (barrio), la calidad ambiental en la comuna o distrito y número de árboles en el barrio (expresado en términos de densidad de árboles). Estas estimaciones son la base para explicar el precio de la renta de la propiedad, que para este caso se realiza en una muestra de 322 observaciones, en la que cada una representa un barrio de la ciudad de Cali (Colombia).

Para explicar los factores que determinan el precio de la renta de la propiedad, se diseñan índices que resuelven los problemas de multicolinealidad asociados con la incorporación de variables explicatorias que pueden estar correlacionadas en un modelo de regresión múltiple. El diseño de los índices y componentes se realizó empleando técnicas de análisis multivariado como el análisis de componentes principales (ACP) y análisis

de distancia (DP_2), cuyos resultados son empleados como variables que explican el precio de renta de la vivienda.

Las estimaciones del modelo de precios hedónicos incluye una explicación de la varianza de 26 variables en tres componentes principales y tres índices: uno que representa las características socioeconómicas del barrio (estrato socioeconómico); otro que está con el número de árboles en el barrio (basado en la interpretación de la información de una imagen de satélite); y el último, que refleja la calidad ambiental en la comuna donde está localizado el barrio. Este índice es usado para resumir doce variables que definen la calidad ambiental en cada una de las 21 comunas de Cali que existían al momento de realizar el estudio.

En general, se confirma la presencia de dependencia especial residual (a nivel multivariante). Con esta prueba se determina que las estimaciones resultantes del modelo convencional al usar mínimos cuadrados ordinarios, presenta parámetros estimados que no son deseables en sus propiedades estadísticas. Por ello, emplea una estrategia de modelización que busca optimizar el modelo, denominado: *Sar Error Model – GM Stimation Groupwise Heteroskedasticity*. Basado en este modelo, el autor determina los beneficios económicos asociados a los factores ambientales incluidos en la revisión del modelo de precios hedónicos.

Desde una perspectiva de política pública, los resultados del estudio muestran que la ciudad de Cali (al igual que las grandes ciudades), no es homogénea ambientalmente y que el valor de acceso a áreas de alta calidad ambiental es diferenciado entre comunas y barrios.

Este libro provee una fuente de información importante para los tomadores de decisiones, dado que técnicamente mide un indicador objetivo que permite realizar evaluaciones informadas de una unidad espacial, de tal forma que se puede determinar y evaluar los beneficios sociales y económicos de inversiones que mejoran la calidad ambiental en las distintas zonas de una ciudad y comprender cómo los diferentes grupos sociales valoran la disponibilidad de árboles en un barrio donde un proyecto público que sea propuesto podría modificar esta densidad, ya sea positiva o negativamente.

En general, este libro brinda una fuente de información importante para evaluar proyectos públicos de mejora en la calidad ambiental y la disponibilidad o densidad de árboles en los barrios de la ciudad de Cali. También proporciona a los tomadores de decisiones relacionadas con el medio ambiente urbano, un sistema de información, a nivel de comunas, que permite guiar las decisiones institucionales.

ABSTRACT

This study presents an analysis of the relationship between rental property price and environmental variables using the methodological approach of the hedonic price technique to determine how environmental quality influences selection of property location within a city (and how that quality is valued by lessees). This relationship is first demonstrated using a conventional hedonic price model. Afterward, there is a discussion of space-related issues that may have an impact on the estimation of the parameters.

Estimations are based on a regression model that uses pooled data (from a database of 4,415 observations or transactions) where independent variables are associated with structural characteristics of the property, social characteristics of the neighborhood, environmental quality in the area (either a commune or a district) and number of trees (expressed in terms of tree density) in the neighborhood. These estimations are the basis of a breakdown of property rental price based on a pooled sample of 322 observations, each of which was made within a different neighborhood in Cali, Colombia.

In order to explain the factors that determine property rental price, the authors designed indices aimed at resolving multi-collinearity issues associated with the incorporation of explanatory variables correlated in a multiple regression model.

The design of indices and components involved multivariate analytical techniques such as *Principal Component Analysis (PCA)* and *Distance*

Analysis (DP₂), the results of which are used as variables that account for property rental price.

The estimation of the hedonic price model includes an explanation of the variance of 26 variables in three components and three indices: one that represents the socioeconomic profile of the neighborhood; another one that is associated with the number of trees in the neighborhood (based on interpreting information from satellite images); and the last one, which reflects environmental quality in the commune where the neighborhood is located (a single index is used to summarize 12 variables that account for environmental quality in a set of neighborhoods that collectively represent all 21 communes in Cali).

In general, the authors confirmed the presence of residual spatial dependence (at a multivariate level). Estimations resulted in an adjustment of the conventional model parameters (Ordinary Least Square estimation) using a modeling strategy that enabled the authors to find an optimal model: *Sar Error Model – GM Stimation Groupwise Heteroskedasticity*. Based on this model, the authors determined the benefits associated with the environmental factors included in the review of the hedonic price model.

From a public policy perspective, the results of this study show that Cali is not an environmentally homogeneous city and that lessees value access to areas of high environmental quality in different ways.

These findings provide decision-makers with a technically measured objective indicator that may enable them to conduct an informed assessment of an area, enabling them not only to determine the social benefits of improving environmental quality in the most marginalized areas in the city, but also to understand how different social groups value changes in the density of trees in a neighborhood where a proposed public project might modify this density either positively or adversely.

PARTE I

PLANTEAMIENTO Y OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN

PLANTEAMIENTO DE OBJETIVOS Y ESTRUCTURA DE LA INVESTIGACIÓN

1.1. OBJETIVOS E HIPÓTESIS DE INVESTIGACIÓN

Una gran parte de las tensiones, preocupaciones y decisiones de la vida urbana está ligada a la relación de los ciudadanos con la calidad de su entorno ambiental, como uno de los determinantes de la calidad de vida. Para entender esta relación no sólo se deben comprender los factores físicos, económicos y sociales que determinan la heterogeneidad espacial de la calidad de vida en una ciudad, sino también cómo los ciudadanos perciben la calidad ambiental del entorno cuando la demandan, directa o indirectamente, por medio de las decisiones de su vida cotidiana. (McMahon, 2002).

En ambientes académicos y del mismo reconocimiento popular, parece que existe un consenso sobre cómo la presencia de parques, polideportivos, plazas, andenes, árboles, jardines (que constituyen, entre otras, las llamadas “zonas blandas”), tiene una incidencia positiva e importante en el mejoramiento de la calidad ambiental de las ciudades y por ello en el bienestar de los pobladores, dado que en su conjunto cumplen funciones ambientales y recreativas importantes (en el contexto urbano) que son valoradas por los ciudadanos (Velásquez, 2001).

Los árboles, por ejemplo, cumplen la función de ser barrera contra el ruido asociado al tráfico automotor, disminuyen la contaminación atmosférica por su función como capturadores de CO₂, y además contribuyen a la regulación del microclima urbano mediante la absorción del agua por las raíces y su restitución en el proceso de evapotranspiración. También este

proceso ayuda a regular la temperatura, la cual puede disminuir entre tres y cinco grados centígrados en épocas de verano y retiene la temperatura entre tres y cuatro grados centígrados en épocas de invierno (Brand, 2001).

La calidad ambiental urbana, desde el punto de vista del análisis económico, debe ser entendida como la capacidad que tiene el entorno urbano para proporcionar una serie de bienes (o males) y servicios ambientales que inciden positivamente (o negativamente) en la calidad de vida o el bienestar de la sociedad.

La calidad ambiental se refiere en este libro, a los *servicios ambientales* derivados del *estado* en el que se encuentran los factores identificados, que de alguna forma se ligan a bienes públicos y a recursos comunes urbanos. El concepto de *estado* se refiere al nivel actual de un recurso, comparado con un valor de referencia de su calidad en el entorno urbano¹. Por ello, el *estado* de los factores ambientales de manera individual y de los que compongan el índice que se va a construir en este estudio, son situaciones de *nivel de elección*, en las que los ciudadanos tienen la posibilidad de optar por distintos niveles en sus decisiones. En general, se parte de la idea de que se intenta medir distintos estados de los servicios ambientales que se derivan de la provisión de ciertos bienes públicos y recursos comunes urbanos y por los cuales los agentes manifiestan una elección, ya sea esta pública o privada, que incide en su bienestar.

En este marco de referencia, se puede suponer que los agentes, cuando demandan una vivienda, eligen su localización en un entorno urbano, teniendo en cuenta el valor que toman las variables que determinan su función de elección, tanto estructurales de la vivienda, como aquellas que describen el entorno social y ambiental en el cual van a vivir. En este sentido, uno de los objetivos de este libro es estimar un índice que recoja la calificación del entorno ambiental como una agregación de indicadores multidimensionales que determinan la *calidad ambiental* del entorno de las viviendas. En general, se espera que el *índice de calidad ambiental* que se elabora, sea una nueva variable (sintética) modelada y valorada económicamente como un componente del bienestar que le proporciona a la sociedad la zona donde elige vivir.

¹ Estos niveles de referencias son definidos por organizaciones como la OMS, EPA, etc, para el caso de la relación entre estos bienes y servicios ambientales y la salud. De otro lado, donde no existan niveles de referencias explícitos se aduce que el máximo valor (o mínimo si es una situación adversa) que tome el indicador entre las unidades de observación es el parámetro de referencia de calidad.

Desde el punto de vista de la política pública urbana para la gestión ambiental, interesan dos resultados sobre los cuales se trabajará en este libro. El primero consiste en la construcción de un *índice de calidad ambiental* (ICA) al nivel de agregación de comunas (equivalente a un conjunto de barrios que guardan cierta homogeneidad socioeconómica), que permitirá discriminar las diferencias ambientales del entorno urbano en cada una de estas zonas y, segundo, la valoración económica del flujo de servicios ambientales derivados del nivel de calidad ambiental que disfrutaran los agentes sociales en cada uno de los 322 barrios de la ciudad de Cali (Colombia). Para este último razonamiento, se parte de la idea de que las variables (ambientales) estudiadas tienen un valor social para los agentes económicos dado que en ellas se desarrollan muchas actividades (juegos infantiles, zonas para trotar y caminar, para jugar al fútbol, disfrute del paisaje, etc), que inciden en su calidad de vida.

De lo anterior se deduce una de las hipótesis de trabajo, que consiste en que todos los servicios asociados al mantenimiento de la calidad ambiental en una ciudad, pueden reflejar su influencia positiva y diferencial en el precio de la vivienda urbana. Es decir, que la presencia de ciertos niveles de calidad ambiental genera efectos externos de microlocalización que afectan la renta de la tierra (Palmquist, 1992). Corroborar esta hipótesis demanda el análisis y construcción de un modelo de precios hedónicos (MPH) en el cual el precio de la vivienda (como representación del valor de un bien multiatributo) tenga como uno de sus determinantes el índice de calidad ambiental.

En resumen, son tres las hipótesis de trabajo que se intentarán probar en el desarrollo de este libro.

- i. El *índice de calidad ambiental* es un buen indicador sintético de las amenidades ambientales del entorno urbano llamado comuna.
- ii. La calidad ambiental (como conjunto agregado de variables ambientales que califican la heterogeneidad ambiental del territorio urbano) tiene un valor social representado positivamente como uno de los atributos del valor de un bien heterogéneo como la vivienda.
- iii. El precio de la vivienda y las variables que lo determinan, se encuentran influenciados por *efectos espaciales* (heterocedasticidad y autocorrelación espacial) cuando son analizados en el espacio geográfico en el cual sus valores toman forma.

1.2. ESTRUCTURA DE LA INVESTIGACIÓN

Para el desarrollo de esta investigación se ha dividido el trabajo en ocho capítulos, distribuidos en tres partes. La primera de ellas se refiere al planteamiento de objetivos y la estructura temática de este libro, que contiene el primer capítulo: *Planteamiento de objetivos y estructura de la investigación*. La segunda y tercera partes se refieren al desarrollo temático que se presenta en la descripción de la estructura del estudio.

1.2.1. Parte II: De los indicadores ambientales a los índices

Tradicionalmente la definición y construcción de indicadores ha tenido como objetivo la medición, evaluación y seguimiento de procesos de desarrollo o de cambios de bienestar entre regiones o países, inicialmente con el fin de explicar la relación entre el crecimiento económico, el desarrollo y el bienestar social. Ello condujo, a principio de los años sesenta, a la formulación del *Programa de Indicadores Sociales de Naciones Unidas* y posteriormente en los años setenta, al *Programa de Indicadores Sociales de la OCDE*, además de numerosos programas de indicadores sociales desarrollados por los institutos de estadística de muchos países (Pena Trapero, 1977).

Esta herencia de los indicadores sociales para explicar el desarrollo de los países, avanza hacia el tema ambiental en la medida que se manifiesta la necesidad de definir y evaluar las políticas de desarrollo sostenible. Así, desde la *Conferencia de Río sobre Medio Ambiente y Desarrollo* en 1992, se reconoce mundialmente la necesidad de construir indicadores más consistentes (con una nueva visión de desarrollo) que aquellos utilizados tradicionalmente para medir el nivel de crecimiento o desarrollo económico de los países y regiones.

A partir de este hito internacional, se establece un consenso global sobre la necesidad de construir indicadores que incorporen los efectos ambientales, junto a los aspectos económicos y sociales del desarrollo. En este sentido, el capítulo 40 de la *Agenda 21 (información para la toma de decisiones)* hace un llamado a la construcción de indicadores ambientales de sostenibilidad, al igual que demanda la organización de la información de una manera agrupada y de fácil comprensión para la toma de decisiones (UNCED, 1992).

Se cree que contar con *información* para orientar la definición de políticas ambientales, tanto desde el punto de vista del análisis temporal como espacial, permitiría la realización de estrategias de acción adecuadas para la modificación de las situaciones ambientales que inciden en el bienestar

social. Por ello, desde la promulgación de la *Agenda 21* son múltiples los esfuerzos en el ámbito mundial y regional que buscan acercarse a la consolidación de un sistema de indicadores que apoye el diseño de la política y gestión ambiental por parte de los tomadores de decisión en el territorio [OCDE (1993, 1994, 1997, 1998, 1999, 2000a, 2000b, 2001); UNCED (1992); UNCHS (1997a, 1997b, 1999, 2000); UNCSD (1996, 2000, 2001); PNUMA (2001); EUROSTAT (1998, 2000); MMA (1996, 2000)].

La búsqueda de indicadores ambientales adecuados ha conducido a estas organizaciones a implementar estrategias para la recolección de nuevos y mejores datos ambientales, además de desarrollar enfoques metodológicos que, en el marco del desarrollo sostenible, permitan definir modelos para estructurar los datos y convertirlos en *información* para la toma de decisión.

En esta búsqueda de modelos de organización de los datos ambientales, se han desarrollado indicadores a escala mundial, regional, nacional y algunas experiencias locales definidas por proyectos específicos, que son relevantes como referencia para identificar las problemáticas de cada país, región o ciudad (PNUMA, 2001).

Si bien los problemas ambientales urbanos han sido presentados como componentes temáticos en muchos de los sistemas de indicadores propuestos, la generación de indicadores e índices para medir los problemas ambientales y la sostenibilidad ambiental urbana son aun más recientes, dado que han existido grandes restricciones de datos para desarrollar sistemas de indicadores a niveles más desagregados.

Desarrollar metodologías a estos niveles es una línea de investigación relevante, dado que las grandes concentraciones urbanas son sistemas complejos en los cuales las situaciones ambientales (positivas y negativas) se pueden presentar, como afirma Velásquez (2001), de manera diferenciada entre zonas de una misma ciudad. Ello demanda la construcción de información adecuada que permita al tomador de decisión, diseñar y priorizar la ejecución de estrategias ambientales que impacten de forma diferencial las distintas zonas.

Esta parte del estudio presenta una estructura metodológica para la generación de un *índice de calidad ambiental* (a través del diseño de un sistema de indicadores ambientales urbano) como insumo para estimar (en la segunda parte del estudio) el valor económico que le asignan los agentes, y explicar su variación espacial, de acuerdo con la división política administrativa en las grandes ciudades.

En esta parte de la investigación se pretende alcanzar dos objetivos:

- i. Definir teórica y conceptualmente un modelo para la construcción de un sistema de indicadores simples e índice sintético de calidad ambiental urbano.
- ii. Estimar el *índice de calidad ambiental* como una aplicación empírica del modelo general en la ciudad de Cali (Colombia).

Esta parte del trabajo de investigación está desarrollada en los capítulos 2 al 5, que se describen a continuación.

En el capítulo 2, *Marco conceptual y experiencias de indicadores ambientales*, se hace una amplia revisión bibliográfica del marco conceptual básico y de las aplicaciones a escala global, regional y local para entender la construcción de indicadores ambientales (simples y sintéticos) como herramienta analítica para la definición de políticas públicas.

En el capítulo 3, *El modelo de indicadores de calidad ambiental urbana*, se define el concepto de *calidad ambiental* como objeto de investigación y se precisa el significado de este concepto en el contexto urbano, entendiendo que la calidad ambiental urbana es uno de los componentes del desarrollo sostenible que inciden en la calidad de vida de los ciudadanos. También, aquí se describen los principales indicadores ambientales urbanos, teniendo en cuenta las experiencias revisadas en la formulación e implementación de los modelos de indicadores ambientales más relacionados con la escala de análisis que se aborda en esta investigación. Finalmente, se definen los indicadores teóricos y se aplican algunos criterios de selección para determinar los indicadores que serán utilizados en el modelo resultante de acuerdo con la disponibilidad de información.

En el capítulo 4, *Descripción de las metodologías para construir el índice de calidad ambiental*, se presenta una descripción de dos metodologías regularmente empleadas para estimar indicadores sintéticos: El análisis de componentes principales (como una medida de reducción de información) y el análisis de distancia P_2 (como una de las múltiples medidas *ad hoc* concebida para medir distancias, en términos de bienestar entre regiones). Para ilustrar las dos metodologías se presenta, previamente, una descripción de las técnicas de análisis multivariante de datos y las medidas de distancia, resaltando sus principales características y propiedades matemáticas para la generación de información sintética.

En el capítulo 5, *Estimación empírica del índice de calidad ambiental*, se presenta la investigación aplicada del modelo de índice de calidad ambiental en las 21 comunas de Cali. Primero se describe el área de estudio y la división política administrativa de la ciudad, resaltando su importancia

en la planificación y gestión urbana. Luego se exhibe un análisis de los indicadores parciales, o en otras palabras, la línea base del conjunto de indicadores que definen la calidad ambiental urbana, y por último se hace la síntesis de la información calculando los índices (mediante análisis de componentes principales y el análisis de distancia P_2) mostrando la clasificación de cada una de las comunas por nivel de calidad ambiental y cómo se distribuyen estos valores espacialmente en el territorio.

1.2.2. Parte III: Valoración económica de la calidad ambiental, del análisis convencional al análisis espacial

En la literatura sobre precios hedónicos, después del modelo seminal propuesto por Rosen (1974), se han desarrollado muchos estudios que estiman externalidades ambientales causadas por el ruido, la polución del aire, las áreas verdes, etc (Hidano, 2002). Si bien la mayoría de literatura revisada relaciona los aspectos ambientales incluidos en la función de precios hedónicos con sólo una variable que representa la calidad ambiental de la vivienda, es importante precisar que muchos de estos estudios desconocen (al menos en la práctica) la multidimensionalidad de los aspectos ambientales que determinan la calidad ambiental del entorno inmediato a la vivienda. Sin embargo, hay que tener presente que incluir más de una variable ambiental en la función de precios hedónicos, más que resolver el problema conceptualmente, lo complica desde el punto de vista estadístico, dado que un modelo en este sentido podría presentar serios problemas de multicolinealidad que es necesario corregir antes de avanzar en la estimación de parámetros.

En este orden de ideas Wilkinson (1973) presenta un análisis de precios hedónicos en el que construye componentes principales de las variables que determinan el precio de la vivienda. Uno de estos componentes es la representación de la varianza de las variables ambientales que explican el precio de la vivienda, por lo cual el autor aduce razones de multicolinealidad de estas variables al ser incluidas de manera individual en el modelo, dado que representan un fenómeno multidimensional común a todas las variables: la calidad ambiental como una *variable latente*.

Desde el punto de vista conceptual, se puede afirmar que dada una función de utilidad en la que las preferencias de los agentes son débilmente separables entre las viviendas y las características ambientales del entorno, es posible encontrar ciertos atributos ambientales (sociales y económicos) de localización a distintos niveles de referencia espacial que pueden ser objeto de elección de los individuos cuando demandan una vivienda (Freeman, 1993:374).

Trabajos recientes en esta línea pueden encontrarse en Hidano (2002:79), que a diferencia de otros estudios (en los que tratan de evaluar parámetros de calidad ambiental de vecindarios o barrios de manera cualitativa mediante variables *dummy*) construye cinco índices de calidad ambiental del vecindario basado en una metodología de apreciación visual objetiva, determinando en el entorno visual de la vivienda las externalidades positivas y negativas que se pueden catalogar como externalidades del entorno. Estos índices luego son incorporados en un MPH.

Este libro recoge en esencia la propuesta conceptual derivada del planteamiento de Wilkinson (1973) y Freeman (1993) al construir un indicador sintético de la multidimensionalidad de los factores ambientales que determinan la calidad ambiental del entorno de una vivienda, como una *variable latente* que se espera conceptualizar y estimar en la segunda parte de este libro, y en esta tercera parte, la valorará económicamente este componente a través de la estimación de una función de precios hedónicos.

En resumen, en esta parte de la investigación, se hace una aproximación a la medición del valor económico de la calidad ambiental en la ciudad de Cali, empleando un modelo econométrico tradicional para el tratamiento de datos estadísticos mediante funciones no lineales (principalmente una función *semilog*), y finalmente se propone un ajuste de los estimadores haciendo un tratamiento de los fenómenos espaciales (autocorrelación y heterogeneidad espacial) asociados a los modelos de corte transversal, empleando técnicas de econometría espacial².

La tercera parte del estudio es tratada en los capítulos 6 al 8, cuyos contenidos se describen a continuación.

En el capítulo 6, *Valoración económica de la calidad ambiental*, se determinan los atributos que explican la estructura de precios de la vivienda urbana y se estiman los parámetros de cada uno que explican el precio de la vivienda, basados en la estimación de la función de precios hedónicos de los agentes que participan en un mercado (de alquiler) de vivienda urbana en Cali³. En esta parte del estudio, se sigue el análisis

² Recientemente el análisis asociado al uso de funciones de precios hedónicos para derivar los precios implícitos de los atributos de la vivienda urbana, ha avanzado en el desarrollo de modelos que hacen tratamiento espacial de los datos (Anselin, 1988), y más recientemente al uso de SIG y Teledetección para integrar al análisis económico los datos espaciales y georreferenciados (Paterson *et al.* 2002; Sengupta *et al.* 2003), mostrando mejores ajustes en los resultados de los mismos.

³ A este modelo se le denomina *modelo básico de regresión lineal* (MBRL)

convencional, para luego incorporar el espacio, de manera explícita, en la definición del MPH.

En el capítulo 7, *Análisis exploratorio de datos espaciales* (AEDE), se hace una descripción conceptual del conjunto de técnicas de AEDE y de las técnicas de detección y visualización de la estructura espacial en los datos, luego se describe y presenta formalmente las técnicas de detección de efectos espaciales a nivel univariante en las variables que explican el precio de la vivienda, de acuerdo con el modelo definido en el capítulo 6.

En el capítulo 8, *Análisis confirmatorio de datos espaciales* (ACDE), se realiza un diagnóstico de dependencia espacial en un modelo de regresión lineal multivariante, como el paso inicial para una correcta especificación de dicha dependencia espacial. Especificado el tipo de dependencia espacial, se presenta un procedimiento riguroso (denominado estrategia de modelación) para incorporar en el modelo básico de regresión lineal (MBRL), el tipo de efectos ambientales y la forma de solucionarlos. Finalmente, con los estimadores ajustados por efectos espaciales se hace una estimación de los beneficios sociales derivados de los factores ambientales que han sido propuestos para evaluar.

PARTE II

DE LOS INDICADORES AMBIENTALES A LOS ÍNDICES

MARCO CONCEPTUAL Y EXPERIENCIAS DE INDICADORES AMBIENTALES

2.1. INTRODUCCIÓN

Los indicadores juegan un papel importante en la política pública porque ayudan a construir *percepción pública* de problemas complejos. Además proveen información relevante y consensuada para evaluar la efectividad de las alternativas de decisión pública al nivel de agregación para el cual sean construidos.

Existen muchas razones para pensar que el uso de indicadores está asociado solo a un rango reducido de científicos en todas las ciencias dada la complejidad de los fenómenos que miden o representan, pero como afirman Milon *et al.* (1995), la influencia de la sociedad en la determinación y construcción de los indicadores ha sido y seguirá siendo decisiva en la formulación y construcción de un sistema de indicadores para medir la gestión pública de los tomadores de decisión. Así, indicadores ampliamente conocidos en la ciencia económica, como el producto nacional bruto (PNB) o el índice de precios al consumidor (IPC), entre otros, fueron diseñados para mejorar el entendimiento de la economía en el periodo de entreguerras a principios de la década de los años treinta. Estos indicadores actualmente son información sintetizada y socialmente aceptada como explicación de fenómenos sociales complejos hasta tal punto, que son tomados en cuenta en las decisiones de elección pública de los ciudadanos.

Desde hace más de dos décadas la preocupación social por los problemas ambientales se ha hecho evidente en múltiples foros, cumbres y encuentros mundiales en los que se resaltan, entre otras necesidades, la de desarrollar

indicadores más integradores que permitan dar respuesta a los problemas ambientales derivados de actividades antrópicas a escala local, regional y mundial⁴. Por ello, la generación de indicadores ambientales no sólo es una preocupación relevante desde el punto de vista científico, sino que es una necesidad creciente de la sociedad por entender los aspectos ambientales del desarrollo y la calidad de vida. Esta necesidad demanda cada vez una mayor y mejor información para la toma de decisiones.

Este capítulo presenta una aproximación a la fundamentación teórica y conceptual para la construcción de indicadores ambientales simples e indicadores sintéticos (índices); describe los principales sistemas de indicadores aplicados en los ámbitos mundial, regional y local como producto del consenso social, y finalmente, se intenta dejar claro el punto de partida o estado del arte en materia de indicadores ambientales para la escala de agregación aquí abordada.

2.2. CONSIDERACIONES INICIALES

En todo el estudio aparecen algunos términos que es necesario aclarar desde el comienzo, dado que son básicos para la construcción de la metodología propuesta en esta investigación. Los conceptos de *dato*, *indicador*, *índice* e *información* son términos secuenciales en el diseño de un sistema de indicadores (ver Figura 2.1), que sin embargo pueden tener distintos significados según quien los use y el contexto en el cual se emplean. Por ello es conveniente precisar la definición que se adopta en este libro⁵.

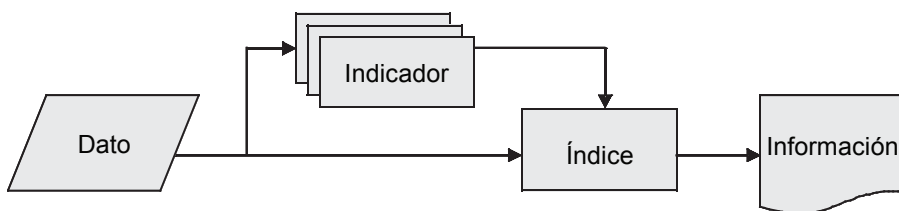


Figura 2.1: Proceso de construcción de información agregada

Fuente: Adaptado de Segnestam, 2002.

⁴ Esta preocupación ha estado expresada en muchos reportes e informes de carácter mundial, regional y nacionales, entre los que se pueden describir OCDE, 1978, 1982, 1983, 1990, 1993, 1994, 1995, 1997, 1998, 1999, 2000, 2001; UNCED, 1987, 1992, UNCHS 1997a, 1999, 2000; UNCSD, 1996; UNEP/PNUMA, 2001; EUROSTAT, 1998, 2000; MMA, 1996, 2000.

⁵ Un trabajo en el que se describe de forma ampliada estos conceptos, se puede encontrar en Segnestam (2002a)

2.2.1. Dato

Es el componente básico de la generación de información. Estos son registros de alguna variable de interés que no permiten interpretar patrones de cambio o tendencia de la situación que define (OCDE, 1997). Los *datos* son la base del sistema y por ello se debe examinar detalladamente su disponibilidad, calidad y fuentes de información. En este sentido, se cree que el éxito de todo sistema de indicadores está en la construcción de filtros que de manera objetiva permitan al investigador seleccionar el mejor conjunto de *datos* que describan los fenómenos de interés social que se intenta explicar.

2.2.2. Indicadores

Por lo general son variables derivadas de la combinación de dos o más datos y constituyen las primeras herramientas para el análisis de cambios en cualquier contexto en el que se empleen. Desde el punto de vista ambiental, su utilidad reside en razones operativas, dado que sirven para evaluar directamente condiciones y trayectorias de sustentabilidad de recursos y del ambiente. Son *input* en los procesos de formulación de política ambiental y permiten resumir una gran cantidad de datos para facilitar la comunicación de las situaciones ambientales a diferentes grupos sociales (MMA, 1996; Segnestam, 2002b).

La OCDE (1994:16) define los indicadores como [...] *a statistic or parameter that, tracked over time, provides information on trends in the condition of a phenomenon and has significance extending beyond the associated with the properties of the statistics itself.*

Desde el punto de vista práctico, el indicador es un *dato* que ofrece una descripción de un fenómeno más allá de su representación. El indicador es una medida parcialmente observable de un fenómeno, de tal forma que permite *indicar* su estado, evolución o tendencia, aun sin medir exactamente el fenómeno estudiado. Por ejemplo, el nivel de ruido en una zona de la ciudad indica cierto tipo de presión sobre el entorno ambiental que afecta a un territorio y a sus pobladores. Por esta razón el indicador está dotado de un mayor valor analítico que el registrado por el dato mismo (Pender *et al.*, 2000).

De la construcción de indicadores ambientales pueden derivarse tres tipos de utilidades:

- i. Contribuyen a la gestión de los tomadores de decisión mediante el empleo de información objetiva, que es útil para el monitoreo, seguimiento y evaluación de fenómenos de interés social.

- ii. Permiten informar a la sociedad sobre las tendencias de ciertos fenómenos de interés social mediante informes periódicos.
- iii. Permite incidir en el comportamiento de la sociedad mediante la comunicación de sus resultados.

2.2.3. Índice.

Muchos autores afirman que en la definición y construcción de los indicadores ambientales existe confusión, aun entre los mismos expertos (Hyatt, 2001; Ebert *et al.*, 2003). Por ello es conveniente distinguir entre indicadores simples e índices (indicadores sintéticos).

Los indicadores están constituidos por la combinación de dos o más datos, y estos indicadores (y/o muchos datos) son convertidos en un índice mediante una función matemática que los sintetiza (EEA/AMAE, 2002).

Los índices pueden ser usados como un indicador para resumir información compleja sobre un fenómeno a estudiar y es posible obtener índices de distintos componentes que explican, por ejemplo, la calidad ambiental urbana, cuya combinación final puede dar como resultado el índice sintético⁶.

De acuerdo con Segnestam (2002b) los índices son comúnmente usados como niveles analíticos agregados, tales como nación, región, ecosistema y en ocasiones, a escala local. En este texto se sostiene que la construcción de índices ambientales tiene relevancia al nivel para el cual se dispongan datos (o se puedan derivar) y su construcción sea útil para simplificar información (con valor agregado) para la gestión de los tomadores de decisión.

Los índices ambientales como cualquier proceso de síntesis de información, generalmente no dan explicación de todas las variables que pueden describir una *variable latente*, sin embargo, son en todo momento una aproximación a esta. Al respecto Pena Trapero (1977) y Zarzosa (1996) concluyen que cualquier indicador social (entre ellos los ambientales) son aproximaciones que se pueden completar en la medida que se agreguen nuevos datos e indicadores que contribuyan a explicar de forma más amplia el asunto estudiado.

2.3. INDICADORES AMBIENTALES Y POLÍTICA PÚBLICA

Los indicadores ambientales han jugado un papel importante en el apogeo actual del tema ambiental en el ámbito mundial, regional y local,

⁶ En el capítulo 3 se presenta el esquema conceptual para la construcción del índice de calidad ambiental como un proceso de agregación de datos e indicadores.

debido a que han permitido objetivar la conciencia social sobre los fenómenos ambientales que afectan la calidad de vida y el bienestar de los ciudadanos.

La incorporación del ambiente en las preocupaciones de los colectivos urbanos, manifestada en la planificación de las ciudades modernas, demanda, entre otros instrumentos, la necesidad de objetivar el medio ambiente midiendo su estado u otra categoría de valoración (OCDE, 1994). El argumento es que en la medida en que un *problema latente* desde el punto de vista social se objetiva (se mide), el interés y preferencia por él se acentúa. En este sentido, como lo afirma Brand (2001), lo ambiental deja de ser una preocupación distante y abstracta para “entrometerse” en la vida cotidiana de los ciudadanos, condicionando así la vida individual y colectiva de un conglomerado social.

En general, a escala mundial, regional y local, este es el papel que cumplen los indicadores ambientales: objetivar la conciencia social acerca de los fenómenos ambientales que afectan su calidad de vida. En este sentido, la generación de indicadores e índices para la gestión social de los problemas ambientales, ha aumentado sustancialmente en los últimos años, no sólo por el interés social, sino también por los desarrollos tecnológicos en la medición, captura y procesamiento de datos e indicadores (Bosque, 2000)⁷.

Este crecimiento de la capacidad de captura y procesamiento de datos, demanda la construcción de indicadores sintéticos que transformen un conjunto grande de datos e indicadores en información útil para la toma de decisiones y el seguimiento de temas o subtemas de interés social.

En este sentido, el estudio del *índice de calidad ambiental* que se desarrolla en esta parte de la investigación, comparte la idea de que los indicadores ambientales son instrumentos analíticos que tienen validez en la medida en que son construidos y asimilados socialmente (MMA, 1996). En concreto, una medición sobre cualquier problema ambiental, por ejemplo, la *concentración de partículas en suspensión*, tiene validez porque refleja

⁷ El uso combinado de información censal y de aquella capturada mediante sensores aerotransportados, permite construir variables e indicadores en tiempo real sobre múltiples fenómenos de interés social, tanto en zonas urbanas, como en ecosistemas y regiones determinadas. Una fotografía aérea, por ejemplo, genera en tiempo real información sobre innumerables indicadores, como formas urbanas, áreas verdes, sistemas boscosos, etc. que combinados con datos censales permiten establecer indicadores de interés social como densidad de áreas verdes, etc. (Winograd *et al.*, 1999).

un objetivo social. En este sentido, como se deriva de Innes (1990), las normas ambientales o los acuerdos ambientales mundiales, son el reflejo del valor que para la sociedad tienen ciertos problemas ambientales.

El proceso de validación social de la información generada demanda la colaboración entre los expertos que conceptualizan, compilan y manipulan los datos para construir indicadores e índices y los tomadores de decisión, junto con la sociedad que demanda la información para la evaluación y el seguimiento de los problemas ambientales de interés⁸.

Por lo anterior, la construcción de los indicadores simples y sintéticos debe constituir un proceso con un fundamento conceptual claro y a la vez con un contenido social y político expresamente reconocido por la sociedad. Estos elementos serían los aglomeradores de un instrumento estadístico que tiene como función generar información sintética para la toma de decisión (MMA, 1996).

En este orden de ideas, Puolamaa, *et al.* (1996) plantean que dependiendo del ámbito de aplicación, la definición de índices agregados debe ser un proceso de validación social de sus integrantes, de tal forma que ello permita la aceptación de la información que explica la gestión de los que formulan la política pública⁹.

En la literatura revisada sobre indicadores ambientales, sobresale la síntesis que al respecto se hace en la propuesta de indicadores ambientales para España, donde se define que:

- a. Los indicadores ambientales son variables o estimaciones (Ej. concentración de partículas en suspensión) que proveen información agregada y sintética sobre un fenómeno (Ej. la calidad ambiental) más allá de su capacidad de representación propia. Es decir, son dotados exógenamente de un significado añadido.
- b. Este significado añadido tiene un carácter antropológico por dos motivos: en primer lugar, porque los indicadores responden a un interés

⁸ Un problema técnico asociado a la elaboración de *indicadores ambientales* es que el nivel de identificación de los datos que lo componen puede ser tan especializado, que generan lo que Azqueta (2002:198) llama una doble limitación: la información especializada limita el uso a muchos tomadores de decisión o agentes locales, y su coste de levantamiento y procesamiento puede ser tan alto que impide su desarrollo e implementación sostenida.

⁹ Cuando se describan los distintos tipos de indicadores ambientales urbanos se detallará la batería de indicadores definidos a nivel mundial, regional, nacional y local, dado que los intereses a los cuales deben responder no son iguales y dependen de las preocupaciones sociales propias de cada escala de análisis.

social específico y no es sólo una reproducción científico-conceptual del objeto de análisis, y en segundo lugar, aunque la estimación de los indicadores agregados demanda un conocimiento científico objetivo sobre el fenómeno estudiado, su utilidad está condicionada por la interpretación social de sus resultados.

Este estudio comparte el criterio de indicador ambiental definido por el Ministerio de Medio Ambiente de España (MMA, 1996) para el que “Un indicador ambiental es [...] una variable que ha sido socialmente dotada de un significado añadido al derivado de su propia configuración científica, con el fin de reflejar de forma sintética una preocupación social con respecto al medio ambiente e insertarla coherentemente en el proceso de toma de decisiones”.

2.4. LOS INDICADORES AMBIENTALES COMO UNA PREOCUPACIÓN CIENTÍFICA

El diseño y estimación de indicadores a distintos niveles de interés social ha dado como resultado una amplia preocupación científica por el tema, que no sólo se manifiesta en el aumento de la información ambiental, sino en su tratamiento científico. Tanto así que recientemente se presenta a la sociedad científica un *journal* especializado en indicadores ecológicos y ambientales denominado *Ecological Indicators*, que desde el año 2001 viene aportando en la definición conceptual y empírica de los indicadores desde distintas áreas de las ciencias.

E. Hyatt (2001:1) en el editorial inaugural de *Ecological Indicators* define los indicadores como aspectos ecológicos, biológicos y ambientales que contribuyen a definir la *línea base* allí donde se necesite evaluar un recurso o el ambiente y argumenta que los *índices* pueden ser agregados de indicadores individuales.

Más que una simple agregación, los *índices* son una herramienta cuantitativa que simplifica a través de modelos matemáticos, los atributos y pesos de múltiples datos e indicadores, con la intención de proporcionar una explicación más amplia de un recurso o el atributo que se va a evaluar y a gestionar.

Desde el punto de vista técnico Ebert *et al.* (2004) plantean que los *...environmental indices provide a condensed description of multi-dimensional environmental status by aggregating several variables (or indicators) into a single quantity [...] The basic purpose of environmental indices is to allow comparisons of status of the environment across time or space. A fundamental desired property of environmental indices is that these comparisons should be free of ambiguity.*

Si bien existe un consenso acerca del significado de un índice como el conjunto de *datos y/o indicadores simples* agregados en un *indicador sintético*¹⁰, no es clara la definición de los componentes del índice, dado que la definición de los indicadores ambientales depende del interés social (por los problemas ambientales) en el ámbito geográfico que se esté estudiando. Por ello, en la revisión de la literatura sobre experiencias en la construcción de sistemas de indicadores ambientales se puede observar un gran número de criterios dispares sobre los componentes del sistema [MMA (1996, 2000); PNUMA (2001); Castro (2002); Segnestam (2002a)]. La razón básica para esta disparidad de criterios es que generalmente un indicador ambiental se asocia casi con cualquier parámetro estadístico que represente a un fenómeno ambiental.

Al final de este capítulo se describe un conjunto de criterios empleados por distintos modelos de indicadores ambientales, haciendo claridad que los criterios contribuyen a delimitar el conjunto de variables del sistema de indicadores, garantizando así la objetividad de estos y su fiabilidad para la toma de decisiones.

2.5. ESQUEMA TEÓRICO Y PRÁCTICO DEL FLUJO DE INFORMACIÓN

El flujo de información que conduce a la definición de *indicadores sintéticos*, sigue un esquema que con base en la teoría de la información parte de los datos hacia el índice, en sentido ascendente, en el procesamiento y síntesis de la misma. La Figura 2.2 parte “A” indica cómo desde el punto de vista teórico se parte de una base amplia de datos a un conjunto reducido de indicadores sintéticos. Sin embargo la realidad señala que el comportamiento del flujo de información es inverso, en la medida que se dispone de una amplia “batería” de índices e indicadores teóricos que demandan el desarrollo de métodos de captura y medición de datos de interés ambiental (Figura 2.2 parte “B”).

La búsqueda de criterios más flexibles para la generación de una amplia batería de indicadores sociales y ambientales es un enfoque pragmático que ha jugado un papel fundamental en el desarrollo de nuevos y mejores datos para la comprensión de fenómenos complejos. Así lo manifiesta Pena Trapero (1977:26) en una crítica al esquema con que se formulaban los indicadores sociales de la OCDE: “desligarse completamente de la

¹⁰ Los índices son indicadores sintéticos. Por ello en este estudio se utiliza de manera indistinta cualquiera de las dos expresiones.

información existente o fácilmente asequible puede conducir a elucubraciones teóricas y abstractas que se alejan mucho del pragmatismo que la OCDE estimaba necesario y que es el que, en definitiva, puede conducir a resultados operativos. Tal vez, como sucede con frecuencia, la virtud está en el punto medio: ni ligarse excesivamente a lo ya existente de forma que no se llegue a aportar nada nuevo, ni olvidarse de las limitaciones que pueda ocasionar la recogida de información, de forma que se definan indicadores irrealizables”.

La opinión de Pena Trapero es quizás la justificación más consistente de la pirámide de información invertida, como práctica real del proceso de construcción de información para explicar nuevos problemas que socialmente se vayan definiendo. De acuerdo con este autor, los datos no pueden limitar el desarrollo del pensamiento, dado que va en contravía de la posibilidad de generar nueva y mejor información. En adelante se verá cómo el pragmatismo de la realidad del flujo de información requiere un marco analítico que la organice de manera lógica para los diferentes propósitos aludidos.

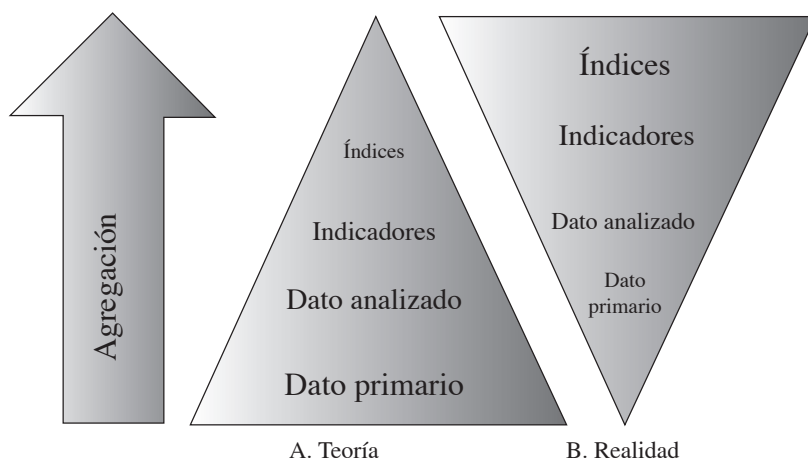


Figura 2.2: La pirámide de información

Fuente: Segnestam, 2002b

Indicadores e índices ambientales son herramientas que permiten a los tomadores de decisión contar con un potencial simplificador de un conjunto de datos existentes o derivados. Sin embargo es necesario enfatizar que la selección de indicadores apropiados no es una tarea fácil, dado que ello demanda el entendimiento de cómo funciona el sistema o fenómeno que se quiere explicar y esto no siempre es posible (totalmente) cuando

se trabaja con el medio ambiente. Sin embargo aun cuando el sistema es altamente conocido, existe una brecha entre los *indicadores teóricos* y los *indicadores operacionales* (EEA/AMAE, 2002)¹¹. En otras palabras, la brecha entre el conocimiento científico y el que es susceptible de objetivar, está determinada por la cantidad y calidad de la información disponible. Por ello, la selección de indicadores obedece no solo a la interpretación que el científico y la sociedad hagan de una realidad, de por sí compleja, sino también a la disponibilidad de la información.

En la siguiente sección se aborda la definición de los indicadores en el contexto de modelos que ayuden a entender la realidad de la manera más sencilla como fuera posible, según a quien vaya dirigido el sistema de indicadores que se piensa desarrollar.

2.6. MODELOS ANALÍTICOS DE LOS INDICADORES AMBIENTALES

Cualquier sistema de indicadores ambientales para describir fenómenos urbanos de interés social demanda la organización de un esquema lógico que permita comprender su organización y facilite la comunicación entre los distintos actores sociales urbanos. Un marco analítico coherente en el cual se apoyen los indicadores ambientales contribuye a que estos sean una importante y válida fuente de información.

En la literatura sobre indicadores ambientales existen varios modelos analíticos para organizar la información de manera coherente. El MMA (1996) destaca los siguientes:

- a. *Marco temático*. Aquí los problemas ambientales son identificados y analizados por *temas* y *subtemas* y sirven de marco para el desarrollo de indicadores, como por ejemplo, contaminación del aire, deforestación, etc.
- b. *Estructurada por medios*: El medio ambiente es dividido en medios (aire, agua, suelo, fauna y flora) y los indicadores cubren cada medio de forma separada.
- c. *Marco sectorial*. Este contexto considera al medio ambiente como fuente de recursos biológicos y minerales usados por los sectores económicos. Comprende sectores como la industria, agricultura, servicios, etc.
- d. *Marco causal*: Es derivado del proceso de toma de decisiones ambientales. El marco basado en la causalidad supone que las actividades hu-

¹¹ Cuando se analicen los criterios que se emplean en este estudio para determinar los indicadores ambientales (capítulo 3), se profundizará en esta diferencia.

manas ejercen una *presión* sobre el medio y que este registra cambios de *estado* en función de esta presión, a la que la sociedad *responde* para mantener los equilibrios ecológicos que le parecen adecuados. Para cada una de las acciones contempladas se desarrollan indicadores de *presión, estado y respuesta*.

- e. *Marco ecosistémico*. Aquí la información se organiza en unidades territoriales con características ecológicas distintivas e interrelacionadas, como por ejemplo, ecosistemas, biomas, etc.

Se debe entender que los datos e indicadores sin una estructura analítica coherente, difícilmente pueden brindar información útil y válida científicamente para la toma de decisiones. El modelo empleado depende del tipo de análisis, la disponibilidad de información y el contexto social en el cual se propone.

A continuación se describen de manera detallada, dos modelos de indicadores ambientales que son consistentes con el enfoque de indicadores de calidad ambiental que se adopta en esta investigación.

2.6.1. Modelo analítico presión – estado – respuesta (PER)

Las áreas urbanas son sistemas vitales dinámicos, cuyos componentes se encuentran en constante cambio. Como parte de un sistema, las actividades industriales, de flujo automotor, vivienda, uso de espacio público, etc., son una amalgama de elementos que se conjugan en la complejidad urbana, con el medio ambiente, generando de esta manera situaciones de distinto orden, con causas y efectos en múltiples direcciones y dimensiones. En este orden de ideas se suscita la pregunta ¿cómo comprender la complejidad de la realidad que se analiza, de tal forma que al menos se disponga de información sobre su esencia, para avanzar en la solución de los problemas ambientales urbanos?

Una respuesta basada en las ciencias sociales es la definición de modelos analíticos que se aproximan a la explicación de una *variable latente*, como la calidad ambiental, el desarrollo sostenible, el bienestar social, etc. Por ello, aquí se cree que un modelo puede o no ser apropiado en función de su poder de explicación de esa realidad y no tanto por la mayor representación de la complejidad de la misma (OCDE, 1997).

El modelo que se presenta en esta sección es el desarrollado inicialmente por Friend y Rapport (1979) y popularizado entre sus miembros por la OCDE (1994). Este representa una simplificación de las relaciones complejas del desarrollo sostenible y su virtud esencial (por la cual ha tenido una amplia aceptación para la definición de indicadores ambientales) se

debe a su enfoque analítico de causalidad lineal (*causa-efecto*) con el que se explican las relaciones entre los distintos componentes del desarrollo sostenible (sociedad, economía, naturaleza).

Con este enfoque analítico, la OCDE propone un sistema de estadísticas que responde a un modelo de causalidad *presión – estado – respuesta* (PER), en el que “las actividades humanas ejercen presiones sobre el medio y cambian su calidad y la cantidad de los recursos naturales. La sociedad responde a estos cambios a través de políticas ambientales, sectoriales y económicas. Esto último crea un bucle hacia las actividades humanas de presión. En términos generales, estos pasos forman parte de un ciclo de política ambiental que incluye la percepción del problema, la formulación de políticas y su seguimiento y evaluación” (OCDE, 1994).

Los *indicadores de presión* describen las actividades humanas o acciones que ejercen presiones sobre el ambiente y los recursos naturales, sin importar si el problema es preexistente o causado por una nueva actividad, como por ejemplo, el crecimiento poblacional, la densidad de vivienda, el tráfico automotor, etc.

Los *indicadores de estado* representan la medición de alguna característica física del ambiente y los recursos naturales que han sido objeto de la presión antrópica. Estos indicadores generalmente están asociados a descripciones de la calidad y disponibilidad de los recursos, como por ejemplo, la calidad del aire, el ruido, la erosión del suelo, la calidad de agua, etc.

Los *indicadores de respuesta* miden la respuesta que la sociedad presenta ante los cambios de *estado* del medio ambiente. Por lo general, las acciones de respuesta tienden a influir sobre las presiones que originan el cambio de *estado* de los recursos y el ambiente mediante incentivos y restricciones. Las respuestas a las situaciones de *estado* se dirigen a acciones o inversiones realizadas para mitigar, corregir y/o compensar los efectos del problema.

El modelo PER intenta dar respuesta a preguntas derivadas de la definición de la política y gestión ambiental, a saber, ¿cuál es el estado del medio ambiente? (de importancia para el análisis espacial dependiendo de la escala o ámbito geográfico que se trabaje) y ¿está el medio ambiente mejor o peor que antes? (de importancia desde el punto de vista del análisis temporal).

La Figura 2.3 sintetiza este esquema analítico, cuya virtud radica en simplificar el razonamiento acerca de problemas complejos por medio de un análisis lineal *causa-efecto*.

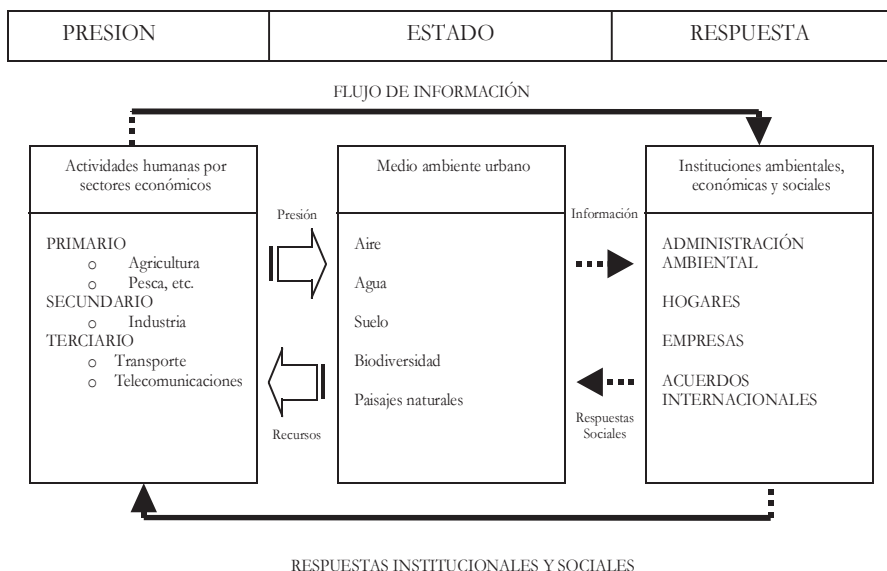


Figura 2.3: *Modelo de presión – estado - respuesta*

Fuente: Adaptado de OCDE, 1994.

El modelo PER está estructurado a través de áreas problemas, en las cuales se identifican conflictos ambientales de relevancia para la gestión desde la escala de análisis que se esté evaluando (local, regional, mundial).

El modelo analítico originalmente presentado por la OCDE en 1994 ha sido modificado por varios usuarios o agencias internacionales. Estas modificaciones se pueden resumir en tres direcciones diferentes que se detallan a continuación.

2.6.1.1. El modelo fuerza motriz – estado – presión

Básicamente este modelo sustituye la categoría de indicadores de presión por la de *fuerza motriz (driving force)*, creando de esta forma un modelo denominado DSR por sus siglas en inglés. Este tipo de indicadores se ajusta más al tratamiento de fenómenos sociales, económicos e institucionales, dado que proporcionan explicación de procesos antrópicos (y no mecánicos, más ajustado al concepto de *presión*) que modifican el estado de los recursos naturales y ambientales. Además, muchos autores comparten la idea de que el concepto de *fuerza motriz* puede asociarse semánticamente a efectos positivos y negativos, como no ocurre con el concepto de *presión* (Winograd *et al.*, 1999; Segnestan, 2002a). En el marco de este modelo el programa de la Comisión para el Desarrollo Sostenible

de las Naciones Unidas (UNCSD, 2000) ha establecido 142 indicadores de desarrollo sostenible.

2.6.1.2. El modelo presión - estado - impacto - respuesta

Esta variación del modelo original de la OCDE agrega una nueva categoría de indicadores denominados de *impacto* (Figura 2.4) y transforma el modelo original en uno de presión - estado - impacto - respuesta (PSIR por sus siglas en inglés).

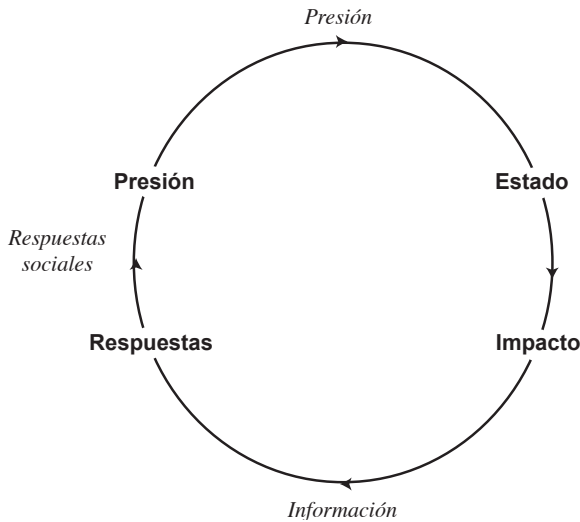


Figura 2.4: Modelo presión - estado - impacto - respuesta

Fuente: Segnestam, 2002a

Algunas organizaciones internacionales e investigadores reconocidos, como Winograd (1995), sostienen que incluir una nueva categoría de indicadores de impacto al modelo PER permite capturar el efecto real del cambio de estado sobre quien recae el impacto y, por lo tanto, es información valiosa para que el tomador de decisiones evalúe no sólo el recurso afectado sino la manera como ha incidido este cambio en el bienestar social (salud, precio de viviendas, etc) o en los ecosistemas (reducción de poblaciones de peces, pérdida de biodiversidad, etc).

2.6.1.3. Modelo fuerza motriz - presión - estado - impacto - respuesta

Esta es la más reciente versión del modelo PER en la que se incluyen las cinco categorías de indicadores, creando así el modelo fuerza motriz

- presión – estado – impacto – respuesta (DPSIR por sus siglas en inglés). Este modelo intenta reconocer que los indicadores de respuesta contruidos en el marco de los cuatro indicadores precedentes, pueden incidir sobre los agentes que generan el impulso (empresas, instituciones, ciudadanos, etc.) mediante instrumentos económicos, de educación y legales, entre otros. También inciden sobre las presiones directas controlando la generación de desechos mediante cargos a usuarios, restricciones y sanciones legales, y sobre los impactos directos mediante compensaciones, inversión, etc. (Jesinghaus, 1999).

En la Figura 2.5 se observa un ciclo en el que las *fuerzas* que están actuando como factores de cambio (productos de la industria, el transporte, viviendas, etc.), generan una *presión* sobre el ambiente por la emisión de contaminantes, ruido y el uso de recursos naturales, de tal forma que se pueden identificar las causas directas de los problemas ambientales. De aquí se consigue derivar el conocimiento del *estado* del ambiente, que muestra las condiciones actuales comparadas con estándares científicos o socialmente aceptados, para luego describir el *impacto* en la salud humana y en los ecosistemas. Finalmente, es posible construir información de las *respuestas* societales como medidas de política que modifican los factores de fuerza, presión, estado y en ocasiones cuando se definen políticas de compensación, sobre los mismos agentes en los que recae el impacto (Kolstad, 2000).

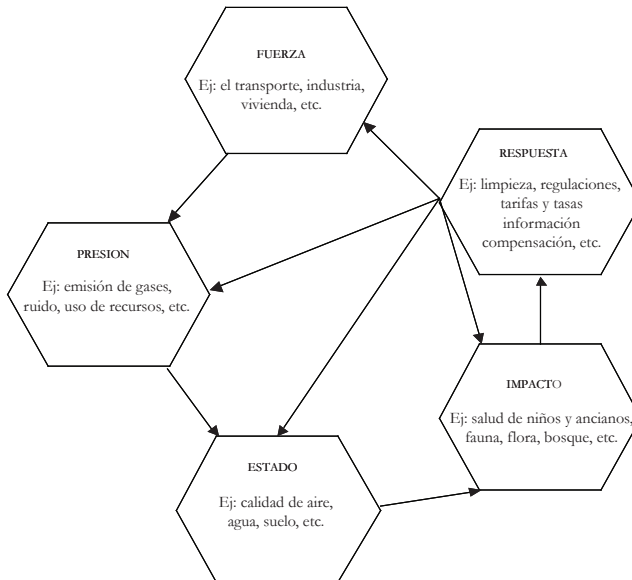


Figura 2.5: Modelo DPSIR

Fuente: Segnestam, 2002a

En Europa la Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA/AMAE, 2000) y la Unión Europea presentaron en el quinto programa de acción ambiental el desarrollo conjunto de indicadores ambientales basados en el modelo DPSIR.

El modelo PER y sus modificaciones DSR, PSIR, DPSIR, tienen en común que siguen una misma estructura de indicadores que contribuyen a medir el desarrollo sostenible. Su utilidad radica en que permite construir información sintética y científica, desarrollada sobre distintas fases de intervención en el medio ambiente y los recursos naturales. Esta disección de la realidad compleja permite definir distintas categorías de indicadores que contribuyen sustancialmente a apoyar las decisiones de los encargados de la política pública en materia ambiental.

2.6.2. Modelo basado en temas ambientales

Otra modificación relevante del modelo PER está asociada al desarrollo que en este sentido presentó el *Comité para el Desarrollo Sostenible de Naciones Unidas* (UNCSD, 1996), cuando a partir de 1995 se adopta el modelo propuesto por la OCDE (1994) para construir indicadores de desarrollo sostenible a nivel mundial. Sin embargo, las respuestas de los países a las especificaciones de *categoría* de la información solicitada por la UNCSD no fueron homogéneas, debido a que la mayoría de países organizaban los datos en grandes *temas* y *subtemas*. Ello condujo a la UNCSD a partir de ese momento, a recomendar la recolección de datos con un criterio más sencillo para garantizar que todos los países tuvieran una estructura de organización por *temas* y *subtemas* de su interés a escala nacional (UNCSD, 2000; 2001).

Enfocar la construcción de indicadores de desarrollo sostenible a partir de *temas* y *subtemas*, y no de *categorías* es más operativo allí donde no sean evidentes los eslabones causales entre las presiones e impactos, dada la dificultad para precisar tal relación, lo cual es uno de los criterios determinantes en la selección del modelo por *temas* y *subtemas* en el caso de esta investigación, dado que no es posible (al nivel de agregación que se trabaja) determinar relaciones de causalidad directa cuando las fuentes, como la contaminación por ejemplo, no tienen una dimensión espacial al nivel de referencia idéntico al que se ha utilizado para objetivar sus efectos e impactos. Por ello este estudio aborda el modelo por *temas* y *subtemas* ambientales como una aproximación a las categorías desarrolladas por el modelo de la OCDE.

Como referencia, son varias las iniciativas que a nivel mundial presentan modelos de indicadores basados en *temas* y *subtemas*. Entre ellas se destacan la iniciativa de la UNCSD (2000, 2001), en la que definen un conjunto de indicadores de desarrollo sostenible denominados *metas para el nuevo milenio*. También destaca la iniciativa de indicadores del Fondo Mundial para la Naturaleza en su *Informe del Planeta Viviente*¹².

Si bien la selección del modelo es el primer paso que debe definir quien se aventura en la construcción de indicadores ambientales, es pertinente antes de abordar el diseño de los indicadores de calidad ambiental urbana, describir los principales sistemas de indicadores ambientales urbanos a nivel mundial, regional, nacional y local y de manera general, exponer los principales criterios empleados para delimitar conceptualmente los datos e indicadores que se emplearán en un eventual sistema de indicadores (secciones 2.6 y 2.7).

2.7. ALGUNAS INICIATIVAS DE INDICADORES AMBIENTALES URBANOS

2.7.1. Iniciativas a nivel mundial

A nivel mundial la formulación de indicadores ambientales urbanos ha estado liderada por las iniciativas de dos organizaciones que pueden ser consideradas pioneras en el desarrollo de indicadores: OCDE y Naciones Unidas. Algunas de las iniciativas más importantes en este sentido son:

1. El sistema de indicadores urbanos propuesto por la conferencia sobre asentamientos humanos en Nairobi (UNCHS, 1997b) que contribuyó al desarrollo del *programa de indicadores urbanos*. Este sistema tiene como propósito establecer a escala mundial una *red de observatorios urbanos* que permita la evaluación y control de la implementación de los programas *Hábitat* y *Agenda 21*. Aquí los indicadores ambientales juegan un papel significativo como un componente del programa de observación¹³. Estos se refieren en términos generales a la gestión medioambiental de las zonas urbanas mediante indicadores de:
 - a. Tratamiento de aguas residuales.
 - b. Generación de residuos sólidos.
 - c. Tratamiento de residuos sólidos.

¹² Para más detalles de cómo se estructuran los temas y subtemas propuestos por Naciones Unidas, se puede consultar dos informes que establecen los principios. UNCSD (2000): “Report of the Consultative Group to Identify Themes and Core Indicators of Sustainable Development”. y UNCSD (2001): “Indicators of Sustainable Development: Framework and Methodologies”.

¹³ Para detalles puede consultar una serie de documentos producidos bajo el programa *Hábitat* de la UNCHS (1997a, 1997b, 1999, 2000)

- d. Recogida regular de residuos sólidos.
 - e. Viviendas destruidas.
2. La OCDE (1994) ha definido trece áreas de indicadores, entre las cuales una de ellas se refiere al fenómeno ambiental urbano como área de interés especial:
- a. Cambio climático
 - b. Destrucción de la capa de ozono
 - c. Eutrofización
 - d. Acidificación
 - e. Contaminación tóxica
 - f. Medio ambiente urbano
 - g. Biodiversidad
 - h. Diversidad ecosistémica
 - i. Residuos
 - j. Erosión
 - k. Recursos hídricos
 - l. Recursos forestales
 - m. Recursos piscícolas

Las áreas están definidas de la *a*) a la *j*) como temas de calidad ambiental y las restantes se refieren a *stock* de recursos. Si bien bajo esta primera clasificación de la OCDE la propuesta de indicadores para evaluar el entorno urbano se refiere a la calidad ambiental, las otras áreas *stock* también afectan la calidad ambiental urbana.

3. De otro lado, la Organización Mundial para la Salud (OMS, 1993) establece un conjunto de indicadores de ciudades saludables dentro del *Programa Salud para Todos en el 2000*. El sistema de indicadores está compuesto por 53 indicadores, de los cuales diecinueve se refieren al medio ambiente, veinte se refieren a aspectos socioeconómicos, once describen la disponibilidad y calidad de servicios sanitarios y tres están asociados a salud. Este programa de indicadores intenta cubrir la mayor cantidad de países posible y con base en ello realiza una revisión de los datos y su validez para presentar al final su aplicación en 47 ciudades a nivel mundial, en las que destacan para el caso de España: Sevilla, Barcelona y Madrid (Castro, 2002).

Es importante precisar que los indicadores definidos tienen como propósito la comparación entre países. En cuanto al componente ambiental, los indicadores propuestos son:

- a. Contaminación atmosférica
- b. Calidad microbiológica de las aguas de abastecimiento

- c. Calidad química de las aguas de abastecimiento
- d. Porcentaje de agua reciclada procedente de aguas residuales
- e. Índice de calidad de tratamiento de R.S.U.
- f. Calidad del sistema de recogida de R.S.U.
- g. Nivel de contaminación percibida
- h. Agua potable usada por habitante y día
- i. Relación de zonas verdes en la ciudad
- j. Acceso público a zonas verdes
- k. Áreas industriales abandonadas
- l. Deporte y ocio
- m. Calles peatonales
- n. Vías para bicicletas
- o. Transporte público
- p. Espacio edificado
- q. Confort e higiene
- r. Servicios de emergencia ambiental

En la Tabla 2.1 se puede observar una síntesis de los principales hitos internacionales que han conducido a la generación de indicadores ambientales.

2.7.2. Iniciativas a nivel europeo

A nivel regional son muchas las organizaciones que se destacan por su contribución conceptual y aplicada en el tema de indicadores ambientales. En Europa las más importantes son la Agencia Medio Ambiental Europea (EEA/AMAE), Eurostat y la Comisión de Comunidades Europeas (CCE) entre otras organizaciones. Su propósito en general ha estado dirigido a derivar comparaciones entre países de una misma región o ciudades de los países de la región con el fin de proponer políticas de actuación a este nivel. En la Tabla 2.2 se observan los hitos que llevan a considerar a la región europea como la de mayor preocupación mundial por los temas ambientales urbanos.

2.7.3. Iniciativas a nivel de América Latina¹⁴

Para América Latina se presentan los avances en materia de investigación sobre indicadores ambientales en los cuales se resaltan las principales

¹⁴ Para una detallada explicación del estado del arte en el tema de investigación en indicadores de medio ambiente en América Latina y el Caribe, véase Velásquez (2005) y Winograd *et al.* (1999).

iniciativas en la región. En este sentido, parece que en las universidades se ha jugado un papel determinante en la promoción y afianzamiento institucional de los indicadores ambientales en los procesos de planificación de las ciudades de América Latina. La constitución de la *red latinoamericana de estudios ambientales urbanos* y la promoción académica de la *red formación ambiental* han permitido la cooperación horizontal entre universidades en diversos campos del desarrollo docente e investigativo, que han dado como resultado un amplio número de programas de formación ambiental en países de la región, desde que en 1995 catorce centros de investigación de universidades integraran esta red (Velásquez, 2005).

Tabla 2.1: *Hitos internacionales que promueven la generación de indicadores ambientales*

Fecha	Título	Responsabilidad	Autor/editor	Tipo de documento	Modelo/ descripción
1987	Informe Bruntland: Nuestro futuro común	Naciones Unidas (UNCED/ CNUMA)	World Commission on Environment and Development	Reporte	Introduce el concepto de desarrollo sostenible como: "... el desarrollo que satisface las necesidades presentes sin comprometer la habilidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades".
1992	Conferencia sobre ambiente y desarrollo	Naciones Unidas (UNCED/ CNUMA)		Conferencia	Englobó el problema a nivel mundial, contribuyendo significativamente a una nueva visión del concepto y políticas de desarrollo sostenible. Los resultados de la conferencia consisten en cinco documentos oficiales: 1. Declaración de Río. 2. Convención de biodiversidad 3. Convención del clima 4. Principios forestales 5. Agenda Local 21 El énfasis de la Agenda Local 21 en el artículo 28 se relaciona con las autoridades locales y la base para el proceso de consolidación de las ciudades y pueblos sostenibles. El artículo 40 se refiere a la necesidad de disponer de información adecuada para el monitoreo, evaluación y seguimiento de la sostenibilidad del desarrollo. De aquí se desprende la necesidad de indicadores ambientales.

Continúa...

...Viene

Fecha	Título	Responsabilidad	Autor o editor	Tipo de documento	Modelo/ descripción
1993	Estrategia global para la salud y el ambiente	Proyecto de ciudades saludables	World Health Organization (WHO/OMS)	Publicación	Publicación basada en la relación entre salud, ambiente y desarrollo urbano y se hace un fuerte énfasis en la participación de la población.
1997	Hábitat II	Naciones Unidas (UNCED/HÁBITAT)	UN	Conferencia	Segunda conferencia de UN en Estambul, organizada para conocer los problemas del desarrollo humano a nivel mundial.

Fuente: Adaptado de EEA/AEMA (2002)

Tabla 2.2: *Iniciativas de formulación de indicadores ambientales en Europa*

Fecha	Título	Responsabilidad	Autor o editor	Tipo de documento	Modelo/ descripción
1987	4° Programa de acción ambiental	Unión Europea (UE)		Programa	Introduce por primera vez una aproximación integrada al ambiente urbano a escala europea. Se define el plan de acción ambiental (1987-1992)
1990	Libro verde sobre ambiente urbano	Comisión Europea	Comisión Europea	Comunicación	Este libro fue un hito sobre ambiente urbano, porque constituyó el primer camino hacia el debate e investigación sobre ambiente urbano y calidad de vida en la Unión Europea. En este informe se describieron los principales problemas ambientales urbanos, demandando la necesidad de integrar la planificación y gestión urbana de los problemas ambientales. De aquí se deduce la necesidad de monitorear y evaluar las condiciones ambientales de las ciudades.
1991	Grupo de expertos en medio ambiente urbano de la Comisión Europea	Comisión Europea (CCE)		Grupo asesor	Este grupo está compuesto por especialistas independientes, gobernantes y expertos en el tema ambiental urbano. El propósito de su creación era generar estrategias de planificación del uso de la tierra incorporando objetivos ambientales. Recientemente su trabajo ha evolucionado con la creación de grupos específicos.
1992	Tratado sobre la Unión Europea (Maastricht Treaty)	Unión Europea (EU)		Tratado	En el artículo 2 se introduce como objetivo el crecimiento sostenible, donde se manifiesta que “la comunidad tendrá por misión promover (...) un crecimiento sostenible y no inflacionista que respete el medio ambiente”.
1992	5° Programa de acción ambiental	Unión Europea (EU)		Programa	Desarrolla la agenda ambiental 1993-2000 en la que se define la política de la Unión Europea para la sostenibilidad.

Continúa...

...Viene...

Fecha	Título	Responsabilidad	Autor o editor	Tipo de documento	Modelo/ descripción
1993	El informe Dobris: sobre el ambiente europeo	Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA)	EEA	Informe	Informe sobre el estado del ambiente en Europa, preparado para la Conferencia de Sofía. Contiene un análisis detallado sobre el estado de ambiente en las zonas urbanas europeas. Los cuadros estadísticos subyacentes del capítulo sobre medio ambiente urbano figuran en el segundo volumen titulado <i>Europe's environment – Statistical Compendium for Dobris assesment</i> (EEA, 1995).
1994	Carta de Aalborg	ICLEI	Conferencia organizada por ICLEI	Carta o mandato	Parte de la formulación de los principios de la Agenda Local 21 y fue establecida como la <i>primera conferencia europea</i> sobre ciudades y pueblos sostenibles. Como resultado, se definió una política de compromiso para trabajar por la sostenibilidad, denominada la carta de Aalborg. Esta carta se centra en el papel de las ciudades y municipalidades europeas para poner pautas al logro de la sostenibilidad y enfatiza la necesidad de indicadores para monitorear y tomar decisión. Esta carta promueve la sostenibilidad de pueblos y ciudades europeas y es una iniciativa mundial para la evaluación de logros.
1996	Plan de acción de Lisboa	ICLEI	Conferencia organizada por ICLEI	Plan de Acción	Este plan muestra la importancia de incrementar acciones regionales y locales en busca de los objetivos y la necesidad de indicadores para describir el estado ambiental presente y para medir la gestión de las ciudades desde la carta de Aalborg.
1996	Informe de ciudades europeas sostenibles	Comisión Europea: Grupo de Expertos		Informe	El informe presenta las conclusiones de un debate colectivo del grupo de expertos sobre medio ambiente urbano. Describe los principios del desarrollo sostenible y los mecanismos necesarios para ello, no sólo en las ciudades, sino también a todos los niveles de la jerarquía de asentamientos humanos. Este informe se centra básicamente tanto en los aspectos institucionales como ambientales y se plantean las posibilidades que tienen las administraciones locales para garantizar la sostenibilidad.

Continúa...

...Viene...

Fecha	Título	Responsabilidad	Autor o editor	Tipo de documento	Modelo/ descripción
1998	Foro urbano de Viena	Comisión Europea	CE	Comunicación	En el marco de que la integración de la política comunitaria referida al desarrollo urbano y el reconocimiento de la sustentabilidad requieren la participación de autoridades públicas y distintos tipo de actores, llevaron a la publicación del Plan de acción urbana de los <i>Commission's</i> en este foro. Este documento de título oficial "Desarrollo sostenible urbano en la Unión Europea: Un marco para la acción", tiende a mostrar la importancia de la evaluación estratégica y la gestión como una ruta de sostenibilidad en áreas urbanas.
1998 - 1999	Cuarta conferencia regional	Comisión Europea	CE	Carta o mandato	En la búsqueda hacia la consolidación de estrategias locales de aplicación de la Agenda 21, se desarrolla la denominada cuarta conferencia regional que tenía como objetivo definir problemas específicos de acuerdo con contextos regionales y culturales parecidos en la Unión Europea. <ul style="list-style-type: none"> ▲ <i>En la región Báltica, Turquía (1998).</i> ▲ <i>Europa del Este y Central, Sofía (1998).</i> ▲ <i>Región Mediterránea, Sevilla (1999).</i> ▲ <i>La Haya (1999) para el noroeste de Europa.</i>
1998	Desarrollo sostenible en la Unión Europea: un modelo para la acción	Comisión Europea	CE	Comunicación	La comunicación COM (98) 605 enfatizó en la importancia de la evaluación existente y planeó actividades de soporte a la sostenibilidad y la necesidad de explorar métodos para monitorear el progreso de la Agenda Local 21.
1999	Perspectiva de desarrollo espacial europeo (PDEE)	Comisión Europea	Comisión Europea	Documento	La PDEE define una visión de futuro del territorio europeo. Entre sus objetivos está el servir de guía y referencia para la acción de los impactos espaciales. Su mayor objetivo es trabajar por un desarrollo balanceado y sostenible del territorio de la Unión Europea.

Continúa...

...Viene

Fecha	Título	Responsabilidad	Autor o editor	Tipo de documento	Modelo/ descripción
2000	Hannover	Campaña de ciudades sostenibles	Conferencia	Carta o mandato	<p>En esta se evaluó la trayectoria seguida desde Aalborg. Se hizo un fuerte énfasis en los compromisos de política para lograr la sostenibilidad a todos los niveles de gobiernos y especialmente para la acción local.</p> <p>El mantenimiento, monitoreo y evaluación de la sostenibilidad fue uno de los tópicos más importantes de la conferencia. La evaluación y seguimiento son considerados herramientas fundamentales, y se enfatizó en la necesidad de desarrollar sistemas coherentes de indicadores de sostenibilidad. Los indicadores se consideran esencialmente importantes para referenciar los cambios y evoluciones sobre la cuestión.</p>
2001	6° Programa de acción ambiental	Comisión Europea	Comisión Europea	Programa	Este programa promueve el componente ambiental de las nuevas estrategias comunitarias para el desarrollo sostenible.
2001	Asistencia europea para un mejor mundo: una estrategia de la EU para el desarrollo sostenible.	Comisión de la Comunidad Europea	Comisión de la Comunidad Europea	Comunicación de la comisión	En la comunicación COM (2001) 264 se definen políticas y estrategias de largo plazo para el desarrollo sostenible desde el punto de vista económico, social y ecológico.
2002	Hacia un atlas urbano: evaluación de datos espaciales en 25 ciudades y áreas urbanas europeas.	Comisión Europea	Comisión Europea	Reporte	Este reporte describe y evalúa los resultados del proyecto Murbandy y Moland desarrollado para 25 ciudades y áreas urbanas Europeas. En él se organiza una base de datos espacial y se deriva información relevante para construir indicadores que pueden dar información acerca de procesos espaciales tales como el crecimiento urbano, cambios de uso del suelo, intensidad y dirección de la expansión urbana, el rol de la red de transporte, etc. Este conocimiento es esencial, considerando el reciente debate sobre los indicadores ambientales urbanos. La búsqueda de un conjunto de indicadores de sostenibilidad es un importante esfuerzo hacia el desarrollo de metodologías comunes para lograr la sostenibilidad a escala global y local.

Fuente: Adaptado de EEA/AEMA (2002)

Desde el punto de vista institucional, el apoyo de organismos multilaterales (como el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente -PNUMA- y la Organización Mundial para la Agricultura y la Alimentación -FAO) ha sido importante para la difusión de los indicadores como herramienta para el monitoreo y evaluación del estado del medio ambiente, al proponer el desarrollo de *Informes Locales* integrados a los *Informes Globales* que regularmente presentan los países.

En la Tabla 2.3 se encuentran las principales iniciativas que han conducido a la promoción de sistemas de indicadores ambientales en América Latina.

Tabla 2.3: Principales iniciativas de indicadores ambientales en América Latina

Año	Actividad / organización	Resultados
1991	Seminario latinoamericano sobre hábitat urbano y medio ambiente. (Colombia)	<ul style="list-style-type: none"> Se acuerdan las bases conceptuales para la construcción de indicadores ambientales urbanos.
1992	Indicadores de seguimiento para la gestión de “Nuestra Propia Agenda”. (Brasil)	<ul style="list-style-type: none"> Propuesta de estrategias para lograr un mayor acceso público a la información. Promoción de programas de participación ciudadana. Propuesta de implementación de sistemas de monitoreo y evaluación con indicadores.
1993/ 1995	Construcción de indicadores de calidad de vida y asentamientos humanos	<ul style="list-style-type: none"> Establecimiento de criterios conceptuales y metodológicos para evaluar la relación medio ambiente – asentamiento. Aplicación de políticas y programas par el mejoramiento de la calidad de vida. Inicio de trabajos para la implementación de indicadores. Análisis de avances y dificultades en la construcción de sistemas de evaluación de la calidad de vida.
1994	Conjunto central de indicadores ambientales de la OCDE.	<ul style="list-style-type: none"> Recomendación del modelo PER. Integración de indicadores ambientales, económicos y sociales.
	Dirección General de estadística e información ambiental de la Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales en México.	<ul style="list-style-type: none"> Se toma como marco de referencia el modelo PER. Desarrollo de las bases conceptuales y metodológicas para la construcción de indicadores. Desarrollo de indicadores de sostenibilidad para comparar las diferentes regiones mexicanas. Aplicación de los 134 indicadores.
1996	Reunión consultiva de expertos en indicadores ambientales y de sustentabilidad (Chile).	<ul style="list-style-type: none"> Presentación de avances logrados en la construcción de indicadores y metodologías para la evaluación del desarrollo sostenible.
	Comisión de Medio Ambiente de Chile (CONAMA).	<ul style="list-style-type: none"> Propuesta de construcción de indicadores regionales de desarrollo sostenible.
	Sistema de Información Ambiental de Colombia (SINA).	<ul style="list-style-type: none"> Propuesta de orientación y ejecución de la política ambiental de Colombia.

Continúa...

...Viene

Año	Actividad / organización	Resultados
1997	Sistema de Información Nacional para el Desarrollo Sostenible de Colombia.	<ul style="list-style-type: none"> Se estructura un marco conceptual basado en una modificación del modelo PER, denominado presión –estado-estado/impacto-respuesta-gestión (PEE/IRG). Definición del Sistema de Indicadores de Planificación y Seguimiento Ambiental (SIPSA).
1998	Implementación del Sistema de Indicadores de Planificación y Seguimiento Ambiental (SIPSA).	<ul style="list-style-type: none"> Selección de 122 indicadores. Avances locales en indicadores de gestión ambiental. Propuesta de un sistema de indicadores ambientales para Colombia.
1999/ 2002	Investigación sobre indicadores ambientales en América Latina y el Caribe.	<ul style="list-style-type: none"> Propuesta metodológica para el análisis e integración de datos y resultados de los indicadores. Apoyo permanente al desarrollo de investigación ambiental, en la red de formación ambiental.
2000	Ciudades latinoamericanas sostenibles. El caso de Porto Alegre (Brasil).	<ul style="list-style-type: none"> Implementación de diez índices para evaluar y comparar las políticas ambientales. Construcción de un sistema de indicadores simples, para la evaluación del desarrollo sostenible urbano. Investigación para el desarrollo y aplicación de la Agenda 21.
2002	Ministerio del Medio Ambiente de Colombia. ¹⁵	<ul style="list-style-type: none"> Realización del Taller Nacional de Indicadores y Observatorios Ambientales Urbanos. Creación de observatorios ambientales urbanos en las principales ciudades de Colombia: Bogotá, Medellín, Cali, Barranquilla, Bucaramanga, Manizales, Armenia y Pereira. Coordinación interinstitucional (en todas las regiones y CAR) para la construcción de un sistema de indicadores ambientales más consensuados, a través de los llamados indicadores SISA.
2004	IDEAM (Colombia)	<ul style="list-style-type: none"> Presentación de la publicación del estado del medio ambiente en Colombia.

Fuente: Adaptado de Velásquez (2005)

2.7.4. Iniciativas a escala local

El grupo de expertos en medio ambiente de Europa (CCE, 1996:16) afirmaba que la escasa calidad del medio ambiente urbano es una de las principales preocupaciones de las autoridades municipales y del público en general. Reconocen que las condiciones ambientales varían mucho entre municipios y regiones y que es necesario desarrollar sistemas de

¹⁵ Es importante resaltar que el Ministerio del Medio Ambiente de Colombia desde 1994 viene promoviendo el desarrollo de indicadores de cuentas ambientales para Colombia, no sólo a través de propuesta de implementación del sistema integrado de cuentas ambientales para Colombia (en coordinación con el DANE), sino también trabajos regionales relacionados con cuentas físicas de los recursos agua, bosque, etc.

monitoreo y evaluación que permitan hacer seguimiento y comparación de su evolución a una escala más reducida.

A partir de lo local en este libro se destacan algunas iniciativas de planificación urbana que han considerado básico el diseño de indicadores ambientales para la planificación del desarrollo local y en el ámbito de las regiones más inmediatas¹⁶.

2.7.4.1. Iniciativas en España

Para España, además del sistema de indicadores ambientales urbanos diseñado por el Ministerio del Medio Ambiente (MMA, 2000), se destacan los sistemas de indicadores desarrollados para el nivel de regiones en Cataluña (Secretaría Técnica de la Xarxa de Ciutats I Pobles Cap a la sostenibilitat, 2000), Andalucía (CMA – Junta de Andalucía, 2001; Castro, 2002) y el País Vasco (CMA – País Vasco, 2003), entre otras¹⁷. En su mayoría los indicadores desarrollados responden a las condiciones específicas de las regiones o ciudades típicas con fines de comparar y diseñar políticas a este nivel.

2.7.4.2. Iniciativas en Estados Unidos

En Estados Unidos sobresale una de las iniciativas más relevantes llamada “*Seattle Ciudad Sostenible*”. Esta iniciativa promovida en 1992 por un grupo de ciudadanos, es un proceso de participación con amplia convocatoria comunitaria, organizaciones no gubernamentales (ONG), universidades, académicos, etc, que permitió la definición de un conjunto de *indicadores simples* dirigidos a tres áreas temáticas: economía, sociedad y medio ambiente en la ciudad de Seattle. Las categorías de indicadores identificadas en este proceso son:

- i. Medio ambiente
- ii. Población y recursos
- iii. Economía
- iv. Recreación y educación
- v. Salud y comunidad.

En general se definieron cuarenta indicadores, de los cuales seis se refieren a medio ambiente:

¹⁶ Cabe destacar que a nivel mundial las iniciativas integradoras como región sólo son visibles en Europa. En la literatura sobre indicadores ambientales en las otras regiones se aprecian esfuerzos locales de países y ciudades principalmente.

¹⁷ En el capítulo 3 se hará una referencia detallada a los indicadores ambientales urbanos propuestos en Andalucía y en general para España.

- a. Salmones salvajes que circulan por los canales locales
- b. Biodiversidad
- c. Número de días con buena calidad del aire en el año
- d. Cantidad de suelo útil perdido
- e. Acres de zonas húmedas disponibles
- f. Porcentaje de calles para peatones

Lo interesante de este sistema de indicadores fue su capacidad de convocatoria que, como resultado de la dinámica institucional y comunitaria generada, contribuyó al diseño de una estrategia de evaluación y seguimiento permanente que mantiene (hasta hoy) vigente el programa iniciado en 1992¹⁸.

Como programa modelo creó una visión de sostenibilidad de la ciudad, generó información de consulta pública acerca de problemas de interés social y sirvió de herramienta para los planificadores, los tomadores de decisión y los agentes sociales mediante la educación. Su importancia externa radica en que ha influenciado una red nacional de ciudades sostenibles en los Estados Unidos¹⁹, además de también, al ser pionera, ha influenciado muchas iniciativas mundiales como la de ciudades saludables de la OMS y los movimientos europeos de ciudades sostenibles²⁰.

A continuación se presentan los indicadores ambientales en Colombia en los cuales se resalta una iniciativa de orden nacional y otra de carácter regional. Aquí se presentan estas dos experiencias, más que por su trascendencia internacional, por estar relacionadas con la línea de investigación que orienta el modelo de indicadores presentado en este estudio y porque permiten definir el estado del arte desde el cual se parte.

2.7.4.3. Indicadores ambientales en Colombia

En Colombia y como fruto de amplios debates y consensos sociales, se expidió la Ley 99 de 1993 que creó el Ministerio del Medio Ambiente, reorganizó la función pública del Estado en materia ambiental y creó el

¹⁸ Para detalles de esta experiencia ver la referencia en Internet sobre el proyecto: <http://www.scn.org/sustainable/susthome.html>.

¹⁹ Para las experiencias en Estados Unidos puede consultar online: <http://www.globalreporting.org>, <http://pen.ci.santa-monica.ca.us/environment/policy/>, <http://www.econ.state.or.us/opb/>, <http://www.njfuture.org/HTMLSrc/SSR/>.

²⁰ McMahon S.K (2002) presenta la experiencia del desarrollo de un sistema de indicadores de calidad de vida en la ciudad de Bristol, Reino Unido, como una iniciativa en la que se establecen indicadores urbanos al nivel más desagregado.

Sistema Nacional Ambiental (SINA). Como parte de esas nuevas funciones, se fortalecen las corporaciones ambientales regionales (CAR) existentes y se crean nuevas (36 en total), encargadas de la administración y gestión ambiental en cada uno de los departamentos del país y en casos especiales para algunos ecosistemas estratégicos.

El espíritu de la Ley 99 diferencia las zonas urbanas con más de un millón de habitantes y conceptúa que son zonas de manejo especial donde se configuran problemas ambientales propios de entornos urbanos complejos que demandan una administración consecuente. Así, mediante la reglamentación de la Ley 99, se crean los *Departamentos de Administración del Medio Ambiente* (DAMA) en las cuatro principales ciudades de Colombia, en términos de población y dinámica urbana: *Bogotá, Cali, Medellín y Barranquilla*.

En este contexto institucional y en el marco del Programa de Fortalecimiento Institucional para la Gestión Ambiental Urbana en Colombia, el Ministerio del Medio Ambiente y la Red de Desarrollo Sostenible realizaron un proyecto denominado *Sistema de Indicadores Ambientales Urbanos*.

El Programa de Fortalecimiento Institucional para la Gestión Ambiental Urbana reconoce que la falta de información válida sobre la calidad ambiental es una de las principales restricciones para la gestión ambiental urbana en Colombia. Por ello se propone este sistema de indicadores para los grandes centros urbanos y ciudades intermedias del país, de tal forma que sirva para definir prioridades de gestión ambiental, a la vez que se dispone de una herramienta para comparar la gestión de los principales centros urbanos.

El establecimiento del sistema de información ambiental mencionado es catalogado como urbano-regional y los esquemas de seguimiento a los mismos son los denominados *observatorios ambientales urbanos* (OAU). Si bien la consulta *online*²¹ del actual sistema de indicadores permite interactuar con algunos indicadores numéricos y en forma de gráficos, su desarrollo aun dista mucho del ideal de un sistema de información ambiental propiamente dicho. No solo porque existe una amplia batería de indicadores definidos y sin información para algunas ciudades, sino también porque no existe una estructura conceptual que delimite los indicadores de acuerdo con criterios que homogenicen la recogida y procesamiento de los datos e indicadores simples para todas las ciudades que deberían reportar información.

21 Ver www.minambiente.gov.co o www.rds.org .

Al respecto en el programa OAU se argumenta que “...estas experiencias métricas reportan importantes avances al nivel regional y local, aunque con la dificultad latente de compatibilizar y homogeneizar los sistemas de información y los indicadores, de manera que los resultados y los reportes generen representatividad y confianza en la ciudadanía. Igualmente, el hecho de que sean públicas estas mediciones, hace que su uso sea democrático e incentiven cambios concretos en la realidad ambiental nacional”.

Un ejemplo del resultado *online* de este proyecto se puede observar en la Figura 2.6 en la que se indican las ocho ciudades incluidas y la estructura general del sistema.



Figura 2.6: Página electrónica del OAU de Colombia

Fuente: www.minambiente.gov.co

En la Tabla 2.5 se describen detalladamente los indicadores ambientales seleccionados en el taller nacional de indicadores y observatorios ambientales urbanos de Colombia, los cuales conforman el núcleo básico del sistema en las ocho ciudades seleccionadas.

En general, el sistema de indicadores de desarrollo sostenible para Colombia tiene serias dificultades conceptuales que no hacen operativos sus resultados para la aplicación práctica con fines de comparación de la sostenibilidad ambiental, económica y social entre las ciudades del programa de OAU. Estas dificultades se pueden resumir en:

- a. De los 78 indicadores del sistema, no existe un sólo indicador común entre las ocho ciudades elegidas; hay tres indicadores comunes a siete ciudades; diez lo son para seis ciudades y solo doce indicadores comunes a cinco ciudades. La Tabla 2.5 indica las posibilidades de comparación por pares de ciudades.
- b. Se observa que en el diseño de indicadores no hay criterios que sirvan de filtro para homogeneizar el sistema para todas las ciudades.
- c. No es posible desarrollar indicadores sintéticos dado que el grado de dispersión y heterogeneidad de los datos entre las distintas ciudades impide la posibilidad de integrarlos en una función matemática que derive en un índice.

Tabla 2.4: *Indicadores ambientales del Observatorio Ambiental Urbano de Colombia*

Tema	Indicador	Ciudades							
		1	2	3	4	5	6	7	8
Agua subterránea (3)	Extracción anual de aguas subterráneas como porcentaje del agua disponible.	■			■				
	Índice de recarga de los acuíferos.								
	Consumo de aguas subterráneas extraídas para uso industrial comercial y doméstico.				■			■	
Agua superficial (15)	Porcentaje de personas que disponen de agua potable en el hogar o que pueden acceder a ella fácilmente.	■							
	Consumo de agua potable (agua tratada para consumo industrial y comercial)		■						
	Consumo de agua potable (agua tratada para consumo residencial)								
	Carga contaminante por SST (sólidos suspendidos totales) en las masas de agua.					■		■	
	Consumo doméstico de agua per cápita.						■	■	
	Demanda de agua potable.								
	Disponibilidad de agua per cápita.								
	Carga contaminante por DBO (demanda bioquímica de oxígeno) en las masas de agua.					■	■		
	Extracción anual de aguas de superficie como porcentaje del agua disponible.				■	■	■		
	Índice <i>a</i> de calidad del agua potable.	■		■					
	Índice <i>b</i> de calidad del agua potable.								
	Porcentaje de incremento o reducción del consumo de agua (promedio anual).							■	
	Porcentaje del tratamiento de las aguas residuales.								
	Saneamiento básico: porcentaje de la población conectada al sistema de alcantarillado.								
	Vertimientos no tratados.		■						

Continúa...

...Viene

Tema	Indicador	Ciudades							
		1	2	3	4	5	6	7	8
Biodiversidad (3)	Decomiso anual de fauna silvestre y sus productos	■				■	■	■	
	Especies de fauna silvestre inventariadas.	■			■	■	■	■	
	Número de especies de flora inventariadas.		■		■	■	■	■	
Contaminación visual (2)	Número de vallas ilegales desmontadas anualmente	■				■			
	Número de vallas dentro del perímetro urbano	■				■			
Aire (12)	Concentración de monóxido de carbono.	■							
	Concentración de material particulado inferior a 10 micras.	■				■			
	Concentración de dióxidos de nitrógeno.	■							
	Concentración de ozono.	■							
	Concentración de dióxido de azufre.	■							
	Concentración promedio anual de TSP.					■			
	Emisiones netas de CO per cápita.	■							
	Emisiones netas de gases azufrados a la atmósfera.	■	■						
	Emisiones netas de óxidos de nitrógeno.		■						
	Emisiones netas de partículas.	■	■						
	Gastos en medidas de prevención y reducción de la contaminación del aire.	■							
	Número de estaciones de la red de calidad de aire.	■			■	■	■	■	
Energía (8)	Consumo de energía eléctrica sectorial. Uso comer.					■	■	■	
	Consumo de energía eléctrica sectorial. Uso Industrial					■	■	■	
	Consumo de energía eléctrica sectorial. Uso residencial					■	■	■	
	Consumo energía eléctrica sectorial. Uso oficial.					■	■	■	
	Consumo de energía eléctrica per cápita.					■	■	■	
	Consumo de gas natural para uso comercial.					■	■	■	
	Consumo de gas natural para uso industrial.					■	■	■	
	Consumo de gas natural para uso residencial.					■	■	■	
Transporte (6)	Consumo de gasolina per cápita en vehículo de motor.	■	■		■				
	Densidad de la malla vial.		■		■	■	■	■	
	Edad promedio del parque automotor público.		■		■	■	■	■	
	Personas por vehículo.		■	■	■	■	■	■	
	Personas movilizadas por transporte público urbano.		■		■	■	■	■	
	Vehículos per capita.		■		■	■	■	■	
Producción más limpia (1)	Número de empresas con sistemas de producción limpia.		■		■	■	■		

Continúa...

...Viene

Tema	Indicador	Ciudades							
		1	2	3	4	5	6	7	8
Población (11)	Cobertura en salud.								
	Densidad de población contenida en el perímetro urbano.								
	Número de habitantes dentro del perímetro urbano.								
	Inversión en educación.								
	Inversión en salud.								
	Muerte por enfermedades diarreicas agudas.								
	Muerte por infección respiratoria aguda.								
	Morbilidad por enfermedad diarreica aguda (por consulta).								
	Morbilidad por infección respiratoria aguda IRA (por consulta).								
	Población económicamente activa.								
	Tasa de desempleo.								
Residuos sólidos (9)	Área disponible para la disposición de residuos sólidos.								
	Cobertura del servicio público de aseo.								
	Disposición de residuos sólidos per cápita.								
	Generación de residuos sólidos domiciliarios per cápita.								
	Generación de residuos sólidos industriales per cápita.								
	Generación total de residuos sólidos.								
	Manejo de residuos peligrosos hospitalarios.								
	Recolección de residuos sólidos per cápita.								
Tasa de reciclado y reutilización de residuos.									
Suelo (8)	Área de parques / superficie dentro del perímetro urbano.								
	Área protegida y/o ecosistemas estratégicos de la ciudad en relación con el área total.								
	Densidad de construcción (área construida /superficie del perímetro urbano).								
	Población en zona de amenaza alta por deslizamiento.								
	Población en zona de amenaza alta por inundación.								
	Población en zona de amenaza alta por sismo.								
	Superficie de espacio público efectivo / habitante.								
Superficie de zonas verdes / habitante.									

Fuente: Adaptado de www.minambiente.gov.co

1 = Bogotá, 2= Barranquilla, 3 = Bucaramanga, 4 = Cali, 5 = Manizales, 6 = Medellín, 7 = Armenia, 8 = Pereira

Tabla 2.5: Número de indicadores posibilitados para comparación entre ciudades

Ciudades	Bogotá	Bar/quilla	Buc/manga	Cali	Manizales	Medellín	Armenia	Pereira
Bogotá	54							
Bar/quilla	20	32						
Buc/manga	29	20	38					
Cali	32	19	30	45				
Manizales	31	26	29	31	52			
Medellín	32	24	29	30	35	42		
Armenia	16	10	13	14	16	15	21	
Pereira	0	0	0	0	0	0	0	0

Fuente: Elaboración propia

En la búsqueda de mejores resultados para la implementación de un sistema de indicadores ambientales en las ciudades colombianas, el programa de calidad de vida urbana, incorporado dentro del plan de gobierno *Proyecto Colectivo Ambiental* estableció en el año 1998 metas y acciones para mejorar la obtención de información ambiental urbana en Colombia. En este sentido, la política estatal se ha dirigido a promover e implementar redes locales de observatorios ambientales urbano-regionales²².

En el esquema de la red de observatorios urbanos de Colombia existe una iniciativa de importante trascendencia nacional, que es el programa de indicadores de gestión urbana de la ciudad de Manizales. Esta iniciativa que ha sido desarrollada en el marco del proyecto *Instrumentos y estrategias de gestión urbana para el desarrollo sostenible en América Latina y el Caribe*²³, presenta una amplia batería de indicadores para la gestión urbana, que se ha analizado como el referente local (para el desarrollo de sistemas de indicadores ambientales) más importante en Colombia.

Este proyecto se inició, en su primera fase en 1996, creando el *observatorio para el desarrollo sostenible de Manizales* como un sistema de monitoreo de apoyo a la gestión urbana local. Se esperaba que a partir de los resultados de indicadores económicos, sociales y ambientales, los actores sociales del municipio pudieran evaluar y participar en la gestión municipal de la ciudad.

Velásquez (2001:30) afirma que “Uno de los mayores aportes de este proceso ha sido posibilitar que la información científica y técnica del municipio y de las universidades y centros de investigación, se transmita a

22 Para detalles del proyecto ver <http://www.rds.org>, <http://www.minambiente.gov.co>.

23 Véase Velásquez Luz Stella (2001): *Indicadores de gestión urbana. Los observatorios urbano-territoriales para el desarrollo sostenible. Manizales, Colombia. División de Medio Ambiente y Asentamientos Humanos. Naciones Unidas – CEPAL. LC/L.1483-P.*

la comunidad utilizando medios y códigos de fácil comprensión a saber: los semáforos ambientales”.

La segunda fase del proyecto concluyó en 1997 con el diseño del sistema de monitoreo para la formulación del plan de desarrollo del municipio de Manizales (ver resumen en la Tabla 2.6). El proyecto contemplaba inicialmente el funcionamiento de un observatorio piloto en la zona centro de la ciudad, en las comunas Olivares (comuna 2), Arenillo (comuna 11) y Esponsión (comuna 3) por considerarlas prioritarias para el desarrollo sostenible del municipio.

Si bien el proceso de definición de indicadores fue ampliamente participativo (a instancia de asociaciones comunitarias, ONG, universidades, investigadores, administración municipal de Manizales, etc), sus resultados, desde el punto de vista de la operación del sistema, no han sido los esperados, principalmente por razones de continuidad institucional (Velásquez, 2001:31). Sin embargo, otra razón que impide el desarrollo de este sistema de indicadores es que desde el punto de vista técnico y formal, el diseño de indicadores que se propone para el caso de Manizales es excesivamente amplio, con demanda de datos provenientes de múltiples fuentes de información y de una periodicidad no homogénea, que indica una falta de criterios de organización de la información a través de filtros técnicos que delimiten los indicadores operativos del conjunto de posibles indicadores teóricos a la escala que inicialmente se propone²⁴.

Si bien la propuesta es conocida en Colombia como una aproximación al diseño de indicadores desagregados por comuna, en la revisión de este sistema con 160 indicadores (57 sociales, 33 económicos y 60 ambientales) sólo uno tiene una referencia clara a un nivel de desagregación por comuna y para la mayoría de los restantes (tal como están registrados) técnicamente no existe posibilidad de discriminar por comuna²⁵.

Sin embargo, el modelo de Manizales es una referencia importante que resalta, en una ciudad intermedia, que los problemas ambientales de las ciudades no son homogéneos, dado que aun en la misma ciudad las características topográficas, clima, distribución espacial de viviendas, comercio e industria, zonas verdes, vías para el tránsito y peatonal, etc., son sustancialmente diferentes y por lo tanto se espera que presenten una calidad

²⁴ El sistema de indicadores, tal como está diseñado, demanda una infraestructura de coordinación institucional compleja, que no permite pensar con claridad el funcionamiento y operación permanente del sistema.

²⁵ Este indicador está en el factor eficiencia energética: variable ordenamiento ambiental urbano.

ambiental heterogénea de acuerdo con cada uno de los sectores, barrios o comunas de la ciudad. Por ello, es de suma importancia la delimitación conceptual y teórica del objeto de estudio para que se deriven conclusiones razonablemente válidas con base en información objetivamente medida.

Tabla 2.6: *Sistema de indicadores urbanos de Manizales*

Componentes	Factores	Variables
Sostenibilidad social (57)	Bienestar (19)	Educación (5) Salud (6) Seguridad social (2) Seguridad ciudadana (4) Recreación y cultura (2)
	Organización y participación comunitaria (12)	Participación en política (2) Participación gubernamental (4) Participación no gubernamental (1) Participación del sector privado (1) Participación comunitaria (4)
	Equidad (13)	Calidad de hábitat (6) Ingreso y distribución del ingreso (1) Nivel de pobreza (6)
	Inversión (13)	Infraestructura en servicios comunitarios (1) Educación para la participación comunitaria (1) Programas de mejoramiento del entorno y la vivienda (1) Infraestructura social (3) Sistema educativo municipal (2) Capacitación comunitaria (2) Seguridad ciudadana (3)
Sostenibilidad económica (33)	Eficiencia (8)	Participación del municipio en PIB regional y nacional (3) Comportamiento fiscal municipal y de la deuda (2) Eficiencia administrativa (2) Interacción económica municipal (1)
	Producción (14)	Comportamiento económico por sectores (3) Cuentas municipales de producción (2) Grupos poblacionales por actividad económica (4) Comportamiento sectorial de la economía (5)
	Inversión (11)	Ejecución presupuestal (6) Asistencia técnica al sector productivo (3) Infraestructura de soporte (2)
Sostenibilidad ambiental (60)	Recursos naturales (14)	Agua, aire, fauna, flora, suelo y subsuelo (14)
	Seguridad física del entorno (11)	Deslizamientos, avalanchas volcánicas, sismos, etc. (6) Infraestructura de soporte (5)
	Eficiencia energética (18)	Producción limpia (2) Producción eficiente (2) Ordenamiento ambiental urbano (2) –[1] Consumo de energía por grupo de actividad (3) Escala urbana (3) Tránsito y transporte (6)
	Saneamiento (10)	Impactos especiales de la contaminación hídrica, sónica, visual y edáfica (9) Infraestructura urbana de saneamiento básico (1)
	Inversión (21)	Infraestructura ambiental urbana (7) Educación ambiental (2) Capacitación (6) Infraestructura de soporte (6)

Fuente: Adaptado de Velásquez, 2001

En la siguiente sección se exponen algunos criterios empleados en los principales estudios que se han revisado en esta parte del libro, como un primer filtro que deben seguir los investigadores que se aventuran al diseño de sistemas de indicadores simples, y más aún cuando se desea avanzar en la construcción de indicadores sintéticos como el *índice de calidad ambiental* que se presentará en el capítulo cinco.

2.8. CRITERIOS GENERALES PARA LA SELECCIÓN DE INDICADORES AMBIENTALES

Los criterios para la selección de indicadores desempeñan un papel determinante cuando se aborda el diseño de un sistema de indicadores simples o la construcción de un indicador sintético, dado que estos demandan información cuantitativa de múltiples datos e indicadores que lo explican. Pero, ¿cómo seleccionar estos datos e indicadores?, ¿cuántos indicadores incluir en el índice?, ¿son los indicadores buena aproximación a la medición del fenómeno por evaluar?, ¿cuál es la definición del índice como una *variable latente*?

Los criterios de selección deben, por un lado, ser el filtro para definir (partiendo de una gran cantidad de datos) un número razonable de indicadores por temas, áreas, componentes y preocupaciones sociales, y por otro lado, deben dotar al sistema de indicadores de un método científico que delimite la frontera del análisis y proporcione una mayor calidad estadística de la información que se deriva.

En su mayoría, los criterios empleados para la selección de indicadores coinciden en que el primer filtro lo constituye la definición de componentes, temas o áreas de interés, de acuerdo con el modelo de análisis seleccionado. El siguiente paso es definir una serie de indicadores que puedan medir los fenómenos de interés de acuerdo con su *estado* u otra categoría. En el caso de este estudio, por ejemplo si el objetivo es medir la *calidad ambiental urbana*²⁶, un subcomponente será el *aire* y una posible medida o indicador podría ser *microgramos de partículas en suspensión*, NO_x , CO_2 , entre otras variables.

En cuanto a la selección de los indicadores, aun en un mismo modelo de análisis existe una amplia disparidad de criterios, quizás en respuesta a lo que se anotaba al comienzo de este capítulo y es que los indicadores son, esencialmente, variables dotadas de significado social y por ello responden a los intereses de las sociedades que los definen. Sin embargo en la literatura revisada se puede entrever unos criterios genéricos que permiten

²⁶ Entendida como un componente del desarrollo sostenible urbano.

hacer una primera lista amplia de filtros para la definición de una batería de indicadores acotada a la realidad de cada unidad espacial:²⁷

- i. Deben describir un resultado final que atañe a la preocupación social.
- ii. Deben describir situaciones sociales de elección pública. Es decir, que sean susceptibles de mejorar mediante la gestión social.
- iii. Deben estar referidos a una dimensión espacial y temporal, de forma que permitan la comparación intertemporal y entre unidades espaciales.
- iv. Deben proporcionar la posibilidad de agregación y desagregación, lo cual plantea un desarrollo que sea independiente de las instituciones que proporcionan la información.
- v. Deben estar integrados en sus definiciones, especificaciones, directrices estadísticas y categorías clasificatorias con otros sistemas de estadísticas sociales, demográficas y económicas, con las cuales se puedan relacionar.
- vi. Deben basarse en la validez científica, es decir, que el conocimiento científico de las relaciones de causalidad, sus atributos y su significado deben estar bien fundamentados.
- vii. Deben ser sensibles a cambios, de forma que señalen cambios de tendencia en las situaciones que representan; preferiblemente en el corto plazo.
- viii. Deben predecir situaciones que sean de interés social, de forma tal que brinden señales de posibles tendencias de lo que miden.
- ix. Deben ser coste-eficientes. Los indicadores deben ser prácticos y realistas, y su coste debe estar considerado en la selección. Esto puede llevar a un *trade-offs* entre el volumen de información necesario y el coste de recolección²⁸.

²⁷ Zarzosa (1996:121-131) hace una buena síntesis de los principales criterios empleados por organizaciones internacionales, y el INE (1991) en España emplea criterios para definir indicadores sociales, que en principio guardan correspondencia con la selección de indicadores ambientales, en tanto ellos son ante todo respuesta del interés social por problemas que le atañen. Aquí hacemos un resumen general de todos los criterios empleados. Ver también MMA (1996 y 2000), ODCE (1978, 1994, 1997).

²⁸ Este criterio es desestimado por Pena Trapero (1977) como una crítica al pragmatismo de la OCDE en la definición de indicadores. El autor sostiene que desligarse de la información existente o fácilmente asequible imposibilita avanzar en el desarrollo de indicadores que realmente den cuenta de los fenómenos que se quiere comprender. Aboga por un punto medio, en el cual tengamos en cuenta la información existente y con prudencia abordar nuevos indicadores y fuentes de información que puedan ser incorporados. Cabe aclarar que estas críticas eran hechas al informe de la OCDE de 1976 y que luego en el informe de 1985 ya no aparece la limitación de recursos económicos como un criterio para definir indicadores.

- x. Representatividad de las zonas descritas, de tal forma que permitan comparar las posiciones relativas de las unidades de observación.
- xi. Se prefieren los indicadores directos del fenómeno que se va a explicar, pero en caso de no existir se recomienda el uso de indicadores indirectos que no generen ambigüedad en la explicación del factor que se quiere medir.
- xii. El indicador debe tener una gran capacidad de discriminación del conjunto de unidades de observación para la cual se diseñó. Es decir, la varianza en el conjunto de datos que representan las unidades de observación debe ser significativa.
- xiii. La selección de indicadores no debe subordinar el método empleado²⁹.
- xiv. Existencia de los datos, como un criterio de selección posterior a la definición de la lista amplia de indicadores.

En general, este largo resumen de criterios genéricos para la selección de indicadores muestra que no existe un consenso generalizado al respecto, sin embargo es un buen “abanico” de criterios que se tiene al alcance para definir esa primera lista de indicadores³⁰ que ayuden a sustentar científicamente el trabajo que se relaciona con esta primera fase de definición y recopilación de datos. Por ello, es importante tener en cuenta que un buen conjunto de indicadores debe ser “completo” para medir el índice y cada uno de los indicadores debe ser una “buena” medida de los estados de la situación ambiental.

De acuerdo con el análisis realizado hasta aquí, se destacan cuatro aspectos determinantes que el lector debe tener en cuenta para la definición de indicadores ambientales urbanos:

²⁹ Este criterio definido por el INE (1981) se refiere a que esa lista de indicadores a definir no debe condicionar el método empleado para construir el indicador sintético. Es claro que las variables o indicadores que expliquen cada uno de los componentes van a ser examinadas, valoradas y seleccionadas finalmente de acuerdo con el método de análisis multivariado empleado para reducir la dimensionalidad de los datos utilizados en la construcción del índice.

³⁰ Para detalles de estos criterios y cómo se aplican a los casos específicos, puede consultar organismos y agencias internacionales como OCDE (1978), EUROSTAT (2000), CCE (2000), UNCHS (1997, 2000). En España se puede consultar algunos autores como Pena Trapero (1977), Zarzosa (1996), Zarzosa, P. *et al.* (1996), Fundación “La Caixa” (2003), López, M. *et al.* (2003), Vicéns, J. y Chasco (2001), Chasco C. y Hernández. (2004), Sáez, F. *et al.* (2002), y un excelente trabajo de síntesis de indicadores urbanos de desarrollo sostenible se puede encontrar en Castro (2002). Para América Latina puede consultar a Winograd (1995), Winograd *et al.* (1999), Winograd (2000) y Velásquez (2005).

- i. Los sistemas de indicadores deben estar referidos a un modelo analítico. En esta revisión se indica que los modelos basados en PER son complementarios con los de *temas y subtemas* ambientales (que es el modelo que finalmente se emplea en esta investigación).
- ii. La elaboración de indicadores ambientales urbanos tiene la función de evaluar la política ambiental local y hacer un seguimiento y comparación entre las ciudades o países de las organizaciones que lo definen. En este caso el propósito es explicar la calidad ambiental relativa entre comunas de una ciudad.
- iii. La referencia espacial para los indicadores es básicamente de ciudad, y en algunos casos de municipios, dado que las estadísticas generadas así lo definen. Por lo tanto la evaluación de la gestión a partir de lo local es bastante agregada y no da cuenta de los detalles de unidades espaciales de una mayor escala como distritos o barrios.
- iv. Si bien los indicadores planteados para las zonas urbanas obedecen en general al consenso social y científico de los problemas más relevantes que les atañen, es pertinente entender que si se quiere ampliar la escala de análisis es necesario adaptar estos indicadores al nivel que se desea analizar en la ciudad (distritos, comunas, barrio, unidades censales, manzanas) previo filtro de los criterios definidos.

Desarrollar un sistema de indicadores ambientales urbanos a una escala espacial amplia (comuna o barrio) proporcionaría a los tomadores de decisión una importante información para ejecutar planes de acción con proyectos y actividades diferenciados. Además serían una fuente información importante para la medición y seguimiento de la gestión institucional y el control de la opinión pública por parte de los ciudadanos.

El sistema de indicadores desarrollado en este estudio, es una primera aproximación al diseño estructurado de un sistema de indicadores ambientales urbanos que permitirá ordenar las comunas de una ciudad metropolitana como Cali, de acuerdo con el índice de calidad ambiental estimado. En el capítulo 3 se propone el modelo teórico de un sistema de indicadores ambientales para ser aplicado en grandes ciudades.

2.9. CONCLUSIONES

En el proceso de construir un sistema de indicadores que mida la calidad ambiental urbana para comprender (de forma sintética) la heterogeneidad de las comunas en una zona urbana, se ha revisado en este capítulo una amplia referencia bibliográfica del marco conceptual básico y aplicaciones de sistemas de indicadores desarrollados en Europa, América Latina

e iniciativas de distintos países, incluidas las experiencias locales para Colombia. Con esta revisión se busca entender la construcción de sistemas de indicadores como herramienta para la gestión pública.

A continuación se presentan las principales conclusiones derivadas de este capítulo.

Queda claro que los datos son la unidad mínima para el diseño del sistema de información, pero que no dan cuenta por sí mismos de la tendencia o cambios de los fenómenos ambientales de interés social. De otro lado, los indicadores son una herramienta para la síntesis de información que ayudan al tomador de decisión a analizar los cambios y tendencias que modifican la calidad y disponibilidad de los recursos naturales y el ambiente. Por su parte, un indicador sintético debe reflejar un proceso (de síntesis de información) con un fundamento científico claro y a la vez con un contenido social y político expresamente reconocido por la sociedad.

En cuanto a los estudios de caso revisados, el sistema de indicadores desarrollado para las ocho principales ciudades de Colombia, en el marco de los OAU, demanda una mayor especificación conceptual y delimitación de la batería de indicadores de acuerdo con unos criterios de selección que organicen la información disponible de manera homogénea en todas las ciudades del sistema.

Por su parte, el sistema propuesto para Manizales es una buena iniciativa local para la definición de indicadores urbanos, sin embargo desde el punto de vista técnico y formal, el diseño de indicadores que propone este proyecto es excesivamente amplio, con demanda de datos provenientes de múltiples fuentes de información y de una periodicidad no homogénea, que se expresa en una falta de criterios claros para la organización de la información a través de filtros técnicos que delimiten los indicadores operativos del conjunto de posibles indicadores teóricos.

De todo esto se puede colegir que, antes de definir un conjunto de indicadores, es pertinente seleccionar un modelo analítico que exprese la relación sistemática de sus componentes con la *variable latente* que se espera medir (en este caso el *índice de calidad ambiental*). En este sentido, se han presentado dos modelos básicos: el modelo de presión – estado – respuesta desarrollado por la OCDE (1994), incluidas las modificaciones que han elaborado otros usuarios (DPSR, PSIR, DPSIR), y el modelo basado en *temas y subtemas* ambientales definido por la UNCSD (2000, 2001).

Como camino previo a la definición del modelo que se va a presentar en este estudio queda claro que se debe definir una serie de criterios de selección de indicadores que ayuden a delimitar conceptualmente los indicadores

que conformarían el sistema. Estos criterios se basan en el análisis de la revisión bibliográfica de alguno de los estudios consultados (Pena Trapero, 1977; INE, 1981; Zarzosa, 1996; Segnestam, 2002a; Castro, 2002).

EL MODELO DE INDICADORES DE CALIDAD AMBIENTAL URBANA

3.1. INTRODUCCIÓN

Este capítulo se divide en tres secciones que definen la estructura del modelo propuesto en esta parte de la investigación. En la primera sección se precisa el concepto de *calidad ambiental* como objeto de investigación y se interpreta su significado en el contexto urbano.

En la segunda sección se describen los principales indicadores ambientales urbanos, teniendo en cuenta las experiencias más relevantes de acuerdo con la literatura revisada sobre formulación e implementación de sistemas de indicadores ambientales. Es de interés examinar las iniciativas más relacionadas con la escala de análisis que se aborda en esta investigación.

En la última sección se presentan los indicadores teóricos y los criterios de selección para determinar aquellos que serán utilizados en el modelo que finalmente se propone para estimar el *índice de calidad ambiental* a escala de comunas.

3.2. LA CALIDAD AMBIENTAL Y CALIDAD DE VIDA

La definición del concepto de calidad ambiental tiene el propósito de explorar los vínculos con el concepto de bienestar social o calidad de vida. En este sentido se afirma que las sociedades prefieren una mejor calidad ambiental que una peor. Pero, ¿cuál es el criterio para definir si una situación ambiental es mejor o peor que otra? y ¿cuáles son las relaciones de causalidad que se establecen?

Burton (1968) hace una revisión del concepto de calidad ambiental en el que pone de manifiesto que en 1965 el *Environmental Pollution Panel of the President's Science Advisory Committee* reconocía el derecho de los individuos a la calidad del aire, tal como cualquier otro derecho individual ligado a la calidad de vida del ciudadano: “the public should come to recognize individual rights to quality of living, as expressed by absence of pollution, as it has come to recognize rights to education, to economic advance, and to public recreation.” Este argumento desde las ciencias naturales reconoce una ligazón entre la calidad ambiental y la calidad de vida como un asunto político y social más que técnico.

Este reconocimiento indica un hecho fundamental y es la vinculación del derecho de los ciudadanos no sólo a una buena calidad del aire, sino a la calidad ambiental en general, para garantizar cierta calidad de vida. Este argumento abre el debate científico, como lo afirma Liu (1975), en cuanto a la precisión del concepto de calidad ambiental, aun desde el derecho civil o constitucional³¹.

Las preguntas fundamentales que se plantea Burton (1968) se refieren a cuestiones como ¿cuál es el criterio para definir una calidad ambiental buena?, ¿cuáles son las características deseables de la calidad ambiental?, ¿quién tiene acceso a un ambiente bueno y a quién se le niega el acceso?, ¿quién paga y quién debe pagar por conservar o crear ambientes de buena calidad?, ¿cuál es una división apropiada de responsabilidades entre el sector público y el sector privado?, ¿cuánto dinero público debe gastarse y de qué manera debe usarse?, ¿necesitan las personas realmente el contacto con la naturaleza para aliviar las tensiones de vida de la ciudad?, ¿de qué manera se conecta la calidad ambiental con salud? o ¿cómo los beneficios de las mejoras ambientales pueden ser medidos y pagados?

Este conjunto de preguntas demanda la discusión y precisión del concepto desde múltiples disciplinas. Para muchos especialistas el término *medio ambiente* se relaciona con lo natural o con los ecosistemas, refiriéndose a la tierra, al aire, al agua, la flora y la fauna. Esta definición no integra los múltiples tipos de consideraciones ambientales, porque el ambiente puede incluir muchos productos o acciones de las actividades humanas y puede ser objeto de estudio desde innumerables disciplinas: arquitectura,

³¹ En la Constitución política de Colombia (1991) se reconoce el derecho a un medio ambiente sano (Art. 81) como un derecho fundamental, que debe ser salvaguardado por el Estado. Por lo tanto en la carta constitucional de Colombia, desde el punto de vista del derecho, hay una ligazón entre “un medio ambiente sano” con el derecho a la vida (o calidad de vida).

sociología, psicología y economía, entre otras disciplinas (Ángel, 1995). En concreto, componentes del desarrollo urbano (por ejemplo, como vías, edificios, parques, tránsito automotor, etc) mediados por relaciones sociales y económicas configuran un entorno ambiental complejo en su relación con los recursos y el ambiente, tanto local como externo (Escobar, 1999).

Si el concepto de *medio ambiente* es transversal en la discusión desde distintas concepciones o disciplinas (y hay tantas definiciones como intereses analíticos) parece que donde existe el mayor consenso con respecto a este concepto es que la calidad ambiental incide en la calidad de vida de la sociedad (OMS, 1999). Por ello, este trabajo se basa en el concepto de calidad ambiental que liga cada uno de sus componentes con el bienestar social.

Son innumerables los estudios que vinculan la calidad de vida con la calidad ambiental (Burton, 1968; Liu (1975); Rueda, 1999; Escobar, 1999; Rosenfeld *et al.*, 2000; Brand, 2001; McMahan, 2002). Sin embargo, uno de los trabajos más importantes con relación a la definición de parámetros que permitan comparar espacial y temporalmente la calidad ambiental lo ha realizado la OMS para definir una serie de criterios “objetivos” que presentan parámetros internacionales de densidad de áreas verdes, árboles por habitantes, calidad del aire, calidad del agua, niveles permisibles de ruido nocturno y diurno y densidad de tráfico, entre otros parámetros de referencia (OMS, 1999).

3.3. EL CONCEPTO DE CALIDAD AMBIENTAL URBANA ADOPTADO

La calidad ambiental urbana debe entenderse como la capacidad que tiene el entorno urbano para proporcionar una serie de bienes (o males) y servicios ambientales que inciden positivamente (o negativamente) en la calidad de vida o bienestar de la sociedad. La calidad ambiental se refiere en este libro a los *bienes y servicios ambientales* derivados del *estado* en el que se encuentran algunas variables ambientales, que de alguna forma se ligan a bienes públicos y recursos comunes urbanos.

Aquí el concepto de *estado* se refiere al nivel actual de un recurso comparado con respecto a un valor de referencia de su calidad en el entorno urbano³².

³² Estos niveles de referencia son definidos por organizaciones como la OMS o la EPA, para el caso de la relación entre estos bienes y servicios ambientales y la salud. De otro lado, donde no existen niveles de referencia explícitos se aduce que el máximo valor (o mínimo si es una situación adversa) que tome el indicador entre las unidades de observación es el parámetro de referencia de calidad.

El *estado* de las variables ambientales de manera individual y de los que compongan el índice que se va a construir en este libro, son situaciones de *elección* donde los ciudadanos tienen posibilidad de optar por distintos niveles en sus decisiones (Freeman, 1993). En general se parte de la idea de que se miden distintos estados de los servicios ambientales que se derivan de la provisión de ciertos bienes públicos y recursos comunes urbanos, por los cuales los agentes económicos manifiestan una elección, ya sea esta pública o privada, que incide en su bienestar.

Nuevamente se recuerda que se parte del supuesto de que dada una función de utilidad en la que las preferencias de los agentes son débilmente separables entre las viviendas y las características ambientales del entorno, es posible definir una función de elección de localización i , $b_{ij} = b_{ij}(q_i, Q_{ij}^*, S_i, N_i, u^*)$ en donde Q_{ij}^* es el conjunto de amenidades ambientales asociadas a la vivienda i para cada localidad j , excepto q_i que es una característica ambiental específica asociada a la vivienda i (Freeman, 1993:374). En este marco, uno de los objetivos de este libro es estimar un índice que recoja Q_{ij}^* como una agregación de indicadores multidimensionales que determinan la calidad ambiental del entorno a la vivienda³³.

En la sección 3.3 se describen algunos factores ambientales que inciden en la calidad de vida de la población urbana partiendo de las conclusiones de Burton (1968) acerca de la calidad ambiental, no tanto por su importancia como herramienta analítica, sino por su contenido de percepción pública y política, lo cual es consistente con la definición de indicadores de calidad ambiental que se adopta en este libro.

3.4. CALIDAD AMBIENTAL URBANA Y BIENESTAR SOCIAL³⁴

Una gran parte de las tensiones, preocupaciones y decisiones de la vida urbana están ligadas a la relación de los ciudadanos con la calidad de su entorno ambiental. Para entender esta relación no sólo se deben tener en cuenta los factores físicos del entorno, sino también la percepción que los ciudadanos tienen de los elementos que constituyen el entorno urbano (McMahon, 2002).

³³ En general, esperamos que el *índice de calidad ambiental* a construir sea una nueva variable (objetivamente medida) para ser modelada y valorada económicamente en un modelo de precios hedónicos que presentamos en la parte III de esta investigación.

³⁴ En AMAE/EEA (1999) se presenta un informe detallado de la evaluación del medio ambiente en Europa, en el cual alguno de los aspectos ambientales que se exponen en este acápite aparecen bien referenciados.

A continuación se describen algunos factores ambientales que aparecen en gran parte de las discusiones sobre ciudad, desarrollo sostenible y calidad de vida, sin embargo ellos serán objeto de tratamiento formal cuando se defina el modelo de medición del índice de calidad ambiental urbana propuesto en esta investigación.

3.4.1. Paisaje urbano

Lo constituyen todos los elementos que hacen atractivo el entorno urbano para el ciudadano. Desde el punto de vista físico, social y “natural”, se configuran en la ciudad estructuras paisajísticas que hacen claramente diferentes las diversas áreas político-administrativas en las que se divide una ciudad.

Desde el punto de vista físico, el tipo de construcciones, el desarrollo vial, los espacios públicos, la limpieza de vías y zonas peatonales y el estado de las plazas y parques, entre otros, constituyen importantes elementos diferenciadores del entorno urbano que sumados a factores sociales, como el grado de delincuencia, la falta de organización social, la baja gobernabilidad y representación del Estado en las distintas zonas de la ciudad, además de fuentes de contaminación localizadas o móviles (tanto en el aire, como por ruido) determinan la calidad del paisaje urbano (Castro, 2002; Galdames, 2000).

El paisaje urbano y los elementos que lo constituyen pueden ser diferenciados entre cada uno de los barrios, comunas o distritos en los que se puede dividir una ciudad. En este sentido, queda entendido que en las ciudades los individuos perciben y valoran el entorno urbano desde una visión relativa de los factores ambientales en cada unidad espacial. Por ello, este factor ambiental es, sin duda, un criterio que tienen en cuenta los agentes económicos cuando toman decisiones de localización de su vivienda, sin embargo, su medición objetiva demanda grandes esfuerzos técnicos que, con la ayuda de los modernos sistemas de información geográfico, se puede derivar y combinar información que ayudaría a estimar este tipo de factores (García, 1997; Ordóñez *et al.*, 2002).

3.4.2. Zonas verdes, árboles y espacio público

Estos factores están asociados directamente al uso del suelo urbano. En cada barrio, distrito u otra subdivisión de la ciudad, las zonas verdes y arboladas constituyen elementos ornamentales que proporcionan goce visual y disfrute directo, tanto a los habitantes del entorno inmediato, como a las personas que transitan por estas zonas. Estos factores ambientales,

en muchas ocasiones, hacen parte de las normas de diseño y construcción urbanística de vías y viviendas en las ciudades.

McPherson y Nowak (1994) plantean que los beneficios sociales que aportan las zonas verdes y arboladas en contextos urbanos se relacionan con la funcionalidad de estas en los distritos, debido a que favorecen el desarrollo de prácticas deportivas, recreativas y de convivencia comunitaria.

Se estima que los árboles en la ciudad mejoran anualmente la calidad del aire al eliminar hasta 0.7 toneladas de CO, 2.1 toneladas de SO₂, 2.4 toneladas de NO₂, 5.5 toneladas de MP10 y 6 toneladas de O₃ por hectárea de espacio verde durante un año. Son también importantes para la educación y la investigación y desde el punto de vista estético también cumplen un importante papel en la regulación bioclimática, mediante la absorción del agua por la vegetación y la restitución de ella mediante el proceso de evapotranspiración (EEA/AMAE, 1999:11-12). Además, inciden de manera positiva en la disminución del *efecto isla térmica* en las ciudades, ocasionado por el almacenamiento de la energía térmica (fundamentalmente por materiales de acero y asfalto) que incrementa la temperatura entre 3 y 10° C³⁵. También el área verde en las zonas urbanas retiene el agua del suelo, favoreciendo con ello la recarga de acuíferos urbanos, como real o potencial fuente de abastecimiento de agua en las ciudades.

Todos estos elementos conducen a asumir que a mayor densidad de área verde y arbolada, mayor es la calidad ambiental de una zona urbana. Por ello, se cree que estos factores incidirían en la calidad ambiental de manera positiva.

De acuerdo con la OMS se recomienda una densidad estándar de nueve metros cuadrados de área verde por habitante y de tres árboles por persona en las zonas urbanas.

3.4.3. Vivienda

El tipo y la calidad de la vivienda son elementos diferenciadores de la calidad ambiental urbana. Las zonas con alta densidad de vivienda por área pueden manifestar una mayor presión sobre el territorio urbano e inciden en una menor movilidad y reducción de espacios abiertos (EEA/AMAE, 1999a). En una ciudad, la ubicación del barrio, distrito o localidad, también define la calidad de vida, en la medida que la dinámica del desarrollo de

³⁵ Una investigación realizada en Ciudad de Guadalajara (México) permitió comprobar el papel que jugaban esas zonas verdes y arboladas en torno al llamado efecto isla térmica de zonas urbanas. Ver http://www.deniaweb.com/vecinos/chabas/el_articulo.asp?id_articulo=56.

los grandes centros urbanos (de los países en vía de desarrollo) conduce a la ocupación de tierras en el margen, que generalmente coinciden con problemas ambientales de erosión, contaminación atmosférica, ruido y/o ocupación de zonas de interés para la biodiversidad, como son los humedales próximos a las urbes³⁶.

3.4.4. Infraestructura vial y tráfico

En un sistema urbano en el cual los centros de trabajo, vivienda y ocio estén diametralmente opuestos, la demanda de infraestructura vial y flujo de tráfico es considerablemente alta. Se aduce que las zonas por las que fluye el tráfico pueden tener un interés desde el punto de vista comercial, pero que la calidad de vida de los habitantes por efectos de este factor se puede deteriorar por el ruido, emisiones atmosféricas y morbilidad y mortalidad por accidente de tránsito, entre otros impactos.

Por lo tanto, desde el punto de vista ambiental se espera que un mayor tráfico automotor tenga una incidencia negativa en la calidad ambiental del entorno.

3.4.5. Aire y ruido

Este factor, aunque objetivamente medido, es percibido por los ciudadanos de manera subjetiva como el deterioro de un recurso como el aire o la presencia de ruidos molestos. Algunos estudios han comprobado que la gestión de la calidad del aire en muchos países en desarrollo respalda su creciente bienestar económico y social³⁷. Estimaciones recientes del aumento de mortalidad diaria por este factor indican que, a nivel mundial, la causa de cuatro a ocho por ciento de las muertes prematuras se debe a la exposición a partículas en ambientes exteriores e interiores. Es más, se dice que del veinte al treinta por ciento de todas las enfermedades respiratorias ocurren por la contaminación del aire en exteriores e interiores (OMS, 1999). Al respecto, la OMS también ha definido normas mínimas de calidad del aire y el ruido, como criterios objetivos que miden la calidad de estos factores ambientales.

El análisis espacial de estos factores en el ámbito de comunas (o distritos) impone grandes desafíos a la hora de incorporar estos factores

³⁶ En el caso de la ciudad de Cali, se espera que las zonas del *distrito de Aguablanca y laderas urbanizadas*, presenten estos factores negativos, dado que están constituidas por barrios que han crecido de manera irregular en la ciudad.

³⁷ Para una explicación de esto, se puede revisar la experiencia en los resultados del sistema de monitoreo de la calidad del aire en Bogotá. Véase www.dama.gov.co.

ambientales en un sistema de indicadores a este nivel de agregación, en la medida en que las *estaciones de medición* brindan información puntual sobre ruido y emisiones de gases. En este libro se construye un modelo cartográfico (Bosque, 2000) para derivar valores proporcionales de contaminación por cada unidad experimental en la ciudad, teniendo como base la información proveniente de un estudio de dispersión de contaminantes para toda la ciudad³⁸.

3.4.6. Servicios públicos domiciliarios³⁹

Este es un factor altamente discriminante entre ciudades y entre distritos urbanos de los países en desarrollo, dado que en muchas ciudades el desarrollo y cobertura de los servicios de agua, alcantarillado, energía y gas, presentan grandes variaciones espaciales que inciden en la calidad de vida de la población.

La cobertura de alcantarillado es un factor que relaciona la capacidad que tiene una localidad para la evacuación de *aguas residuales* por un sistema convencional de red pública. Por tanto, se espera que a mayor cobertura de alcantarillado mejore la calidad ambiental de una zona, por efecto de una menor incidencia de *aguas residuales* a “cielo abierto” en la salud de los ciudadanos. De otro lado, se espera que la cobertura de acueducto esté relacionada con la disminución de enfermedades gastrointestinales y cutáneas, que inciden en la morbi-mortalidad que se presenta en una ciudad. Por lo tanto se supone que cuanto mayor sea la cobertura de agua potable, mayor será la calidad ambiental de la localidad.

El acceso al servicio de energía y gas domiciliario evita el uso de combustibles como leña, petróleo o gasolina en el sistema doméstico de preparación de alimentos y uso comercial e industrial. Esta situación es evidente y discriminante en las distintas zonas de una ciudad en países en desarrollo.

Si se acepta que cada uno de los factores descritos arriba incide en la calidad ambiental urbana, es preciso contar con parámetros de referencias

³⁸ Los elementos del modelo cartográficos serán mejor definidos cuando se describan los indicadores seleccionados para el caso aplicado de este estudio. El detalle de la definición de esta variable se puede consultar en el anexo 1.

³⁹ Es importante aclarar que estos factores en un modelo de desarrollo sostenible se miden desde el punto de vista del consumo energético y uso de recursos que demanda una ciudad de manera agregada. En este estudio, la cobertura de servicios públicos domiciliarios, nos interesa por su aporte positivo a la calidad ambiental en el contexto espacial que se analiza: la comuna o distrito.

como los definidos por la OMS para su evaluación, dado que ello permitirá no sólo ordenar los distritos por su calidad de servicios públicos, sino también expresar indicadores de referencia para comparar sus resultados en el tiempo y entre distintas unidades experimentales.

3.5. INDICADORES TEÓRICOS DE CALIDAD AMBIENTAL URBANA

Precisado el concepto de calidad ambiental y dada la revisión general de los modelos de indicadores más relevantes en el ámbito urbano, en esta sección se presenta como referencia puntual un conjunto de áreas temáticas e indicadores, basados en los trabajos de la EEA/AEMA (1995), Castro (2002), MMA (2000), y el sistema de indicadores del observatorio ambiental urbano de Colombia, tal como es detallado a continuación.

3.5.1. El modelo de la Agencia Europea de Medio Ambiente (EEA/ AEMA)

En lo que respecta al medio ambiente urbano, el informe EEA/ AEMA (1995) presenta 55 indicadores agrupados en tres grandes temas:

- i. Diseño urbano, con cinco subtemas y veinticuatro indicadores.
- ii. Flujos urbanos, con cuatro subtemas y diecisiete indicadores.
- iii. Calidad ambiental urbana, siete subtemas y catorce indicadores.

De acuerdo con los datos disponibles para 72 ciudades de la Unión Europea, en la Tabla 3.1 se presentan los indicadores más relevantes en este modelo.

Tabla 3.1: *Indicadores del medio ambiente urbano EEA/AEMA (1995)*

INDICADORES PARA EL DISEÑO URBANO		
Tema	Subtema	Indicadores
Población urbana	Población	1. Número de habitantes en la ciudad.
		2. Número de habitantes en la conurbación.
Suelo urbano	Densidad de población	3. Población por km ² .
		4. Áreas por densidades.
	Área total	5. Área en km ² .
		6. Área en km ² .
Área total construida	7. Por usos.	
	8. Área en km ² .	
Área abierta	Redes de transporte	9. Porcentaje áreas verdes.
		10. Porcentaje del territorio con agua.
		11. Longitud de carreteras en km
Áreas abandonadas	Área total	12. Longitud de rieles de tren en km
		13. Porcentaje total del área urbana.
Áreas recuperadas urbanas	Área total	14. Área en km ² .
		15. Porcentaje total del área urbana.
		16. Área en km ² .
		17. Porcentaje total del área urbana.

...continúa...

...Viene

Tema	Subtema	Indicadores
Movilidad urbana	Desplazamientos modales	18. Número de desplazamientos (km/hab.) / (modo trans/día) 19. Distancia recorrida (km/hab.)/(modo trans/día)
	Diseño de conmutación	20. Número de conmutadores de entrada y salida de la conurbación. 21. Porcentaje de población urbana.
	Volumen de tráfico	22. Total en vehículo/km. 23. Inflow/outflow en vehículos/km. 24. Número de vehículos en las principales rutas.
	INDICADORES DE FLUJO URBANO	
Agua	Consumo de agua	25. Consumo por habitante, litros por día. 26. Porcentaje de aguas subterránea usada como recurso frente al total.
	Aguas residuales	27. Porcentaje de emisarios conectados a sistemas de depuración. 28. Número de plantas de tratamiento por tipo de depuración. 29. Capacidad plantas de tratamiento por tipo de depuración.
Energía	Consumo de energía	30. Uso de electricidad en GW por año. 31. Uso de energía por tipo de combustible y sector.
	Plantas de producción de energía	32. Número de plantas productoras en las conurbaciones. 33. Tipo de plantas productoras en las conurbaciones.
Materiales y productos	Transporte de mercancías	34. Cantidad de mercancías movidas como salida y entrada de la ciudad en kg por persona y año.
Residuos	Producción de residuos	35. Cantidad de RSU recogidos en toneladas por persona y año.
	Reciclaje	36. Composición del residuo. 37. Porcentaje de residuos reciclados por fracción.
	Tratamiento de residuos y depósito	38. Número de incineradoras. 39. Volumen incinerado. 40. Número de vertederos. 41. Volumen recibido por tipo de residuo.
	INDICADORES DE CALIDAD AMBIENTAL URBANA	
Calidad del agua	Agua potable	42. Días al año que los estándares de agua potable exceden los de OMS.
	Aguas superficiales	43. Concentración de O ₂ en las aguas superficiales en p.p.m. 44. Número de días con pH entre 6 y 9.
Calidad del aire	Periodo largo de SO ₂ + PST	45. Concentraciones medias anuales.
	Concentración en periodo corto de O ₃ , SO ₂ , PST	46. Exceso sobre los valores guías de OMS de O ₃ . 47. Exceso sobre los valores guías de OMS de SO ₂ . 48. Exceso sobre los valores guías de OMS de partículas en suspensión totales (PST).
Calidad sonora	Exposición al ruido (habitante por periodo de tiempo)	49. Exposición superior a 65 dB. 50. Exposición superior a 75 dB.
Seguridad de tráfico	Fatalidades y causas de accidentes de tráfico	51. N° de personas fallecidas por cada 10.000 habitantes. 52. Número de personas heridas por cada 10.000 habitantes.
Calidad de vivienda	Superficie edificada por persona	53. m ² por persona.
Accesibilidad a zonas verdes	Proximidad a áreas verdes urbanas	54. Porcentaje personas que tienen a 15 min. caminando una zona verde urbana.
Calidad de vida salvaje	Número de especies de aves	55. Número de especies de aves.

Fuente: EEA (1995)

3.5.2. Sistema de indicadores ambientales urbanos de España

Desde 1996 el Ministerio del Medio Ambiente de España viene desarrollando un programa de indicadores ambientales en el que el componente urbano tiene una dedicación especial en el informe titulado *Sistema español de indicadores ambientales: área de medio ambiente urbano* (publicado como una serie monográfica en el año 2000). En este trabajo se han incorporado las iniciativas sobre indicadores ambientales del EEA/AEMA (1995) y se lograron definir catorce indicadores para los cuales las fuentes estadísticas permiten disponer de información en las ciudades españolas de entre 50 mil y 250 mil habitantes.

El modelo analítico que se emplea en este sistema de indicadores no está basado en *temas* y *subtemas*, como los presentados anteriormente, sino que sigue el modelo PER de la OCDE (1994). En la Tabla 3.2 se pueden observar los distintos atributos de primer y segundo niveles y sus correspondientes indicadores seleccionados.

Tabla 3.2: *Indicadores ambientales urbanos de España*

Atributos		Indicador
Nivel 1	Nivel 2	Nivel 3
INDICADORES DE ESTADO		
Calidad del aire	Niveles de contaminantes atmosféricos.	1. Niveles de emisión de óxidos de nitrógeno
		2. Niveles de concentración de ozono
	Niveles de ruido.	3. Niveles de inmisión de PM ₁₀
Estructura urbana	Calidad y accesibilidad a la vivienda	4. Superficie de suelo urbano vacante
	Zonas verdes	
Habitabilidad	Calidad y accesibilidad a la vivienda	5. Porcentaje de viviendas según superficie útil
	Seguridad del espacio urbano	6. Número de víctimas por accidentes de tráfico urbano
	Patrimonio cultural y arquitectónico	
INDICADORES DE PRESIÓN		
Emisión de contaminantes al aire	Emisión de contaminantes atmosféricos	7. Emisiones de NO _x
	Emisión de ruido	8. Emisiones de COVNM
Transporte urbano	Tráfico urbano	9. Turismos por habitantes
	Movilidad urbana	
Presión de la urbanización	Aglomeración urbana	10. Población urbana
	Extensión urbana	11. Suelo edificable por habitante
INDICADORES DE RESPUESTA		
Medidas de planificación o gestión urbanística		12. Implantación de políticas e instrumentos de la Agenda 21 local.
Medidas para controlar tráfico y mejorar accesibilidad a espacios públicos		
Medidas de reducción de la contaminación		13. Gasto de los ayuntamientos en el control atmosférico y reducción de ruido.
Medidas de educación ambiental		14. Gasto de los ayuntamientos en educación y formación ambiental
Medidas de ahorro energético		
Gobernabilidad y participación ciudadana		

Fuente: MMA (2000).

3.5.3. Indicadores de desarrollo sostenible urbano en Andalucía

El trabajo de Castro (2002) sintetiza un conjunto de indicadores de desarrollo sostenible basado en cuatro componentes o subsistemas:

- i. Subsistema ambiental
- ii. Subsistema urbanístico
- iii. Subsistema económico
- iv. Subsistema social

La definición de los indicadores ex – ante o teóricos estuvo basado en la revisión bibliográfica que realiza el autor sobre indicadores de desarrollo sostenible y la base de indicadores definida por la Diputación de Andalucía (CMA, 2001). En este ejercicio, el autor construye un marco conceptual que define el sistema de indicadores de desarrollo sostenible según el concepto de la ciudad como un *ecosistema urbano* compuesto por la relación de los subsistemas descritos arriba.

Castro (2002) define para cada uno de los subsistemas áreas estratégicas, que le permiten identificar los factores que explican cada componente. Luego cada área es dividida en ámbitos específicos, a partir de los cuales se define la “batería” de indicadores que utiliza el estudio.

Dado que los indicadores que se desarrollan en Castro (2002) tienen como objeto medir el desarrollo sostenible urbano, aquí sólo se hace énfasis en indicar aquellos que se relacionan con los subsistemas ambiental y urbanístico, tal como se observa en la Tabla 3.3.

Tabla 3.3: *Indicadores del subsistema ambiental y urbanístico en Andalucía*

SUBSISTEMA AMBIENTAL		
Áreas estratégicas	Ámbitos Específicos	Indicadores
Ciclo del agua	Disponibilidad	1. N° días en que los embalses están por debajo del 30% de capacidad.
		2. Volumen de agua introducida en la red.
	Abastecimiento y consumo	3. Pérdidas en la canalización y distribución de agua.
		4. Consumo de agua (por usos y por habitante).
		5. Porcentaje consumo de aguas subterráneas respecto al total.
		6. Red de abastecimiento.
		7. Variación en el consumo de agua en los últimos 5 años.
		8. Precio medio del m ³ de agua (cons. domiciliario e industrial).
		9. N° días en que no se tiene los estándares comunitarios de calidad del agua.
	Calidad y tratamiento	10. Porcentaje aguas residuales tratadas (por tipo de tratamiento).
		11. Porcentaje población cubierta (por tipo de tratamiento).
		12. Porcentaje agua reciclada o reutilizada.
		13. Red de saneamiento.
Ciclo de la energía	Consumo	14. Consumo de electricidad por habitante.
		15. Consumo de gas y otros combustibles fósiles por habitante.
	Ahorro energético y energías alternativas	16. Porcentaje edificios públicos con energía solar.
		17. Producción de energías alternativas.

continúa...

...Viene

Áreas estratégicas	Ámbitos Específicos	Indicadores	
Ciclo de los materiales	Balace materiales	18. Volumen mercancías transportadas con origen / destino a la ciudad.	
	Generación de residuos	19. Volumen de residuos sólidos urbanos (RSU) generados/hab.	
		20. Cantidad y calidad de residuos peligrosos (por habitante).	
	Recogida y tratamiento	21. Recogida selectiva. Contenedores y volumen recogido/hab.	
		22. Sellado vertederos incontrolados.	
		23. Tratamiento RSU. Volumen por tipo de tratamiento.	
		24. Sellado vertederos incontrolados.	
25. Tratamiento RSU. Volumen por tipo de tratamiento.			
Ruido	Ruido	26. Porcentaje residuos recuperados que son reciclados o reutilizados.	
		27. Niveles ruido diurno y nocturno.	
		28. Porcentaje población expuesta a ruido superior a 65dB. y 75 dB.	
Atmósfera	Contaminación	29. N° denuncias o sanciones debidas al ruido.	
		30. N° días que no se superan los estándares de calidad de aire comunitarios.	
Entorno natural y biodiversidad	Calidad	31. Volumen Inmisiones totales (por emisiones y substancias).	
		32. Número de especies vegetales de edad superior a 100 años.	
		33. Superficie de parques periurbanos.	
		34. Porcentaje superficie municipal en espacios naturales protegidos.	
	Deforestación y desertización	Biodiversidad	35. Porcentaje suelo con cubierta vegetal autóctona.
			36. Porcentaje suelo con erosión elevada o muy elevada.
SUBSISTEMA URBANÍSTICO			
Suelo urbano	Superficie	37. Número de especies de aves acuáticas / rapaces.	
	Distribución de usos urbanos	38. Superficie total urbana (ciudad compacta y conurbación).	
		39. Porcentaje suelo con uso mayoritario residencial.	
Áreas de expansión urbana		40. Porcentaje suelo para infraestructuras de transportes.	
		41. Porcentaje suelo para espacios verdes y abiertos.	
Transporte y movilidad	Infraestructuras de transporte	42. Porcentaje suelo calificado como de urbanizable programado.	
		43. Longitud viaria y porcentaje de autopistas y vías doble calzada/total área urbana.	
	Usos modales	44. Número de plazas de aparcamientos públicos (por habitante y km ²). Longitud de carril-bici. (y porcentaje sobre la longitud de los carriles bus).	
		45. Número de vehículos por tipos (por habitante).	
		46. Número de desplazamientos diarios (por hab., distancia y modos de transporte).	
	Tráfico		48. Porcentaje desplazamientos al centro urbano del total de vehículos diarios.
			49. Intensidad media de tráfico en las principales rutas de acceso a la ciudad.
Sistema de ciudades		50. Número de accidentes urbanos de tráfico.	
Vivienda	Tamaño	51. Distancia a la capital provincial.	
	Equipamiento	52. M ² vivienda por persona.	
	Parque viviendas	53. Porcentaje viviendas con plaza de aparcamiento.	
		54. Número de nuevas viviendas (por tipología en la promoción).	
Viviendas ecológicas		55. Número de viviendas (por habitante).	
Sistema verde	Cantidad	56. Número de viviendas con características bioclimáticas (o certificación AENOR).	
		57. M ² zonas verdes (por habitante).	
		58. Porcentaje zonas verdes / área urbanizada.	
	Accesibilidad		59. Superficie de parques periurbanos.
Calidad		60. Porcentaje residentes en una isocorona de 15 minutos.	
Paisaje urbano	Urbanismo y calidad de vida	61. Porcentaje zonas verdes con especies autóctonas.	
		62. Porcentaje edificios protegidos del centro histórico.	
		63. Valor catastral medio.	
		64. Número de itinerarios turístico/histórico.	
		65. Porcentaje calles peatonales/viario urbano en centro histórico.	
		66. Ordenanzas municipales con incidencia en la calidad del paisaje urbano.	

Fuente: Castro (2002)

Finalmente, basados en los sistemas de indicadores presentados en este capítulo y los analizados en la sección 2.6.3.3 del observatorio ambiental urbano de Colombia (Tabla 2.5), en la Tabla 3.4 se presentan los principales indicadores teóricos que *discriminan* para el nivel de desagregación abordada en esta investigación: la comuna.

En la Tabla 3.4 se observa que la gran mayoría los sistemas de indicadores presentados coinciden en las variables que pueden ser susceptibles de especializar al nivel de comuna. Sin embargo, en este libro se destacan principalmente los indicadores ambientales urbanos definidos por la AMAE para las ciudades y pueblos europeos en 1995.

En principio, se emplea como referencia básica el modelo AMAE (1995) y se hace una *reagrupación de temas y subtemas* de acuerdo con la sustentación que en el siguiente capítulo se presentará para aplicar el sistema de indicadores (en el ámbito de comunas) en ciudades de países en desarrollo.

La construcción teórica de una “batería” de indicadores es el primer objetivo propuesto en esta parte de la investigación: *definir teórica y conceptualmente un sistema de indicadores e índice sintético de calidad ambiental en el ámbito urbano*.

El paso siguiente a la definición de la batería de indicadores teóricos es evaluarlos, basados en algunos criterios que se seleccionarán como filtros para definir los componentes e indicadores del índice de calidad ambiental que finalmente se utilizan en este estudio.

Tabla 3.4: Indicadores teóricos seleccionados

Temas	Subtemas	Indicadores		
		Modelo AEMA (1995)	Modelo Castro (2000)	Modelo MMA (2001)
Población urbana	Densidad de población	3. Población por km ² .		
	Área total construida	6. Área en km ² .		10. Población urbana
Suelo urbano	Área abierta	9. Porcentaje áreas verdes.	57. m ² zonas verdes (por habitante). 58. Porcentaje zonas verdes / área urbanizada.	Densidad de construcción (área construida/superficie del perímetro Urbano) Superficie de zonas verdes / habitante
	Redes de transporte	11. Longitud de carreteras en km.		Superficie de zonas verdes / habitante.
	Distribución de usos urbanos		39. Porcentaje suelo con uso mayoritario residencial 40. Porcentaje suelo para infraestructuras de transportes. 41. Porcentaje suelo para espacios verdes y abiertos.	4. Suelo edificable por habitante 11. Superficie de suelo urbano vacante
Agua	Consumo de agua	25. Consumo por habitante, litros por día.	4. Consumo de agua (por usos y por habitante).	Porcentaje de personas que disponen de agua potable en el hogar o que pueden acceder a ella fácilmente
	Aguas Residuales	27. Porcentaje de emisarios conectados a sistemas de depuración.	11. Porcentaje población cubierta (por tipo de tratamiento).	Saneamiento básico: porcentaje de la población conectada al sistema de alcantarillado.
Energía	Consumo de energía	30. Uso de electricidad en GW por año.	14. Consumo de electricidad por habitante. 15. Consumo de gas y otros combustibles fósiles por habitante	Consumo energía eléctrica sectorial - uso residencial.

...continúa...

...Viene

Temas	Subtemas	Indicadores		
		Modelo AEMA (1995)	Modelo Castro (2000)	Modelo MMA (2001)
Residuos Calidad del aire	Producción de residuos	35. Cantidad de RSU recogidos en toneladas por persona y año.	19. Volumen residuos sólidos urbanos (RSU) generados/hab.	3. Niveles de inmisión de PM ₁₀
	Periodo largo de SO ₂ +PST	45. Concentración media/año	31. Volumen inmisiones totales (por emisiones y substancias).	Cobertura del servicio público de aseo. Concentración de material particulado inferior a 10 micras.
Calidad sonora	Concentración en valores guías de OMS de O ₃ , SO ₂ , PST	48. Exceso sobre los valores guías de OMS de PST.		
	Exposición al ruido (habitante por periodo de tiempo)	49. Exposición superior a 65 dB. 50. Exposición superior a 75 dB.	27. Niveles ruido diurno y nocturno. 28. Porcentaje población expuesta 65dB. - 75 dB.	Concentración promedio anual de PST
Seguridad de tráfico	Fallecimientos y causas de accidentes de tráfico	51. Número de fallecidos por cada 10:000 habitantes.	29. No. denuncias o sanciones debidas al ruido. 50. No. accidentes urbanos de tráfico.	6. Número de víctimas por accidentes de tráfico urbano
	Superficie edificada por persona	52. Número de heridos por cada 10.000 habitantes. 53. m ² por persona.	52. m ² vivienda por persona. 55. Número viviendas (por habitante).	
Accesibilidad a zonas verdes	Proximidad a áreas verdes urbanas	54. Porcentaje personas que tienen a 15 min. caminando una zona verde urbana.		
	Número de especies de aves	55. Número de especies de aves.		Número de especies de flora inventariadas.

Fuente: Elaboración propia.

3.6. LAS ÁREAS TEMÁTICAS E INDICADORES SELECCIONADOS

Para avanzar en la definición de áreas temáticas e indicadores, en este modelo se tiene en cuenta que los temas sobre medio ambiente urbano han ido adquiriendo importancia a través del tiempo (a medida que la sociedad manifiesta su preferencia por diferentes elementos o variables ambientales) apareciendo como relevantes para ser considerados en los procesos de desarrollo y planificación de las ciudades (Rueda, 1999). Por tanto, es de esperar que las preocupaciones sociales se modifiquen en torno a estas situaciones y con ello demanden nueva y mejor información para su representación y seguimiento. Por ello, tal como lo afirma Zarzosa (1996), los indicadores que se formulan en este estudio no pretenden incluir todos los determinantes de la calidad ambiental urbana, sino que son en todo momento una aproximación permanente a su medición.

Basados en el conjunto de criterios presentados en la sección 2.7 y en el conjunto de indicadores presentados en la Tabla 3.4, se han definido las *áreas temáticas e indicadores teóricos* que se emplearán para evaluar la *calidad ambiental urbana*. Cabe recordar que la mayor escala de análisis exige no sólo estadísticas más específicas para la representación de los indicadores, sino también una adaptación de los indicadores al esquema de análisis espacial de mayor escala: el distrito, comuna o localidad.

En la Tabla 3.5 se han definido 39 indicadores medioambientales teóricos⁴⁰ que recogen la caracterización de once áreas temáticas asociadas a dos grandes componentes definidos como indicadores de flujo urbano y medio ambiente urbano. Además se presenta esquemáticamente la forma en que se espera sintetizar la información hasta llegar al índice de calidad ambiental por comunas.

Partiendo del análisis de cada uno de los indicadores teóricos expuestos en la Tabla 3.5, en las Tablas 3.6 y 3.7 se presenta la evaluación y selección del conjunto de indicadores que finalmente se utilizarán en la estimación del índice de calidad ambiental. Esta selección se ha realizado evaluando algunos de los criterios más importantes que se detallaron en la sección 2.7.⁴¹

Los indicadores que son catalogados como “malos” o “regulares” tienen en común que no satisfacen los criterios de *validez científica* de los datos, *existencia* de los datos en el corto plazo, la posibilidad de reflejar *varia-*

⁴⁰ Se refieren a aquellos indicadores que son susceptibles de integrar la medición de la calidad ambiental urbana pero que no han sido sometidos a los criterios de selección.

⁴¹ En el anexo 2 presentamos las fichas técnicas de cada una de las variables que componen el índice de calidad ambiental.

Tabla 3.5: Sistema de indicadores de calidad ambiental urbana

Indicadores simples Nivel I	Área temática Nivel II	Componentes Nivel III	Índice Nivel IV
RS1. Residuos sólidos generados (Ton.)	Residuos sólidos urbanos (<i>Irsu</i>)		Índice de Flujo Urbano (IFLU)
RS2. Cobertura de recolección (% de viviendas)			
RS3. Basureros crónicos (No.)			
RS4. Percepción social del servicio			
CE1. Cobertura de energía (% de viviendas)	Consumo de energía (<i>Icen</i>)		Índice de Calidad Ambiental (ICA)
CE2. Conexiones ilegales (No.)			
CE3. Cobertura de gas (porcentaje de viviendas)			
CE4. Uso de leña, carbón, etc. (No. viviendas)			
CE5. Fuentes de contaminación lumínica (No.)			
TR1. Densidad de coches (coches/habitantes)	Tráfico urbano (<i>Itru</i>)		Índice de Medio Ambiente Urbano (IMAU)
TR2. Accidentes mortales de tránsito (No.)			
TR3. Kilómetros de vía pavimentada (No.)			
TR4. Semáforos (No.)			
CV1. Personas por vivienda (No.)	Calidad de la vivienda (<i>Icav</i>)		Índice de Medio Ambiente Urbano (IMAU)
CV2. m ² por vivienda (No.)			
CV3. Densidad de viviendas (No. / hectárea)			
AI1. Concentración de NOx (% del territorio)*	Aire (<i>Iair</i>)		Índice de Calidad Ambiental (ICA)
AI2. Concentración de SOx (% del territorio)*			
AI3. Concentración de CO ₂ (% del territorio)*			
AI4. Concentración de material particulado*			
AI5. Denuncias por olores molestos (No.)			
AG1. Cobertura de agua (% de viviendas)	Agua (<i>Iagu</i>)		Índice de Medio Ambiente Urbano (IMAU)
AG2. Cobertura de alcantarillado (% de viviendas)			
AG3. Riesgo de inundación (% del territorio)**			
RU1. Ruido diurno (% del territorio)*	Ruido (<i>Iru</i>)		Índice de Medio Ambiente Urbano (IMAU)
RU2. Ruido nocturno (% del territorio)*			
RU3. Denuncias ciudadanas (No.)			
SU1. Área urbanizable construida (% del total)	Suelo (<i>Isue</i>)		Índice de Medio Ambiente Urbano (IMAU)
SU2. Área verde institucional (% del total)			
SU3. Densidad área verde (m ² /habitante)			
SU4. Erosión (porcentaje del total)*			
ES1. Denuncias invasión del espacio público (No.)	Espacio público (<i>Iepu</i>)		Índice de Medio Ambiente Urbano (IMAU)
ES2. Parques y plazas por localidad (No.)			
ES3. Andenes peatonales (m ²)			
BI1. Densidad de árboles (No. / habitante)	Biodiversidad (<i>Ibio</i>)		Índice de Medio Ambiente Urbano (IMAU)
BI2. Árboles sembrados (No. / año)			
BI3. Fauna animal no nociva (No.)			
BI4. Especies vegetales (No.)			
BI5. Sitios de interés ecológico (No.)			

* Estas variables pueden ser derivadas empleando un sistema de información geográfico, diseñando un modelo cartográfico que permita estimar el porcentaje del territorio que supera los estándares. Para el caso del modelo aplicado sólo se cuenta con información georreferenciada para la concentración de material particulado. El proceso técnico consiste en el cruce de un mapa krigeado que represente el modelo de dispersión del contaminante en la zona urbana, con el mapa de división político administrativa de la ciudad en comunas, derivando el porcentaje del territorio que supera los estándares (Anexo 1).

** Al igual que las variables que se derivan de modelos de dispersión, esta variable se puede estimar cruzando los mapas de riesgo de inundación y división político administrativas de la ciudad, previo a la construcción de un modelo cartográfico que identifique los procesos técnicos para derivar tal información.

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 3.6: Evaluación y selección de los indicadores de flujo urbano

Problema de referencia	Área Temática	Indicadores técnicos	CRITERIOS								Disponibilidad		
			Validez científica causalidad	Capacidad discriminación	Existencia de datos	Elección pública	Representativo de la zona descenta	Medida directa	Sensible a cambios	Conto-eficiente		Resultado	
Residuos sólidos	RS1, RS2, RS3, RS4	RS1. Residuos sólidos generados	😊	😊	😞	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Para ser estimado
		RS2. Cobertura de recolección	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Disponible
		RS3. Esueros crónicos	😊	😞	😊	😊	😞	😊	😊	😊	😊	😊	Para ser estimado
		RS4. Percepción social del servicio	😊	😊	😞	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	No disponible
Cobertura de energía	CE1, CE2, CE3, CE4, CE5	CE1. Cobertura de energía	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Disponible
		CE2. Conexiones ilegales	😊	😞	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	No disponible
		CE3. Cobertura de gas	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Disponible
		CE4. Uso de leña, carbón, etc	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Para ser estimado
		CE5. Fuentes de contaminación luminica.	😊	😊	😞	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	No disponible
Densidad de coches	TT1, TT2, TT3, TT4	TT1. Densidad de coches	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	No disponible
		TT2. Accidentes mortales de tránsito	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Disponible
		TT3. Kms. de vías pavimentadas	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Para ser estimado
		TT4. No. de semáforos	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Para ser estimado
Cada vivienda tiene una habitación	CV1, CV2, CV3	CV1. Personas por vivienda	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Disponible
		CV2. M ² por vivienda	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Para ser estimado
		CV3. Densidad de viviendas	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Disponible
😊	Cumple satisfactoriamente,		😊	Cumple parcialmente		😊	😊	😊	😊	😊	No cumple		

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 3.7: Evaluación y selección de los indicadores del medio ambiente urbano

Problema de referencia	Área Temática	Indicadores técnicos	CRITERIOS									Disponibilidad
			Validez científica causalidad	Capacidad discriminación	Existencia de datos	Elección pública	Representativo de la zona deserta	Medida directa	Sensible a cambios	Costo-eficiente	Resultado	
I n d i c a d o r e s M e d i o r e s A m b i e n t e r o s	A i r e	AI1 Concentración de NOx	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Bueno	Para ser estimado
		AI2 Concentración de SOx	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Bueno	Para ser estimado
		AI3 Concentración de CO2	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Bueno	Para ser estimado
		AI4 Concentración de material particulado	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Bueno	Para ser estimado
		AI5 Denuncias por olores molestos	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Regular	Para ser estimado
	A g u a	AG1 Cobertura de agua	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Bueno	Disponble
		AG2 Cobertura de alcantarillado	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Bueno	Disponble
		AG3 Riesgo de inundación	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Bueno	Para ser estimado
	R u i d o	RU1 Ruido diurno	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Bueno	Para ser estimado
		RU2 Ruido nocturno	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Bueno	Para ser estimado
		RU3 Denuncias ciudadanas	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Bueno	Para ser estimado
	S u e l o	SU1 Área urbanizable contrastada	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Bueno	Disponble
		SU2 Área verde institucional	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Regular	Para ser estimado
		SU3 Densidad de área verde	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Bueno	Disponble
		SU4 Erosión	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Regular	Para ser estimado
	E p s u p a l c i c i o	ES1 No. de denuncias de invasión del espacio público.	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Bueno	Para ser estimado
		ES2 No. de parques y plazas por localidad.	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Bueno	Para ser estimado
		ES3 Áreas verdes peatonales	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Bueno	Para ser estimado
	B i o d i v e r s i d	B1 No. de árboles por habitantes en la localidad.	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Bueno	Disponble
		B2 No. de árboles sembrados al año por localidad.	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Bueno	Para ser estimado
		B3 No. de fauna animal urbana no nociva en la comuna.	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Regular	Para ser estimado
		B4 No. de especies vegetales diferentes.	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Regular	Para ser estimado
	B5 Sínto de interés ecológico en la localidad.	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	😊	Regular	Para ser estimado	
	😊	Cumple satisfactoriamente,	😊	Cumple parcialmente	😊	No cumple						

Fuente: Elaboración propia.

ciones temporales de la variable y la capacidad de discriminación entre las unidades espaciales. Por ello fueron excluidos de este primer conjunto de indicadores. Los indicadores seleccionados para la fase empírica del estudio son los que aparecen resaltados en color gris.

La primera selección dio como resultado la definición de 25 indicadores que han sido catalogados como “buenos” y potencialmente útiles para

definir el *índice de calidad ambiental urbana* por localidades.⁴² En resumen, esta preselección de indicadores brinda un conjunto aceptable de factores que explican la calidad ambiental, que en últimas serán definidos de acuerdo con los criterios empleados y la disponibilidad de información inmediata.

En las Tablas 3.8 y 3.9 se presenta una selección final de los indicadores que se van a emplear en el cálculo del indicador sintético de este estudio, teniendo en cuenta la disponibilidad real de información en las bases de datos consultadas y las fuentes indirectas que en el corto plazo brindarían información confiable al nivel de detalle espacial que se trabaja en esta investigación.⁴³

Los doce indicadores simples resultantes de la evaluación se utilizarán para probar empíricamente el modelo de indicadores sintéticos de calidad ambiental que se propone en este estudio. Como se ha sostenido antes, será una aproximación⁴⁴ a la medición de la calidad ambiental en un contexto urbano y espacialmente delimitado por divisiones político administrativas denominadas comunas.

Cualquier variable o indicador adicional que se quiera incluir en el sistema que ha sido definido, debe ser filtrado por el conjunto de criterios establecidos (ver Tablas 3.6 y 3.7). En este sentido, se ratifica que los indicadores ambientales (como construcción social) son instrumentos en construcción y perfeccionamiento de acuerdo con la disponibilidad de información y las preocupaciones sociales por nuevos problemas que se definan como ambientales urbanos. Sin embargo, debe quedar claro que su estructura conceptual debe ser objetivamente definida para evitar que se incorpore al sistema cualquier indicador que se proponga sin unos filtros que garanticen la idoneidad de la información y su aporte al índice.

⁴² Las referencias bibliográficas presentadas anteriormente revelan que los sistemas de indicadores ambientales urbanos teóricos identifican 14 indicadores para España (MMA, 2000:28), Castro (2002) define 32 indicadores y AMAE (1995) 53 indicadores.

⁴³ Es importante que el lector tenga presente que la selección de variables teóricas, mediante el filtro utilizado indica las variables que potencialmente explican la calidad ambiental urbana al nivel de referencia geográfica que se realiza en este estudio. Por lo tanto, la selección definitiva es una extracción de todos los componentes definidos.

⁴⁴ Zarzosa (1996) en su libro "Aproximación a la medición del bienestar" deja claro por qué cualquier indicador sintético de carácter social que trate de reflejar una medida del bienestar o un componente es una aproximación a éste. Por lo tanto en este estudio se comparte este argumento en la construcción del índice de calidad ambiental. Siguiendo a Zarzosa y Pena Trapero, lo único que se le debe exigir a un sistema de indicadores es una definición conceptual clara del problema y unos criterios de selección mínimos, que permitan delimitar la frontera de la "batería" de indicadores que integrarían teóricamente el índice.

Tabla 3.8: *Indicadores seleccionados de flujo urbano*

Componentes	Indicadores definitivos	Indicadores potenciales	Observaciones
Residuos sólidos	RS2. Cobertura de servicio de aseo.	RS1. Volumen de residuos generados por localidad. RS3. Número de basureros crónicos denunciados. RS4. Percepción social del servicio de recolección de residuos sólidos urbanos.	El indicador RS2 fue la única variable seleccionada con los criterios empleados. Tiene una relación positiva con el índice de calidad ambiental, dado que la menor cobertura de aseo puede estar asociada con problemas localizados de basureros crónicos y de acopio y recolección inadecuada de residuos domésticos, entre otros.
Consumo de energía	CE1. Porcentaje de cobertura de viviendas con servicio de energía. CE3. Porcentaje cobertura de gas domiciliario.	CE4. Número de hogares que utilizan, leña, carbón, petróleo u otros para preparar alimentos.	La disponibilidad del indicador CE4 depende de la información recopilada en los censos cada 10 años, por lo tanto no se incluye en este análisis. En el análisis convencional de <i>indicadores sintéticos de desarrollo sostenible</i> , los indicadores CE1 y CE3 incidirían de manera negativa en el índice. Para este análisis por localidades no existe ninguna relación entre el consumo de energía y la pérdida de <i>calidad ambiental</i> localizada. Se considera que una mayor cobertura de energía y gas, disminuye la necesidad de usos de energía que atenta contra la salud y el ambiente urbano inmediato. Por lo tanto estos indicadores inciden positivamente en el ICA.
Tráfico	TR2. Número de accidentes mortales de tránsito en la localidad.		Esta variable mide el impacto del tráfico automotor en cada localidad. Se aduce que la densidad de tráfico es un problema urbano y por ello sus consecuencias son consideradas como problema ambiental del área temática: Medio urbano (AMEA, 1995; Castro, 2002; MMA, 2000).
Calidad de la vivienda	CV1. No. Personas por vivienda. CV3. Densidad de vivienda (No. viviendas/hectáreas)	CV2. No. de M ² por vivienda.	En AMAE (1995), MMA (2000) y Castro (2002) incluyen estas variables como determinantes de calidad de la vivienda urbana y como un componente medioambiental. En este modelo las variables CV1 y CV3 tienen una relación negativa con el ICA.

Fuente: Elaboración propia.

Tabla 3.9: *Indicadores seleccionados de uso de medio ambiente urbano*

Componentes	Indicadores definitivos	Indicadores potenciales	Observaciones
Aire	AI4. Porcentaje del territorio que supera la norma de concentración de emisiones por material particulado.	AI1. Porcentaje del territorio que supera la norma de concentración de emisiones por NOx AI2. Porcentaje del territorio que supera la norma de concentración de emisiones por SOx AI5. No. de denuncias ciudadanas por olores molestos	En ausencia de información sobre los indicadores AI1, AI2 y AI5, en este libro se toma la concentración de material particulado como el indicador de la calidad del aire. Esta variable que incide de manera negativa en el ICA fue estimada con base en el SIG de Cali (POT, Plano 5:10 – “contaminación por emisiones”), mediante el diseño de un modelo cartográfico, que arrojó resultados de esta variable al nivel de la división político administrativa de comuna.
Agua	AG1. Porcentaje de viviendas con cobertura de agua potable. AG2. Porcentaje de viviendas con cobertura de alcantarillado.		Los dos son buenos indicadores de la calidad del recurso y la disponibilidad de infraestructura colectiva para la evacuación de aguas residuales. Por lo tanto, se espera que tengan una incidencia en la disminución de enfermedades gastrointestinales y cutáneas. Esta variable cuenta con buena fuente de información. Su incidencia en el índice de calidad ambiental es positiva. El argumento es igual al que se expuso en el caso de la cobertura de energía y gas.
Ruido		RU1. Porcentaje del territorio que supera la norma de ruido diurno. RU2. Porcentaje del territorio que supera la norma de ruido nocturno. RU3. No. de denuncias ciudadanas por ruido.	Para especializar los indicadores RU1 y RU2 como variables continuas en cada localidad, se debe construir modelos de dispersión de ruido, sobre la base de un muestreo amplio de niveles de ruido. El procedimiento que se recomienda consiste en la aplicación de algún criterio de interpolación de puntos de muestreos (polígonos de Thiessen para esta resolución u otro tipo de interpolación más detallada) lo cual daría un mapa de dispersión de ruido en toda la ciudad. A través del cruce de este mapa vectorializado y el de división político – administrativa de las comunas, es posible determinar el porcentaje del territorio con nivel de ruido superiores a la norma. Esto implica el diseño de un modelo cartográfico que arroje la información en un SIG tal como se plantea en el anexo 1. Esta información es posible que sea generada en el corto plazo con los datos que en este sentido tiene la autoridad ambiental, pero no está disponible en el momento para esta investigación. Las tres variables incidirían de manera negativa en el ICA.

continúa...

...Viene

Componentes	Indicadores definitivos	Indicadores potenciales	Observaciones
Suelo	SU1. Porcentaje de área urbanizable sin construir. SU3. Porcentaje área verde por habitante en la localidad.	SU2. Porcentaje de área verde de carácter institucional.	El indicador SU3 es un parámetro de calidad ambiental urbana, que define la OMS con un valor de referencia de 9 m ² por habitante en las zonas urbanas. Los dos indicadores SU1 y SU2 capturan el grado de presión de la ocupación del suelo urbano. Con el indicador SU1 se asume que cuanto mayor sea el porcentaje de área urbanizada de la comuna, menor es la calidad ambiental por el efecto isla termal que generan las áreas construidas sobre el ambiente urbano. El indicador SU2, representa una menor presión sobre el territorio por efecto de la conservación de zonas verdes de carácter institucional, que tienden a ser grandes extensiones de territorio en algunas zonas urbanas.
Espacio público		ES1. No. de denuncias de invasión del espacio público. ES2. No. de parques y plazas por localidad.	El indicador ES1 demanda el diseño de un sistema de recopilación de información y síntesis por localidades, de tal forma que pueda servir de dato para el modelo. Los datos que existen sobre denuncias no tienen una dimensión espacial concreta. Esta variable incide de manera negativa en el ICA. El indicador ES2 demanda actualización del mobiliario urbano. Esta es una variable que en el corto plazo se puede incorporar al modelo, previo a la obtención de los datos espacializados. Esta variable incide de manera positiva en el ICA.
Biodiversidad	BI1. No. de árboles por habitante en la localidad.	BI2. No. de árboles sembrados al año por localidad.	El indicador BI1 es un parámetro de calidad ambiental que define la OMS con un valor de referencia de tres árboles/habitante en las zonas urbanas. Por tanto su incidencia en la calidad ambiental es positiva. El indicador BI2 es susceptible de estimar si se organiza la información de siembra periódica de árboles menos permisos de corte por cada localidad. Ello demanda su organización en un sistema de información. Por lo tanto los datos para esta representación no pueden ser obtenidos en el corto plazo.

Fuente: Elaboración propia.

3.7. ESQUEMA ANALÍTICO PROPUESTO

En la Figura 3.10 se presenta un esquema que ilustra el proceso de construcción del *índice de calidad ambiental*, que indica la forma en que se va procesando la información desde los indicadores simples hasta la construcción del *índice de calidad ambiental (ICA)*, con las restricciones que se imponen en el proceso de síntesis.

Cada uno de los *niveles* (I, II, III, IV) de los indicadores señalados en la Tabla 3.5 muestra simplificaciones de los componentes que explican el *índice*. El procedimiento presentado en la Figura 3.1 indica el esquema de evaluación para el cálculo del ICA, en el que se parte de una definición del concepto de calidad ambiental urbana que se deriva en dos componentes temáticos. Esta definición permite construir una batería de indicadores teóricos simples a los cuales se aplican los criterios de selección para definir los indicadores operativos que finalmente se tendrán en cuenta en el índice. En este proceso, la homogenización de escala es importante por lo que se propone la elaboración de un *modelo cartográfico* para derivar los valores de las variables que obedecen a modelos de dispersión en todo el territorio urbano y que no tienen una clara relación con la identidad espacial de comuna.

A los indicadores operativos seleccionados se les aplican técnicas de análisis multivariantes para derivar índices parciales por cada una de las áreas temáticas y finalmente, aplicando criterios de selección de los indicadores más robustos, se elabora el ICA para cada una de las unidades experimentales. Estimando los indicadores simples y los índices, se presenta su distribución espacial en el territorio mediante el diseño de la base de datos en un sistema de información geográfica (ESRI, 2001).

Simplificando el desarrollo conceptual expresado hasta aquí, a continuación se describe un conjunto de ecuaciones que explican el proceso que se debe seguir para derivar matemáticamente el ICA.

3.8. EL MODELO DE CALIDAD AMBIENTAL URBANA

Para simplificar el desarrollo conceptual expresado hasta aquí, a continuación se presenta el modelo matemático formulado para la construcción del ICA, que consiste en un conjunto de ecuaciones que indican la forma como se agregan datos e indicadores simples hasta la construcción del índice.

Este proceso consiste en tres fases en las que de manera consecutiva se simplifica la información de indicadores de primer, segundo, tercero y cuarto nivel (ver Tabla 3.10).

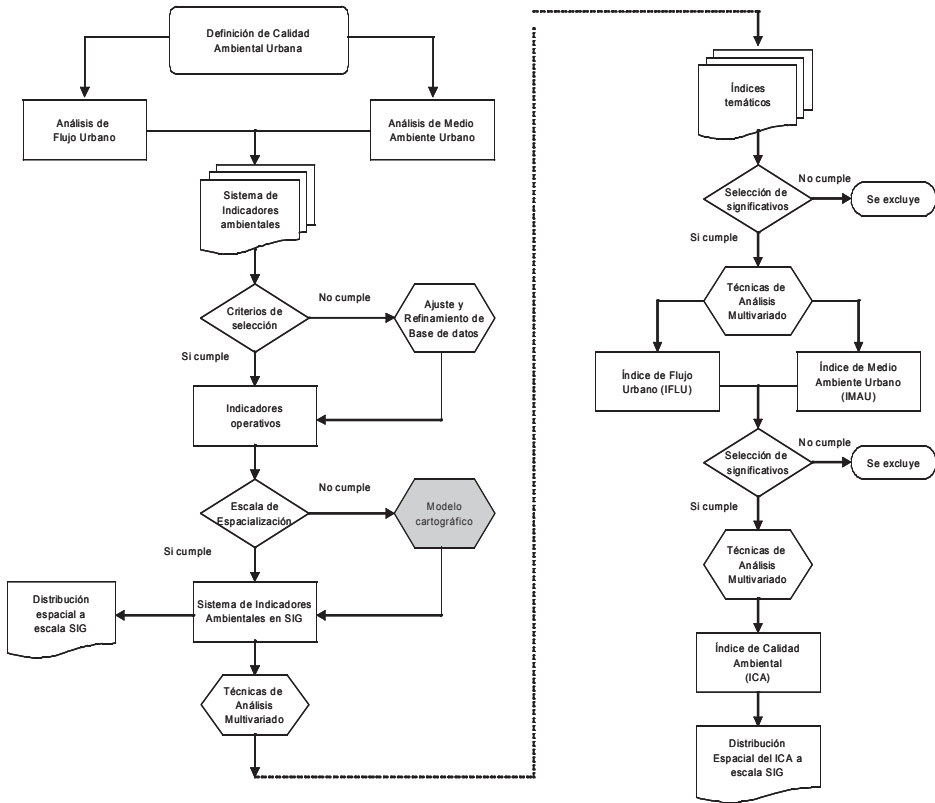


Figura 3.10: Proceso de cálculo y representación espacial del ICA

Fuente: Elaboración propia.

Una vez estimados los componentes principales y las tasas de contribución de los mismos para las ecuaciones de la fase I (3.1 a 3.10), se procede a calificar cada una de las unidades experimentales de acuerdo con el índice parcial que se está derivando, teniendo en cuenta una ecuación general que consiste en un promedio ponderado de las puntuaciones de cada componente principal, ponderados por la raíz cuadrada de la varianza de cada componente (Peters *et al.*, 1970; Castro, 2002). En este sentido, el índice para cada unidad experimental se calcula como:

$$I_{mj} = \frac{\sum_{i=1}^r Z_{rj} \cdot \sqrt{\lambda_r}}{\sum_{i=1}^r \sqrt{\lambda_r}} \tag{3.11}$$

Tabla 3.10: Fase I. De indicadores de primer nivel a indicadores de segundo nivel

Ecuación	Hipótesis de relación lineal
$Irsu_j = \sum_{j=1}^n W_i RS_{ij} \quad \frac{\partial Irsu_j}{\partial RS_{1j}} < 0 ; \frac{\partial Irsu_j}{\partial RS_{2j}} > 0 ; \frac{\partial Irsu_j}{\partial RS_{3j}} < 0 ; \frac{\partial Irsu_j}{\partial RS_{4j}} > 0$	(3.1)
$Icen_j = \sum_{j=1}^n W_i CE_{ij} \quad \frac{\partial Icen_j}{\partial CE_{1j}} > 0 ; \frac{\partial Icen_j}{\partial CE_{2j}} < 0 ; \frac{\partial Icen_j}{\partial CE_{3j}} > 0 ; \frac{\partial Icen_j}{\partial CE_{4j}} < 0 ; \frac{\partial Icen_j}{\partial CE_{5j}} < 0$	(3.2)
$Itra_j = \sum_{j=1}^n W_i TR_{ij} \quad \frac{\partial Itra_j}{\partial TR_{1j}} < 0 ; \frac{\partial Itra_j}{\partial TR_{2j}} < 0 ; \frac{\partial Itra_j}{\partial TR_{3j}} < 0 ; \frac{\partial Itra_j}{\partial TR_{4j}} < 0$	(3.3)
$Icav_j = \sum_{j=1}^n W_i CV_{ij} \quad \frac{\partial Icav_j}{\partial CV_{1j}} < 0 ; \frac{\partial Icav_j}{\partial CV_{2j}} > 0 ; \frac{\partial Icav_j}{\partial CV_{3j}} < 0$	(3.4)
$Iair_j = \sum_{j=1}^n W_i AI_{ij} \quad \frac{\partial Iair_j}{\partial AI_{1j}} < 0 ; \frac{\partial Iair_j}{\partial AI_{2j}} < 0 ; \frac{\partial Iair_j}{\partial AI_{3j}} < 0 ; \frac{\partial Iair_j}{\partial AI_{4j}} < 0 ; \frac{\partial Iair_j}{\partial AI_{5j}} < 0$	(3.5)
$Iagu_j = \sum_{j=1}^n W_i AG_{ij} \quad \frac{\partial Iagu_j}{\partial AG_{1j}} > 0 ; \frac{\partial Iagu_j}{\partial AG_{2j}} > 0 ; \frac{\partial Iagu_j}{\partial AG_{3j}} > 0$	(3.6)
$Iruj_j = \sum_{j=1}^n W_i RU_{ij} \quad \frac{\partial Iruj_j}{\partial RU_{1j}} < 0 ; \frac{\partial Iruj_j}{\partial RU_{2j}} < 0 ; \frac{\partial Iruj_j}{\partial RU_{3j}} < 0$	(3.7)
$Isue_j = \sum_{j=1}^n W_i SU_{ij} \quad \frac{\partial Isue_j}{\partial SU_{1j}} > 0 ; \frac{\partial Isue_j}{\partial SU_{2j}} > 0 ; \frac{\partial Isue_j}{\partial SU_{3j}} > 0 ; \frac{\partial Isue_j}{\partial SU_{4j}} < 0$	(3.8)
$Iepu_j = \sum_{j=1}^n W_i EP_{ij} \quad \frac{\partial Icen_j}{\partial EP_{1j}} < 0 ; \frac{\partial Icen_j}{\partial EP_{2j}} > 0$	(3.9)
$Ibio_j = \sum_{j=1}^n W_i BI_{ij} \quad \frac{\partial Ibio_j}{\partial BI_{1j}} > 0 ; \frac{\partial Ibio_j}{\partial BI_{2j}} > 0 ; \frac{\partial Ibio_j}{\partial BI_{3j}} > 0 ; \frac{\partial Ibio_j}{\partial BI_{4j}} > 0 ; \frac{\partial Ibio_j}{\partial BI_{5j}} > 0$	(3.10)

Los $j = 1, 2, 3, \dots, 21$ representan las unidades experimentales. Los i representan el subíndice de cada una de las variables que componen la ecuación de cada indicador de segundo nivel y que se detallan en la Tabla 3.5. W_i es el conjunto de pesos relativos de cada indicador de primer nivel. Como las variables que componen cada indicador de segundo nivel tienen diferentes unidades de medida y escala, se emplean técnicas de análisis multivariantes como el análisis de componentes principales (ACP) (Johnson, 2000) y análisis de distancia P_2 (DP_2) (Pena Trapero, 1977; Zarzosa, 1996).

En la ecuación (3.11), I_{mj} representa $Irsu$, $Icen$, $Itra$, $Icav$, $Iair$, $Iagu$, $Iruj$, $Isue$, $Iepu$ e $Ibio$ separadamente para cada unidad experimental j -ésima, Z_{rj} la puntuación del componente r -ésimo para la unidad experimental j -ésima, y $\sqrt{\lambda_r}$ la raíz cuadrada del autovalor para dicho componente, garantizando así que los componentes con una mayor varianza explicada tenga una mayor ponderación en la calificación del índice.

Una vez estimados los indicadores de segundo nivel (índices temáticos) se avanza a la fase II para construir los indicadores de tercer nivel (índices

de componentes). El procedimiento general consiste en seleccionar los indicadores de primer nivel que tengan *comunalidades extraídas* superior al 40% para cada índice temático estimado en la fase I. A los indicadores seleccionados se les aplica ACP (o DP_2) y se estima la ecuación 3.12,⁴⁵ resultando la ordenación de las unidades experimentales de acuerdo con los índices de componentes: IFLU e IMAU.

$$IU_{mj} = \frac{\sum_{i=1}^r Z_{rj} \cdot \sqrt{\lambda_r}}{\sum_{i=1}^r \sqrt{\lambda_r}} \quad (3.12)$$

En la ecuación 3.12, IU_{mj} representa IFLU e IMAU separadamente para cada unidad experimental *j-ésima*. La parte derecha de ecuación es igual a la descrita en la 3.11.

En la fase III se pasa de indicadores de tercer nivel al índice de calidad ambiental urbana. Al igual que en la fase II, se seleccionan los indicadores que tienen correlación superior al 40% con el índice de componente estimado. A los indicadores seleccionados se les aplica ACP (o DP_2) y se estima la ecuación 3.13, resultando la ordenación de las unidades experimentales de acuerdo con el ICA.

$$ICA_j = \frac{\sum_{i=1}^r Z_{rj} \cdot \sqrt{\lambda_r}}{\sum_{i=1}^r \sqrt{\lambda_r}} \quad (3.13)$$

La ecuación 3.13 representa el *índice sintético* de calidad ambiental, que en el periodo $t=0$ indica la calidad ambiental relativa entre las distintas unidades experimentales. De forma dinámica el índice puede indicar cambio del periodo $t-1$ al periodo t , tal como lo expresa la ecuación 3.14.

$$\Delta ICA_j = \frac{ICA_{j,t} - ICA_{j,t-1}}{ICA_{j,t}} \begin{matrix} > 0 \\ = 0 \\ < 0 \end{matrix} \quad (3.14)$$

⁴⁵ Shi *et al.* (2004) presentan una evaluación de la sustentabilidad de zonas costeras en China, empleando análisis de componentes principales en la síntesis de la información proveniente de un sistema de indicadores de desarrollo sostenible de los municipios de Shanghai y Chong Ming Island. Castro (2002) emplea esta técnica en la construcción de índices de desarrollo sostenible en el conjunto de ciudades de la comunidad de Andalucía (España).

El resultado final del *índice de calidad ambiental* que se ha formulado en este libro es una variable que recoge las características ambientales de las distintas zonas en que se puede subdividir una ciudad, o como diría Freeman (1993), una representación del nivel de calidad ambiental “agregada” del entorno Q_{ij}^* .

El próximo capítulo está dedicado a explorar los métodos que pueden ser aplicados al cálculo de cada una de las fases descritas hasta estimar el indicador sintético conceptualmente presentado en este capítulo.

3.9. CONCLUSIONES

La revisión bibliográfica realizada indica que la construcción de indicadores ambientales son procesos de construcción social, que se validan en la medida que la sociedad genera condiciones para su formulación e implementación. Este estudio es una aproximación a la formulación de un sistema de indicadores en el cual se elabora el marco conceptual y teórico que demanda la construcción de un índice de calidad ambiental urbano. Como proceso de construcción se comparte la visión de Pena Trapero (1977) y Zarzosa (1996) de que los índices sintéticos, como el desarrollado aquí, son una aproximación a la medición de la calidad ambiental urbana.

En este capítulo se ha presentado la estructura conceptual que delimita el objeto de trabajo de la investigación a un modelo o sistema de indicadores ambientales urbanos con una “batería” de 25 indicadores que han sido sometidos a criterios de selección, mediante la revisión de los 39 indicadores teóricos definidos.

El análisis de las fuentes de información disponibles condujo a seleccionar 12 indicadores, con los cuales se cubre la totalidad de los indicadores de segundo nivel. Con estos indicadores se espera generar un resultado que pruebe el modelo y muestre su consistencia con respecto a la realidad que los ciudadanos perciben y que está consignada en los 21 documentos de las agendas ambientales para cada comuna de la ciudad de Cali (DAGMA, 2003).

En el próximo capítulo se presentan las pautas generales para desarrollar un sistema de indicadores ambientales urbanos, de tal forma que permitan medir los indicadores e índices de manera periódica en la ciudad. Esta es una iniciativa que en el fondo busca compatibilizar la propuesta de observatorios ambientales urbanos liderados por Naciones Unidas/hábitat al nivel de desagregación que plantea la política ambiental urbana para Colombia. Sin embargo, ello demanda la elaboración del sistema y su implementación práctica, algo que desborda (esta última) los alcances de esta investigación.

DESCRIPCIÓN DE LAS METODOLOGÍAS PARA CONSTRUIR EL ICA

4.1. INTRODUCCIÓN

Dentro de la amplia familia de métodos aplicados a la elaboración de indicadores sintéticos, generalmente, muchas entidades del orden local, regional e internacional recomiendan el uso de técnicas de análisis multivariante, principalmente el análisis de componentes principales (ACP), sin embargo, las distintas medidas de distancias son también una buena alternativa de síntesis de información para calcular índices (Zarzosa, 1996:82). Ambos tipos de métodos presentan estructuras matemáticas que ayudan a la síntesis de datos que describen fenómenos que pueden ser explicados en común. Al respecto, se dice que para pasar de la recopilación de indicadores simples a la generación de indicadores sintéticos es necesario simplificar un conjunto (muchas veces amplio) de datos y estructurarlos de acuerdo con las necesidades de los tomadores de decisiones y el público en general (MMA, 1996).

En este capítulo se presenta una descripción general de dos metodologías utilizadas para estimar indicadores sintéticos: el análisis de componentes principales (como una medida de reducción de información) y el análisis de distancia P_2 (como una de las múltiples medidas *ad hoc* concebidas para medir distancias de algún indicador entre regiones). Para ilustrar las dos metodologías se presenta previamente una descripción de las técnicas de análisis multivariante de datos, resaltando sus principales características para la generación de información sintética.

4.2. MÉTODOS DE ANÁLISIS MULTIVARIANTES

Los métodos multivariantes son un conjunto de técnicas para el análisis de datos que permiten al investigador someter a prueba la utilidad conjunta de los datos que se emplean para la explicación de fenómenos de interés analítico (Dillon, 1984).

Para una aplicación acertada de los métodos de análisis multivariantes, es pertinente definir la *unidad experimental* sobre la cual recae dicho análisis⁴⁶ dado que ello exige una medición y evaluación de los datos al nivel de agregación de la unidad seleccionada.

Los métodos de análisis multivariantes parten de la idea de que es posible que cualquier investigador se enfrente a teorías científicas o a criterios consensuados sobre algún aspecto por investigar, por ejemplo el *desarrollo sostenible, el bienestar, etc.* de tal forma que en su explicación se incluyan los componentes económicos, sociales y ambientales. En cada uno de estos componentes, se puede describir un conjunto grande y complejo de datos que representan las variables que explican el fenómeno que se va a investigar en las diferentes *unidades experimentales* (por ejemplo países, ciudades, etc). Es aquí donde tiene sentido el uso de métodos multivariantes (como el análisis de componentes principales o el análisis de distancia P_2), dado que ayudan al investigador a resumir grandes cantidades de datos que pueden estar correlacionados en relativamente pocos componentes (ortogonales) que los simplifican.

El objetivo principal del análisis multivariante es el conocimiento del comportamiento de un conjunto de *variables respuestas* que explican un valor teórico que estará en función de si está basado en el análisis de dependencia o interdependencia. En el caso de este libro se empleará el análisis de componentes principales (como una técnica de análisis factorial) para la estimación de una *variable latente* (desarrollo sostenible, bienestar, calidad ambiental, etc) en el que el tipo de análisis que se realiza es de interdependencia, de tal forma que a través del conocimiento de una estructura de relación entre las *variables respuestas* se determina el *valor teórico* de la *variable latente*. Técnicamente, este *valor teórico* es una combinación lineal de las *variables respuestas* (X_j) con ponderaciones (w_j) determinadas empíricamente por la técnica multivariante específica (Castro 2002:259):

⁴⁶ Las *unidades experimentales* en el caso de este estudio son los 21 distritos (comunas) de la ciudad de Cali.

Valor teórico de la variable latente = $w_1 X_1 + w_2 X_2 + \dots + w_j X_j$

Es importante aclarar que las técnicas de análisis multivariante se caracterizan por su tendencia exploratoria en lugar de confirmatoria. Mientras la estadística convencional exige al investigador comprobar hipótesis con el uso de los datos, en el análisis exploratorio el investigador intenta derivar de los datos una explicación relevante, dando respuesta a la pregunta de si existe alguna información valiosa en la distribución de ellos (Johnson, 2000; Anderson, 1984).

Previo a la aplicación de cualquier técnica de análisis multivariante, es conveniente hacer un análisis de los datos empleados como variables respuestas. Al respecto, siguiendo a Hair *et al.* (1999) se propone:

- i. Hacer una descripción y análisis de los datos utilizando el análisis convencional de la estadística.
- ii. Identificar datos atípicos y ausentes junto con un procedimiento para su evaluación y tratamiento.⁴⁷
- iii. Verificar los supuestos del análisis multivariante de datos dependiendo del tipo de análisis. Para el caso del ACP se requiere que el conjunto de variables tenga una alta estructura de correlación, refleje normalidad, etc.

Siguiendo a Anderson (1984), una vez analizados los datos, se puede conducir el estudio (de acuerdo con la técnica que se emplee para medir el indicador sintético) siguiendo unos pasos genéricos para todo tipo de análisis multivariante.

- i. Definir el objetivo por estimar. En este caso se trata del índice de calidad ambiental a través del ACP y DP_2 .
- ii. Modelo y estructura del análisis. Aquí se propone un modelo que se definió en la sección 3.7, cuya estructura para la síntesis de la información está contenida en las ecuaciones 3.1 a 3.13.
- iii. Evaluar los supuestos básicos que plantea el modelo. En este libro primero se parte de la idea de que existe una estructura de correlación

⁴⁷ Al respecto muchos autores proponen distintos métodos de imputación de valores (ver Castro, 2002) y en el caso de que existan muchos datos ausentes en la matriz de datos, se recomienda la eliminación de algunas unidades de observación. Para los datos atípicos, el tratamiento estándar consiste en evaluar si se deben a errores de medición de la variable o si realmente reflejan una característica del dato en un momento determinado. En el primer caso, es necesario encontrar el dato real o derivarlo de manera imputada y en el segundo, la información es la derivada del estado real del dato, por lo tanto muchos autores recomiendan su inclusión sin ningún tipo de tratamiento (Johnson, 2000).

considerable entre las *variables respuestas*, que dan origen a pensar que explican un mismo fenómeno, es decir, una variable latente como el *índice de calidad ambiental*. Este es el supuesto básico que debe ser suficientemente contrastado.

- iv. Estimar el modelo, mediante cualquiera de las dos técnicas indicadas.
- v. Ordenar las *unidades experimentales* de acuerdo con el valor de la *variable latente* resultante del análisis de los datos.
- vi. Representar espacialmente los resultados para analizar algún tipo de tendencia espacial que explique cómo se distribuye el fenómeno en el territorio y si sigue un patrón especial o su valor está distribuido de manera aleatoria en el espacio analizado (Anselín, 1998).

4.2.1. Descripción general de las técnicas de análisis multivariante

En la revisión de la literatura sobre este tema, existen dos grandes categorías de técnicas de análisis multivariante⁴⁸:

- i. Las técnicas *dirigidas por variables*, que determinan las correlaciones que pueden existir entre las *variables respuestas* a través del análisis de la matriz de correlación. Algunos ejemplos son el análisis de componentes principales (ACP), el análisis por factores (AF), el análisis de regresión (AR), el análisis de correlación canónica (ACC), el análisis de variables canónicas (AVC) y el análisis discriminante canónico (ADC).
- ii. Las técnicas *dirigidas a las unidades experimentales*, se orientan a determinar la relación que puede existir entre las *unidades experimentales*. Ejemplo de estas técnicas son el análisis discriminante (AD), el análisis por agrupación (AA) y el análisis multivariante de la varianza (MANOVA).

En la Tabla 4.1 se presentan las principales técnicas de análisis multivariante y su relevancia en la aplicación a problemas específicos.

En este estudio se estima el *índice de calidad ambiental* aplicando dos técnicas de síntesis de la información (ACP y DP₂), basadas en el modelo analítico presentado en la sección 3.7. La selección de estas técnicas obedece a que el análisis que se ha propuesto para la construcción del *índice*, consiste en encontrar el valor de una *variable latente*, que en teoría está

⁴⁸ Para detalle sobre las técnicas multivariate, puede consultar Anderson (1984), Jolliffe, (1986), Hair *et al.* (1999) y Johnson (2000). Aquí podrá encontrar los procedimientos generales para el análisis de datos en cada una de las técnicas descritas. Para detalles respecto a la DP₂, ver Pena Trapero (1977) y Zarzosa (1996).

explicada por un conjunto de *variables respuestas* que la determinan y que por consiguiente se espera que guarden (entre ellas) una alta estructura de correlación. La técnica de ACP pretende extraer de ese conjunto de variables correlacionadas, la mayor parte de la varianza de los datos, sintetizados en un menor número de componentes ortogonales y a través de un proceso de ponderación, calificar y ordenar las *unidades experimentales* de acuerdo con el *índice* que se propone estimar. Por su parte la DP_2 es una medida de distancia de cada unidad experimental con respecto al valor de referencia de cada una de las variables respuestas que conforman el índice. En lo que sigue de este capítulo se precisará uno y otro método para estimar un indicador sintético (Ver Tabla 4.1).

4.3. ASPECTOS TÉCNICOS PARA LA CONSTRUCCIÓN DE LOS INDICADORES SINTÉTICOS

4.3.1. Algunas precisiones acerca de los indicadores sintéticos

El indicador sintético o índice está formado por una serie de *componentes* que aportan alguna información acerca del objetivo por medir, que en este caso es la calidad ambiental en las distintas comunas de una ciudad (Zarzosa, 1996:65). Es deseable que la información recopilada para la medición de los *componentes* sea objetivamente medida, dado que es una expresión matemática (un dato) acerca de su *estado*. Una medición subjetiva puede conducir erróneamente a múltiples *estados* y por lo tanto se puede encontrar con distintas magnitudes del índice para una misma *unidad experimental*.⁴⁹

Esta medición de los componentes *indica* la magnitud de su estado, por ello técnicamente se denomina *indicador simple o parcial*. Este indicador puede ser un dato o la combinación de uno o más para conformar o calificar el estado de un componente de interés. Por ejemplo, en el modelo presentado en el capítulo 3 se encuentran 39 indicadores simples, pero los datos originales con los que se construirían los indicadores son bastante superiores. Imagine el indicador *densidad de área verde por habitante*, que demanda la combinación matemática de datos entre las *áreas verdes* (en m^2) en un territorio, dividido por la *población total* del mismo.

⁴⁹ La objetividad en la medición de los componentes asegura la no violación de supuestos como el de invariancia del índice. Más adelante se detallan los postulados e hipótesis que deben exigírsele a un índice para que sea consistente.

Tabla 4.1: Lista cruzada de métodos multivariantes y tipos de problemas

TIPO DE PROBLEMA	ACP	AF	ACC	AVC	ADC	AD	AA	MANOVA
Exploración de las relaciones entre variables	A veces	Indudablemente	A veces	Rara vez	Nunca	Nunca	Nunca	Nunca
Cribado de datos	Indudablemente	A veces	Nunca	Nunca	Nunca	Nunca	A veces	Nunca
Creación de nuevas variables	Lo hace	Lo hace	Lo hace	Lo hace	Lo hace	No lo hace	No lo hace	No lo hace
Predicción de ser miembro de un grupo	No lo hace	No lo hace	No lo hace	No lo hace	Lo hace	Lo hace	Lo hace	No lo hace
Comparación de medidas grupales	Posiblemente	Posiblemente	No lo hace	Lo hace	Rara vez	Rara vez	No lo hace	Lo hace
Comparación de grupos de variables	Posiblemente	Posiblemente	Indudablemente	Nunca	Nunca	Nunca	Nunca	Nunca
Verificación de agrupamientos	Indudablemente	Posiblemente	Nunca	Nunca	Nunca	Nunca	Indudablemente	Nunca
Reducción de dimensionalidad	Indudablemente	Indudablemente	Indudablemente	Indudablemente	Indudablemente	Nunca	Nunca	Nunca
Creación de variables significativas	No es probable	Por lo común	No es probable	No es probable	Posiblemente	Nunca	Nunca	Nunca

Fuente: Adaptado de Johnson 2000.

En resumen, el indicador sintético o índice es una combinación matemática de los indicadores parciales. Como corolario de esto, se puede afirmar que el éxito de un “buen” índice depende de unos “buenos” indicadores y a su vez estos dependen de un conjunto de “buenos” datos.⁵⁰

4.3.2. Supuestos relevantes para la formulación del índice

Medir la calidad ambiental (como la agregación de un conjunto de datos e indicadores simples en un índice), demanda la formulación de una serie de supuestos que aseguran la consistencia final de los resultados (Segnestam, 2002a; MMA, 1996; Zarzosa, 1996; Pena Trapero, 1977). Estos supuestos consisten en:

- a. Completitud. Se supone que los indicadores seleccionados para la elaboración del índice de calidad ambiental son todos los que explican el objetivo que se va a medir⁵¹.
- b. Bondad de los indicadores que determinan el índice. Se supone que los indicadores seleccionados miden adecuadamente los atributos descritos en relación con el índice de calidad ambiental, tanto en el espacio como en el tiempo⁵².
- c. Objetividad en la valoración de los indicadores. Se supone que los datos que se utilizan son una representación objetiva de la valoración del estado de cada indicador en un momento determinado. Es decir, están ausentes de sus propiedades intrínsecas juicios de valor con respecto a su magnitud en el espacio y el tiempo.

El modelo de *índice de calidad ambiental* presentado en este estudio tiene en cuenta estos supuestos (guardando la relajación del de *completitud*) en la medida en que su construcción teórica es el reflejo de un acuerdo social entre la percepción comunitaria, la del técnico (científico social) y

⁵⁰ La dependencia funcional entre indicadores simples e indicadores sintéticos ha quedado ampliamente explicada en el modelo formulado en el capítulo 3.

⁵¹ Este supuesto es bastante fuerte para el análisis multivariante aplicado a indicadores sintéticos sociales y ambientales, dado que su formulación teórica no está definida y depende en gran parte de criterios y acuerdos sociales que pueden variar entre regiones y en el caso de este estudio entre comunas. Por ello, este supuesto es relajado para permitir que los criterios de selección de las variables para indicadores sociales tengan la flexibilidad que demanda el trabajo de formulación de indicadores simples. Para detalles sobre el concepto de flexibilidad puede consultar al MMA (1996:15) y Milon *et al*, (1995:5).

⁵² Se acepta que los indicadores seleccionados y los datos que lo valoran son una buena estimación de sus propiedades intrínsecas. Por lo tanto se asume que la base de datos que se construye cumple con este supuesto.

la del tomador de decisión. En todo caso, la medición que se realiza con el índice es una aproximación al objetivo por estimar.

Con los supuestos planteados se aseguran las condiciones ideales de los datos utilizados. El siguiente paso es determinar las propiedades matemáticas que determinan la consistencia de un índice sintético. Al respecto Pena Trapero (1977), Zarzosa (1996) y Ebert *et al.* (2004) presentan una serie de condiciones que *a priori* debe cumplir el índice sintético para que sea consistente⁵³.

- i. *Existencia y determinación.* La función matemática que define el indicador sintético debe ser tal que exista y tenga solución para todos los valores del índice en cada unidad experimental.
- ii. *Monotonía.* El índice debe responder positivamente a una modificación positiva de los componentes y negativamente a una modificación negativa. En el modelo presentado en el capítulo 3 (ecuaciones 3.1 a 3.10) se define el sentido que tienen los componentes de primer nivel cuando entran al indicador de segundo nivel. En la práctica, esto exige que en el análisis multivariante se introduzca la información con el signo con el que se espera estén relacionados los indicadores simples y el objetivo que se va a medir.
- iii. *Unicidad.* El índice debe representar un único valor para una situación dada.
- iv. *Invariancia.* Como consecuencia de la propiedad “iii”, el índice debe ser invariante respecto a un cambio de origen y/o de escala de medición de los indicadores simples.
- v. *Homogeneidad.* La función matemática que defina el índice, $I = f(I_1, I_2, \dots, I_n)$ debe ser homogénea de grado uno. Esto asegura que si los indicadores simples aumentan o disminuyen en igual proporción lo hace el indicador sintético.

$$f(C \cdot I_1, C \cdot I_2, \dots, C \cdot I_n) = C \cdot f(I_1, I_2, \dots, I_n)$$

⁵³ El lector debe entender que la construcción del índice tiene como propósito ordenar las unidades experimentales del territorio analizado, como una medida de lo que Freeman (1993) define como calidad ambiental. Este resultado es una medición objetiva de un parámetro por representar, por ejemplo las preferencias de los agentes cuando demandan la localización de su vivienda. Esto quiere decir que la utilidad del índice radica en que es una medición objetiva de las preferencias de los agentes, por lo tanto las propiedades que se enuncian en los párrafos siguientes deben proporcionar las razones que debe cumplir el índice para que matemáticamente sea consistente.

vi. *Transitividad*. Suponga que a, b y c son tres estados distintos medidos por el índice, e $I(a)$, $I(b)$ e $I(c)$ son valores del índice correspondiente a esos tres estados. Debe verificarse que:

$$\left. \begin{array}{l} I(a) > I(b) \\ I(b) > I(c) \end{array} \right\} \Rightarrow I(a) > I(c)$$

vii. *Exhaustividad*. El índice debe ser tal que aproveche al máximo y de forma útil la información suministrada por cada uno de los indicadores simples.⁵⁴

Una vez definidas las propiedades matemáticas que debe cumplir el índice, se debe resolver el problema de agregación dado que cada uno de los componentes del índice tiene distintas unidades de medida.

Técnicamente cualquier proceso de tipificación transforma todos los indicadores en las mismas unidades y escala y asegura que esta transformación no modifique el orden del estado del indicador en las distintas unidades experimentales (Jhonson, 2000; Anderson, 1984; Jolliffe, 1986).

Otro problema que quedaría por resolver es cómo ponderar los indicadores simples en un indicador agregado o sintético. Ello demandaría un sistema de ponderación que otorgue peso o importancia a cada indicador simple. Algunos criterios podrían ser:

- a. Mediante la técnica *delphi* es posible determinar ponderaciones de expertos.
- b. Desde el punto de vista de los objetivos sociales, se pueden asignar ponderaciones de acuerdo con la importancia de cada uno de los indicadores simples.
- c. Asignar igual ponderación a cada uno de los indicadores simples.
- d. El peso de cada indicador simple vendría dado por la información útil que tuviera cada uno de acuerdo con la varianza explicada en el índice.

El sistema de ponderación que se emplea en este libro se basa en el criterio de que el peso de cada indicador simple viene dado por la información útil que contiene cada variable de acuerdo con la varianza explicada en el índice.

⁵⁴ Zarzosa (1996:68) sostiene que esta propiedad garantiza que el índice haga una buena utilización de la información contenida en los indicadores parciales y elimine la duplicación de información existente en más de dos indicadores simples que explican el indicador sintético.

La aplicación empírica de este trabajo parte de las ecuaciones presentadas en la sección 3.7, y emplea las metodologías de análisis de componentes principales (ACP) y el análisis de distancia P_2 (DP_2). El lector debe entender que el empleo de estas técnicas de síntesis de información tiene como objetivo la estimación del valor de un indicador sintético que resuma o determine las dimensiones reales de todas las variables o indicadores simples del modelo conceptual formulado. Este valor (para el caso de las metodologías por emplear), es una combinación lineal del conjunto de *variables respuestas* siguiendo el modelo analítico que se describe en las ecuaciones 3.1 a 3.13, presentadas en el capítulo anterior.⁵⁵

4.4. ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES⁵⁶

En muchas ocasiones los científicos (en todas las disciplinas) se enfrentan al manejo de un conjunto amplio de datos que representan y explican el comportamiento de un vasto número de fenómenos en distintas *unidades experimentales*. En estos casos el uso de técnicas multivariantes para el análisis de los datos debe partir inicialmente de un examen de dichos datos asegurando así el cumplimiento de las propiedades estadísticas básicas para realizar análisis entre una *variable latente* (el índice) y las *variables respuestas* (indicadores simples).

Es probable que las variables respuestas puedan presentar propiedades no deseables para los análisis multivariantes, por ello se requiere muchas veces tratamientos previos del conjunto de datos que prueben si la distribución de este conjunto de variables es una distribución normal multivariante. Si esto no es así, es altamente deseable una transformación del conjunto de variables.

4.4.1. Definición

El ACP es un procedimiento matemático que transforma un conjunto de *variables respuestas* correlacionadas en un conjunto menor de variables ortogonales (no relacionadas) llamadas *componentes principales* que tienen como fundamento explicar la mayor parte de la varianza contenida

⁵⁵ Desde el punto de vista del diseño de política y gestión de la calidad ambiental urbana un índice construido de esta forma permitiría que el tomador de decisión pueda elegir, en cada localidad, la variable más relevante para modificar la calidad ambiental de la manera más coste eficiente.

⁵⁶ Los desarrollos teóricos de esta técnica se pueden remontar a los trabajos de Hotelling (1933) y Rao (1965). Como trabajos de manual y aplicados se pueden citar entre muchos otros a Jolliffe (1986), Johnson (2000) y Hair *et al.* (1999).

en los datos originales⁵⁷ Matemáticamente, los *componentes principales* son combinaciones lineales de las variables originales.⁵⁸

4.4.2. Utilidad del análisis de componentes principales⁵⁹

En la Tabla 4.1 está resumida la utilidad del ACP y en ella se define el tipo de problemas que generalmente resuelve esta técnica. En este orden de ideas Johnson (2000) se refiere a la utilidad del ACP por las siguientes razones:

- a. Cribado de datos multivariantes. El ACP es útil para el análisis previo de cualquier tipo de análisis multivariantes, dado que puede ayudar a revelar anomalías en los datos y a descubrir datos atípicos (*outliers*).
- b. Agrupación de unidades experimentales. El ACP ayuda al investigador a detectar subgrupos de acuerdo con el comportamiento común de la varianza de las variables respuesta.
- c. Análisis discriminantes. En este tipo de análisis la matriz de varianzas-covarianza requiere ser invertida para realizar una regla de discriminación. Cuando el número de *variables respuestas* es superior al número de unidades experimentales, la matriz no se puede invertir. Allí juega un papel importante el ACP para reducir todas las *variables respuestas* a un número menor de componentes principales que expliquen el mayor porcentaje de varianza de los datos originales.
- d. Regresión. El ACP ayuda a determinar y corregir los problemas derivados de regresiones que presenten problemas de multicolinealidad.

⁵⁷ Muchos autores advierten que si las variables no están correlacionadas el analista no gana nada con aplicar ACP porque la dimensionalidad real del conjunto de datos es igual al número de variables respuestas. Ello demanda la necesidad de aplicar una prueba estadística previa que defina si los datos siguen una distribución normal multivariada y si guardan una estructura de correlación considerablemente alta entre ellos. Puede consultarse a Johnson (2000).

⁵⁸ Esta propiedad de relaciones lineales entre las variables respuestas es altamente aplicada al marco conceptual del índice por construir, en la medida en que el modelo utilizado parte de relaciones lineales causa – efecto para explicar fenómenos sociales y ambientales.

⁵⁹ Son extensas las referencias de trabajos tanto conceptuales como empíricos que describen las propiedades estadísticas de esta técnica de análisis multivariado. En el campo teórico y conceptual se pueden citar Anderson (1984) y Johnson (2000), entre otros. En campo del uso aplicado ver Pena Traperero (1977), Zarzosa (1996), Zarzosa, P. *et al.* (1996), Castro (2002), Sáez, F. *et al.* (2002), Fundación “La Caixa” (2003), López, M. *et al.* (2003); Vicéns, J. y C. Chasco (2001) y Chasco C. y Hernández. (2004) para España.

4.4.3. Objetivo del análisis de componentes principales

Son dos los objetivos más relevantes asociados al análisis de componentes principales:

- i. Reducir la dimensionalidad de un conjunto de datos para descubrir la verdadera dimensión contenida en ellos. Cuando la dimensionalidad real de los datos es inferior al número original de los datos, entonces el análisis sugiere remplazar estos últimos por los componentes principales estimados, ayudando así a mejorar la interpretación de los datos.
- ii. Identificar nuevas variables significativas contenidas en la estructura de los datos. La creación de nuevas variables componentes principales es una combinación lineal de las variables originales que debe seguir un orden de importancia teniendo en cuenta que estas no estén correlacionadas. La primera componente explica la mayor varianza posible en los datos y cada componente adicional adquiere la mayor variabilidad posible restante.

La mayoría de manuales y estudios aplicados de análisis multivariantes presentan dos procedimientos generales para definir los componentes principales: el análisis de la matriz de varianza – covarianza (Σ) y la matriz de correlación (P).⁶⁰

Para la definición formal de la estructura analítica que define los componentes principales, en este estudio se desarrolla el análisis de la matriz de correlaciones, aclarando que el uso de la Σ es pertinente cuando el investigador está seguro de que todas las variables del análisis cumplen las siguientes condiciones:

- a. Todas las variables deben estar medidas en las mismas unidades o comparables.
- b. Las unidades deben tener varianzas similares.

El argumento de estas exigencias para el uso de la Σ es que si alguna de las *variables respuesta* tiene una unidad de medida o escala distinta, esta puede tener un efecto significativo sobre los componentes principales, presentándola como importante cuando en realidad no lo es.⁶¹ Al respecto Johnson (2000) afirma que “si una de las variables tiene una varianza mucho mayor que las demás, dominará la componente principal sin importar

⁶⁰ Puede consultarse algunos manuales en Anderson (1984), Hair, *et al.* (1995), Jolliffe (1986) y Johnson (2000).

⁶¹ Esto es lo que autores como Jolliffe (1986) llaman sesgo de componentes iniciales.

la estructura de las covarianzas de las variables y en este caso tiene poco objeto la realización de un ACP”.

Cuando las variables no presentan fundamentos de escala similares es necesario la aplicación del ACP a la matriz de correlación de las **P** *variables respuestas* tipificadas⁶² y no a los datos originales, por lo tanto exige al investigador una transformación previa de los datos de tal forma que garanticen una escala y unidad de medida común.⁶³

4.4.4. ACP a partir de la matriz de correlaciones

Estimar los componentes principales a partir de la matriz de correlaciones implica un análisis matricial de los datos tipificados, reduciendo la estructura de ellos a una misma unidad de escala. A continuación se presenta formalmente el procedimiento matemático y los algoritmos asociados a la estimación de las *m* componentes principales.

Sea $X = (X_{n1}, X_{n2}, \dots, X_{np})$ un conjunto de *p* *variables respuestas* que representan *n* observaciones seleccionadas de una población con media μ y matriz de correlación **P**.

La matriz de correlaciones **P** derivada de la correlación lineal de cada par de variables originales está dada por:

$$P = \begin{bmatrix} 1 & r_{12} & \dots & r_{1p} \\ r_{21} & 1 & \dots & r_{2p} \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ r_{p1} & r_{p2} & \dots & 1 \end{bmatrix} \tag{4.1}$$

En su forma matricial ampliada las componentes principales están definidas por Z_{ji} , que son combinaciones lineales de las *p* variables originales, donde a_{ij} representa las ponderaciones, de tal forma éstas que se pueden representar como:

⁶² Muchos autores recomiendan tener cuidado cuando se elige algún criterio de tipificación para el conjunto de variables, dado que con ello se esta diciendo a priori que todas las variables respuestas tienen igual importancia. Es conveniente por ello hacer un examen de los datos, de tal forma que permita al investigador observar la relevancia de utilizar la Σ o **P**.

⁶³ Existen distintos criterios de tipificación que pueden ser aplicados en este caso. Para una revisión ver Johnson (2000).

$$\begin{bmatrix} Z_1 \\ Z_2 \\ \dots \\ Z_p \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} a_{11}X_1 & a_{12}X_2 & \dots & a_{1p}X_p \\ a_{21}X_1 & a_{22}X_2 & \dots & a_{2p}X_p \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ a_{p1}X_1 & a_{p2}X_2 & \dots & a_{pp}X_p \end{bmatrix} \} \Rightarrow Z = AX \quad (4.2)$$

En forma resumida, el primer componente estaría determinado por $Z_1 = a_1(X - \mu)$ en donde a_1 se elige teniendo en cuenta que la varianza de $a_1(X - \mu)$ se maximice sobre todos los vectores a_1 que satisfagan. $a_1 a_1 = 1$

Como la condición más importante que se le ha impuesto al primer componente es que maximice la varianza contenida en todos los datos, esta ocurriría cuando a_1 es un *autovector* de \mathbf{P} correspondiente al *autovalor* λ_1 y que satisface $a_1 a_1 = 1$.⁶⁴

La segunda componentes principal se define por $Z_2 = a_2(X - \mu)$, en donde a_2 se elige teniendo en cuenta que la varianza de $a_2(X - \mu)$ se maximice entre todas las combinaciones lineales de \mathbf{X} que no estén correlacionadas con la primera componente principal ($a_2 a_1 = 0$) y que satisfagan $a_2 a_2 = 1$. Dando como resultado el *autovector* a_2 y el *autovalor* λ_2 . Esto garantiza, como se ha indicado anteriormente, que el segundo componente capturará la mayor parte de la varianza restante en los datos luego de obtener el primer componente.

En forma general, cada uno de los j -ésimos ($j = 3, 4, \dots, p$) componentes principales restantes se puede representar por $Z_j = a_j(X - \mu)$, en donde a_j se elige teniendo en cuenta que la varianza de $a_j(X - \mu)$ se maximice entre todas las combinaciones lineales de \mathbf{X} que no estén correlacionadas con la $j-1$ componentes principales y que satisfagan $a_j a_j = 1$. Obteniendo los j -ésimos *autovalor* λ_j y *autovector* a_j más grande de \mathbf{P} .

⁶⁴ Esto implica maximizar la función objetivo, que es la varianza de Z_1 , de tal forma que

$$Var(Z_1) = \frac{\sum_{j=1}^n Z_{1j}^2}{n} = \frac{1}{n} u_1 X' X u_1 = u_1 \left[\frac{1}{n} X' X \right] u_1 \text{ donde } \left[\frac{1}{n} X' X \right] \text{ es equivalente a la matriz } \mathbf{P} \text{ de las variables estandarizadas. En este caso la expresión de la varianza del primer componente se describe como } Var(Z_1) = a_1 P a_1. \text{ Esta función se maximiza, sujeta a la restricción } a_1 a_1 = 1 \text{ y resolviendo el siguiente lagrangiano: } L = a_1 P a_1 - \lambda (a_1 a_1 - 1). \text{ Derivando con respecto a } a_1 \text{ e igualando a cero se obtiene: } \frac{\partial L}{\partial u_1} = 2 P a_1 - 2 \lambda a_1 = 0; \cdot (P - \lambda I) a_1 = 0$$

La solución de esta expresión permite derivar los autovectores y autovalores del primer componente a_1 y λ_1 respectivamente (Johnson, 2000).

De lo anterior se generaliza que los *autovalores* y *autovectores* de \mathbf{P} se expresan así $\lambda_1 \geq \lambda_2 \geq \dots \geq \lambda_p$ y a_1, a_2, \dots, a_p , respectivamente.

Para analizar la importancia de los componentes estimados se parte de la varianza de la *j-ésima* componente (Z_j) que es λ_j . Si se define la sumatoria de las λ_j es equivalente a la *Traza de la matriz de correlación* $-\text{Tr}(\mathbf{P})$ - en el sentido que mide la variación total explicada por todas las variables componentes principales⁶⁵ (Johnson, 2000:98). Así, la importancia de la *j-ésima* componente principal está definida por $P_j = \frac{\lambda_j}{\text{Tr}(\mathbf{P})}$, para $j = 1, 2, \dots, p$.

De la formulación presentada hasta aquí se definen tres condiciones básicas:

i. Los vectores son normalizados de tal forma que:

$$\begin{aligned} |a_1| &= |a_2| = \dots = |a_p| = 1 \\ \Leftrightarrow a_i a_i &= 1 \\ \Leftrightarrow a_i a_j &= 0 \end{aligned}$$

ii. Los componentes Z_1, Z_2, \dots, Z_p no están correlacionados entre sí.

iii. $\text{Var}(Z_1) \geq \text{Var}(Z_2) \geq \dots \geq \text{Var}(Z_p)$, siendo $\sum_{i=1}^p \text{Var}(X_i) = \sum_{h=1}^p \text{Var}(Z_h)$

4.4.5. Calificación de componentes principales.

Una vez estimados los componentes principales, su utilidad en el análisis estadístico está asociada a que su calificación pueda darle contenido a la *variable latente* que se intenta explicar. Entonces, vale la pena preguntarse, ¿cuál es el procedimiento para calificar cada una de las unidades experimentales?

Siguiendo el análisis matricial resumido que se ha presentado en la sección 4.3.4, si X_r es el vector de variables observadas para la *r-ésima* unidad experimental, entonces, la calificación de la *j-ésima* unidad experimental viene dada por:

$$Z_{rj} = a_j (X_r - \mu), \text{ para } j = 1, 2, \dots, p \text{ , y } r = 1, 2, \dots, n \quad (4.3)$$

Esta calificación proporciona un *valor ordinal* de las unidades experimentales en la medida que indican su ubicación relativa en un conjunto

⁶⁵ Esto es equivalente a la cantidad total de la variación medida por las variables originales
 $\text{Tr}(\Sigma) = \sigma_{11} + \sigma_{22} + \dots + \sigma_{pp}$

de datos o variables con respecto a los ejes componentes principales que se han definido.

4.4.6. Determinación del número de componentes principales

La mayoría de los manuales consultados argumentan que son tres los criterios que emplean los investigadores para determinar la verdadera dimensionalidad de los datos a través de los componentes principales (Jolliffe, 1986; Johnson, 2000).

- i. El criterio del porcentaje total de variancia explicada por los componentes principales. Este es relativo para los distintos tipos de investigación. Para los casos de estudio que toman muestras de laboratorio, se espera reunir del 90% al 95% de la variabilidad total con pocos componentes. Sin embargo para datos de investigación social, es posible que se requieran más de tres componentes principales para explicar entre el 70% y 75% de la variación total.
- ii. El criterio gráfico, que parte de la estimación de una *gráfica de sedimentación* (Scree) que se define a partir de los autovalores estimados contra el recíproco. Lo que se representa son las combinaciones de $(1, \lambda_1), (2, \lambda_2), \dots, (p, \lambda_p)$. Se supone que cuando la gráfica tiende a nivelarse, sus autovalores tienden a cero y su explicación como un componente adicional probablemente pueda estar midiendo ruido aleatorio. Ello demanda el criterio del especialista.
- iii. Cuando los componentes principales son estimados a través de la matriz de correlación el criterio que se va a elegir, además de los dos anotados antes, es el que la dimensión real de los datos se encuentra cuando los autovalores son mayores o iguales que 1. La lógica de este criterio es que cuando se usan variables tipificadas para estimar los componentes principales, la variancia explicada de ellos no puede ser inferior a la que resulta de las variables tipificadas, que en este caso es igual a la unidad.

Una vez definidos los componentes principales, ¿cómo incorporarlos al análisis del indicador sintético que es el objeto de este libro? Si solo es seleccionado un componente principal, este actuaría como un indicador sintético del conjunto de variables respuesta. Cuando los componentes son más de uno, ello demanda un tratamiento especial para utilizarlos en la construcción del indicador sintético.

En este libro se estima el índice empleando un promedio ponderado de las puntuaciones de cada componente principal, ponderados por la raíz cuadrada de la variancia de cada componente (Peters *et al.*, 1970). En este sentido, el índice para cada unidad experimental se calcula como:

$$ICA_{Comuna(j)} = \frac{\sum_{i=1}^r Z_{rj} \cdot \sqrt{\lambda_r}}{\sum_{i=1}^r \sqrt{\lambda_r}} \quad ; j = 1, 2, \dots, 21 \quad (4.4)$$

$i = 1, 2, 3 \dots r$ componentes.

Siendo Z_{rj} la puntuación del componente r -ésimo para la unidad experimental j -ésima, y $\sqrt{\lambda_r}$ la raíz cuadrada del autovalor para dicho componente. De esta forma se garantiza que los componentes con una mayor varianza explicada tengan una mayor ponderación en la calificación del índice⁶⁶.

4.4.7. Resumen del procedimiento a emplear para el ACP

A continuación se resumen los pasos que se deben seguir para la aplicación del análisis de componentes principales en el estudio de indicadores sintéticos.

- i. Se parte de un conjunto de variables que conceptualmente responden a un modelo de explicación de la *variable latente*. En este caso el índice de calidad ambiental para cada unidad experimental.
- ii. Se analizan los datos para determinar si se emplea el análisis de varianzas-convarianzas o el de correlaciones. Ello depende del grado de homogeneidad de la escala en que se encuentran los datos de las variables respuesta.
- iii. Se prueba la independencia de las variables respuestas. Es decir, se debe probar si estas variables son independientes o no correlacionadas, en cuyo caso el ACP no operaría⁶⁷.

⁶⁶ Es importante recordar que las ecuaciones del 3.1 a la 3.13, definen la forma como se agregará la información hasta llegar al índice de calidad ambiental por cada unidad experimental. El procedimiento se desarrollará con los indicadores de primer nivel con que se cuenta información. Es decir, 12 indicadores que han resultado del proceso de selección a los cuales les fueron aplicados los criterios descritos anteriormente.

⁶⁷ Las variables respuestas son independientes (no correlacionadas) si matriz de correlaciones $P=I$ (identidad) o, la matriz de varianzas-covarianzas es una matriz diagonal. El estadístico de prueba de $H_0: P=I$ se compara con respecto los valores de $|R|$, para el caso de la matriz de correlación. Para valores grandes de N , se rechaza H_0 si $-a \log|R| > \chi_{\alpha, p(p-1)/2}^2$, en donde $a = N-1$ ($2p+5$)/6 El valor de $|R|$ es el determinante de la matriz de correlación, que es estimado por el paquete estadístico SPSS 10.0.

- iv. Se determina si existen datos ausentes, *outliers*, etc, y se define un procedimiento para su tratamiento en el conjunto del análisis de componentes principales.
- v. Se modela la base de datos en SPSS, obteniendo los componentes principales y el conjunto de estimaciones que permitirán probar la consistencia de los resultados. Este paquete estadístico estima automáticamente los valores de los componentes seleccionados. En este caso se seleccionan aquellos que tengan autovalores mayores o iguales a 1.
- vi. Se estima el orden de las unidades experimentales, de acuerdo con el procedimiento de agregación de componentes descrito en la sección 4.3.6.
- vii. Análisis espacial de los resultados, de tal forma que se puedan identificar patrones espaciales alrededor del índice de calidad ambiental por cada *unidad experimental*.
- viii. Presentación de los resultados mediante informe escrito, cuadros, figuras o mapas según a quien se dirija la investigación. Aquí juega un papel importante la vinculación de las distintas bases de datos a un SIG, debido a que permite representar los resultados espacialmente.

4.5. ANÁLISIS DE LA DISTANCIA P_2 (DP_2)

La elección de indicadores sintéticos para valorar una *variable latente* como el desarrollo, el bienestar o en este caso la calidad ambiental, puede hacerse desde criterios de reducción de la información de los indicadores simples (análisis factorial) o mediante los indicadores de distancia como el DP_2 .

Dependiendo del objetivo que se persiga con el indicador sintético, es conveniente uno u otro método, sin embargo Pena Trapero (1977:77) indica que en algunas situaciones el análisis factorial y el análisis de distancias pueden ser complementarios porque “frente a la misma matriz de observación X, los indicadores de distancia pretenden comparar de alguna forma la posición relativa de las filas, mientras que en el análisis factorial pretendería obtener los factores comunes contenidos en las columnas”.

Zarzosa (1996:82) indica que esta complementariedad puede llevar a que se utilice el análisis factorial para reducir los indicadores simples de la matriz inicial de observaciones y luego utilizar indicadores de distan-

cia para hacer comparaciones entre filas (en el caso de este libro, entre comunas).

El análisis de distancia realizado en este libro presenta una metodología alternativa que permite comparar los resultados de la medición de calidad ambiental con la resultante del ACP. El indicador de distancia propuesto es la DP_2 ⁶⁸.

A continuación se define el método que se va a emplear, las propiedades matemáticas que lo hacen un “buen” indicador sintético y el procedimiento para abordar su aplicación empírica.

4.5.1. Condiciones básicas de una medida de distancia

Se parte de considerar que las medidas de distancia (cuadrática o euclidiana) satisfacen las condiciones exigidas en un espacio métrico:

- i. *No negatividad*: La distancia es un número real único (no negativo) que vale cero únicamente cuando dos vectores, X_j y X_* , son iguales.
- ii. *Conmutatividad*: La distancia entre X_j y X_* , es igual a la distancia entre X_* y X_j .
- iii. *Desigualdad triangular*: Dados tres vectores X_j , X_k y X_* , definidos en el mismo espacio vectorial, se debe verificar que la suma de la distancia de dos de ellas al tercero debe ser mayor o igual a la distancia existente entre ambos: $d_I(X_j, X_k) + d_I(X_k, X_*) \geq d_I(X_j, X_*)$.

Otras condiciones adicionales que debe cumplir cualquier indicador de distancia es la verificación de la propiedad de exhaustividad (ver sección 4.2.2, propiedad VII) basados en:

- a. Aprovechar al máximo la información proporcionada por los indicadores simples.
- b. El indicador sintético debe tener en cuenta sólo la información útil y eliminar la doble información, o la que se encuentre repetida entre dos o más indicadores simples.

Esto plantea la necesidad de cumplir con cuatro condiciones que aseguran la no-duplicidad de información. Para el caso de la distancia que interesa a este libro (D_1)⁶⁹ siguiendo a Zarzosa (1996) estas se pueden describir como:

⁶⁸ Pena Traperero (1977:65) y Zarzosa (1996:70) presentan un análisis en extenso de los métodos basados en el concepto de distancia para medir diferencias entre unidades de experimentales (países, regiones, etc). Estos métodos son la Distancia CRL de Pearson, Distancia de Frechet, Distancia Generalizada de Mahalanobis, Distancia de Stone, Distancia – I de Ivanovic, Distancia – P_1 y la que se trabaja en esta investigación, DP_2 , basada en la Distancia de Frechet.

⁶⁹ Se le conoce como distancia euclidiana, y la DP_2 se basa en este tipo de distancia.

$$d_i^{(1)} = |x_{ji} - x_{*i}|^2 \quad (4.5)$$

Donde X_{ji} es el valor observado del indicador simple i en la unidad experimental j y X_{*i} es el valor de referencia del indicador simple i .⁷⁰

De forma general, entonces:

$$D_1 = \sum_i d_i^{(1)} \quad (4.6)$$

En el marco de esta medida de distancia, las condiciones para probar la propiedad de exhaustividad son:

- i. De independencia.* Si todos los indicadores parciales son mutuamente independientes, el indicador sintético de distancia es la suma de todos ellos.
- ii. Dependencia funcional.* Si la información que recogen uno o varios indicadores parciales está incluida en las que recogen otros, aquellos deben ser eliminados al no aportar información adicional.

$$d_k^{(1)} = f(d_h^{(1)}) \quad (4.7)$$

$$D_1 = \sum_{i \neq k} d_i^{(1)} \quad (4.8)$$

En el caso que solo un indicador parcial recoja la información de los demás, el índice se debe expresar en función del mismo: $D_1 = d_i^{(1)}$.

- iii. De dependencia parcial.* Si alguno de los indicadores simples contiene información de otros indicadores, el índice de distancia debería ser modificado para eliminar la duplicación de información.
- iv. De partición.* Si los indicadores simples pueden partirse en dos o más grupos independientes por la información contenida, el índice de dis-

⁷⁰ Este valor refleja el objetivo deseable, la meta de política o para el caso de este estudio el parámetro de calidad para cada uno de los indicadores simples. En este sentido, el resultado numérico de un indicador sintético de distancia indica lo que falta para alcanzar el nivel de calidad mínimo objetivo o deseable mediante la política ambiental urbana. También puede ser un indicador de un país, región, ciudad o comuna de referencia.

⁷¹ Esta medida de distancia aún no garantiza la propiedad de agregación porque no resuelve el problema de las escalas ni de las unidades de medida diferentes. Cuando se plantee la medida de distancia que utiliza la DP_2 se volverá sobre este asunto.

tancia igualmente se puede partir en los grupos que se deriven, siendo igual a la suma de ellos.

4.5.2. Definición de la DP₂.

Este indicador sintético de distancia ha sido utilizado para medir variables latentes como el bienestar, desarrollo sostenible, etc. entre distintas regiones de un país. Para el caso de España, son buenas las referencias de algunos estudios realizados por Pena Trapero (1977, 1994), Zarzosa (1996), Zarzosa, P. *et al.* (1996), Vicéns, J. y C. Chasco (2001), Sáez, F. *et al.* (2002), Castro (2002), Fundación La Caixa (2003), López, M. *et al.* (2003) y Chasco C. y Hernández. (2004).

Este indicador sintético se basa en el concepto de distancia elaborado por Pena Trapero a partir de una modificación de la distancia de Ivanovic (d_j) (1974)⁷².

$$d_{I(i,i^*)} = \sum_{i=1}^p \frac{|x_{ij} - x_{i^*j}|}{\sigma_i} \prod_{i=1}^{j-1} (1 - r_{ij,1,2,\dots,i-1}), i < j \quad (4.9)$$

Donde $r_{ij,1,2,\dots,i-1}$ es el coeficiente de correlación parcial entre el componente i -ésimo y el j -ésimo.

d_j es una medida que refleja el *valor absoluto* de la diferencia entre el conjunto de indicadores ideales (X_{i^*j}) con relación a un conjunto de p indicadores simples (X_{ij}), tipificados por la inversa de la desviación estándar del indicador simple y corrigiendo la información redundante mediante la inclusión del coeficiente de correlación parcial.⁷³

La DP₂ es desarrollada por Pena Trapero y se basa también en la distancia de Frechet, pero utiliza como factor de ponderaciones de las distancias estimadas el coeficiente de determinación (R^2) como se indica a continuación:

$$DP_2 = \sum_{i=1}^p \frac{|x_{ij} - x_{i^*j}|}{\sigma_i} (1 - R_{i-i-1,i-2,\dots,1}^2) \quad (4.10)$$

⁷² Su cálculo de distancia esta basado en la medida de distancia de Frechet $\sum_{i=1}^p \frac{|x_{ij} - x_{i^*j}|}{\sigma_i}$.

⁷³ Pena Trapero (1977) indica que como el resultado del índice varía al cambiar el orden en que se introducen los indicadores simples, esto hace conveniente definir un orden para incorporar los indicadores simples al índice, dependiendo de la varianza explicada de cada uno de ellos. La propuesta de Ivanovic a este problema consistió en describir un método iterativo de aproximación que concluyera en una solución convergente o estable, basado en el coeficiente de correlación entre el resultado del indicador sintético estimado y los valores de cada indicador simple.

$d_i = |x_{ji} - x_{s_i}|$ ⁷⁴ Para el caso donde se mide distancia del indicador simple de un país, región, ciudad o comuna, con respecto a un parámetro o *base de referencia del indicador simple* X_s .

σ_i es la desviación estándar de los valores que toma el indicador simple *i-ésimo*.

El factor $\frac{d_i}{\sigma_i}$ soluciona el problema de la heterogeneidad de las unidades de medida de cada indicador simple (al tipificar la diferencia estimada por σ_i) garantizando la propiedad de *aditividad* de los componentes del índice. Además este divisor actúa como el *ponderador*, que da mayor importancia a las distancias con valores de mayor dispersión con respecto a la media.

$R_{i:i-1,i-2,\dots,1}^2$, es el coeficiente de determinación en la regresión de x_i sobre $x_{i-1}, x_{i-2}, \dots, x_1$. Este coeficiente es un número abstracto, es decir, no importa la unidad de medida en la que se encuentren los indicadores simples. Además, $1 - R_{i:i-1,i-2,\dots,1}^2$ evita la duplicidad de información, es decir, elimina de los indicadores parciales la información ya contenida en otros indicadores precedentes (Zarzosa, 1996:84)⁷⁵.

El orden de introducción de los componentes también hace variar el resultado final, lo que requiere el procedimiento iterativo desarrollado por Pena Trapero (1977) asociado al coeficiente de determinación y no al de correlación como proponía Ivanovic. Por ello, para estimar la DP_2 es necesario realizar una clasificación previa de los componentes, aproximándose mediante un método iterativo que parte de la solución inicial hasta encontrar la solución de convergencia.⁷⁶

El resultado generalizado de la ordenación de los indicadores simples en un índice mediante la DP_2 finalmente viene dado por la ecuación 4.8:

$$DP_2 = \frac{d_1}{\sigma_1} + \frac{d_2}{\sigma_2} (1 - R_{2,1}^2) + \frac{d_3}{\sigma_3} (1 - R_{3,2,1}^2) + \dots + \frac{d_p}{\sigma_p} (1 - R_{p,p-1,p-2,\dots,1}^2) \quad (4.11)$$

⁷⁴ Esto confirma que el indicador DP_2 parte de una distancia euclidiana tipo D_1 .

⁷⁵ Lo interesante de este indicador es que con la incorporación del factor corrector $(1 - R_{i:i-1,i-2,\dots,1}^2)$ se evita la duplicidad de información, permitiendo solamente la incorporación en el indicador sintético de la información nueva.

⁷⁶ Este procedimiento es fundamental para garantizar la propiedad de unicidad del índice. El criterio utilizado por Pena Trapero consiste en ordenar los componentes por la cantidad de información que aporta al índice. Entraría el componente que tiene la mayor correlación con el indicador sintético y así sucesivamente con el segundo componente. Es conveniente aclarar que este procedimiento interactivo fue desarrollado en el programa FELIX, elaborado por Zarzoza y Zarzoza (1994).

Como síntesis de los dos métodos empleados para estimar el *índice de calidad ambiental* en la zona de estudio, es pertinente recordar cuáles son las propiedades matemáticas que cumplen uno y otro método.

Los indicadores sintéticos elaborados con la DP_2 cumplen con las siete condiciones presentadas en la sección 4.2.2 y dos propiedades adicionales: *aditividad*⁷⁷ e *invarianza* respecto de la base de referencia. Zarzosa (1996:88-98) hace una demostración rigurosa del cumplimiento de estas propiedades en la cual se puede profundizar sobre el tema.

De otro lado, los indicadores basados en el ACP no cumplen satisfactoriamente las condiciones de:

- a. *Invarianza*. Sólo cumple con esta propiedad si los indicadores simples son tipificados. Es decir, si se trabaja con la matriz de correlación. Esta propiedad no se cumple para “datos en bruto” (matriz de varianza-covarianza) sin resolver el problema de escala entre los indicadores simples. En el caso de este libro se trabaja con datos tipificados o matriz de correlaciones, por lo tanto se cumple en el ACP.
- b. *Homogeneidad*. Las medidas derivadas del ACP son ordinales, por lo tanto las estimaciones que se realicen cumplen esta propiedad, indicando sólo una comparación ordinal y no cardinal con respecto al valor ideal de los indicadores simples.
- c. *Transitividad*. El valor del índice puede variar si se incluye una *unidad experimental* adicional al conjunto de datos. Lo cual hace que este índice no sea universal, sino referido a la muestra de las *unidades experimentales* que se evalúan en el momento.

Lo anterior indica que con base en las propiedades matemáticas que deben cumplir los indicadores sintéticos, la DP_2 es más consistente que el ACP. Sin embargo el lector deberá recordar que antes, citando a Pena Traperó, se argumentaba la complementariedad de fases en los dos métodos. Este libro no contempla la vía de complementariedad metodológica, aquí sólo es explorado el camino para estimar el *índice de calidad ambiental* en las 21 comunas de la ciudad de Cali utilizando cada uno de los métodos, para finalmente emplearlos como variables en el modelo de precios hedónicos con el que se intenta descubrir cuánto valoran los agentes económicos este componente multidimensional de la calidad ambiental del entorno urbano.

⁷⁷ De acuerdo con Zarzosa (1996) la DP_2 no verifica estrictamente la propiedad de aditividad, sin embargo ella demuestra cómo se cumple de manera restringida.

4.6. CONCLUSIONES

En este capítulo se han presentado las metodologías que se utilizarán para estimar el *índice de calidad ambiental*. En su exposición formal, se presentan las propiedades matemáticas que con rigor deben cumplir los indicadores sintéticos y, de manera general, se ha indicado que la DP₂ es más consistente que el ACP para la estimación del índice objetivo. Sin embargo la complementariedad en sus fases de desarrollo, hace que estos dos métodos puedan ser usados de manera conjunta.

Una observación final desde el punto de vista operativo, lleva a recomendar que la bondad del uso de uno u otro método está, en últimas, altamente relacionada con una adecuada selección de los indicadores simples, siempre entendiendo que es una aproximación a la medición de una *variable latente*. Sin embargo cualquier técnica de análisis multivariante, ya sea ACP o de distancia, basados en información dudosa debe llevar a igual resultado del indicador objetivo (Johnson, 2000).

En este estudio se ha realizado una síntesis y definición de los principales indicadores ambientales simples consecuente con el nivel de agregación adoptado y teniendo en cuenta la experiencia de instituciones, organismos internacionales e investigadores que vienen trabajando el tema de indicadores ambientales simples y sintéticos. El modelo planteado hasta aquí y su estructura metodológica por desarrollar para estimar el *índice de calidad ambiental* son concebidos como un proceso de depuración conceptual de la información básica que permite, a este nivel, pasar a la fase netamente empírica del estudio.

ESTIMACIÓN EMPÍRICA DEL ÍNDICE DE CALIDAD AMBIENTAL

5.1. INTRODUCCIÓN

Este capítulo está dividido en tres secciones en las que se presenta el procedimiento empleado para estimar el *índice de calidad ambiental* en las 21 comunas de Cali. En la primera sección se describe el área de estudio y la división política administrativa de la ciudad y se resalta su importancia (como modelo de democracia participativa) desde el punto de vista de la planificación y gestión urbana. En la segunda sección se presenta un análisis de los indicadores parciales desde el punto de vista de la distribución espacial de los valores y como una forma de presentar la línea base del conjunto de indicadores que definen la calidad ambiental urbana. En la tercera sección se presenta el análisis de los índices estimados mediante el ACP y la DP_2 , mostrando la clasificación ordinal y cardinal de cada una de las comunas en términos del *índice de calidad ambiental*. En esta última sección también se realiza una representación espacial de los resultados del índice en cada una de las comunas.

5.2. DESCRIPCIÓN GENERAL DEL ÁREA DE ESTUDIO

5.2.1. Ubicación y condiciones climatológicas

La ciudad de Cali es la capital del Departamento del Valle. Se encuentra ubicada al suroeste de Colombia entre la latitud norte $3^{\circ} 27' 26''$ y longitud oeste $76^{\circ} 31' 42''$, y a una altura de 1.079 msnm. Durante el año se registra una temperatura promedio de 24°C y una precipitación anual de 1.236,4 milímetros. La superficie total del municipio es de 56.026 hectáreas, de

las cuales el 78,4% se encuentra en el área rural y el 21,6% (12.089,20 has) corresponden a la superficie urbana.

El municipio de Cali tiene una población total de 2.316.655 habitantes (DMPC, 2003), de los cuales el 95,4% viven en la zona urbana y sólo el 4,6% habitan en el área rural. Esta asimétrica distribución poblacional entre el área urbana y rural no es consecuente con la distribución espacial del territorio, lo que indicaría *a priori* un alto grado de presión sobre el entorno externo e interno a la zona urbana, ocasionado por la dinámica de las relaciones sociales y económicas que se configuran en Cali entre lo rural y lo urbano y a través de las demandas externas al municipio, dado que esta ciudad es el eje vital de la economía del suroccidente de Colombia.

5.2.2. División político administrativa.

Mediante los Acuerdos 15 de 1988 y 10 de 1998 se estableció en el Municipio de Cali la sectorización de 15 corregimientos en el área rural y 21 Comunas en el área urbana (Figura 5.1)⁷⁸.

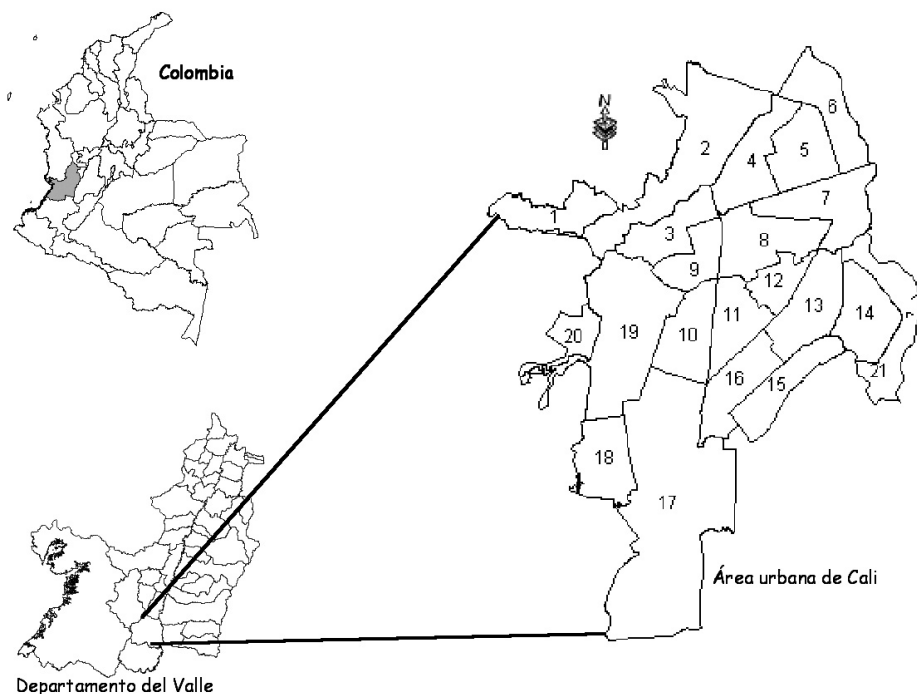


Figura 5.1: División político administrativa de Cali

Fuente: Elaboración propia.

⁷⁸ Para mas detalle ver DPMC (1999, 2000a, 2001, 2002a).

La división político administrativa de la ciudad (en la zona urbana) en 21 comunas ha permitido avanzar en un modelo de administración pública descentralizada, en el cual no solo se garantiza la representación política de estas zonas, sino que en este marco se configuran esquemas de participación ciudadana en los que se espera se construyan permanentemente iniciativas de planificación y gestión del territorio más consistentes con los problemas inmediatos de la sociedad, garantizando con ello la gobernabilidad y el apoyo social a las políticas públicas.

Desde el punto de vista ambiental son varias las iniciativas que se han desarrollado mediante esquemas de participación y representación comunitaria en las comunas. Es el caso de los planes de desarrollo del municipio en los últimos doce años, en el plan de ordenamiento territorial DPMC (2002b), y más recientemente en las agendas ambientales elaboradas con un amplio proceso de participación comunitaria que ha evolucionado hacia la conformación de comités ambientales por comuna (Escobar, 2003).

Actualmente la autoridad ambiental en Cali (DAGMA) está formulando con base en la experiencia comunitaria de los *comités ambientales*, una iniciativa para definir un *sistema de gestión ambiental municipal*. Este sistema y cualquier iniciativa de planificación y gestión ambiental del territorio demandan la construcción de un sistema de indicadores ambientales que revelen no sólo la *línea de base* en las 21 comunas, sino que sirvan de “faro” al desarrollo de la gestión ambiental, tanto para los tomadores de decisiones como para la sociedad en general.

La organización de la información ambiental de múltiples fuentes oficiales y de instituciones no oficiales, ha sido organizada en este estudio para construir un sistema de indicadores ambientales sencillo que recoja la experiencia internacional y nacional. Esta información es procesada en un modelo matemático que permite definir el *índice de calidad ambiental* para cada una de las 21 comunas de Cali.

A continuación (a manera de levantamiento de la línea base) es descrito *espacialmente* cada uno de los indicadores presentados en la Tabla 3.7 como camino previo a la estimación empírica del *índice de calidad ambiental* por comunas mediante el proceso descrito por las 13 ecuaciones definidas en la sección 3.7.

5.3. DESCRIPCIÓN DE LOS INDICADORES QUE DEFINEN LA LÍNEA BASE

La representación espacial de los indicadores simples, los índices parciales y el *índice de calidad ambiental* resultante, se han realizado mediante la integración de la base de datos en un *sistema de información geográfico*

(SIG), que permite visualizar fácilmente cómo se distribuyen los distintos factores ambientales en el territorio y por unidad de análisis.

En este estudio se desarrolla un modelo cartográfico que busca definir espacialmente algunos indicadores que puedan ser representados en el ámbito de todo el espacio urbano y desagregado en el ámbito de comuna mediante técnicas SIG⁷⁹, es decir, que puedan ser objetos de tratamiento de cruce cartográfico de distintas categorías de análisis. El modelo fue aplicado para el análisis de concentración de material particulado mediante dos mapas temáticos disponibles para esta investigación: plano 5-10 del POT (DPMC, 2002b) y mapa de concentración de partículas en suspensión elaborado por la Universidad Nacional en 1996 (ver Anexo 1).

A continuación se describe espacialmente cada uno de los indicadores simples, teniendo en cuenta la clasificación de los dos grandes componentes definidos en el modelo: *flujo urbano* y *medio ambiente urbano*.

5.3.1. Indicadores de flujo urbano

Estos indicadores recogen aquellos procesos urbanos que modifican la calidad ambiental del entorno y pueden ser también catalogados como de *presión ambiental* (Azqueta y Escobar, 2004). Los indicadores de flujo urbano para los cuales se disponía de información, luego de aplicar los criterios para la selección de indicadores (Tabla 3.6) son los descritos en la Tabla 5.1.

De acuerdo con los datos disponibles, los indicadores que tienen más capacidad de discriminación entre comuna son aquellos con una mayor desviación estándar. Ellos son cobertura de gas, muertes por accidentes de tráfico y densidad de vivienda por hectárea. Los indicadores restantes indican una variabilidad importante que discrimina entre comunas e indica que es un factor que marca diferencias entre estas.

En los Mapas 5.1 a 5.6 se presenta la distribución espacial de los indicadores de flujo urbano. Los valores registrados en cada mapa temático representan la desviación estándar con respecto a un valor promedio de referencia. Aquí se indica que las comunas que presentan colores que tienden hacia el rojo, revelan situaciones críticas, y por el contrario, los valores que tienden hacia el verde identifican situaciones relativamente buenas desde el punto de vista de su aporte a la calidad ambiental de la comuna.

⁷⁹ Para el análisis y representación temática de los indicadores simples e índice de calidad ambiental se ha utilizado el software ArcGIS de ESRI (2001).

Tabla 5.1: Indicadores de flujo urbano (2002)

COMUNA	FLUJO URBANO					
	Residuos sólidos urbanos	Consumo de energía		Tráfico	Calidad de vivienda	
	Cobertura de aseo (%)	Cobertura de energía (%)	Cobertura de gas (%)	Muertes en accidentes de tránsito (No)	Densidad de personas por vivienda (No)	Densidad de vivienda por hectárea (No)
1	84,89	75,73	0,38	9	5,59	29,65
2	84,37	94,13	33,77	21	3,39	27,44
3	93,22	87,01	2,12	27	4,06	29,00
4	92,31	87,70	42,81	28	4,72	28,82
5	100,00	100,00	73,36	10	4,19	52,74
6	100,00	100,00	51,84	21	5,34	74,95
7	100,00	92,15	39,51	19	5,57	29,29
8	100,00	100,00	54,65	36	4,99	37,22
9	99,46	96,48	28,15	31	4,75	40,40
10	100,00	100,00	51,09	24	4,92	52,99
11	89,31	86,06	54,04	23	5,22	54,14
12	96,24	95,05	58,31	24	6,01	54,56
13	95,26	91,38	0,00	22	5,58	66,55
14	100,00	100,00	0,00	7	5,94	59,97
15	87,61	76,19	17,22	16	4,98	67,72
16	84,34	81,08	50,90	17	5,54	44,90
17	82,30	83,63	31,75	25	3,45	15,26
18	94,92	92,14	17,36	7	5,22	43,91
19	100,00	99,43	18,71	38	3,77	26,16
20	100,00	85,92	0,00	7	5,79	51,57
21	71,62	66,22	0,00	10	5,00	32,02
<i>Media</i>	<i>93,14</i>	<i>90,01</i>	<i>29,81</i>	<i>20,10</i>	<i>4,95</i>	<i>43,77</i>
<i>Desv. Estándar</i>	<i>8,01</i>	<i>9,52</i>	<i>23,67</i>	<i>9,33</i>	<i>0,78</i>	<i>16,14</i>

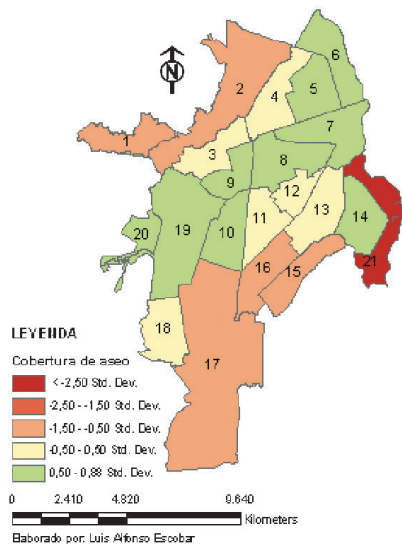
Fuente: DPMC (2002a), DAGMA (2003), DPMC (2002b).

5.3.2. Indicadores de medio ambiente urbano

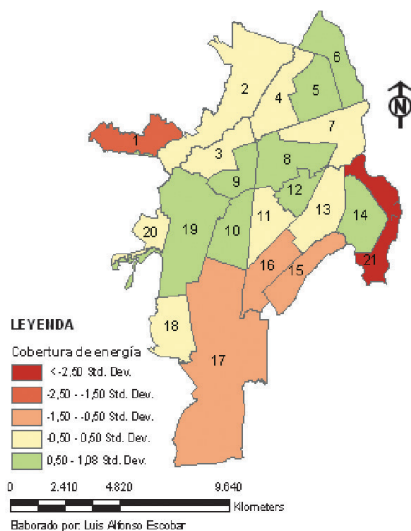
Son indicadores que describen una característica o situación ambiental determinada. Al igual que en la sección anterior, estos indicadores son el resultado de la aplicación de criterios de selección a los 39 indicadores teóricos definidos en la Tabla 3.5, de los cuales se seleccionaron los que finalmente tenían información confiable.

De acuerdo con los datos presentados en la Tabla 5.2, los indicadores que tienen una gran capacidad de discriminación entre comunas son calidad del aire, densidad de área verde y densidad de árboles por habitante. Las coberturas de acueducto y alcantarillado son dos indicadores que al parecer están muy correlacionados, pero que desde el punto de vista de su utilidad para la construcción del índice, aportan información diferencial que es pertinente capturar.

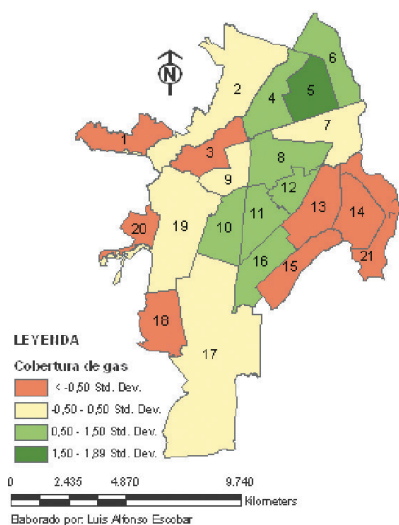
Mapa 5.1: Cobertura de residuos sólidos



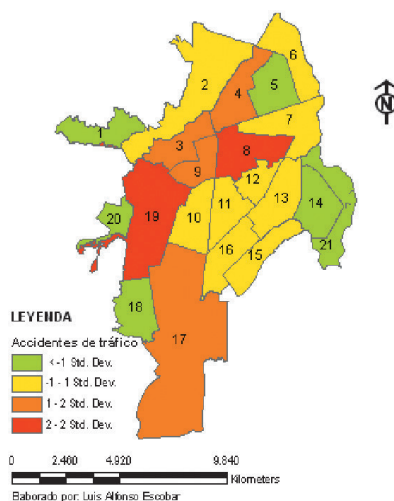
Mapa 5.2: Cobertura de energía



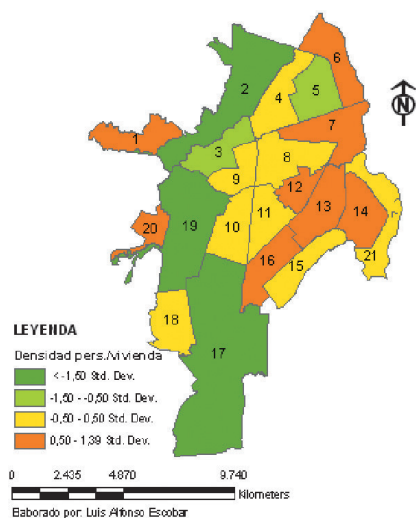
Mapa 5.3: Cobertura de gas



Mapa 5.4: Muertes en accidente de tránsito



Mapa 5.5: Densidad de personas por vivienda



Mapa 5.6: Densidad de viviendas por hectárea

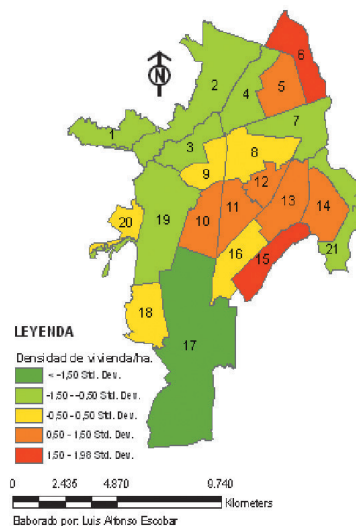


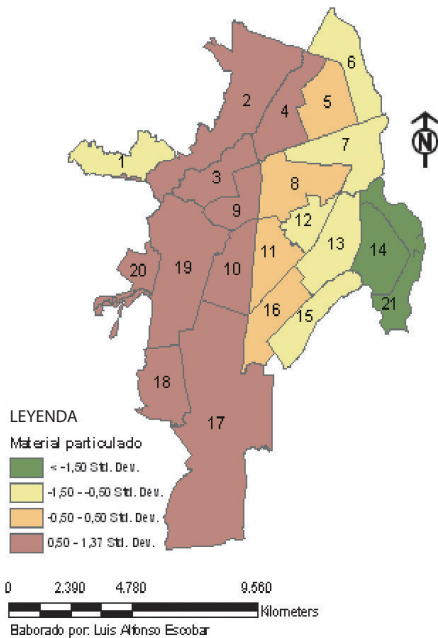
Tabla 5.2: Indicadores de medio ambiente urbano (2002)

COMUNA	RECURSOS NATURALES Y MEDIO AMBIENTE					
	Aire	Agua		Suelo		Biodiversidad
	Concentración de material particulado (ppm)	Cobertura de alcantarillado (%)	Cobertura de acueducto (%)	Densidad de área verde (m ² /hab)	Espacio edificado (%)	Densidad de árboles (No./habitante)
1	81,82	50,07	51,89	4,32	92,83	0,07
2	334,26	81,33	81,78	7,75	92,80	0,25
3	388,16	80,96	80,96	5,24	93,83	0,10
4	308,33	85,78	86,08	1,85	97,48	0,15
5	198,81	100,00	100,00	5,36	88,16	0,13
6	163,71	100,00	100,00	1,91	92,34	0,08
7	170,83	92,15	92,50	3,32	94,59	0,08
8	250,00	100,00	100,00	0,60	98,89	0,12
9	382,69	92,51	92,51	0,30	99,42	0,08
10	391,67	100,00	100,00	1,54	95,98	0,12
11	280,00	85,90	85,90	1,65	95,34	0,12
12	167,31	94,80	94,80	0,74	97,57	0,09
13	115,00	82,82	84,74	1,38	94,86	0,02
14	75,00	91,52	94,99	2,10	92,50	0,03
15	131,52	75,26	75,74	3,37	88,65	0,03
16	232,50	82,01	82,01	1,71	95,75	0,06
17	316,36	84,34	82,51	27,87	85,34	0,17
18	400,00	80,86	80,99	0,76	98,25	0,04
19	375,88	99,91	99,91	9,19	90,94	0,19
20	336,84	86,64	86,79	0,59	98,23	0,01
21	75,00	78,47	83,93	0,68	98,91	0,03
<i>Media</i>	<i>246,46</i>	<i>86,92</i>	<i>87,53</i>	<i>3,92</i>	<i>94,41</i>	<i>0,09</i>
<i>Desv. Estándar</i>	<i>114,78</i>	<i>11,65</i>	<i>11,28</i>	<i>6,00</i>	<i>3,87</i>	<i>0,06</i>

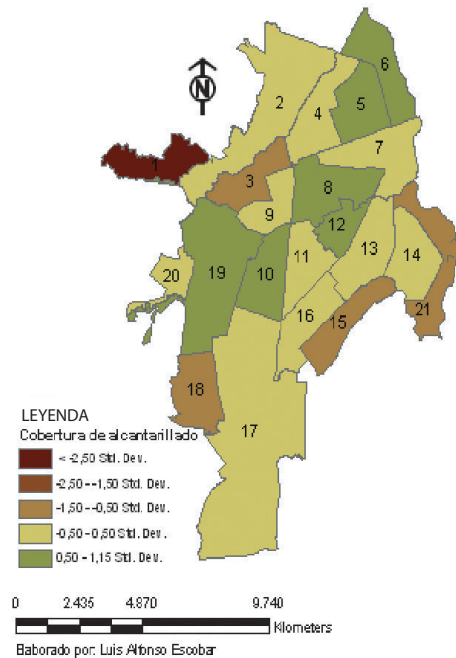
Fuente: DPMC (2002a), DAGMA (2003), DPMC (2002b).

Es interesante examinar el patrón de distribución espacial de la contaminación por material particulado. El Mapa 5.7 indica que la contaminación más acentuada se presenta en las comunas 2, 3, 4, 9, 10, 17, 18, 19 y 20. Esta distribución de la contaminación por material particulado coincide con la distribución espacial de las principales vías de la ciudad, tal como se indica en el Mapa 5.13. En este último se observa cómo en la medida en que la ciudad se extiende hacia el oriente, el desarrollo vial no es significativo, siguiendo el mismo comportamiento que el de la contaminación (Mapa 5.7). Por lo tanto es de esperar que exista una correlación positiva y alta entre el flujo vehicular y la contaminación por material particulado.

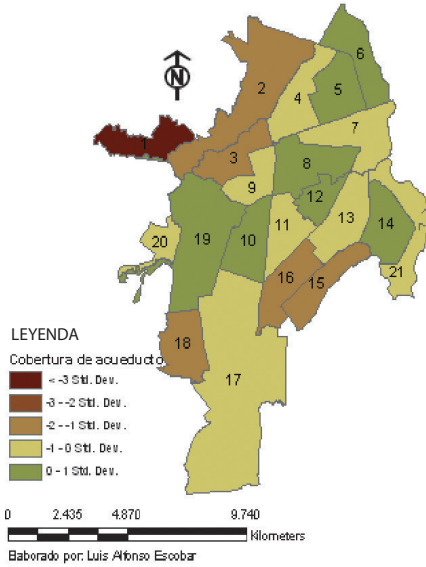
Mapa 5.7: Concentración de material particulado



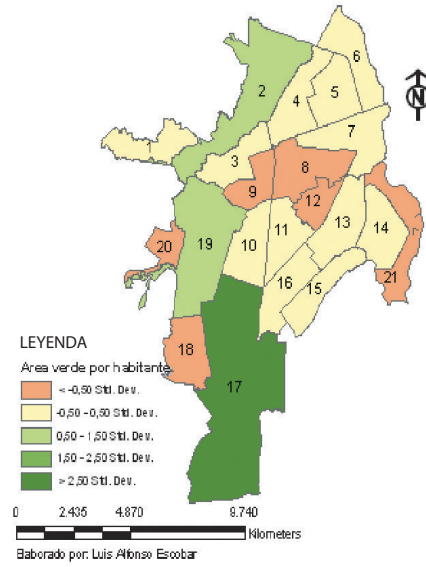
Mapa 5.8: Cobertura de alcantarillado



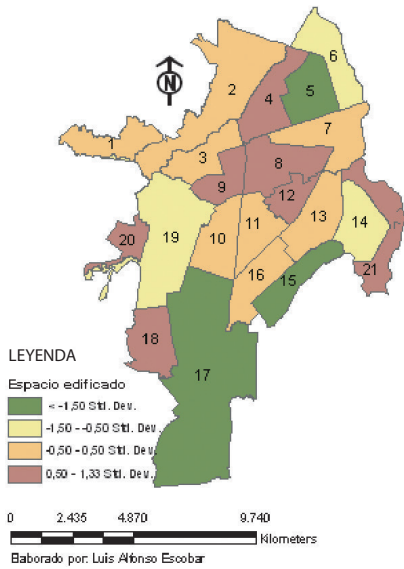
Mapa 5.9: Cobertura de acueducto



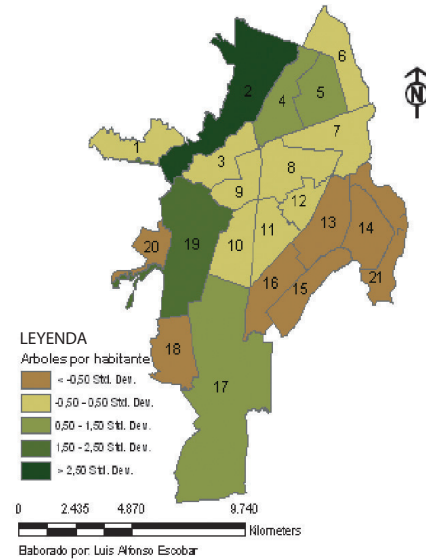
Mapa 5.10: Área verde por habitante



Mapa 5.11: Espacio edificado



Mapa 5.12: Árboles por habitantes



Mapa 5.13: Vías principales



Fuente: Elaboración propia.

Es importante tener en cuenta que (de igual forma que en el análisis del flujo urbano) en este componente los valores que tienden hacia el rojo expresan situaciones críticas y las que tienden hacia el verde expresan situaciones positivas con respecto a su aporte al índice de calidad ambiental en cada comuna.

5.4. RESULTADO DE LOS ÍNDICES

De acuerdo con el modelo planteado en la sección 3.7, en esta sección se presenta la integración de los valores de cada indicador para construir el *índice de calidad ambiental* a partir de los dos métodos seleccionados: ACP y DP_2 .

Presentados los resultados del ICA (estimado por ACP y DP_2) se indica su distribución espacial mediante los mapas temáticos de la ciudad por comunas, con el objeto de identificar las comunas que comparten esta característica sintética y que pueden ser catalogadas como homogéneas desde el punto de vista de la calidad ambiental.

5.4.1. Índice a partir del análisis de componentes principales

En el capítulo anterior se deja claro que este análisis parte de la matriz de coeficientes de correlación de las variables que definen el índice y por lo tanto, previamente se realiza un tratamiento de tipificación de las mismas para garantizar una unidad de escala y mejorar el grado de correlación entre ellas⁸⁰.

Una vez tipificada la base de datos, se procede a imputarle a cada una el signo que lleva de acuerdo con el análisis teórico que se haya realizado del índice (ver ecuaciones 3.1 a 3.10). El objeto es garantizar la coherencia en la agregación de los indicadores simples (ver Anexo 3).

Para determinar el índice sintético, se hace primero una estimación del índice por cada uno de los grandes temas que explican la calidad ambiental urbana (*flujo urbano y medio ambiente urbano*). El resultado de este procedimiento es la definición de uno o más componentes principales por cada tema, los cuales en este caso, serán agregados de manera ponderada, tal como se indicó en la sección 4.3.6.

Definidos los índices por cada uno de los grandes temas, se estima el ICA tomando como criterio el grado de correlación de los indicadores parciales con el índice parcial estimado. Para ello se utiliza el análisis de las *comunalidades* resultantes y se define como criterio para seleccionar las variables que integran la explicación del ICA sólo a aquellas que tengan una correlación mayor o igual al cuarenta por ciento con el índice parcial definido⁸¹. De este procedimiento resulta el ICA que permite ordenar las comunas de acuerdo con su magnitud.

A continuación se resume el procedimiento seguido en este libro para la aplicación del ACP en la construcción del ICA.

- i. Se parte de un conjunto de variables que conceptualmente responden a un modelo de explicación de la *variable latente*. En este caso el ICA por comuna en una ciudad es explicado en las ecuaciones 3.1 a 3.13.
- ii. Se analiza los datos para determinar si es empleado el análisis de varianzas-covarianzas o el de correlaciones. Ello depende del grado

⁸⁰ Debe recordarse que el objetivo del índice es agregar la información compilada en un sólo indicador sintético.

⁸¹ Este criterio es arbitrario en el sentido de que pretendimos brindarle al modelo la incorporación de las variables que tuvieran una mayor correlación con el índice. Estudios aplicados como el de Castro (2002), Shi *et al* (2004) presentan también un criterio de exigencia de correlación en el mismo sentido.

- de homogeneidad de la escala en que se encuentran los datos de las variables respuesta. En este caso se trabaja con la matriz de correlaciones dado que se transforman los datos en una misma unidad de escala a través de un procedimiento de tipificación.
- iii. Se prueba la independencia de las variables respuestas. Es decir, se debe probar si estas variables son independientes o no correlacionadas, en cuyo caso el ACP no operaría. Una vez probada esta independencia el análisis de componentes principales tiene sentido.
 - iv. Se determina si existían datos ausentes u *outliers*, y se define el procedimiento que se va a emplear para su tratamiento en el conjunto del análisis de componentes principales⁸².
 - v. Se modela la base datos en SPSS (10.0) para obtener los componentes principales y el conjunto de estimaciones que permitirán probar la consistencia de los resultados. Este paquete estadístico estima automáticamente los valores de los componentes seleccionados. En este caso se han elegido aquellos que tuvieran autovalores mayores o iguales a 1.
 - vi. Con la información de los componentes definidos se estimaron los índices parciales o de componentes y finalmente el ICA, tal como lo definen las mencionadas ecuaciones y la Figura 3.1.
 - vii. Luego se define el orden de las *unidades experimentales* (comunales) de acuerdo con el procedimiento de agregación de componentes descrito en la sección 4.3.6.
 - viii. Se presenta el análisis espacial de los resultados de tal forma que se puedan identificar patrones espaciales alrededor del ICA por comunales.
 - ix. Por último, se presentan los resultados y conclusiones más importantes.

A continuación se presentan los principales resultados del procedimiento descrito y se remite al lector al Anexo 4 para obtener detalles de las pruebas estadísticas y análisis general de los cálculos resultantes.

5.4.1.1. El índice de flujo urbano (IFLU)

Los seis indicadores de primer nivel que integran el IFLU son resumidos en dos componentes principales que explican el 71,76% de la varianza

⁸² En este caso todas las variables tenían información para cada unidad experimental y el tratamiento de los datos *outliers* sólo fue realizado en una sola variable (área verde por habitante) sin encontrar grandes sesgos de esta variable en el análisis general. Por lo cual se procedió a dejarla en su forma original.

total explicada por los datos (Tabla 5.3). Las *comunalidades* indican el porcentaje de la varianza explicada contenida en los factores seleccionados. En este caso, todas son superiores al 40%, criterio que se ha adoptado para definir las variables que finalmente van a integrar el ICA.

Tabla 5.3. Resultados del análisis de componentes principales⁸³

Indicadores de primer nivel	Componentes ⁸⁴		Comunalidades
	1	2	
CE1. Cobertura de energía	0,933*		0,818
RS2. Cobertura de recolección	0,879*		0,875
CE3. Cobertura de gas	0,605*		0,413
CV1. Personas por vivienda		0,873*	0,688
CV3. Densidad de viviendas		0,779*	0,765
TR2. Muerte en accidentes de tránsito	-0,459*	-0,691*	0,747
Autovalores ⁸⁵	2,361	1,945	4,306
Varianza	39,340	32,410	Acum...: 71,76%

Método de extracción: Análisis de componentes principales

Determinante = 5,322E-02

*Para permitir una lectura más clara de la matriz de correlación se eliminan las cargas factoriales estimadas con valores absolutos inferiores a 0,40. Sin embargo la estimación de los factores por cada unidad experimental se realiza en SPSS utilizando todas las cargas factoriales (Visauta, 2003; Pardo y Ruiz, 2002).

Fuente: Elaboración propia.

Las cargas factoriales más significativas en la matriz de componentes principales indican que el primer componente explica claramente la variabilidad de indicadores de *respuesta* al uso “común” de energía y disposición de residuos sólidos, como cobertura de redes o infraestructura pública

⁸³ El test de esfericidad de *Bartlett* presenta una *chi cuadrada* de 50,36 con una $p = 0,000$, lo cual indica que dada la matriz de correlación se rechaza la hipótesis nula de independencia de las variables estudiadas. En el anexo 4 presentamos en forma detallada las pruebas estadísticas pertinentes para cada uno de los análisis de componentes principales realizados.

⁸⁴ Estos coeficientes también se conocen como peso factorial, cargas o ponderaciones factoriales, donde los elementos con pesos factoriales altos indican una mayor relación del componente con la variable. Así, una variable puede tener cargas factoriales en más de un componente, pero la ponderación más alta define cuál es el componente que más determina la varianza de los datos contenidos en la variable (Visauta, 2003; Pardo y Ruiz, 2002).

⁸⁵ Cuando los componentes principales son estimados a través de la matriz de correlación, el criterio generalmente elegido es aquel en el que la dimensión real de los datos se encuentra cuando los autovalores son mayores o iguales a 1. La lógica de este criterio es que cuando se usan variables estandarizadas para estimar los componentes principales, la varianza explicada de ellos no puede ser inferior a la que resulta de las variables estandarizadas, que en este caso es igual a la unidad. En este caso, con el procedimiento empleado se han retenido dos componentes (2,36 y 1,94) que explican el 71,76% de la varianza total observada del conjunto de variables incorporadas para explicar el componente de *flujo urbano*.

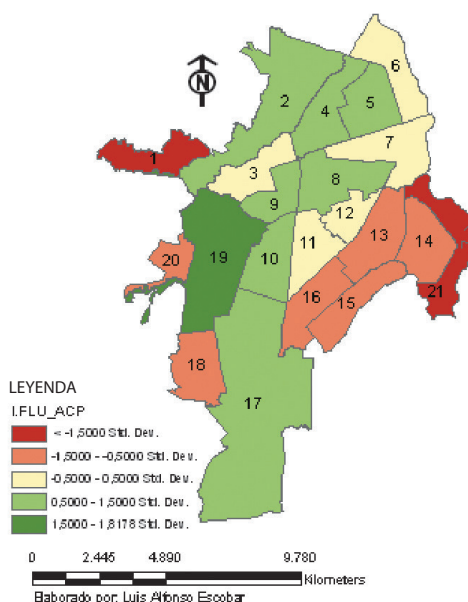
urbana (cobertura de energía, gas y aseo). El segundo componente parece explicar los factores de *presión* sobre el entorno urbano como densidad de viviendas por hectárea, número de personas por vivienda y seguridad de tráfico, este último con signo negativo que refleja su aporte adverso al IFLU⁸⁶.

En la Tabla 5.4 se presentan los factores y la síntesis del IFLU calculados para cada una de las 21 comunas de la ciudad de Cali, con base en el procedimiento de agregación ponderada presentado en la ecuación 3.12. El resultado final es la ordenación de las comunas de acuerdo con el valor que resulta de este índice parcial, que se distribuye espacialmente como se observa en el mapa 5.14.

Tabla 5.4: Índice de flujo urbano

Comuna	Comp.1	Comp.2	IFLU
19	0,95	1,59	1,26
8	1,36	0,66	1,03
9	0,79	0,46	0,64
2	-0,20	1,52	0,62
17	-0,74	1,99	0,56
10	1,13	-0,14	0,52
5	1,05	-0,14	0,49
4	0,12	0,86	0,47
3	-0,32	1,04	0,33
7	0,35	-0,11	0,13
6	1,19	-1,05	0,12
12	0,80	-0,71	0,08
11	0,07	-0,16	-0,05
16	-0,62	-0,23	-0,43
13	-0,01	-1,03	-0,49
18	-0,31	-0,70	-0,50
14	0,13	-1,69	-0,74
15	-0,90	-0,71	-0,81
20	-0,51	-1,38	-0,92
1	-1,70	-0,33	-1,05
21	-2,63	0,24	-1,26

Mapa 5.14: Distribución del IFLU



Las comunas mejor clasificadas según este índice parcial coinciden con los estratos socioeconómicos más elevados en la ciudad, lo cual define cierta calificación de la calidad del entorno urbano. En este bloque

⁸⁶ Muchos autores afirman que no siempre los componentes pueden tener una explicación directa, en este caso los dos componentes seleccionados son consistentes con la explicación de dos grupos de variables claramente expresadas por su grado de correlación (Johnson, 2002; Visauta, 2003).

el 57% de las comunas tiene una clasificación superior a la media y en términos relativos la comuna con mejor calificación es la 19, seguida en su orden por las comunas 8, 9, 2, 17, 10, 5, 4, 3, 7, 6 y 12. Una descripción espacial de este resultado indica la distribución relativa de los valores de este índice parcial según el Mapa temático 5.14.

5.4.1.2. El índice de medio ambiente urbano (IMAU)

Los seis indicadores del IMAU son resumidos en tres componentes principales que explican el 90,50% de la varianza total revelada por los datos (Tabla 5.5). Al igual que en la sección 5.3.1.1, las *comunalidades* indican valores superiores al 40%, por lo tanto (al criterio de selección de variables del índice) todos los indicadores de primer nivel deben integrar el cálculo del ICA.

Las cargas factoriales más significativas en la matriz de componentes principales indican que el primer componente explica claramente la variabilidad de indicadores de *respuesta* a los problemas de disposición de agua potable y recolección de aguas residuales mediante un sistema público de redes urbanas (cobertura de agua y alcantarillado). El segundo componente explica variables de *estado* que describen la disponibilidad de áreas verdes en cada unidad experimental y el tercer componente también refleja la variabilidad de indicadores de *estado* como la disponibilidad de árboles y la calidad del aire, esta última con signo negativo que refleja su aporte adverso al IMAU.

En la Tabla 5.6 se presentan los factores y la síntesis del IMAU calculados para cada una de las 21 comunas de la ciudad de Cali con base en el procedimiento de agregación ponderada presentado en la ecuación 3.12. El resultado final es la ordenación de las comunas de acuerdo con el IMAU, que se distribuye espacialmente, como se observa en el Mapa 5.15.

Tabla 5.5: Resultados del análisis de componentes principales rotada

Indicadores de Primer Nivel	Componentes			Comunalidades
	1	2	3	
AG1. Cobertura de agua	0,992			0,996
AG2. Cobertura de alcantarillado	0,984			0,995
SU1. Área urbanizable sin construir		0,942		0,912
SU3. Densidad área verde		0,884		0,866
AI4. Concentración de material particulado			-0,936	0,898
BI1. Densidad de árboles		-0,526	0,673	0,763
Autovalores	2,305	2,080	1,045	5,430
Varianza	38,410	34,670	17,420	Acum...: 90,50%

Método de extracción: Análisis de componentes principales

Método de rotación: Varimax con normalización Kaiser

Determinant = 1,341E-03

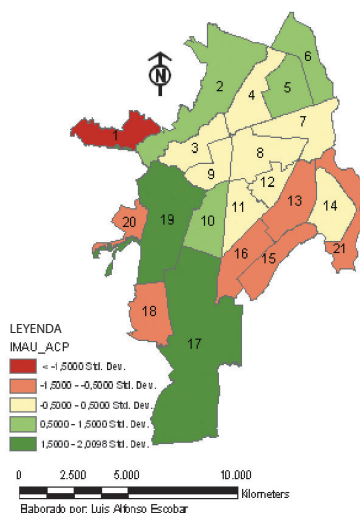
Fuente: Elaboración propia.

El 62% de las comunas de Cali presentan un *índice de medio ambiente urbano* relativamente inferior al promedio y sólo ocho comunas presentan indicadores superiores a esta valoración relativa.

Tabla 5.6: Índice de medio ambiente urbano

Comuna	comp.1	Comp.2	Comp.3	IMAU
17	-0,42	3,09	0,74	1,15
19	1,04	1,01	1,13	1,05
5	1,31	1,22	-0,62	0,78
2	-0,57	0,82	1,62	0,49
10	0,99	-0,48	0,99	0,46
6	1,28	0,28	-0,97	0,34
8	1,07	-0,72	0,29	0,22
7	0,53	0,02	-0,66	0,04
3	-0,70	-0,04	1,04	-0,01
4	-0,22	-0,50	0,96	-0,02
11	-0,15	-0,27	0,44	-0,04
12	0,71	-0,53	-0,48	-0,04
14	0,76	0,22	-1,76	-0,08
9	0,26	-1,20	0,96	-0,09
16	-0,46	-0,45	-0,19	-0,39
15	-0,81	0,71	-1,35	-0,40
20	-0,19	-1,18	0,22	-0,44
13	-0,17	-0,27	-1,25	-0,48
18	-0,77	-1,20	0,89	-0,50
21	-0,43	-0,82	-1,18	-0,76
1	-3,04	0,27	-0,80	-1,27

Mapa 5.15: Distribución del IMAU



Los resultados indican que las comunas con un *índice de medio ambiente urbano* relativamente inferior al promedio son las que se habían descrito en la sección anterior, y coincide con las zonas de mayores problemas ambientales urbanos. También se incluyen en este grupo las comunas que tienen como área de influencia el desarrollo comercial e industrial de la zona centro e industrial urbana de Cali (comunas 3 y 9) lo cual indica alguna relación espacial de los fenómenos o problemas ambientales entre las comunas contiguas. Para confirmar esta apreciación se visualiza la distribución espacial de este índice en el Mapa temático 5.15.

5.4.1.3. El índice de calidad ambiental (ICA)

Esta última fase de aplicación del modelo es la síntesis de la información contenida en las doce variables seleccionadas para construir el ICA⁸⁷. Bá-

⁸⁷ El criterio para definir las variables que integran el índice final fue seleccionar aquellas que tuvieran un factor de correlación con cada índice parcial superior al 40%. En el *anexo 4* presentamos el cuadro de *comunalidades extraídas* en el cual hemos definido el grado de correlación de las variables con el índice parcial estimado de IFLU e IMAU. Los datos indican que todas las variables tienen una correlación superior al 60%, por ello para la estimación de los componentes principales del índice global o *índice de calidad ambiental* se incluyen todas las variables.

Tabla 5.7: Resultados del análisis de componentes principales rotada

Indicadores de primer nivel	Componentes			Comunalidades
	1	2	3	
AG1. Cobertura de agua	0,934			0,842
AG2. Cobertura de alcantarillado	0,912			0,891
CE1. Cobertura de energía	0,898			0,822
RS2. Cobertura de recolección	0,808			0,716
CE3. Cobertura de gas	0,625			0,437
CV3. Densidad de viviendas	-0,400	0,767		0,774
BI1. Densidad de árboles		0,735	0,482	0,829
CV1. Personas por vivienda		0,722	0,583	0,861
AI4. Concentración de material particulado		-0,780		0,678
TR2. Muerte por accidentes de tránsito		-0,676		0,616
SU1. Área urbanizable sin construir			0,959	0,934
SU3. Densidad área verde			0,824	0,833
Autovalores	4,285	3,516	1,432	9,233
Varianza	35,710	29,300	11,930	Acum.: 76,94%

Método de extracción: Análisis de componentes principales

Método de rotación: Varimax con normalización Kaiser

Determinant = 3,134E-08

sicamente se ha pasado de indicadores simples a indicadores sintéticos de componentes (IFLU e IMAU)⁸⁸ y por último al indicador sintético global (ICA) que resume en tres componentes el 76,94% de toda la información contenida en las variables incorporadas.

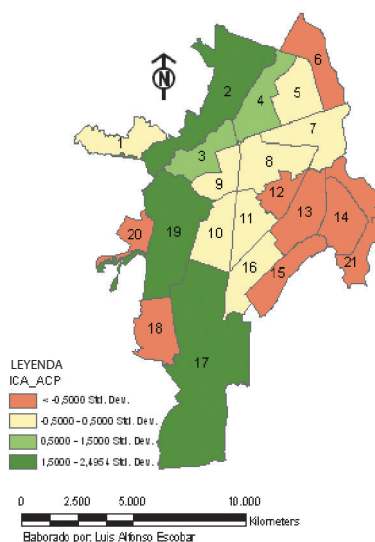
Los componentes extraídos expresan cargas factoriales que tienen un sentido que orienta el análisis de grupos de indicadores simples como explicación de la *variable latente* ICA. El primer componente se refiere a indicadores de *respuesta* a eventuales problemas de abastecimiento de agua potable y disposición de aguas residuales, recolección de residuos sólidos y abastecimiento de energía y gas, lo cual indica un impacto positivo de estas variables en el ICA. El componente dos, aunque no tiene un significado completamente claro, expresa el sentido negativo que teóricamente se le había asignado a la concentración de material particulado y a las muertes por accidentes de tráfico automotor sobre el ICA. El tercer componente explica variables de *estado* que describen la disponibilidad de áreas verdes en cada comuna y se relacionan positivamente con el ICA.

⁸⁸ Los indicadores sintéticos de las 10 áreas temáticas, identificadas en el modelo presentado en el capítulo 3, no han sido estimados porque la disponibilidad de información no fue suficiente para realizar ACP a cada una de ellas.

Tabla 5.8: Índice de calidad ambiental

Comuna	Comp.1	Comp.2	Comp.3	ICA
17	-0,6979	1,0723	2,8467	1,0535
2	-0,4023	1,4658	0,9124	0,7469
19	0,8594	1,5400	0,6748	0,7186
3	-0,6311	1,1706	-0,1885	0,3830
4	-0,1588	1,1279	-0,6132	0,2686
5	1,3888	-0,7945	1,6343	0,0906
8	1,0864	0,8221	-0,8589	0,0999
9	0,4473	1,0097	-1,2986	0,0660
10	1,1804	0,4357	-0,4442	0,0555
11	0,0468	0,0628	-0,1885	-0,0210
7	0,3651	-0,2265	-0,1413	-0,1155
16	-0,5408	-0,2611	-0,3384	-0,1740
1	-2,4026	-0,6531	0,1875	-0,1945
18	-0,4257	0,0921	-1,0958	-0,2214
21	-1,8509	-0,2881	-0,6494	-0,2562
15	-0,7571	-1,3899	0,9340	-0,2895
12	0,8070	-0,5036	-0,5670	-0,3156
6	1,4389	-1,2294	0,4760	-0,3376
20	-0,2570	-0,5068	-1,2332	-0,4718
13	-0,0569	-1,1294	-0,2844	-0,4781
14	0,5609	-1,8166	0,2357	-0,6076

Mapa 5.16: Mapa del ICA



En la Tabla 5.8 se presentan los factores y la síntesis del ICA, calculados para cada una de las 21 comunas de la ciudad de Cali con base en el procedimiento de agregación ponderada presentado en la ecuación 3.13. El resultado final es la ordenación de las comunas de acuerdo con el indicador sintético de calidad ambiental que se distribuye espacialmente, como se observa en el mapa 5.16.

Con base en los resultados presentados se pueden clasificar dos grandes grupos según el índice de calidad ambiental relativo entre las comunas de Cali: primero, aquellas que tienen calidad ambiental inferior al promedio y, segundo, aquellas que presentan un índice superior al promedio. En cada uno de estos grupos se hacen subdivisiones que resultan importantes a la hora de analizar los resultados del índice y se destacan las particularidades de cada comuna o de aquellos grupos más homogéneos por el valor que toma el índice.

5.4.1.3.1. Calidad ambiental inferior al promedio

Aquí se pueden definir tres subgrupos de calidad ambiental: muy bajo, medio bajo y bajo. En el primer subgrupo se encuentran las comunas 13, 14 y 20⁸⁹. Las dos primeras están ubicadas en el denominado *Distrito de Aguablanca*; caracterizado por ser una zona de invasión o crecimiento

⁸⁹ Las comunas 13, 14 y 20 hacen parte de la zona más deprimida de la ciudad con altos niveles de delincuencia, presentando indicadores de 139, 138 y 146 homicidios anuales por comuna respectivamente (DPMC, 2002a).

irregular de la ciudad desde principios de los años ochenta, con población principalmente proveniente de la zona del Pacífico colombiano y los departamentos del suroccidente de Colombia (Vásquez, 2001). Su crecimiento acelerado, ocasionado por el flujo migratorio incontrolado, la ausencia de planes formales de vivienda y su desarrollo en suelos de alta importancia ecológica (no aptos para la localización de vivienda), coinciden con bajos niveles de intervención del Estado y déficit de infraestructura básica de acueducto, alcantarillado (entre otros aspectos de infraestructura pública relevantes) y pocas áreas verdes y de recreación, entre otros factores. Todos estos aspectos, sin duda, inciden (de manera significativa) en la calidad de vida de sus habitantes.

La comuna 20 igualmente está constituida, en su gran mayoría, por barrios de desarrollo irregular en zona de ladera, con grandes problemas ambientales asociados a falta de espacio verde y arborización, altos índices de densidad de vivienda y habitantes, riesgo de deslizamiento, entre otros factores ambientales negativos.

En el subgrupo de *calidad ambiental media baja* se encuentran las comunas 1, 6, 12, 15, 18 y 21. Las comunas 12 y 15 pertenecen al *Distrito de Aguablanca* y comparten características similares a las definidas por las comunas 13 y 14, incluidos los altos niveles de delincuencia. Sin embargo en la comuna 15 se han desarrollado procesos de urbanización planificados con barrios que tienen mejores indicadores ambientales como *Ciudad Córdoba*, *Bajos de Ciudad Córdoba* y *El Vallado* que seguramente inciden en un mejoramiento relativo de la calidad ambiental en la comuna 15.

Es importante destacar que las comunas 6 y 21 se caracterizan por tener barrios con algún grado de organización de planificación urbana, aunque comparten la característica de estar en los límites del área de expansión urbana. La calidad ambiental de la comuna 6 al parecer está altamente influenciada por la contaminación proveniente de la zona industrial Cali-Yumbo (perteneciente al municipio vecino de Yumbo) con la cual comparte límite.

En las comunas 1 y 18 se localizan barrios de desarrollo irregular en zona de ladera, con problemas ambientales asociados a bajos niveles de cobertura de alcantarillado, acueducto, falta de áreas verdes y riesgos por deslizamiento, entre otros factores ambientales negativos.

Las comunas 7, 11 y 16 pueden considerarse como “emergentes” desde el punto de vista de la calidad ambiental, dado que presentan valores del índice casi cercanos al promedio, principalmente la comuna 11. Todas ellas comparten buenos indicadores de área verde, cobertura de acueducto, alcantarillado y calidad del aire.

5.4.1.3.2. Calidad ambiental superior al promedio

Aquí también se definen tres subgrupos de calidad ambiental: medio-alta, alta y muy alta. En la subcategoría de *calidad ambiental medio-alta* se encuentran las comunas 3, 4, 5, 8, 9 y 10, en las cuales es relevante diferenciar levemente el comportamiento de las comunas 3 y 4, en las que se localiza el centro de la ciudad y gran parte de la zona industrial urbana. Sin embargo existen de manera desagregada muchos barrios que pueden incidir positivamente en el mejoramiento de los indicadores agregados que presentan estas comunas. Por ello es importante tener claro que las comunas pertenecientes a esta subcategoría demandan un análisis detallado en ciertas áreas específicas que configuran características ambientales que no comparten con la comuna en general. Hace referencia a la pobre calidad ambiental que se puede observar en la zona centro de la ciudad y el área degradada de los barrios El Calvario y El Obrero, etc.

En la subcategoría de calidad ambiental alta están las comunas 2 y 19, que coinciden con barrios de estrato socioeconómico alto y se caracterizan por ser zonas con alto valor del suelo urbano.

La comuna que presenta el *índice de calidad ambiental* más alto es la 17, lo cual es consistente con lo que se esperaría *a priori* y en la medida que es la zona de mayor desarrollo urbano actual para viviendas de estratos altos y equipamiento comercial de la ciudad.

En el Mapa 5.16 se presenta la distribución espacial del *índice de calidad ambiental* por comunas en Cali y se indican zonas que pueden ser catalogadas como relativamente homogéneas. Este mapa señala cómo en la medida en que la ciudad se extiende hacia el oriente y occidente, la calidad ambiental va disminuyendo conforme llega a la periferia de las zonas de ladera y los márgenes del río Cauca. Coincide la menor calidad ambiental con las zonas socioeconómicas más deprimidas de la ciudad. Por ejemplo, la zona del *Distrito de Aguablanca* (comunas 13, 14, 15 y 21), en el noroccidente la comuna 6 influenciada por la contaminación atmosférica procedente del parque industrial de Acopi-Yumbo y las comunas 18 y 20 constituidas generalmente por barrios ubicados en zona de ladera cuyo desarrollo no ha sido planificado.

En general, la distribución espacial de la calidad ambiental en las 21 comunas muestra cuatro grandes áreas relativamente homogéneas que se diferencian con respecto al valor promedio del índice. Es decir, que en la medida en que el valor del índice es superior o inferior al promedio, este tiende a mostrar mejor o peor calidad ambiental.

- i. Calidad ambiental muy buena: Comunas 2, 17 y 19.
- ii. Calidad ambiental buena: Comunas 3 y 4.

- iii. Calidad ambiental regular: Comunas 5, 7, 8, 9, 10, 11, 16 y 1.
- iv. Calidad ambiental deficiente: Comunas 6, 12, 13, 14, 15, 21, 18 y 20.

5.4.2. Índice a partir del análisis de la DP_2

El índice a partir de la DP_2 (a diferencia del estimado por ACP, basado en la reducción de información) es un *indicador exhaustivo* que integra de manera sintética toda la información útil que se recibe de la variancia de cada uno de los indicadores simples, sin duplicar información, de tal forma que el procedimiento de síntesis de información propuesto por Pena Trapero (1977) elimina la información redundante o contenida en otros indicadores simples.

La diferencia básica (desde el punto de vista empírico) es que el modelo matemático de la DP_2 se basa en la incorporación de datos que miden distancias con respecto a un parámetro ideal y en el ACP se han utilizado como parámetro de referencia el valor medio de la variable para todas las unidades de observación. Por lo tanto, los resultados de la ordenación del índice con DP_2 son más que una jerarquía ordinal, una medida de distancia al valor ideal; en este caso se trata de una medida cardinal de la calidad ambiental (Castro, 2002; Zarzosa, 1996).

El procedimiento aplicado es igual al empleado para el ACP, en el que primero se estiman los índices parciales, se determinan las variables más significativas por encima del cuarenta por ciento⁹⁰ y luego se estima el modelo general que determina el *índice de calidad ambiental*.

Como afirma Zarzosa (1996), la DP_2 como método de clasificación de la calidad ambiental se construye evaluando la incorporación de nueva información en cada uno de los indicadores que lo integran. Desde el punto de vista operativo, este trabajo adopta un conjunto de parámetros de referencia que denotan calidad ambiental objetiva, definida por organizaciones internacionales como la OMS (1999), entre otros organismos que definen estándares asociados a los indicadores que finalmente se usan en la construcción del *índice de calidad ambiental*⁹¹.

Los resultados obtenidos se exponen seguidamente para cada uno de los índices estimados con DP_2 .

⁹⁰ En el anexo 5 presentamos las tablas derivadas del modelo DP_2 , que resultan de la aplicación del programa FELIZ, elaborado por Zarzosa y Zarzosa (1994).

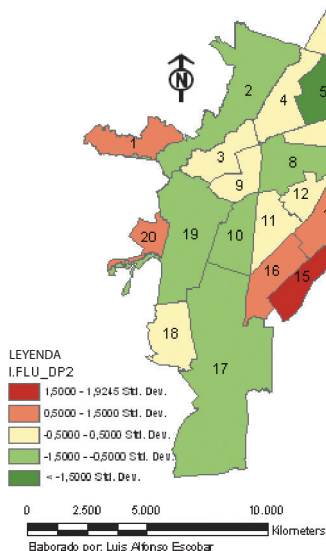
⁹¹ En algunos casos, cuando no exista un parámetro de referencia objetivo, se procederá a considerar el valor máximo o mínimo de la variable de interés, según aporte de manera positiva o negativa al índice agregado. También se aconseja utilizar parámetros de referencia de la política ambiental con respecto a los objetivos deseados.

El mapa 5.17 (y la Tabla 5.9) resumen los valores parciales del índice de flujo urbano, mostrando espacialmente las comunas con mejor y peor comportamiento con respecto al nivel de referencia. Al igual que en el índice estimado con ACP, se sigue manteniendo la misma tendencia de los resultados: las comunas con menores valores se extienden al denominado *Distrito de Aguablanca* y las zonas de periferia en las laderas occidentales de la ciudad.

Tabla 5.9: Índice de flujo urbano DP₂

Comuna	IFLU_DP2	Estrato socioeconómico
5	2,2606	3
2	3,9764	5
10	4,7248	3
19	4,9411	5
8	4,9830	3
17	5,1646	5
7	5,3701	3
6	5,6334	2
18	5,6345	3
9	5,8317	3
4	5,8557	3
12	6,1800	3
14	6,4401	2
3	6,6474	3
11	6,7224	3
16	7,0659	2
20	7,5252	1
1	8,3100	1
13	8,5196	2
15	8,8722	1
21	9,4108	1

Mapa 5.17: Índice de flujo urbano DP₂



De otro lado, en el Mapa 5.18 (y la Tabla 5.10) se observa que el índice parcial de *medio ambiente urbano* presenta una diferencia positiva con respecto al promedio en sólo dos comunas, la 2 y la 17. Las comunas 5 y 19 presentan un valor medio del índice que es aceptable.

El peor resultado con respecto a este índice lo tienen las comunas 1, 18 y 20 (en la periferia de zona de ladera), la comuna 21 (en la periferia del *Distrito de Aguablanca* en límites con el río Cauca) y las comunas 8 y 9 en la zona centro de la ciudad.

Como resultado del análisis de los dos índices parciales descritos arriba, se determinan cuáles eran las variables que más correlación tenían con cada índice parcial, para finalmente integrarlas en el *índice de calidad ambiental*. El criterio básico es el definido desde el ACP, y es que por lo menos el índice parcial explique el 40% de la variabilidad del indicador simple (ver Tabla 5.11). Con este criterio, fueron seleccionadas las variables que se describen en la Tabla 5.12.

Tabla 5.10: Índice M. A. urbano DP₂

Comuna	IMAU_DP2	Estrato socioeconómico
2	2,8935	5
17	3,3065	5
5	4,0922	3
19	4,1062	5
11	5,5089	3
4	5,6050	3
15	5,7880	1
7	5,8603	3
3	6,0019	3
6	6,0172	2
14	6,4103	2
12	6,7615	3
16	6,7504	2
10	6,9891	3
13	7,0037	2
8	7,2680	3
9	7,9243	3
1	8,2033	1
20	8,2186	1
21	8,3110	1
18	8,3795	3

Mapa 5.18: Índice de M.A urbano DP₂

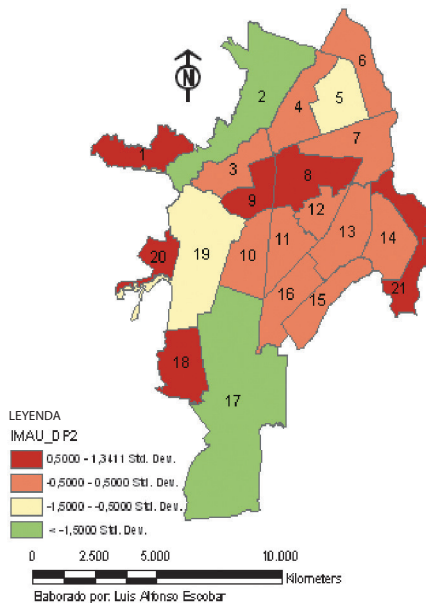


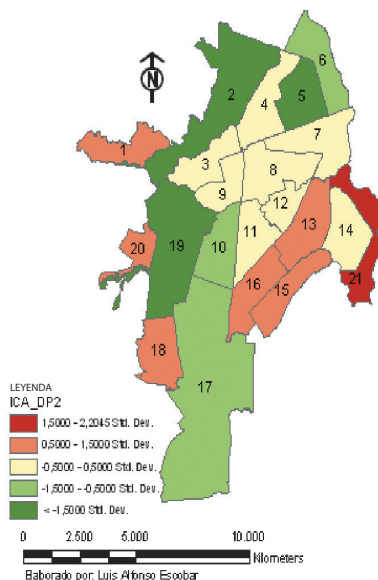
Tabla 5.11: Variables seleccionadas para el ICA DP₂

Área temática	Indicador	Coefficiente de correlación absoluta	Aporte al ICA
Flujo urbano	RS2. Cobertura de recolección	0.548076	Positivo
	CE1. Cobertura de energía	0.757981	Positivo
	CE3. Cobertura de gas	0.582695	Positivo
	TR2. Muerte por accidentes de tránsito	0.282035	
	CV1. Personas por vivienda	0.478558	Negativo
	CV3. Densidad de viviendas	0.243239	
Medio ambiente urbano	AI4. Concentración de material particulado	0.033890	
	AG2. Cobertura de alcantarillado	0.336887	
	AG1. Cobertura de agua	0.311422	
	BI1. Densidad de árboles	0.448880	Positivo
	SU1. Área urbanizable sin construir	0.597093	Negativo
	SU3. Densidad área verde	0.601663	Positivo

Tabla 5.12: ICA_DP₂

Comuna	ICA_DP ₂	Estrato socioeconómico
5	3,1011	3
2	3,4561	5
19	3,7651	5
17	5,3363	5
10	5,9255	3
6	6,0123	2
8	6,4931	3
4	7,1656	3
11	7,3953	3
7	7,5588	3
12	7,6265	3
3	7,9050	3
9	8,2081	3
14	8,4766	2
16	9,2709	2
15	9,2950	1
18	9,6103	3
13	9,9103	2
1	10,2196	1
20	11,3077	1
21	13,2111	1

Mapa 5.19: ICA_DP₂



En la Tabla 5.12 se presentan los resultados del ICA en donde se ordenan las comunas de mayor a menor calidad ambiental, basados en el resultado que indica la distancia que hay entre una comuna y el parámetro de referencia ideal de cada una de las variables que componen el ICA. Por tanto, los resultados presentados en el mapa 5.19 son valores de distancia de cada comuna con respecto al conjunto de parámetros objetivos que se han definido como *línea base* de la calidad ambiental según valores de OMS (1999) o valores mínimos y máximos de los indicadores seleccionados, en la medida que no existían parámetros de referencia objetivo.⁹²

Los resultados del ICA con DP₂ se pueden resumir en cinco grandes áreas homogéneas:

- i. Calidad ambiental muy buena: comunas 5, 2 y 19.
- ii. Calidad ambiental buena : comunas 17, 10 y 6.
- iii. Calidad ambiental regular: comunas 8, 4, 11, 7, 12, 3, 9 y 14.
- iv. Calidad ambiental deficiente: comunas 16, 15, 18, 13, 1 y 20.
- v. Calidad ambiental muy deficiente: comuna 21.

⁹² Para detalles del vector de indicadores de referencia véase el anexo 5.

5.5. ANÁLISIS DE RESULTADOS

Para enfatizar aún más en la representación no homogénea del territorio desde el punto de vista ambiental, en la Tabla 5.13 se ordenan los indicadores simples de acuerdo con su estructura de correlación con el ICA. También se describe la importancia relativa de cada una de las variables que determinan el ICA, identificando el número de desviaciones estándar que la variable (en cada comuna) se aleja positiva o negativamente con respecto a la media. De esta forma los tomadores de decisiones tienen información útil no solo para priorizar la intervención por comunas o distintos sectores de la ciudad, sino que pueden priorizar sobre qué variables o factores intervenir en cada una de ellas, para incidir (con la gestión y asignación de recursos económicos) de forma eficiente en la calidad ambiental de las comunas.

Una interpretación detallada de la Tabla 5.13 indica, por ejemplo, cómo en las comunas que tienen una calidad ambiental *muy buena*, los problemas ambientales urbanos más relevantes⁹³ están asociados a la calidad del aire y los accidentes mortales de tránsito por el flujo automotor. Esto es consistente con lo que se esperaría *a priori* en un conjunto de barrios de altos niveles de ingresos y un flujo alto de actividad comercial y cultural, como es el caso de estas tres comunas (17, 19 y 2). En este sentido, la gestión ambiental debería estar dirigida principalmente al control de las fuentes de emisión móvil, dado que se ha encontrado una alta correlación espacial entre el desarrollo de las principales vías urbanas y la distribución espacial de la contaminación por material particulado y los accidentes de tránsito.

En la zona con calidad ambiental *buena*, se destacan dos comunas (3 y 4) con problemas similares a los presentados en la zona anterior, sin embargo hay una menor densidad de área verde por habitante y proporción del espacio edificado del territorio, que seguramente inciden en la calificación del índice.

Las zonas de calidad ambiental *regular* (comunas 5, 8, 9, 10, 11, 7, 16 y 1) están principalmente determinadas por los bajos valores de las variables como densidad de árboles por persona, densidad de vivienda por hectárea, densidad de área verde por persona y poco espacio urbanizable sin construir (a excepción de la comuna 5). También es relevante indicar que

⁹³ Es decir, para el caso de esta variable son valores superiores al valor de referencia promedio de contaminación por material particulado. Lo cual es consistente con los registros presentados en estas comunas.

en las comunas 8, 9, 10 y 11 existe un grave problema de contaminación atmosférica y muertes por accidentes de tráfico.

Las zonas con calidad ambiental *deficiente* están principalmente determinadas por los bajos valores de las variables como densidad de árboles por persona, densidad de vivienda por hectárea y densidad de área verde por persona, con valores que se alejan considerablemente del promedio registrado en la ciudad. En general, en estas comunas la situación ambiental es crítica en cada uno de los factores que se evalúan.

Un análisis pormenorizado de cada una de las comunas, no sólo por el orden que ocupan en términos del ICA, sino por la relación de este con las variables que lo determinan, permitirían que el tomador de decisión tenga una “fotografía” detallada de las condiciones ambientales de la ciudad para hacer una planificación cuidadosa y diferenciada de las medidas de gestión que se van a emplear, de tal forma que el impacto social de la inversión pública sea mayor que si se homogeniza la intervención ambiental del Estado en toda la ciudad.

Desde el punto de vista de la gestión ambiental urbana, el modelo y los resultados presentados en este libro son una importante herramienta para diferenciar la gestión de los tomadores de decisión en la ciudad como territorio ambientalmente no homogéneo, de tal forma que se cuenta con una medida objetiva para priorizar las zonas por intervenir y los recursos que se invertirán en distintos tipos de acciones que afecten la calidad ambiental en cada comuna, lo cual incide en la eficiencia de los recursos de inversión pública. Además, los indicadores simples e índices estimados (representados espacialmente) son una información importante que sirve para definir la línea base para evaluar la gestión de los tomadores de decisión y para el control que socialmente se pueda derivar de su uso, en la implementación del sistema de gestión ambiental municipal de Cali.

De acuerdo con Zarzosa (1996:82), se puede resumir que los resultados del ICA estimado por los dos métodos “tienen una interesante utilidad a la hora de elaborar criterios de distribución de fondos destinados a corregir desequilibrios, en cuanto al nivel de bienestar o desarrollo existentes entre distintas colectividades”.

Tabla 5.13: Priorización de las variables que inciden en el ICA de las 21 comunas de Cali, según zonas ambientalmente homogéneas

ESTRUCTURA DE CORRELACION		COMUNAS**																					
Indicadores simples	ICA	Calidad ambiental muy buena						Calidad ambiental regular						Calidad ambiental deficiente									
		17	2	19	3	4		5	8	9	10	11	7	16	1	18	21	15	12	6	20	13	14
Densidad de personas	0,9220	1,93	2,00	1,52	1,14	0,30	0,98	-0,04	0,26	0,05	-0,34	-0,78	-0,75	-0,82	-0,35	-0,06	-0,04	-1,36	-0,49	-1,07	-0,81	-1,26	-1,05
Densidad de arboles por Ha.	0,8788	1,21	2,52	1,57	0,18	0,91	0,65	0,46	-0,28	0,44	0,44	-0,27	-0,57	-0,43	-0,92	1,05	-0,95	-0,11	-0,24	-1,38	-1,12	-1,05	-1,00
Densidad de viviendas	0,7332	1,77	1,01	1,09	0,92	0,93	-0,56	0,41	0,21	-0,57	-0,64	0,90	-0,07	0,87	-0,01	0,73	-1,48	-0,67	-1,93	-0,48	-1,41	-1,00	-0,30
Densidad de área verde	0,7500	3,99	0,64	0,88	0,22	-0,34	0,24	-0,55	-0,60	-0,40	-0,38	-0,10	-0,37	0,07	-0,53	-0,54	-0,09	-0,53	-0,33	-0,55	-0,42	-0,30	-1,49
Calidad del aire	-0,5832	-0,61	-0,76	-1,13	-1,23	-0,54	0,42	-0,03	-1,19	-1,27	-0,29	0,66	0,12	1,43	-1,34	1,49	1,00	0,69	0,72	-0,79	1,15	1,49	1,40
Miércoles por tráfico	-0,5726	-0,53	-0,10	-1,92	-0,74	-0,85	1,08	-1,71	-1,17	-0,42	-0,31	0,12	0,33	1,19	1,40	1,08	0,44	-0,42	-0,10	1,40	-0,20	1,40	0,49
Área urbanizable construida	0,4124	2,34	0,42	0,90	0,15	-0,79	1,62	-1,16	-1,29	-0,40	-0,24	-0,05	-0,35	0,41	-0,99	-1,16	1,49	-0,82	0,54	-0,99	-0,12	0,49	-1,26
Cobertura de gas*	0,2045	0,08	0,17	-0,47	-1,17	0,55	1,84	1,05	-0,07	0,90	1,02	0,41	0,89	-1,24	-0,53	-1,26	-0,53	1,20	0,93	-1,26	-1,26	-1,26	0,86
Cobertura de asfalto*	-0,1977	-1,35	-1,09	0,86	0,01	-0,10	0,86	0,86	0,79	0,86	-0,48	0,86	-1,10	-1,03	0,22	-2,69	-0,69	0,39	0,86	0,86	0,27	0,86	0,39
Cobertura de alcantarillado*	0,1008	-0,22	-0,48	1,12	-0,51	-0,10	1,12	1,12	0,48	1,12	-0,09	0,45	-0,42	-3,16	-0,52	-0,73	-1,00	0,68	1,12	-0,02	-0,35	0,39	1,05
Cobertura de energía*	0,1005	-0,67	0,43	0,99	-0,32	-0,24	1,05	1,05	0,68	1,05	-0,42	0,22	-0,94	-1,30	0,22	-2,50	-1,45	0,53	1,05	-0,43	0,14	1,05	0,66
Cobertura de acueducto*	0,0368	-0,44	-0,51	1,10	-0,58	-0,13	1,11	1,11	0,44	1,11	-0,14	0,44	-0,49	-3,16	-0,58	-0,32	1,05	0,65	1,11	-0,07	-0,25	0,66	0,66

* Los valores indican el número de desviaciones con respecto a la media de cada indicador y los tonos verde a rojo indican agrupaciones de valores inferiores y superiores a la media, tal como se expresa en la convención. Para homogeneizar la presentación de los resultados de la desviación estándar de esta tabla, aquellas variables que en el ICA inciden de forma negativa (densidad de personas, densidad de viviendas, calidad del aire, accidentes de tráfico y área urbanizable construida) les fue cambiado el signo. Por ello intuitivamente para esta variable el valor positivo se debe interpretar como el número de desviaciones estándar inferiores al promedio.

(desv. stand > 1) Muy bueno
 (0 < desv. Stand ≤ 1) Bueno
 (-1 < desv. Stand ≤ 0) Regular
 (desv. Stand ≤ -1) Deficiente

5.6. CONCLUSIONES

Los mapas temáticos 5.16 y 5.19 indican la calidad ambiental estimada con los métodos de ACP y DP_2 respectivamente. Cabe recordar que el método de ACP es una ordenación relativa de las comunas de acuerdo con el valor que toman los indicadores simples en un indicador sintético. Por lo tanto su resultado es meramente ordinal con respecto a los valores promedio de referencia de los indicadores que explican la calidad ambiental. De otro lado, la DP_2 parte de un vector de valores de referencia que indican parámetros de calidad de los indicadores simples. Por lo tanto los valores que arroja el índice son medidas de la distancia de cada comuna con respecto al valor de referencia.

Como corolario de lo anterior, el marco de referencia para evaluar el ICA según el ACP sólo se circunscribe a las comunas de la ciudad que se esté estudiando y no permite generalizar el resultado para comparar u ordenar comunas de otros centros urbanos. Posibilidad esta que sí ofrece el ICA calculado por DP_2 , dado que toma como valor de referencia parámetros objetivos para cualquier ciudad. Ello hace que este último método sea una medida de distancia más robusta, en cuanto a que permite generalizar los resultados para comparar otras ciudades.

Para evaluar la bondad de uno u otro método de estimación del *índice de calidad ambiental*, en este estudio se pretende comprobar cuál de los dos es más robusto para explicar el precio de la vivienda urbana con respecto al factor que Freeman (1993) llama calidad ambiental “agregada”. Si el resultado indica que se ajusta mejor el método de ACP esto podría demostrar que las preferencias de los agentes por calidad ambiental no se basan en la información objetiva derivada del análisis DP_2 , sino por la percepción subjetiva y comparación que los agentes hacen sobre el estado ambiental *ínter comuna*, de acuerdo con su percepción relativa de calidad ambiental en la ciudad. Esta puede ser una hipótesis de trabajo para avanzar en la siguiente fase de esta investigación: la valoración económica de la calidad ambiental en Cali.

PARTE III

VALORACIÓN ECONÓMICA
DE LA CALIDAD AMBIENTAL:
DEL ANÁLISIS CONVENCIONAL
AL ANÁLISIS ESPACIAL

EL MODELO BÁSICO DE VALORACIÓN ECONÓMICA DE LA CALIDAD AMBIENTAL

6.1. ASPECTOS GENERALES

La explicación de la estructura del precio de la vivienda es uno de los temas de investigación más relevantes de la *economía urbana* (Fallis, 1985; McDonald, 1979; Richardson, 1977). Desde el punto de vista empírico, en la literatura sobre el tema se han desarrollado dos grandes líneas de trabajo en relación con la aplicación del método de precios hedónicos de la vivienda. El primer tipo de trabajo ha empleado la metodología de precios hedónicos para estudiar la evolución del precio de la vivienda con el fin de estimar índices de precios que den cuenta del comportamiento real del sector (Bover, 1992; Escobar *et al.*, 2003). El principio básico para el desarrollo de trabajos en esta línea de investigación, es que el incremento del precio de la vivienda (o de cualquier otro bien multiatributo), puede obedecer a modificaciones en su calidad y, por ello, es necesario realizar el descuento de este cambio cualitativo para descubrir el incremento real del precio. En esta línea, trabajos pioneros como los de Court (1939) han utilizado lo que hoy se conoce como un modelo de datos de panel con efectos fijos temporales para capturar el cambio de los precios reales del sector automotor en Estados Unidos. Una buena síntesis de los estudios en esta línea de trabajo se puede observar en Berndt (1991), quien dedica un capítulo (The Measurement of Quality Change: Constructing an Hedonic Price Index for Computers Using Multiple Regression Methods) al tema de la relación entre índices de precios y cambios cualitativos, que

prácticamente ha dado origen al método de precios hedónico (aún mucho antes de tener una teoría formal de los precios hedónicos).

En la otra línea de trabajo aparecen los estudios que tratan de descubrir, a través del análisis hedónico, el precio de bienes y servicios de no-mercado. Es decir, los trabajos que tienden un puente hacia la evaluación social de proyectos (análisis costo-beneficio) como herramienta para evaluar la política pública, en la medida en que arrojan datos sobre el valor de la contaminación del aire, de los bosques urbanos, áreas verdes y bienes públicos, etc. En esta línea de trabajo están aquellos que parten de una visión *monocéntrica* en la explicación del precio de la vivienda, en la cual la influencia o distancia al centro de la ciudad y los atributos de localización son los factores más determinantes y cuenta entre sus máximos defensores a los seguidores de la *nueva economía urbana* (Song *et al.*, 2003). También aparecen los trabajos aplicados en modelos que parten de la idea de que se debe explicar la estructura del precio de la vivienda incluyendo la mayor cantidad de atributos que determinan su precio pero estructurados como diría Freeman (1979) de una manera lógica en características de la vivienda, del vecindario y ambientales.

En esta última tradición (en la literatura moderna sobre precios hedónicos), se han realizado numerosos estudios que estiman las externalidades ambientales causadas por el ruido, la polución del aire y áreas verdes, entre otras externalidades. De ellos se destacan en esta línea de trabajo los realizados por Smith y Huang (1995) quienes presentan un meta-análisis con 37 estudios desarrollados entre 1967 y 1988 en los cuales aplican la técnica de precios hedónicos para valorar la calidad del aire en varias ciudades de Estados Unidos; Li y Brown (1980) evalúan la influencia de factores del vecindario, como la calidad visual y la contaminación por ruido, reinterpretando espacialmente el factor de centralidad en los modelos de precios hedónicos y sugiriendo el efecto positivo de la proximidad a actividades no residenciales en los precios de la vivienda; Can (1990) mide el valor que tiene cada uno de los componentes del precio de la vivienda en Columbus Ohio (Estados Unidos); McMillen y McDonald (1991) estiman la flexibilidad del factor distancia a zonas que ofrecen servicios ambientales y donde la accesibilidad pierde poder explicativo en la medida que el factor ambiental está más ligado al territorio y a sus características microzonales; McMillen (1996) precisa las estimaciones con un estudio que modela los factores de barrio como unidad de análisis, en el cual los factores de microlocalización espacial y relación (distancia) con el entorno hacen más eficientes las estimaciones; Palmquist (1992) destaca la

importancia de los factores microzonales (proximidad a parques, a zonas con árboles, ruido, contaminación atmosférica y distancia a centros de actividad comercial, etc), que expresan una medida más adecuada para la evaluación de las características diferenciales de los barrios; Tyrvaianen y Miettinen (2000) valoran las amenidades asociadas a los bosques urbanos en el distrito de Salo (Finlandia) y, finalmente, Morancho (2003) presenta un modelo convencional para la valoración de áreas verdes en la ciudad de Castellón (España) en donde encuentra una relación inversa entre el precio de la vivienda y la distancia a las áreas verdes.

En la reciente literatura de precios hedónicos para valorar efectos externos o bienes públicos, han aparecido algunos trabajos que intentan dar respuesta a los problemas de multicolinealidad asociada a la incorporación de muchas variables ambientales en un modelo o en aquellos que simplifican la calidad ambiental con una sola variable, aún reconociendo que la calidad del entorno ambiental de la vivienda obedece a interrelaciones complejas de un conjunto de variables que incluidas de manera individual pueden generar serios problemas de autocorrelación (Hidano, 2002). En esta línea de trabajo pueden encontrarse algunos estudios que son importantes referencias:

Rogers (2000), plantea un modelo de precios hedónicos para valorar la calidad ambiental en forma de un índice que recoge las variables ambientales más significativas, mostrando que de otra forma el modelo presentaría serios problemas de autocorrelación⁹⁴.

Hidano (2002), a diferencia de otros estudios que tratan de evaluar parámetros de calidad ambiental de vecindarios o barrios de manera cualitativa mediante variables dummy, construye cinco índices de calidad ambiental del vecindario basados en una metodología de apreciación visual objetiva para determinar, en el entorno visual de la vivienda, las externalidades positivas y negativas que se pueden catalogar como externalidades del entorno. Posteriormente estos índices son incorporados en un modelo de precios hedónicos.

Caridad *et al.* (2003), presentan una explicación de la estructura del precio de la vivienda en dos zonas de barrios en Córdoba (España) usando

⁹⁴ Rogers (2000) argumenta motivos de autocorrelación de variables que de manera individual generan graves problemas de sesgos en los parámetros estimados. Este autor deriva un modelo en el cual las variables individuales no son significativas y ganan en confiabilidad a medida que las agrega en un índice compacto que las integra.

siete índices que sintetizan 26 variables a través del análisis de componentes principales.

En este orden de ideas y como respuesta a la problemática de multicolinealidad planteada arriba, ya desde hace más de tres décadas Wilkinson (1973) presentó un análisis de precios hedónicos en el que construye *componentes principales* de las variables que determinan la estructura del precio de la vivienda. Lo importante de este libro es que plantea que uno de estos *componentes* es una representación de la varianza total de las variables ambientales que explican el precio de la vivienda. Este autor aduce razones de multicolinealidad de estas variables para no ser incluidas de manera individual en el modelo, dado que representan un fenómeno multidimensional común a todas ellas: la calidad ambiental como una *variable latente*.

Como se ha referenciado, a un nivel teórico se deduce de Freeman (1993) la propuesta de construcción de un indicador agregado en forma de un componente ambiental multidimensional que contribuya a explicar el precio de la vivienda. Respecto de este autor se puede afirmar que dada una función de utilidad en la cual las preferencias de los agentes son débilmente separables entre las viviendas y las características ambientales del entorno es posible suponer una función de elección de localización i , tal que $b_{ij} = b_{ij}(q_i, Q_{ij}^*, S_i, N_i, u^*)$, en la que los Q_{ij}^* son todo el conjunto de amenidades ambientales asociadas a la vivienda i para cada localidad j , excepto q_i que es una característica ambiental específica asociada directamente a la vivienda i ⁹⁵. Esto indicaría que los agentes eligen la localización de su vivienda (en un mercado de vivienda urbana) teniendo en cuenta el valor que toman no solo las variables estructurales, sino también las del entorno social y ambiental, diferenciando este último en variables directamente relacionadas con la vivienda y aquellas que califican el entorno próximo a la misma⁹⁶. En este sentido, uno de los objetivos planteados en la segunda parte de este libro ha sido estimar un índice que recoja Q_{ij}^* como una agregación de indicadores multidimensionales que determinan la calidad ambiental del entorno⁹⁷.

⁹⁵ S_i y N_i representan las características socioeconómicas y características estructurales de la vivienda respectivamente. u^* es un nivel de utilidad dado.

⁹⁶ Este entorno próximo puede ser, como se deduce de Orford (1999), el barrio, la comuna y el distrito, etc.

⁹⁷ En general se espera utilizar el índice de calidad ambiental como variable explicatoria para modelar y valorar económicamente este componente del bienestar social, mediante el uso del método de precios hedónicos.

Se trata de lo que para Orford (1999), es una nueva generación de modelos de precios hedónicos en los que los factores de localización y escalas de análisis espacial juegan un papel determinante en la explicación del precio de la vivienda. Es decir, se pasa de modelos en los cuales se analiza el mercado de vivienda con las características estructurales, los aspectos sociales y los ambientales directamente relacionados con la vivienda (como medidas de distancias con respecto a la vivienda) a considerar modelos de precios hedónicos en los que el precio de la vivienda puede estar determinado por factores sociales y ambientales en la calle, el barrio, la comuna o el distrito, con efectos distintos en cada uno de los niveles de análisis.

En este capítulo se intentará aportar a la discusión de lo que puede ser una nueva brecha de investigación empírica, siguiendo la problemática planteada por Wilkinson (1973) y Freeman (1993) a través de la incorporación, en un modelo de precios hedónicos, de un indicador sintético de la multidimensionalidad de los factores ambientales que determinan la calidad ambiental del entorno de una vivienda⁹⁸. En general, en esta tercera parte del estudio se tiene como objetivo *determinar los atributos que explican la estructura de precios de la vivienda urbana y valorar económicamente los determinantes ambientales que explican el precio de la vivienda* basado en la estimación de una función de precios hedónicos, primero mediante un modelo de precios hedónicos convencional (capítulo 6) y luego en uno que incorpore el *espacio geográfico* de manera explícita en la modelación (capítulo 8).

A continuación se presenta el modelo teórico que da origen formal al método de precios hedónicos.

6.2. EL MODELO DE PRECIOS HEDÓNICOS

6.2.1. Marco conceptual del estudio

La definición de “hedónico” viene del supuesto de que las características que diferencian un bien heterogéneo, son objeto directo (observables) del deseo de los consumidores (Ruiz, 1982:7).

Lancaster (1966) define los precios hedónicos como los precios implícitos de un conjunto de atributos que son revelados por medio del análisis

⁹⁸ Este indicador fue construido en la segunda parte de esta tesis para las 21 comunas de la ciudad de Cali.

de los precios observados en algunos bienes multiatributos y el monto de las características de estos bienes que por lo general se asocian con vehículos, viviendas y tierra, entre otros.

Para Azqueta (1994:132), los “precios hedónicos intentan [...] descubrir todos los atributos del bien que explican su precio y discriminar la importancia cuantitativa de cada uno de ellos. Atribuir, en otras palabras, a cada característica del bien, su precio implícito: la disposición a pagar de la persona por una unidad adicional de la misma”.

Desde los primeros trabajos de Frederick (1928), Court (1939), y antes de mediados de la década de los setenta, la técnica de precios hedónicos se había utilizado sin que existiera una estructura conceptual y teórica que justificase su aplicación (Griliches, 1971). Prácticamente la comunidad científica tuvo que esperar el desarrollo de la teoría básica de este método con el trabajo seminal de Rosen (1974), que definió y formalizó por primera vez el concepto de precios hedónicos e implícitos a partir de la ciencia económica formal. Por su parte Brown y H. Rosen (1982) y después Palmquist (1984) plantean que los bienes multiatributos (como la vivienda) pueden ser descritos como conjuntos de atributos o características que no son explícitamente tratadas por los mercados, sin embargo, los precios implícitos de estas pueden ser revelados de manera indirecta por medio del comportamiento que manifiestan los agentes económicos en el mercado de vivienda urbana.

Formalmente, se puede derivar del modelo de Rosen (1974), que cada vivienda urbana puede ser representada por el vector $z = (z_1, \dots, z_m)$ en el que los elementos z_i son el monto de cada una de las características o atributos i_{th} de la vivienda. Se parte del supuesto de que en un mercado transparente, la función de precios que iguala la oferta y la demanda⁹⁹ conduce tanto a compradores como a vendedores a maximizar sus utilidades y beneficios. En el marco de decisiones cuantitativas y de localización para sus vectores de características, se define la función de precios hedónicos como se presenta a continuación:

$$p(z) = p(z_1, \dots, z_m)^{100} \quad (6.1)$$

Esto quiere decir que la función de precios hedónicos está determinada por las transacciones entre compradores y vendedores, que maximizan los

⁹⁹ El modelo de precios hedónicos identifica la relación de precios de bienes multiatributos, como los vehículos, viviendas, tierra y salarios, etc. con la evaluación de cada atributo que resultan del equilibrio entre la oferta y demanda de cada uno de ellos (Azqueta, 1994).

¹⁰⁰ En esta expresión p es el precio de una vivienda determinado por z características o atributos.

primeros en función de las restricciones de los ingresos o rentas futuras y los gastos de proveer una vivienda disponible.

De otro lado, las preferencias de los hogares se representan formalmente por la función de utilidad:

$$U = u(z, M - \gamma; \alpha) \tag{6.2}$$

Donde, z es el conjunto de atributos asociados a una vivienda, x es el consumo de un bien compuesto y α es un vector de parámetros que caracterizan las preferencias de los hogares. De esto se deduce que el precio que un hogar estaría dispuesto a pagar por una vivienda es derivado de la ecuación 6.2 como una función de las características de la vivienda, el ingreso de las familias (M) y un nivel de utilidad dado. En este sentido, se deduce que los hogares también tienen una función de renta ofrecida que viene dada por la ecuación 6.3:

$$\gamma(z, M - \gamma; \alpha) \tag{6.3}$$

Donde γ es el gasto de los hogares en vivienda e implícitamente de la ecuación 6.2 y 6.3 se deduce la 6.4:

$$U = u(z, M - \gamma; \alpha) \tag{6.4}$$

La derivada del alquiler ofrecida con respecto a z_i ($\frac{\partial \gamma}{\partial z_i}$) ofrece la tasa a la cual los consumidores están dispuestos a modificar sus gastos en vivienda cuando una característica i se incrementa, permaneciendo *ceteris paribus* las demás variables.

Los consumidores eligen una vivienda con las características “ z ” y el consumo de un bien compuesto “ x ” para resolver:

$$\begin{aligned} \max_{z, x} &= u(z, x; \alpha) \\ \text{s.t.} & M \geq p(z) + x \end{aligned} \tag{6.5}$$

El lagrangiano para la ecuación 6.4 con el parámetro lagrangiano υ es:

$$L = u(z, x; \alpha) + \upsilon(p(z) + x - M) \tag{6.6}$$

Las condiciones de primer orden que maximizan la ecuación 6.6 se deducen a continuación.

$$\frac{\partial L}{\partial z_i} = \frac{\partial u}{\partial z_i} + v \frac{\partial p}{\partial z_i} = 0 \forall_i \quad (6.7)$$

$$\frac{\partial L}{\partial x} = \frac{\partial u}{\partial x} + v = 0 \quad (6.8)$$

$$\frac{\partial L}{\partial v} = p(z) + x - M = 0 \quad (6.9)$$

Reorganizando los valores dados:

$$\frac{u_{z_i}}{u_x} = p_i \forall_i \quad (6.10)$$

donde $u_{z_i} = \partial u / \partial z_i$, $u_x = \partial u / \partial x$ y $p_i = \partial p / \partial z_i$ son los precios hedónicos de las características i .

Una combinación de la condición de primer orden (ecuación 6.10) y la diferenciación implícita de la ecuación 6.4, produce una elección óptima de los demandantes de una vivienda, caracterizada por la igualdad entre la pendiente del alquiler y el precio hedónico con respecto a cada característica:

$$\frac{\partial \gamma}{\partial z_i} = \frac{\partial x}{\partial z_i} = p_i \forall_i \quad (6.11)$$

Con el supuesto de comportamiento maximizador de los agentes económicos, la ecuación 6.11 indica que los precios hedónicos por cada característica proveen información local acerca de las preferencias de los consumidores o la disponibilidad a pagar por los atributos que componen el bien i .

Desde el punto de vista práctico, en los estudios de precios hedónicos se divide z de una variedad de formas básicamente entre características estructurales de la vivienda, características del vecindario y características ambientales del entorno (Azqueta, 1994).

Si se supone que existe una función de utilidad en la cual las preferencias de los agentes son débilmente separables entre las viviendas y sus carac-

terísticas estructurales, pero que además existe una complementariedad débil entre un conjunto de bienes y servicios ambientales y la vivienda¹⁰¹, es posible entender que cuando se adquiere una vivienda (como un bien multiatributo) no sólo se compran una serie de atributos como los metros cuadrados, número de habitaciones y acabados, etc., sino que también se elige el entorno de referencia inmediata (que puede ser el barrio, la urbanización y la manzana, etc.) y de referencia general (que puede ser la ciudad, el distrito y la comuna, etc.). Este entorno es materia de elección de los agentes que demandan vivienda no sólo por sus características económicas y sociales, sino por las referencia de las situaciones ambientales que inciden en la calidad ambiental del entorno (tanto inmediato como general).

En este trabajo se parte del principio de que z se divide de acuerdo con el planteamiento citado de Freeman (1993) y que se desarrolla a partir de la función de precios hedónicos propuesta en 6.12.

$$p(z) = f(S_i, N_i, Q_{ij}^*, q_i, u^*; \beta_1, \beta_2, \beta_3, \beta_4) \quad (6.12)$$

donde $\beta_1, \beta_2, \beta_3, \beta_4$ son el conjunto de parametros correspondientes a los componentes, factores o variables que explican el precio de alquiler de la vivienda.

S_i y N_i representan las características socioeconómicas y características estructurales de la vivienda respectivamente y u^* es un nivel de utilidad dado.

Q_{ij}^* representa el componente multidimensional del Índice de Calidad Ambiental estimado en la primera parte de este libro, y q_i es una variable ambiental que se relaciona de forma más específica con la vivienda, que en este caso se refiere al indicador de árboles por habitante o al índice de cobertura arbórea derivado de la interpretación de la imagen de satélite.

Estimar los precios implícitos de los atributos de la vivienda urbana en Cali es uno de los objetivos de este libro, para luego derivar el valor económico que tiene para la sociedad los componentes ambientales de la función de precios hedónicos.

6.2.2. El modelo empírico básico

Partiendo de la ecuación 6.12, y reconociendo los problemas de multicolinealidad en los modelos de precios hedónicos que han manifestado autores como Wilkinson (1973), Rogers (2000), Orford (1999), Hidano

¹⁰¹ Para una exposición detallada de este argumento, véase Azqueta (1994: capítulos 5 y 6).

(2002) y Caridad *et al.* (2003), entre otros, a continuación se presenta el modelo empírico que se propone para explicar el valor implícito de las externalidades ambientales de localización en la ciudad de Cali. Básicamente se refiere a la valoración del componente multidimensional Q_{ij}^* y una variable ambiental que se relaciona de forma más específica con la vivienda y que resulte más significativa en el modelo de precios hedónicos, llamado q_i .

$$PALQ_i = \alpha + \beta_r CARESTR_i + \beta_p CARSOCIO_i + \beta_s Q_{ij}^* + \beta_t q_i + \varepsilon \quad (6.13)$$

$PALQ$ es el precio de renta de la vivienda por barrio en la ciudad de Cali.

$CARESTR$ es el conjunto de variables que describen las características estructurales de la vivienda.

β_r es el conjunto de parámetros de las variables que describen las características estructurales de la vivienda.

$CARSOCIO$ es el conjunto de variables que describen las características socioeconómicas del entorno de las viviendas.

β_p es el conjunto de parámetros de las variables que describen las características socioeconómicas del entorno de las viviendas.

Q_{ij}^* es el índice de calidad ambiental asignado a la vivienda ubicada en el barrio i de la comuna j .

β_s es el parámetro del índice de calidad ambiental.

q_i es la variable que explica una característica ambiental específica y directamente asociada a la vivienda ubicada en el barrio i .

β_t es el parámetro de la variable que explica una característica ambiental directamente asociada a la vivienda.

ε es el término aleatorio de error ruido blanco.

Una vez definido el modelo, en la siguiente sección se presenta la base de datos del estudio en la que se muestra cómo fueron obtenidas cada una de las variables que hacen parte del modelo de precios hedónicos que finalmente se estima.

6.3. ESTRUCTURA DE LA BASE DE DATOS DEL ESTUDIO

Esta base de datos ha sido construida en un proceso de integración de varias fuentes de información en diferentes formatos y sistemas de lectura y representación. A continuación se presenta la forma como es construida toda la base de datos y los resultados derivados de la misma.

El proceso de generación de la información está dividido en tres procedimientos¹⁰² en los que se procesa información de diferentes fuentes y se agrega con el objeto de servir al propósito planteado en la parte III de este libro: elaborar un modelo de precios hedónicos básico y su correspondiente análisis espacial para estimar los parámetros más confiables que explican el precio de la vivienda en Cali.

1. El primer procedimiento de síntesis de bases de datos partió del análisis y depuración de dos fuentes de información:
 - a. La primera fuente de información consistió en una encuesta diseñada por el Área de Gestión Ambiental de la Escuela de Ingeniería de Recursos Naturales y Ambiente de la Universidad del Valle para recopilar información del mercado de alquiler de vivienda en Cali en el periodo comprendido entre mayo y diciembre de 2002. La encuesta fue realizada a las inmobiliarias que alquilaban viviendas cada semana (entre el periodo de análisis) y a los propietarios de las viviendas que ofertaban cada semana en el diario local. De esta base de datos resultaron 673 observaciones (encuestas) y 12 preguntas o variables, como el precio de la vivienda, área, número de cuartos, número de baños y habitación del servicio, etc.
 - b. La segunda fuente de información corresponde a los resultados de la encuesta desarrollada en el estudio “*La gestión habitacional en el plan de ordenamiento territorial de Cali: Plan Estratégico de Vivienda*”, realizado entre el Departamento de Planeación Municipal de Cali y el CENAC en el año 2000. Este libro dio como resultado una base de datos de 6.513 observaciones (encuestados) y 170 preguntas relacionadas con la vivienda, como la percepción social de los ciudadanos, ingresos, características de la vivienda y características del barrio, etc.

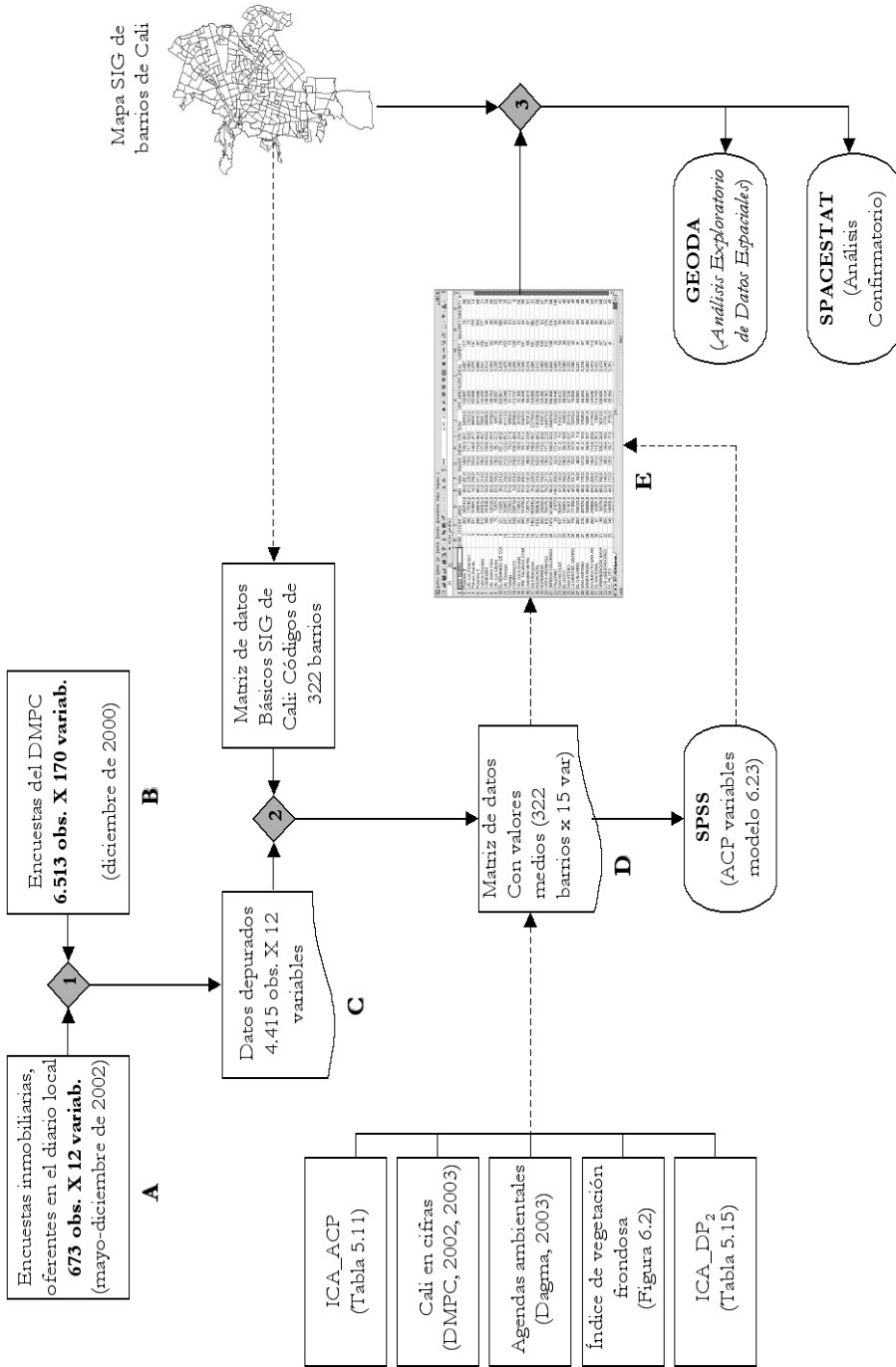
El proceso de depuración de estas bases de datos consistió en seleccionar de la base de datos “B” las observaciones que en su orden tuvieran referencias de precios de la vivienda en alquiler (actualizando sus valores a precios de 2002) y la información de las 12 variables que se presentaban en la base de datos “A” (ver Figura 6.1). Como resultado, se obtiene una base de datos “C” depurada con 4.415 observaciones con 12 variables.

Pero como el objetivo es trabajar con un modelo de precios hedónicos a una referencia espacial a escala de barrios, se avanza a la siguiente fase del proceso de construcción de la base de datos.

¹⁰² Cada uno de los tres procesos se indican en la figura 6.1.

2. Este proceso consistió en la consolidación de la base de datos en los barrios, por lo cual se procede a compatibilizar la base de datos “C” con la que se había extraído del mapa digital (del SIG de Cali) de los barrios de la ciudad de Cali, de donde se ha obtenido una tabla (en formato *Excel*) con tres nuevas variables: código del barrio, área del barrio y el ID de referencia del SIG para cada barrio. Una vez obtenidos como base de referencia los barrios de Cali, con sus códigos, se procede a depurar aún más la base de datos “C” así:
 - a. Organizar las observaciones por barrios, para lo cual se tuvo que compatibilizar la dirección de las encuestas resultantes de la base de datos “B” con la cartografía de cada barrio, dado que muchas direcciones no correspondían a los barrios que se mencionaban, por lo tanto se asignaron correctamente los barrios.
 - b. Se estiman los valores promedios de cada variable por barrio. Una vez organizadas las 4.415 observaciones por barrios, se procede a agruparlas por barrio y se estima el valor medio de cada una de las variables como una medida de las características de la vivienda del barrio.
 - c. El resultado fue la base de datos “D” con 322 observaciones (igual número de barrios) con 15 variables. Lo importante de esta base de datos es que estaba suficientemente depurada y codificada por barrios para su incorporación posterior al SIG de Cali y para su posterior uso en el análisis espacial que demanda el estudio.
 - d. Con la información de esta base de datos, se procede a estimar los componentes principales (en SPSS) para las variables estructurales de la vivienda, resultando de ello tres componentes como nuevas variables no correlacionadas que serán importantes en la definición del modelo de precios hedónicos.
 - e. Luego, la base de datos “D” recibe información de variadas fuentes detalladas. Primero, de la base de datos de Cali en cifras (DPMC, 2002a y 2003) se incluye el código de las comunas y la compatibilidad de estas con los barrios para luego asignar variables a este nivel de agregación, tales como el índice de calidad ambiental estimado por ACP y DP_2 (Tablas 5.11 y 5.15 respectivamente); también se incluye la variable estrato socioeconómico del barrio. Segundo, de las agendas ambientales (Dagma, 2003) se incluye una nueva variable denominada densidad de árboles por hectáreas del barrio (DEARB_HA), que consistía en los resultados de un censo arbóreo de la ciudad de Cali. Finalmente, se incluye la información derivada de la interpretación de una imagen de satélite para estimar el índice de vegetación arbórea, como una medida

Figura 6.1: Estructura de la base de datos de la parte III de este libro



Fuente: Elaboración propia

de la disponibilidad de árboles por barrios (tal como se indica en la Figura 6.2).

- f. Finalmente toda la información se consolida en la base de datos “E” para ser tratada en otro nuevo proceso de consolidación de la base de datos del estudio.
3. El último proceso de consolidación de la base de datos, consiste en su georreferenciación. Para ello, se entronca la base de datos de *Excel* (previo cambio de formato a *dbase iv*) con el mapa digital SIG de Cali. Una vez esta información esté espacializada, se exporta primero al programa *Geoda 0.95i* para generar el análisis exploratorio de datos espaciales (AEDE) para cada una de las variables del modelo 6.23 (capítulo 7), y al software *SpaceStat 1.9* para estimar el modelo de precios hedónicos o análisis confirmatorio (capítulo 8).

Una vez descrita la base de datos, se cree pertinente mostrar en la siguiente sección cómo fueron obtenidas o calculadas cada una de las variables que hacen parte del modelo de precios hedónico de este trabajo.

6.4. RESULTADO DE SÍNTESIS DE LAS VARIABLES INDEPENDIENTES

Una vez descrito el modelo empírico básico y la fuente de información para el modelo, a continuación se presenta el procedimiento desarrollado para incorporar las variables que finalmente harán parte del mismo. Inicialmente este procedimiento consistió en extraer del conjunto de variables que explican el precio de la vivienda un conjunto de componentes (aplicando ACP o DP_2) que permitirán estimar el modelo con la mayor parte de la varianza explicada de estas, pero con nuevas variables ortogonales (no correlacionadas).

6.4.1. Medición del índice de calidad ambiental como aproximación a Q_{ij}^*

En este estudio se ha organizado la información ambiental de múltiples fuentes oficiales para construir un sistema de indicadores ambientales que recoge la experiencia internacional y nacional en esta temática. Esta información fue procesada con base en el modelo presentado en la Tabla 3.5 en el cual se define el índice de calidad ambiental para cada una de las 21 comunas de la ciudad de Cali.

En general, los valores de esta variable (ICA) del modelo de precios hedónicos fueron estimados en la parte II de este libro. Sin embargo, aquí se presenta nuevamente los resultados más relevantes, con el propósito de facilitar al lector la integración de los resultados obtenidos con esta fase de valoración económica.

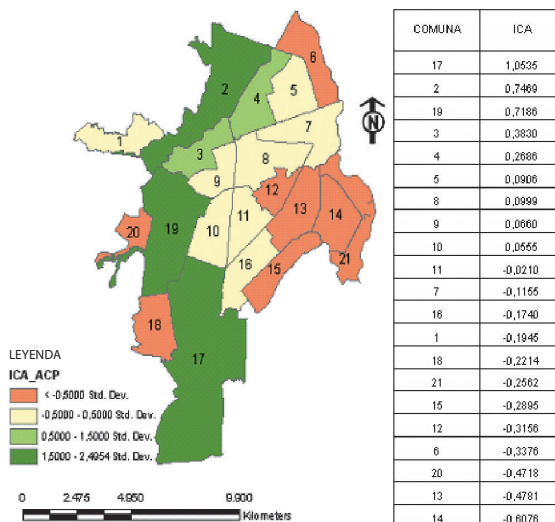
Utilizando técnicas de análisis multivariante como el ACP (Anderson, 1984; Hair, *et al.*, 1999; Jolliffe, 1986; Johnson, 2000) y DP_2 (Pena Trapero, 1977; Zarzosa, 1996) se estimó el Q_{ij}^* como la agregación multidimensional de un conjunto de 12 variables ambientales que califican el entorno asociado a la vivienda (a escala de comuna), pasando de indicadores simples de primer nivel a un indicador sintético, tal como describe el modelo presentado en la Tabla 3.5.

De este análisis resulta el índice de calidad ambiental para 21 unidades administrativas en las que se divide Cali, indicando las zonas ambientalmente homogéneas en la ciudad tal como se observa en los mapas 6.1 y 6.2.

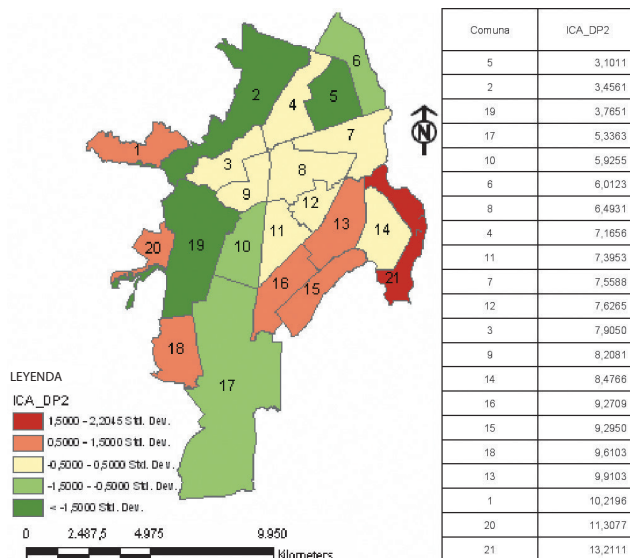
Los resultados indican la síntesis de la información en un índice estimado por dos métodos: ACP y DP_2 . La correlación entre los dos índices es cercana al 70%, lo cual indica que ambos pueden explicar alternativamente el factor Q_{ij}^* . La diferencia que se puede apreciar en la distribución espacial de los índices obedece a que mientras en el ACP se utilizan los 12 indicadores simples en la DP_2 sólo fueron utilizados siete por razones estadísticas del criterio de selección de las variables más correlacionadas (ver capítulo 5).

El índice estimado por los dos métodos será una variable explicativa para el modelo de precios hedónicos que permitirá definir si los agentes cuando eligen una vivienda valoran en sus decisiones este factor multidimensional que califica el entorno ambiental a este nivel de referencia de comuna y tiene en cuenta los factores ambientales de barrio, que están más directamente relacionados con la vivienda que elige (Orford, 1999).

Mapa 6.1: Índice de calidad ambiental ACP



Mapa 6.2: Índice de calidad ambiental DP_2



A continuación se presenta el procedimiento de síntesis de las variables independientes que explican las características estructurales de la vivienda y se emplea el análisis de componentes principales.

6.4.2. Análisis de factores de las variables estructurales de la vivienda

Aquí se parte de la idea de que el conjunto de variables que explican las características estructurales de la vivienda están altamente correlacionadas. Por ello se emplea el ACP como una técnica de análisis multivariante de factores para derivar nuevas variables no correlacionadas que tienen por varianza la unidad y que pueden ser empleadas en el modelo de precios hedónicos como variables explicativas, de tal forma que se reduzcan los problemas de multicolinealidad en la regresión (Wilkinson, 1976).

El ACP consiste en un procedimiento matemático que transforma un conjunto de *variables respuestas* correlacionadas en un conjunto menor de variables ortogonales (no correlacionadas) llamadas *componentes principales*, que tienen como fundamento explicar la mayor parte de la varianza contenida en los datos originales.

En la Tabla 6.1 se presentan tres factores o componentes ortogonales que representan el 67% de la varianza explicada del conjunto de las once

variables originales correlacionadas¹⁰³. El determinante, los estadísticos KMO y la prueba de esfericidad de *Bartlett* son concluyentes en indicar que existe una fuerte estructura de correlación entre las variables seleccionadas, y también en mostrar la consistencia de los componentes resultantes. Estas componentes muestran un patrón de explicación de tres conjuntos de variables estructurales: el primer factor se refiere a variables que explican la estructura interna de la vivienda (*área construida, número de baños, garaje, número de pisos, habitación del servicio doméstico*); el segundo factor se refiere a variables que describen la propiedad común de la vivienda (*conjunto cerrado, administración, tipo de vivienda*); y el tercer factor está asociado a la explicación de factores cualitativos relacionados con las habitaciones de la vivienda (*acabados y número de cuartos*).

De acuerdo con la matriz de coeficientes para el cálculo de las puntuaciones factoriales, en las siguiente tres ecuaciones se presenta la forma

Tabla 6.1: Análisis de factores de variables estructurales de la vivienda

Variables	Cargas factoriales rotadas			Comunalidades	Media	Desviación estándar
	Comp_1	Comp_2	Comp_3			
x_1 Área				0,729	106,19	51,433
x_2 Baños				0,810	1,64	0,836
x_3 Garaje	0,797			0,806	0,38	0,650
x_4 No. de pisos	0,790	0,413		0,516	1,11	0,308
x_5 Habitación del serv.	0,737	0,511	0,305	0,608	0,22	0,413
x_6 Conjunto cerrado	0,694	0,459	-0,515	0,774	0,12	0,323
x_7 Administración	0,642	0,873	0,870	0,798	0,15	0,360
x_8 Tipo de vivienda	0,213	0,866	0,748	0,608	0,67	0,471
x_9 Gas	0,449	-0,586		0,102	0,27	0,446
x_{10} Acabados		0,315		0,776	0,37	0,483
x_{11} Cuartos				0,763	3,48	0,914
Autovalor	2,949	2,641	1,747	7,337		
Porcentaje total de la varianza	26,810	24,007	15,880	66,697		

Determinante = 0,004; KMO = 0,77; Prueba de esfericidad de *Bartlett*: Chi-cuadrado = 1742,62, $p = 0,000$
 Método de extracción: Análisis de componentes Principales.

Método de rotación: Varimax con Normalización Kaiser. La rotación converge en la quinta iteración.

¹⁰³ El procedimiento de extracción de los componentes principales consistió en la rotación por el método verimax, que minimiza el número de factores con carga factorial elevada en cada factor (Johnson, 2000).

como se estiman las puntuaciones factoriales que finalmente se convierten en variables no correlacionadas que se emplean en el modelo de precios hedónicos. Esto es calculado para cada una de las unidades experimentales i de la zona de estudio, donde $i = 1, 2, \dots, 322$ observaciones o barrios.

$$FAC1_3_i = 0,307x_1 + 0,263x_2 + 0,233x_3 + 0,368x_4 + 0,176x_5 - 0,159x_6 - 0,078x_7 + 0,023x_8 - 0,042x_9 - 0,197x_{10} + 0,066x_{11} \quad (6.14)$$

$$FAC2_3_i = -0,129x_1 + 0,044x_2 + 0,096x_3 - 0,209x_4 + 0,095x_5 + 0,395x_6 + 0,360x_7 - 0,250x_8 + 0,137x_9 + 0,104x_{10} - 0,042x_{11} \quad (6.15)$$

$$FAC3_3_i = 0,053x_1 - 0,047x_2 - 0,082x_3 - 0,198x_4 + 0,017x_5 + 0,090x_6 + 0,033x_7 + 0,307x_8 + 0,013x_9 + 0,574x_{10} + 0,404x_{11} \quad (6.16)$$

El resultado de este proceso de simplificación a través del ACP son tres nuevas variables no correlacionadas (FAC1_3, FAC2_3, FAC3_3) que explican principalmente las características estructurales de las viviendas en 322 barrios de la ciudad de Cali. Estas tres nuevas variables, junto a la del ICA, constituyen algunas de las variables independientes para el modelo de precios hedónicos.

6.4.3. Medición del indicador de caracterización socioeconómica de las comunas

Para representar la caracterización social de cada uno de los 322 barrios de Cali en el modelo de precios hedónicos, se usa el indicador de *estrato socioeconómico*, que es un índice calculado mediante metodología del Departamento Administrativo Nacional de Estadística de Colombia (DANE), en el cual se aplican criterios económicos y sociales para calificar el entorno inmediato de las viviendas (el barrio, manzana). En resumen, la variable *estrato* se emplea como un índice que califica los barrios de la ciudad de Cali en seis categorías que están bastante determinadas por el nivel de renta de los residentes, es decir, que cuanto mayor es el nivel de renta mayor es el *estrato socioeconómico* (DPMC, 2002a).

6.4.4. Medición del indicador ambiental directamente relacionado con la vivienda a nivel de barrio (q_i)

Son dos los indicadores que más consistencia han mostrado para explicar lo que Freeman (1993) llama q_i como indicador ambiental directamente relacionado con la vivienda (que en este caso es a nivel de barrio dado que los datos relacionados con la vivienda se refieren a datos agrupados a ese nivel de agregación) para diferenciarlo del conjunto multidimensional de variables ambientales contenidas en Q_{ij}^* (con un

nivel de agregación diferente). Se refiere a dos variables que intentan dar cuenta de la cobertura arbórea relativa en cada uno de los 322 barrios del área de estudio, estimadas por dos métodos distintos con resultados muy parecidos desde el punto de vista econométrico. El primero, basado en estimaciones censales del número de árboles por barrio y, el segundo, con base en la interpretación de una imagen de satélite Landsat ETM + que permite estimar un índice de cobertura arbórea, como se detallará en la sección 6.4.4.2.

6.4.4.1. Densidad de árboles por barrio (DARB_HA)

Esta variable fue extraída de la información consignada en las agendas ambientales (DAGMA, 2003) para cada uno de los barrios de Cali. Esta información (que es oficialmente presentada por la autoridad ambiental local) fue derivada de un estudio de censo arbóreo de la ciudad de Cali realizado en el 2002 en el cual se inventarió y georreferenció cada uno de los árboles por barrio, identificando un conjunto de información sobre estos, con el objetivo de hacer seguimiento, control y vigilancia del patrimonio arbóreo de la ciudad. Los datos tomados de las agendas ambientales fueron incluidos en esta base de datos, haciendo el ejercicio previo de georreferenciación para cada polígono de barrio.

6.4.4.2. Índice de vegetación arbórea: DVI_DII¹⁰⁴

Este índice se construyó mediante un procedimiento que incluyó como insumos una imagen de satélite Landsat ETM + (tomada el 2 de enero de 2003 para Cali¹⁰⁵) y dos mapas digitales de Cali (en formato ArcView GIS. 3.2): un mapa de carreteras, usado para referenciar los puntos de control que se emplea para la corrección geométrica de la imagen y, un segundo mapa de la red de polígonos de barrios de la ciudad de Cali¹⁰⁶ para generar la información temática del índice a esta escala de agregación.

Antes de obtener la información temática derivada de la imagen de satélite (aquí llamada *índice de vegetación arbórea* - DVI_DII), fue ne-

¹⁰⁴ Los detalles y desarrollos empleados para la construcción de este índice hacen parte de un artículo en redacción que se elabora en conjunto con Luis Marino Santana, profesor del Departamento de Geografía de la Universidad del Valle y Doctorado del Departamento de Geografía de la Universidad de Alcalá.

¹⁰⁵ Esta imagen fue obtenida del Global Land Cover Facility de la Universidad de Maryland, con un tamaño de pixel de 30 metros.

¹⁰⁶ Los dos mapas han sido obtenidos del SIG del Departamento de Planeación de la ciudad de Cali, y reflejan las condiciones del momento de captura de la imagen de satélite.

cesario desarrollar dos procesos fundamentales: el primero consistió en la corrección geométrica de la imagen para facilitar la superposición de los resultados de la información temática con los correspondientes polígonos de barrios¹⁰⁷ y, el segundo procedimiento fue la conversión de los niveles digitales (ND)¹⁰⁸ de las bandas no térmicas de la imagen a valores de reflectividad¹⁰⁹.

El primer procedimiento (la corrección geométrica de la imagen) partió de la proyección de la imagen Landsat en el sistema de coordenadas UTM, zona 18 en el norte, correspondiente con la zona de estudio. Para mejorar el detalle de la corrección geométrica (con el fin de sobreponer los resultados temáticos con el mapa de polígonos de barrios de Cali) se rectificó la imagen con el mapa de carreteras de la zona urbana de Cali como referencia espacial. Se usaron dieciocho puntos de control y cuatro de chequeo, para un resultado del error medio cuadrático (*Root Mean Squared Error*, RMSE) de 0.43 y 0.57 píxeles en X y en Y respectivamente (con una función de ajuste polinomial de segundo orden), el cual es un error aceptable en este tipo de análisis (Chuvienco, 2002:304)

Una vez rectificada la imagen (ver figura 6.2) se procede a convertir los ND de la reflectividad física. Para ello fue necesario, primero, obtener el valor de la radiancia espectral del sensor, medido por el satélite, aplicando la ecuación (6.17):

$$L_{\lambda} = (L_{\max,\lambda} - L_{\min,\lambda} / 255 * DN + L_{\min,\lambda} \quad (6.17)$$

donde L_{λ} es la radiancia espectral del sensor en la banda λ ; $L_{\max,\lambda}$ y $L_{\min,\lambda}$ la radiancia máxima y mínima, respectivamente, para el sensor de la imagen Landsat ETM+¹¹⁰.

¹⁰⁷ Si este procedimiento es mal realizado o con grandes errores de corrección, es como decir que cada píxel, que es de 30 metros, reflejaría un error proporcional al porcentaje de error de la imagen. Lo que es lo mismo, que podemos darle valores de referencia a un barrio, cuando realmente pertenecen a otro (Chuvienco, 2002:297).

¹⁰⁸ Los ND son el número digital de cada banda del sensor. Son valores de colores que miden la intensidad del color de 0 a 255 (2002; Chuvienco, 2002:246).

¹⁰⁹ La reflectividad es la relación entre la energía reflejada y la incidente. Varía entre 0 (superficie perfectamente absorbente) y 1 (superficie perfectamente reflectora). El procedimiento para traducir esta radiancia a coberturas concretas, es posible a través de un banco de firmas espectrales que permiten traducir la radiancia emitida a coberturas concretas, previo análisis de la reflectividad propia de estos cuerpos (Chuvienco 2002:264).

¹¹⁰ Estos valores se encuentran en el metadato de la imagen, de tal forma que con el programa PCI Geomática V 8.2, fue posible extraer estos valores para la mencionada transformación de ND a reflectividad.

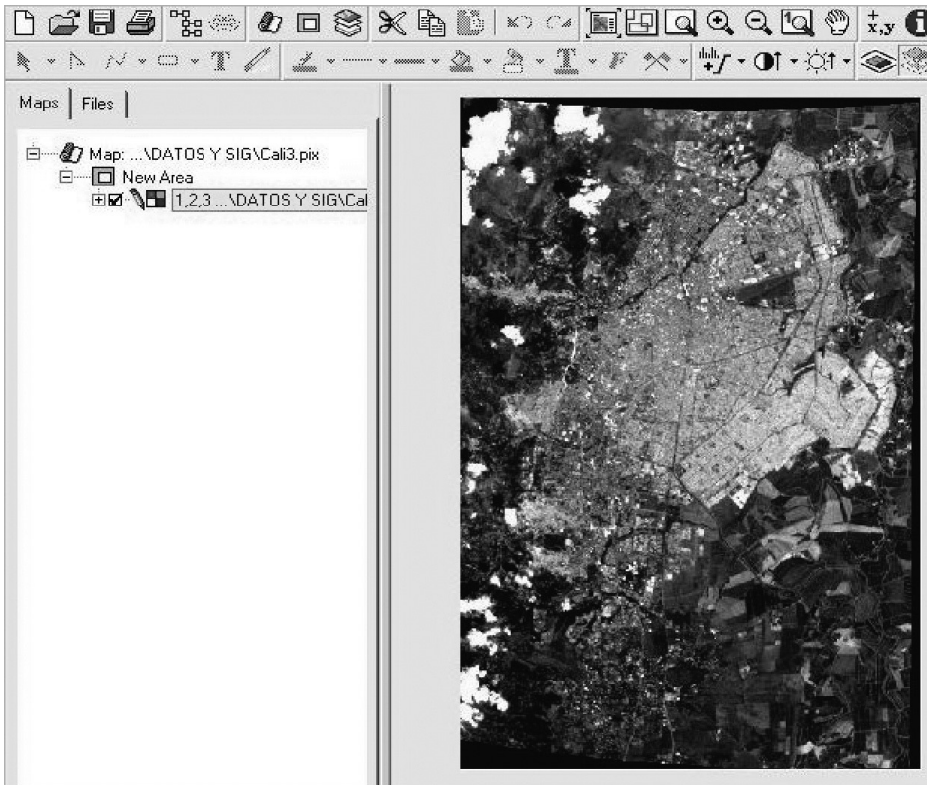


Figura 6.2: Imagen Landsat ETM+ corregida geométricamente

Fuente: Elaboración propia.

Con este procedimiento, el valor de la radiancia recibida por el sensor para las bandas no térmicas fue convertido a reflectividad aplicando la ecuación 6.18:

$$\rho_{\lambda} = (\pi * L_{\lambda} * d^2) / (E_{\lambda} * \cos\theta) \quad (6.18)$$

donde ρ_{λ} es la reflectividad aparente; L_{λ} es la radiancia espectral del sensor; d es la distancia Tierra-Sol en unidades astronómicas; E_{λ} es la irradiancia espectral del sol fuera de la atmósfera; y θ es el ángulo de la elevación solar en grados.

Transformada la imagen de niveles de radiancia a reflectividad se tiene vía libre para la extracción de información temática. Al respecto, se quiere dejar claro que para este ejercicio, el interés en la teledetección (como herramienta para generar información ambiental espacial

en el área de estudio), más que para determinar un índice que realce cubiertas vegetales (que puede ser el NDVI) es conseguir estimar una medida (*proxy* si se quiere) de la masa arbórea en los distintos barrios de Cali. Por ello, se avanza en estimar un índice que realza la discriminación de áreas forestales o presencia de árboles en cada localidad. Para ello, se supone que en la época del año que fue tomada la imagen la vegetación con más contenido de agua y vigor eran los árboles. Por lo tanto, si se puede diseñar un índice que realzara el contenido de agua en la vegetación (este índice es el NDII), se tenía una parte de la estimación resuelta. La otra parte tendría que consistir en una resta entre este índice y el NDVI.

a) Índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI)¹¹¹

$$NDVI = \frac{\rho_{i,IRC} - \rho_{i,R}}{\rho_{i,IRC} + \rho_{i,R}} \quad (6.19)$$

donde $\rho_{i,IRC}$ y $\rho_{i,R}$ indican las reflectividades del píxel i en la banda del infrarrojo cercano (IRC) y del rojo (R) respectivamente. Este índice está diseñado para realzar las cubiertas vegetales frente a otras superficies a través del contraste de la reflectividad de las plantas entre las bandas IRC y R¹¹².

b) Índice infrarrojo de diferencia normalizada (NDII)

El NDII es uno de los índices más reconocidos y utilizados en interpretación de coberturas vegetales, diseñado para diferenciar el contenido de agua en la vegetación (Chuvieco, 2002:334).

$$NDII = \frac{\rho_{IRC} - \rho_{SWIR}}{\rho_{IRC} + \rho_{SWIR}} \quad (6.20)$$

Donde ρ_{IRC} y ρ_{SWIR} son las reflectividades en el IRC y SWIR (infrarrojo y de onda corta) respectivamente.

c) Índice de vegetación arbórea (DVI_DII)

Este *índice* se estimó como una forma de resaltar la vegetación de mayor vigor, teniendo en cuenta que para la época de la imagen corres-

¹¹¹ En teledetección, los índices ayudan a la discriminación de las cubiertas vegetales y a estimar algunas de sus variables biofísicas (Chuvieco, 2002:327).

¹¹² En el caso de la imagen de satélite (empleada en este estudio), el índice se estima con la información de las bandas 4 y 3.

ponde con la vegetación arbórea. Por ello, el procedimiento consistió en restar los índices de NDVI y NDII lo que dio como resultado el denominado *índice de vegetación arbórea* (DVI_DII) presentado en la ecuación 6.21¹¹³.

$$DVI_DII = NDVI - NDII \quad (6.21)$$

Estimados los tres índices, se procede a cruzar esta información con el mapa de división político administrativa a escala de barrios de la ciudad de Cali, calculando en ArcGis 8.0 el valor promedio de cada uno de los índices estimados para cada polígono o barrio del mapa de referencia. Finalmente, a través del programa Spacestat integrado a ArcView 2.0 se procede a integrar esta información a la base de datos para la modelación econométrica.

En la Figura 6.3 se sintetiza el procedimiento explicado en esta sección del cual se deriva la estimación del índice que se ha puesto a disposición de la base de datos, sumando una nueva variable ambiental (que puede ser equivalente a la de árboles por barrio estimada de forma censal o manual) al modelo de precios hedónicos estimado en esta parte del estudio.

Dado el conjunto de variables independientes presentado en esta sección, a continuación se describe el modelo básico de regresión lineal (MBRL) resultante:

$$\ln Palq_i = \alpha + \beta_1 ICA_j + \beta_2 q_i + \beta_3 FAC1_3_i + \beta_4 FAC2_3_i + \beta_5 FAC3_3_i + \beta_6 ESTR_i + \epsilon \quad (6.22)$$

En la Tabla 6.2 se presentan las estadísticas descriptivas de las variables, índices y componentes que se emplean en el modelo de precios hedónicos indicados en la ecuación 6.22, en la que también se describe el signo que teóricamente se espera para los estimadores de cada una de las variables del modelo.

De acuerdo con el procedimiento de síntesis de información para determinar las variables que finalmente se describen en el MPH (ecuación 6.22), aquí se presenta una síntesis de 26 variables con una alta estructura de

¹¹³ La intención de esta estimación es comparar esta variable en el modelo de precios hedónicos, con la variable de árboles por barrios, estimada del censo arbóreo realizado por el DAGMA (2002).

Figura 6.3: Variables derivadas de la imagen de satélite Landsat ETM+

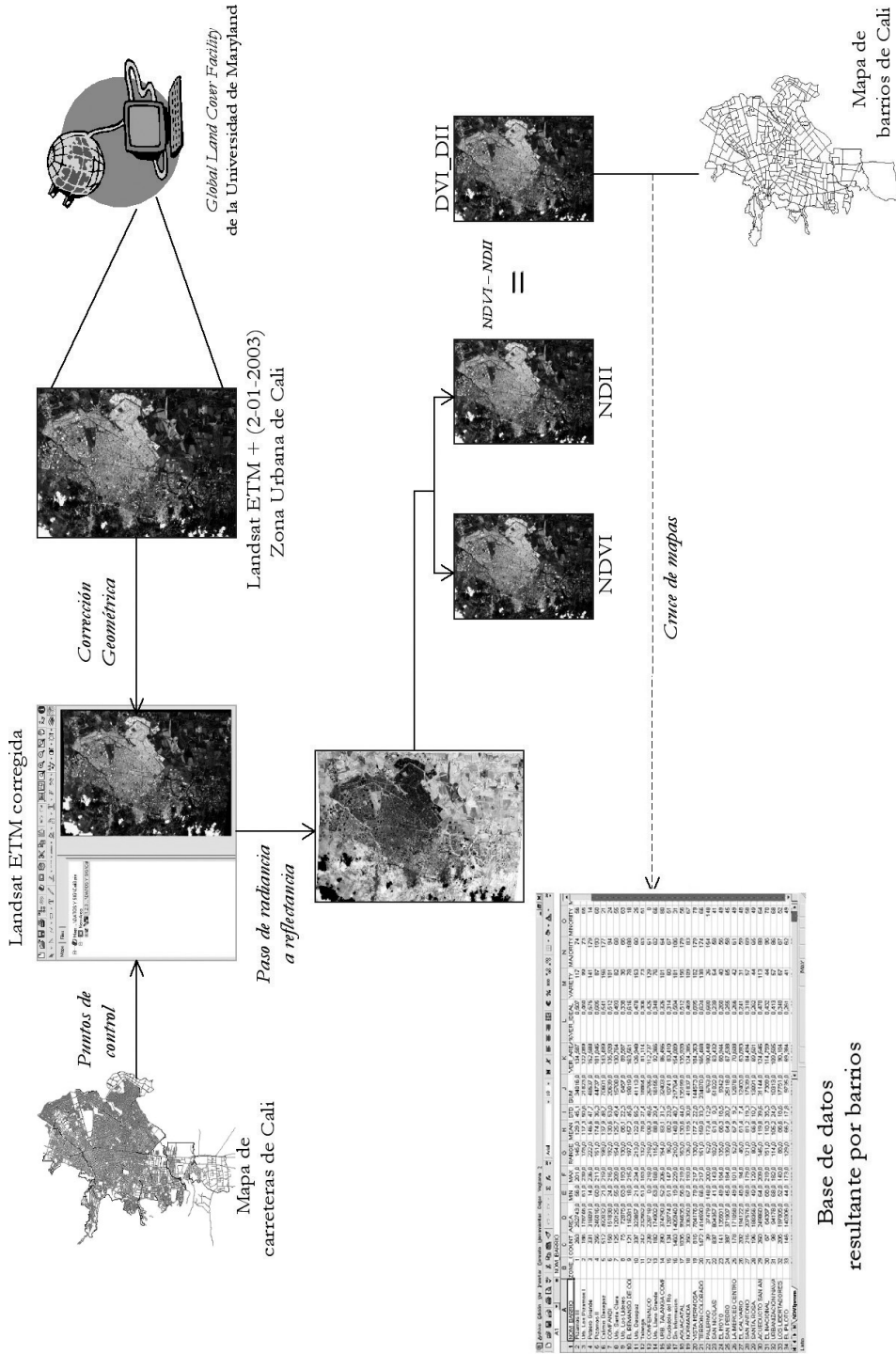


Tabla 6.2: Variables y estadísticas descriptivas del modelo de precios hedónicos

Componentes e índice	VARIABLES	UNIDADES	Min	Max	Media	D.E	Signo
PALQ	Precio de alquiler de la vivienda	Miles de pesos	62	3000	324,40	322,86	
LPALQ	Ln del precio de alquiler de la vivienda	No.	4,13	8,01	5,5418	0,63	
ICA (Q_i^*)	Cobertura de energía	Porcentaje	66,22	100,00	90,01	9,29	+ ¹¹⁴
	Cobertura de recolección	Porcentaje	71,62	100,00	93,14	7,82	
	Cobertura de gas	Porcentaje	0,00	73,36	29,81	23,10	
	Personas por vivienda	No.	3,39	6,01	4,95	0,76	
	Densidad de viviendas por ha	No.	15,26	74,95	20,10	9,10	
	Muertes por accidente de tránsito	No.	7,00	38,00	43,77	15,75	
	Cobertura de agua	Porcentaje	51,89	100,00	87,53	11,00	
	Cobertura de alcantarillado	Porcentaje	50,07	100,00	86,92	11,37	
	Área urbanizable sin construir	Porcentaje.	0,58	14,66	5,59	3,78	
	Densidad área verde por ha.	No.	0,30	27,87	3,92	5,86	
	Concentración de material particulado	No.	75,00	400,00	246,46	112,01	
Densidad de árboles por hab.	No.	0,01	0,25	0,09	0,06		
FAC1_3: Estructura interna de la vivienda	Área	No.	13	464	106,19	51,43	+
	Baños	No.	1	5	1,64	0,84	
	Garaje	No.	0	3	0,38	0,65	
	No. de pisos	No.	1	2	1,11	0,31	
	Habitación servicio doméstico	dummy	0,00	1,00	0,22	0,41	
FAC2_3: Propiedad común de la vivienda	Conjunto cerrado	dummy	0,00	1,00	0,12	0,32	+
	Administración	dummy	0,00	1,00	0,15	0,36	
	Tipo de vivienda	dummy	0,00	1,00	0,67	0,47	
	Gas	dummy	0,00	1,00	0,27	0,45	
FAC3_3: Calidad de la estructura interna de la vivienda	Cuartos	No.	1,00	5,00	0,37	0,48	+
	Acabados	dummy.	0,00	1,00	3,48	0,91	
ESTR: Entorno social	Estrato	No.	1,00	6,00	3,00	1,00	+
q_i	Densidad de árboles por barrio (DARB_HA)	No.	0,74	145,51	25,39	14,39	+
	Índice de vegetación arbórea: DVI_DII	Reflectividad*	1453	750720	29190	46546	+

* Se refiere a la reflectividad derivada de la interpretación de la imagen de satélite (ver figura 6.3).
Fuente: Elaboración propia.

correlación, en sólo seis nuevas variables que se espera sean determinantes significativos del precio de la vivienda en el área de estudio¹¹⁵.

¹¹⁴Es importante anotar que el parámetro del ICA estimado por ACP se espera sea positivo, mientras que el ICA estimado por DP₂ sea negativo, dado que para este último su valor ideal debe ser cercano a cero, mientras que para el primero el índice es mayor cuanto más se aleje del valor medio de referencia de todas las variables que componen el índice (Zarzosa, 1996).

¹¹⁵Estudios en esta línea se pueden consultar en Wilkinson (1976), Escobar *et al.* (2004) y para el caso de España en Gámez *et al.* (2004).

Los signos esperados de las variables que integran el modelo son positivos, con lo cual se espera que un incremento en cada una de las variables independientes (y de los factores que las determinan) incidan de igual manera en el precio de la vivienda en Cali.

Es importante resaltar que el interés de esta investigación está centrado en la explicación del precio implícito de las variables ambientales como una estimación del valor económico que tales componentes tienen para la sociedad, de tal forma que se espera derivar el valor de los beneficios de la política pública urbana en materia de conservación y gestión ambiental.

6.5. RESULTADOS DEL MODELO BÁSICO DE PRECIOS HEDÓNICOS

En la Tabla 6.3 se presentan los resultados de la estimación de la función de precios hedónicos por mínimos cuadrados ordinarios (MCO)¹¹⁶. Después

Tabla 6.3: Regresión de la función de precios hedónicos

Variables	Modelo Semilog		Modelo Semilog	
	Modelo 1	Modelo 2	Modelo 3	Modelo 4
Constante	4.8669 *** (0.0625)	4.8859 *** (0.0595)	4.91464 *** (0.1059)	4.9429 *** (0.1027)
FAC1_3: Estructura interna de la vivienda	0.2458 *** (0.0198)	0.2346 *** (0.0199)	0.2458 *** (0.0198)	0.2412 *** (0.0201)
FAC2_3: Propiedad común de la vivienda	0.1254 *** (0.0176)	0.1300 *** (0.0175)	0.1254 *** (0.0176)	0.1360 *** (0.0175)
FAC3_3: Calidad de la estructura interna de la vivienda	0.0473 *** (0.0140)	0.0452 *** (0.0139)	0.0473 *** (0.0140)	0.0437 *** (0.0141)
ESTRATO: Entorno social	0.2118 *** (0.0210)	0.2135 *** (0.0209)	0.2118 *** (0.0210)	0.2298 *** (0.0208)
ICA_ACP: Índice de calidad ambiental por ACP	0.1502 *** (0.0476)	0.1392 *** (0.0473)	-0.0116 (0.0078)	-0.0125* (0.0078)
ICA_DP ₂ : Índice de calidad ambiental por DP ₂				
DARB_HA: Densidad de árboles por ha.	0.0017 * (0.0009)	0.00000067** (0.0000031)	0.0014 (0.0009)	0.00000073** (0.00000032)
R ²	0.8439	0.8448	0.8401	0.8418
R ² - Ajustado	0.8410	0.8418	0.8371	0.8388
F - estadístico	283.8800	285.671	275.8420	279.3220
LIK	-6.6082	-5.75324	-10.5020	-8.8047
AIC	27.2165	25.5065	35.0039	31.6093
SC	53.6383	51.9283	61.4258	58.0312
Error estándar estimado	0.2497	0.2490	0.2528	0.2514

***, ** y * indican valores significantes al 1, 5 y 10%. Error estándar entre paréntesis. N = 322.

Modelo *Semilog* estimado por MCO. Variable dependiente LPALQ (logaritmo natural del precio de alquiler).

Fuente: Elaboración propia con base en *SpaceStat 1.9*.

¹¹⁶ El modelo que más se ajusta a la estructura de los datos es el *Semi-log*. En los resultados del modelo puede apreciarse el empleo de esta estructura funcional incorporando el ICA estimado con ACP y DP₂, y combinado con cada una de las dos variables que empleamos para medir q_t.

de ensayar varias formas funcionales, el modelo que más se ajustó a la estructura de los datos fue un *semi-log* para las cuatro regresiones presentadas. Las regresiones de los cuatro modelos presentados se diferencian en que indican qué tipo de indicadores ambientales de los descritos como estimación de Q_{ij}^* (ICA_ACP, ICA_DP2) y q_i (DEARB_HA, DVI_DII) se ajustan más en el modelo propuesto en esta investigación (ecuación 6.22).

En las cuatro regresiones se observa que los determinantes de la estructura de precios de la vivienda son altamente significativos y presentan los signos como se esperaba *a priori* desde el punto de vista teórico. Con relación al *primer componente*, obsérvese cómo este coeficiente es positivo, indicando que un aumento en los factores que determinan la estructura interna de la vivienda (*área construida, número de baños, garaje, número de pisos, habitación del servicio doméstico*), tienen una incidencia positiva en el precio de renta de la misma. De otro lado, el *segundo componente*, que se refiere a la propiedad común de la vivienda (*conjunto cerrado, administración, tipo de vivienda -casa o piso*) indica que los agentes valoran positivamente los factores que determinan este componente, dado que las viviendas que están en conjunto cerrado y tienen una administración (de la comunidad de vecinos) ofrecen seguridad, bienes colectivos como piscinas y espacios verdes internos, entre otros beneficios. Por último, el *tercer componente* está asociado a la explicación de factores cualitativos que determinan la calidad de las habitaciones (*acabados y número de cuartos*) y tiene una relación positiva con su precio, lo cual indica que los acabados y el número de cuartos son variables de elección importantes y los agentes económicos manifiestan una valoración positiva de ellas cuando eligen una vivienda.

El entorno social se refiere a variables que califican el entorno social y económico en el que se localiza la vivienda. En este caso se utilizó el *estrato socioeconómico*, variable que indica que cuanto más alto sea el aumento positivo de la valoración tanto mayor será el aumento positivo de la valoración que los agentes hacen de la vivienda.

En lo que se refiere a los resultados de Q_{ij}^* (estimado por ICA_ACP y ICA_DP2) y q_i (estimado por DEARB_HA y DVI_DII) los modelos que más se ajustan y que presentan coeficientes más robustos son los del modelo 2, que corresponde a las estimaciones por MCO de la función de precios hedónicos con ICA_ACP y DVI_DII, lo cual indica que de los dos índices de calidad ambiental estimados en la parte II de este libro el estimado mediante ACP parece tener más consistencia estadística que el derivado por el método de DP₂, la explicación puede obedecer a que el comportamiento de los agentes económicos (cuando demandan una vivienda y tienen en cuenta

la calidad ambiental del entorno) está basado en su percepción subjetiva con respecto al valor relativo de esta variable en cada una de las comunas, que es lo que finalmente refleja el ICA estimado por ACP.

Por su parte, el DVI_DII es más consistente que la DEARB_HA debido a que la interpretación de la imagen de satélite ofrece mayor fiabilidad en la estimación de la cobertura arbórea de la ciudad, que la información derivada de la estimación censal que consignan las agendas ambientales por comunas (DAGMA, 2003).

En general, con estos resultados se demuestra que de acuerdo con el modelo presentado en la ecuación 6.22, los agentes económicos, cuando eligen localizarse o demandar una vivienda específica, no sólo tienen en cuenta en su decisión un conjunto de variables estructurales y socioeconómicas de la vivienda, sino también la calidad ambiental (ICA) y el acceso inmediato a ciertas amenidades ambientales directamente relacionadas con la vivienda (DVI_DII).

El modelo con mayor ajuste global y fiabilidad de los estimadores es el modelo 2 derivado de la función de precios hedónicos de renta de la vivienda que emplea el ICA_ACP y la DVI_DII (como variables ambientales que para Orford (1999) representan distintos niveles de elección en la toma de decisiones sobre localización o demanda de vivienda). Este modelo presenta el R^2 -Ajustado más alto (0.842), lo cual indica que las variables independientes del modelo explican un 84,2% del alquiler de la vivienda y los otros indicadores de ajuste del modelo presentados en la Tabla 6.3 corroboran que este modelo es el más consistente con un F-estadístico de 285,67 y el error estándar estimado de 0.2490 (el más bajo de los cuatro modelos estimados por MCO)¹¹⁷.

Si bien los resultados presentados hasta aquí son consistentes con el modelo planteado en la ecuación 6.22, es pertinente incorporar al análisis de este trabajo recientes cuestionamientos de los modelos de precios hedónicos en presencia explícita del espacio o localización espacial de los agentes económicos. En general, autores como Anselin (1998), Moreno y Vaya (2000) y Chasco (2003), indican que la no consideración del espacio en los modelos econométricos (de corte transversal) no sólo afecta las magnitudes de las estimaciones y su fiabilidad, sino que pueden conducir a serios problemas de interpretación por la presencia de efectos espaciales (autocorrelación y heterogeneidad espacial) que inciden en la eficacia y consistencia de los parámetros de las estimaciones hedónicas.

¹¹⁷ Detallaremos los parámetros de contraste de este modelo en el capítulo 8, en el cual abordamos la estructura del modelo incluyendo los efectos espaciales asociados a los datos.

Ante este escenario, en el capítulo 7 se presentan algunos criterios y técnicas de análisis para comprobar la presencia de efectos espaciales a nivel univariante (mediante el uso de técnicas de análisis exploratorio de datos espaciales), para luego, en el capítulo 8, incorporar tales efectos en un modelo que incluya de manera explícita la dependencia espacial (ya sea sustantiva o residual) a través de un análisis confirmatorio que dará como resultado una re-especificación de la ecuación 6.22.

6.6. CONCLUSIONES

En este capítulo se ha demostrado que tal como se había propuesto en la ecuación 6.22, los modelos estimados por MCO para explicar los determinantes del precio del alquiler de la vivienda en Cali son estadísticamente significativos y consistentes con lo que se esperaba *a priori*. Se ha comprobado que el ICA basado en ACP es más consistente que el estimado por DP_2 . La explicación puede obedecer a que el comportamiento de los agentes económicos, cuando demandan una vivienda y tienen en cuenta la calidad ambiental del entorno, está basado en su percepción subjetiva con respecto al valor relativo de esta variable en cada una de las comunas.

Se ha probado que el modelo que más se ajusta a los datos es aquel que interpreta la ecuación 6.22 con las variables ambientales derivadas del ACP y la interpretación de la imagen de satélite Landsat ETM+ (ICA_ACP y DVI_DII respectivamente). La variable DVI_DII muestra un mayor ajuste que la DEARB_HA debido a que refleja una mejor estimación de la cobertura arbórea que la información derivada del censo arbóreo, que seguramente puede tener errores de medición en el conteo manual.

A pesar de que los resultados dan como mejor modelo al segundo (presentado en la Tabla 6.3) y que refleja consistentemente el modelo definido en la ecuación 6.22, las consecuencias de la estimación por MCO en presencia de dependencia espacial (sustantiva o residual) es que generarían parámetros insesgados pero ineficientes, dado que la matriz de varianzas y covarianzas del término de error sería no esférica (Moreno y Vaya, 2000:98), lo cual conduciría a que la varianza del vector de parámetros de β estimados por MCO sea sobrestimada, comparada con las que pueden resultar de estimar el mismo modelo con mínimos cuadrados generalizados (MCG). Por ello, es necesario avanzar en la definición de criterios y técnicas de análisis para comprobar la presencia de efectos espaciales mediante el uso de técnicas de análisis exploratorio de datos espaciales (capítulo 7), para incorporar tales efectos en un modelo que incluya de manera explícita la dependencia espacial, mediante análisis confirmatorio (capítulo 8).

ANÁLISIS EXPLORATORIO DE DATOS ESPACIALES

7.1. INTRODUCCIÓN

El *análisis exploratorio de datos espaciales* (AEDE) es un grupo de técnicas empleadas para describir y visualizar las distribuciones espaciales, identificar localizaciones atípicas (*outliers*) y esquemas de asociación espacial (*clusters*) y sugerir variados regímenes espaciales o de inestabilidad espacial en el análisis de datos de corte transversal.

Este capítulo está dividido en dos partes: la primera se refiere a la descripción general del AEDE y las técnicas de detección y visualización de la estructura espacial en los datos, y la segunda consiste en la descripción formal de las técnicas de detección de efectos espaciales (principalmente autocorrelación espacial) analizando a nivel univariante las variables descritas en la ecuación 6.22. En el capítulo 8 se presentará el *análisis confirmatorio de datos espaciales* (ACDE) en el que se incorporan las conclusiones de este capítulo para redefinir y estimar la ecuación 6.22.

7.2. INTRODUCCIÓN AL ANÁLISIS EXPLORATORIO DE DATOS ESPACIALES

Desde el trabajo pionero de Turkey (1977) el análisis exploratorio de datos (AED) viene ganando espacio en la estadística aplicada, dado que permite que el investigador disponga de un conjunto de técnicas que le ayudan a analizar grandes bases de datos en las cuales es posible (en muchas ocasiones), que el usuario no esté provisto de una teoría previa con

respecto a su estructura¹¹⁸. La virtud del método consiste en que permite al investigador detectar en los datos estructuras que le ayuden a estudiar patrones y formas de asociación.

Turkey (1977) afirma que el AED es un “conjunto de herramientas gráficas y descriptivas utilizadas para la identificación de patrones de comportamiento en los datos y la definición de hipótesis con la menor estructura posible *a priori*”. Se deduce de estas técnicas que los usuarios pueden obtener pautas potencialmente explicables y cualitativamente distintas a los clásicos estadísticos básicos (descriptivos, correlaciones, tablas de frecuencias o de correlación cruzada) en los que el objetivo final es presentar de forma resumida la información contenida en los datos.

Los métodos modernos de AED amplían el marco analítico de la estadística básica con el análisis multivariante (análisis cluster, escalas multidimensionales, análisis logit, correlación canónica, análisis de correspondencias, análisis de regresión y análisis de factores, etc), especialmente diseñado para identificar formas en grandes bases de datos utilizando variados *software* que ponen el énfasis en la interacción entre el conocimiento humano y el cálculo para obtener gráficos estadísticos dinámicos que permiten al usuario trabajar directamente con varias vistas de los datos (Cleveland, 1993; Moreno y Vaya, 2000). A modo de ejemplo, algunos de estos tipos de vistas son instrumentos gráficos como los histogramas, diagramas de caja (*box plot*), gráficos q-q y los diagramas de dispersión matricial (*scatterplot matrices*), entre otras técnicas estándar del AED.

A pesar de los avances en la estadística multivariante y del desarrollo de *software* disponibles en el mercado para el tratamiento de los distintos métodos modernos de AED, ninguna de estas herramientas ha sido concebida para tratar con datos espaciales, es decir, ignoran los efectos de localización o iteración espacial. En este sentido se puede afirmar que las conclusiones derivadas del uso de AED a través del análisis multivariante, pueden llevar a estimaciones incorrectas de parámetros o errores en las pruebas de hipótesis cuando se está en presencia de algún tipo de efecto espacial.

¹¹⁸ La estadística convencional busca contrastar hipótesis a través del análisis de datos (ya sea a nivel univariante o multivariante), sin embargo, existen situaciones en las que el investigador no posee una hipótesis previa acerca de los datos de que dispone, por lo cual el uso de técnicas como el análisis multivariado (AED) son ideales para derivar conclusiones acerca de su estructura (Johnson, 2000).

A partir de los años ochenta han aparecido un gran número de *programas* (Matlab y SPSS, etc.) que dentro de los gráficos dinámicos del AED incorporan el espacio, aunque en ellos la consideración del mismo se refiere al tratamiento de la localización como un sólo par de coordenadas x-y, debido a que este tipo de herramientas no ha sido diseñada para el tratamiento de datos geográficos e ignoran los efectos espaciales de dependencia y heterogeneidad espacial. En el marco de este vacío analítico se desarrollan las técnicas AEDE (como una disciplina dentro del AED) para el tratamiento específico de los datos geográficos (Chasco, 2003; Moreno y Vaya, 2000).

Desde el punto de vista práctico el AEDE tiene un carácter descriptivo (exploratorio) más que confirmatorio (de modelación econométrica), en el que el elemento principal para su desarrollo es el concepto de autocorrelación espacial.

El concepto de autocorrelación espacial parte de la evidencia de lo que muchos autores llaman la *primera ley de la geografía* que dice que “todo tiene relación con todo, pero las cosas cercanas están más relacionadas entre sí que con las lejanas” (Tobler, 1979). Esto significa que existe influencia entre el valor que toma cada unidad de observación y otras unidades cercanas a ellas. Este concepto de dependencia toma una connotación de distancia, contigüidad o proximidad de una o más unidades de observación que se relacionan entre sí (Anselin, 1998). En el caso de este libro, el precio de una vivienda “A” está relacionado con el precio de “B” y este a su vez con el de “C” y así sucesivamente entre consecuentes vecinos de tal forma que este fenómeno espacial puede generar autocorrelación de la variable objetivo (o de los determinantes del precio), que a diferencia de los modelos de series de tiempo, no obedece a una determinación unidireccional sino multidireccional e interdependiente, dado que la influencia de las observaciones en el espacio viene de distintas direcciones¹¹⁹. En este sentido, el AEDE debe entenderse como la fase previa a la modelización econométrica espacial o análisis confirmatorio.

A continuación se presenta una descripción de las principales técnicas de AEDE utilizadas en este libro, distinguiendo entre indicadores globales

¹¹⁹ La multidireccionalidad del análisis espacial es una cualidad distintiva fundamental frente al análisis temporal, y la forma más usual para incorporar la interacción multidireccional es por medio de las matrices de ponderación u ordenación espacial. Estas matrices serán la base del análisis de los efectos espaciales, por lo tanto tendrán una buena dedicación para su explicación y comprensión en las siguientes secciones de este capítulo.

y locales de asociación espacial desde la perspectiva *lattice* y *geoestadística* (Cressie, 1993).

En la Tabla 7.1 se presenta una descripción detallada de las técnicas de análisis (visualización) espacial de acuerdo con las dos perspectivas definidas. Se hará énfasis en algunas de ellas según la perspectiva reticular o *lattice*, puesto que el análisis de los precios hedónicos de la vivienda presentado se realiza con *datos agrupados*¹²⁰ a escala de barrios de una ciudad, lo cual indica que el análisis espacial de los mismos no es continuo (en cuyo caso operaría la perspectiva geoestadística) sino basado en el análisis de la red de polígonos (o retículas en un mapa) que describen las características de los barrios para el análisis de precios hedónicos¹²¹.

Tabla 7.1: *Técnicas del análisis exploratorio de datos espaciales (AEDE)*

Tipo de visualización	Perspectiva geoestadística	Perspectiva <i>lattice</i>
Visualización de distribuciones espaciales	<input type="checkbox"/> Función de distribución acumulada espacial	<input type="checkbox"/> Box map <input type="checkbox"/> Histograma regional <input type="checkbox"/> Análisis exploratorio de la varianza espacial
Visualización de asociación espacial global	<input type="checkbox"/> Scatterplot de retardo espacial <input type="checkbox"/> Nube del variograma <input type="checkbox"/> Box plot del variograma	<input type="checkbox"/> Mapa de contigüidades espaciales <input type="checkbox"/> Gráfico del retardo espacial <input type="checkbox"/> Mapa y <i>scatterplot</i> de Moran
Visualización de asociación espacial local	<input type="checkbox"/> Puntos atípicos en el diagrama de caja del variograma <input type="checkbox"/> Puntos atípicos en la nube del variograma	<input type="checkbox"/> Mapas LISA <input type="checkbox"/> Outliers en el <i>Scatterplot</i> de Moran
Asociación espacial multivariante	<input type="checkbox"/> Nube del variograma multivariante	<input type="checkbox"/> <i>Scatterplot</i> de Moran multivariante

Fuente: Adaptado de Anselin (1998)

7.3. VISUALIZACIÓN DE LA DISTRIBUCIÓN Y ASOCIACIÓN ESPACIAL: PERSPECTIVA LATTICE

La perspectiva empleada en este libro, se refiere al análisis de datos reticular o *lattice*, que a diferencia del análisis geoestadístico (en el que la detección de la dependencia espacial parte del análisis del variogra-

¹²⁰ El valor de cada variable asignado al barrio corresponde al valor medio de los datos disponibles para cada barrio (ver sección 6.3).

¹²¹ Anselin (2001:9) argumenta que en la práctica de la economía ambiental el uso de las técnicas *lattice* es apropiado cuando se tienen datos de todo el conjunto de transacciones del mercado que se quiere estudiar, y que el uso de técnicas de análisis *geoestadística* se hace necesario para situaciones en las que no se cuenta sino con un subconjunto de datos que demandan la elaboración de una predicción de los datos de todo el universo muestral a través de métodos de interpolación como el Kriging y polígonos de Thiessen, etc. apoyados en las modernas técnicas de SIG.

ma)¹²², el concepto clave es la matriz de pesos espaciales o de órdenes de contigüidad, que da origen al retardo espacial del cual se deriva el análisis básico de autocorrelación espacial.

7.3.1. Matriz de contigüidad o asociación espacial

Las características geográficas que contienen los datos, ya sean topológicas o categorías inherentes a las unidades espaciales específicas, contienen importante información sobre localización, iteración espacial, externalidades y procesos de difusión, etc., que permiten descubrir los sesgos e ineficiencias en los estimadores que se derivan de los modelos econométricos convencionales.

Según la perspectiva *lattice*, la noción de asociación espacial puede estar recogida en la representación de un conjunto de polígonos irregulares a través de una matriz de contigüidad que interpreta el concepto más simple de vecindad. Este concepto originalmente desarrollado por Moran (1948) y Geary (1954) para medir la dependencia espacial¹²³, se basa en el principio de contigüidad binaria entre unidades espaciales que regularmente, en la literatura especializada, es representada como una matriz *W* con valores de uno para aquellos polígonos vecinos y cero en el caso de que no exista vecindad (Anselin, 1988; Anselin *et al.*, 1992; Lesage, 1999a; López, 2000).

En la Figura 7.1 se presenta (a manera de ejemplo) una matriz de contigüidad para el caso de las comunas de Cali, sin embargo el lector debe entender que se ha construido este mismo tipo de matriz para la cuadrícula de polígonos de los 322 barrios de la ciudad de Cali. Una vez elaborada la matriz de contigüidad para los barrios de la ciudad de Cali, se empleó en el AEDE y ACDE que se presentan en los capítulos 7 y 8 respectivamente.

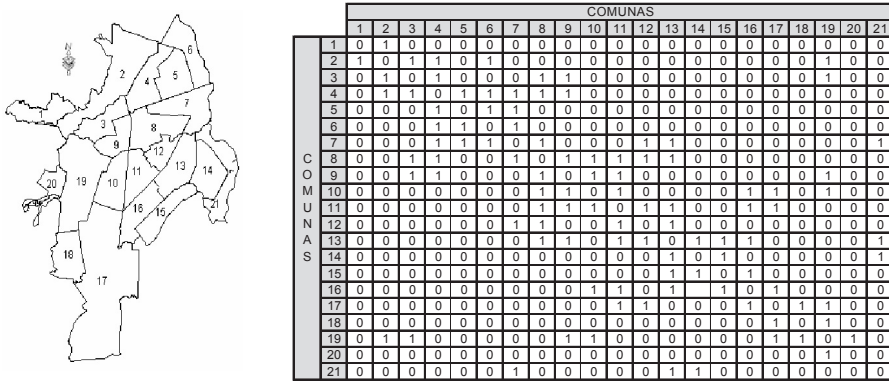
De acuerdo con la perspectiva *lattice* en la que los polígonos son figuras irregulares, la definición de contigüidad supone la existencia de un mapa que pueda indicar la presencia o no de fronteras comunes. Ayudados de los modernos paquetes informáticos como *ArcView 8.0*, *GeoDa 0.9.5-i* y

¹²² Para detalles sobre las técnicas de visualización y asociación espacial mediante la perspectiva geoestadística puede consultar a Cressie (1993).

¹²³ En su trabajo seminal estos autores pretendían reflejar que las unidades espaciales que coincidían entre filas y columnas, tenían valor de uno, y por lo tanto, presentaban algún tramo de su frontera en común, mientras que aquellas que tomaban valores de cero no lo tenían.

SpaceStat, es posible obtener de manera directa la matriz W con distintos órdenes de contigüidad¹²⁴.

Figura 7.1: Matriz de contigüidad para las comunas de Cali



Fuente: Elaboración propia.

La elección de la estructura de dependencia espacial debe ser un ejercicio cuidadoso en la modelación econométrica, por ello en este libro se ha seleccionado la matriz de contigüidad binaria estandarizada por filas, dado que representa lo que teóricamente uno esperaría de consideraciones espaciales en la formación del precio de la vivienda bajo un enfoque *lattice*, en el que los valores medios (del alquiler de la vivienda) de cada barrio están representados por cada uno de los 322 polígonos del área de estudio. En este sentido, se espera que la matriz de contigüidad refleje la asociación espacial entre los barrios vecinos.

7.3.2. Análisis exploratorio espacial de las variables del modelo¹²⁵

7.3.2.1. Análisis exploratorio global

En este caso se va a contrastar la presencia de autocorrelación espacial global usando el test *I de Moran* y *C de Geary* de tal forma que permita

¹²⁴ El concepto de contigüidad binaria ha sido extendido por Cliff y Ord (1973, 1981) a combinación de medidas de distancia y longitud relativa de la frontera común de dos unidades espaciales, generando así un conjunto de pesos espaciales que resultaban asimétricos entre todas las unidades de observación. Un buen resumen de los desarrollos en este sentido, con distintos tipos de matrices y de representación espacial de los efectos espaciales, se puede ver en Moreno y Vaya (2000) y en Chasco (2003).

¹²⁵ Es importante aclarar que en este estudio usamos el *software GeoDa 0.9.5-i* para el análisis espacial exploratorio y para el confirmatorio utilizamos *Space Stat 1.9*.

visualizar en el ámbito global la presencia de autocorrelación espacial, empleando una matriz de contigüidad espacial tipo *Queen* (que es la que mostró mejores resultados). Para ello se emplea el *software Space Stat 1.90* (Anselín, 2001) y *GeoDa 0.9.5-i* (Anselín *et al.*, 2004).

En esencia, el análisis exploratorio global sirve para contrastar la presencia de estructuras espaciales generales en la distribución de una variable en el territorio que se analiza. Lo que se intenta descubrir con el empleo de este tipo de contrastes es si las variables estudiadas se encuentran distribuidas en forma aleatoria o si existe algún tipo de asociación significativa en el espacio que deba ser considerada en un posterior análisis confirmatorio.

El *I de Moran* está definido como:

$$I = \frac{n \sum_2 w_{ij} (y_i - \bar{y})(y_j - \bar{y})}{S \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2} \quad (7.1)$$

donde:

w_{ij} son los elementos de la matriz binaria de contigüidad de $n \times n$.

y_i, y_j son las variables observadas en la localización i y j .

\bar{y} es el valor medio o esperado de la variable observada y .

n es el número de observaciones.

S es una constante dada por la suma de todos los pesos:

$$S = \sum_i \sum_j w_{ij} \quad (7.2)$$

Cuando se usa la matriz de pesos espaciales o contigüidad estandarizada por filas, como es deseable, entonces S es igual a n , dado que la suma de los valores de cada fila es igual a la unidad.

Como regla de decisión, cuando la *I de Moran* toma valores cercanos a 1 se afirma que la variable presenta una fuerte asociación espacial positiva, de tal forma que $I > -I/(n-1)$, o lo que es lo mismo, que $z > 0^{126}$. En este sentido, lo que se deriva de esto es que los valores similares tienden a estar juntos en el espacio que se analiza.

De otro lado, cuando los valores que toma este indicador son cercanos a -1 indicarían una fuerte dependencia espacial negativa, de tal forma que $I < -I/(n-1)$, o lo que es lo mismo, que $z < 0$.

¹²⁶ z es el valor estandarizado de I y C , que se distribuye como una normal tipificada, $N(0,1)$ asintótica.

Por último, los valores alrededor de $-1/(n-1)$ indicarían una distribución aleatoria de los valores de referencia en el espacio geográfico.

El estadístico *I de Moran* permite desarrollar una herramienta gráfica como el diagrama de dispersión de Moran (*Moran scatterplot*) que aporta una visión más desagregada del fenómeno espacial. En concreto, este diagrama divide el espacio en cuatro tipos de relaciones espaciales: en el primer cuadrante el diagrama de dispersión de Moran indicará regiones con un valor de la variable estudiada superior a la media que está rodeado de regiones con valores de la variable superior a la media; en el segundo cuadrante se recogen las unidades experimentales con valores de la variable inferior a la media rodeada de regiones con valores superiores a la media de la variable estudiada; en el tercer cuadrante se concentrarían las unidades experimentales rezagadas en términos del valor medio de referencia que se encuentran rodeadas de vecinos con valores idénticos en esta variable; por último, las unidades de observación que se encuentren en el cuadrante cuatro estarían indicando que presentan valores superiores a la media, pero rodeados con vecinos con valores de la variable observada inferior a la media (ver Figuras 7.2 a 7.9).

En general, si el gráfico muestra una dispersión de la variable estudiada en los cuadrantes uno y tres, indicaría formas de asociación espacial positiva, mientras que los cuadrantes dos y cuatro indicarían formas de asociación espacial negativa. En el diagrama de dispersión de Moran se representa una línea de regresión cuya pendiente es el valor del *I de Moran*, que estaría representando el grado de ajuste y la presencia de valores atípicos en la red de polígonos de barrios (Chasco, 2003:67).

De otro lado, el test *C de Geary* está en función de la variable estudiada y y los elementos de la matriz de iteraciones espacial w_{ij} , siendo este el caso más general.

$$c = \frac{n-1}{2S} \frac{\sum_2 w_{ij} (y_i - y_j)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2} \quad (7.3)$$

El valor teórico esperado del test de Geary es 1, con lo cual se espera autocorrelación espacial positiva cuando $c < 1$ o $z < 0$, y autocorrelación espacial negativa cuando $c > 1$ o $z > 0$. Este test depende de la diferencia de valores de una variable en unidades vecinas, más que de las diferencias entre estos y el valor medio de la variable, como sí se esperaría en el caso de la *I de Moran* (Chasco, 2003:67).

Las Tablas 7.2 y 7.3 presentan los resultados del test *I de Moran* y *C de Geary* para cada una de las variables del modelo descrito en la ecuación 6.22, de tal forma que se indica su valor como una medida de la magnitud de autocorrelación espacial global en cada una de las variables del modelo.

Tabla 7.2: Test de autocorrelación espacial global *I de Moran*

Variables	I de Moran	Valor esperado	Valor de Z	Probabilidad
LPALQ	0.5958	-0.003	16.5781	0.0000
ICA_ACP	0.8310	-0.003	23.0885	0.0000
DEARB_HA	0.1309	-0.003	3.7090	0.0002
DVI_DII	0.1485	-0.003	4.1962	0.0000
FAC1_3	0.2840	-0.003	7.9479	0.0000
FAC2_3	0.2790	-0.003	7.8104	0.0000
FAC3_3	0.0514	-0.003	1.5082	0.1315
ESTRATO	0.6515	-0.003	18.1198	0.0000

Matriz de contacto CALI_Q estandarizada por filas.

Fuente: Elaboración propia con base en *GeoDa 0.9.5-i*

Tabla 7.3: Test de autocorrelación espacial global *C de Geary*

Variables	C de Geary	Valor esperado	Valor de Z	Probabilidad
LPALQ	0.3902	1.00	-15.3618	0.0000
ICA_ACP	0.1741	1.00	-20.8046	0.0000
DEARB_HA	0.8305	1.00	-4.2692	0.0002
DVI_DII	0.6497	1.00	-8.8230	0.0000
FAC1_3	0.7325	1.00	-6.7388	0.0000
FAC2_3	0.7019	1.00	-7.5090	0.0000
FAC3_3	0.9439	1.00	-1.4132	0.1575
ESTRATO	0.3383	1.00	-16.6683	0.0000

Matriz de contacto CALI_Q estandarizada por filas.

Fuente: Elaboración propia con base en *SpaceStat 1.90*

Los índices *I de Moran* y *C de Geary* presentados en las Tablas 7.2 y 7.3 parecen ser concluyentes en que todas las variables (excepto el factor FAC3_3 que se refiere a la calidad de la estructura interna de la vivienda), presentan asociación espacial positiva y ambos indican similar intensidad de la asociación espacial descrita en cada una de las variables. Sin embargo, el análisis gráfico derivado del *Scatterplot de Moran* (ver Figuras 7.2 a 7.9), indica que las variables dependientes LPALQ y las independientes ICA_ACP y ESTRATO presentan una clara relación lineal con respecto a su rezago espacial, mostrando la mayoría de sus valores concentrados en los cuadrantes uno y tres. De otra parte, las variables independientes DEARB_HA, DVI_DII, FAC1_3, FAC2_3 no parecen indicar de manera clara una asociación espacial positiva.

Figura 7.2: Scatter Plot de LPALQ

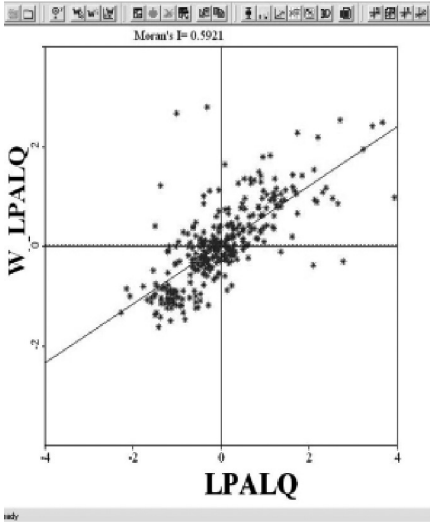


Figura 7.3: Scatter Plot de ICA_ACP

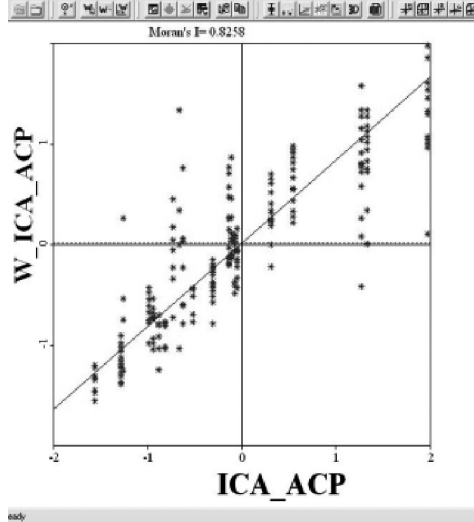


Figura 7.4: Scatter Plot de DEARB_HA

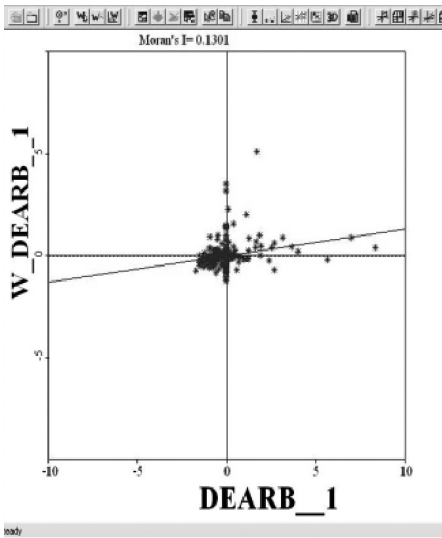


Figura 7.5: Scatter Plot de DVI_DII

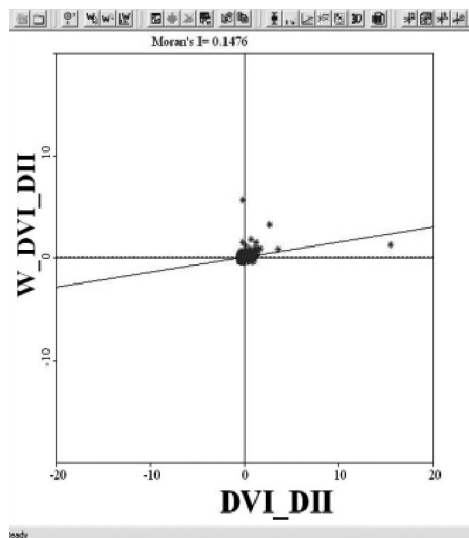


Figura 7.6: Scatter Plot de ESTRATO

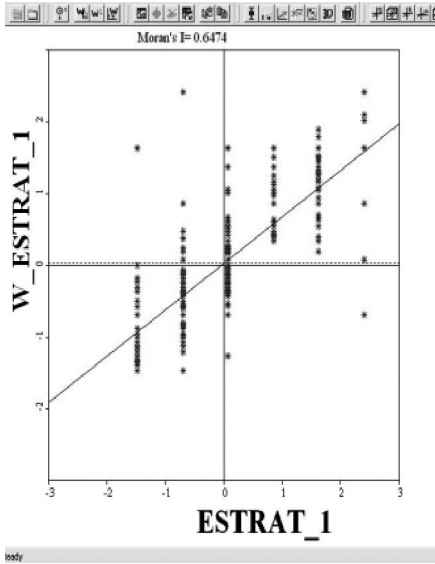


Figura 7.7: Scatter Plot de FAC1_3

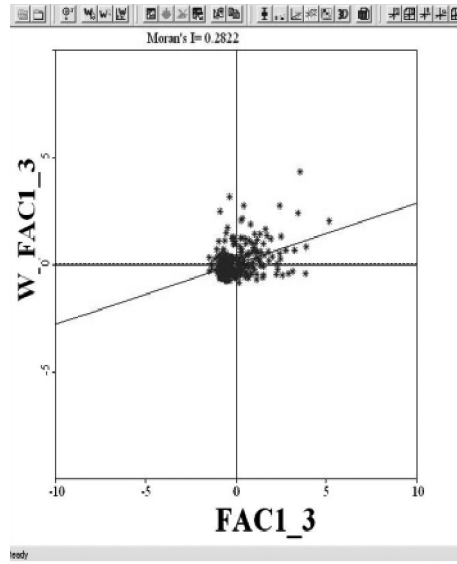


Figura 7.8: Scatter Plot de FAC2_3

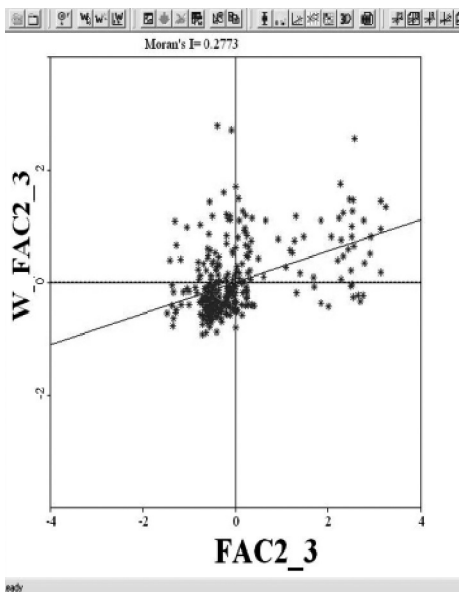
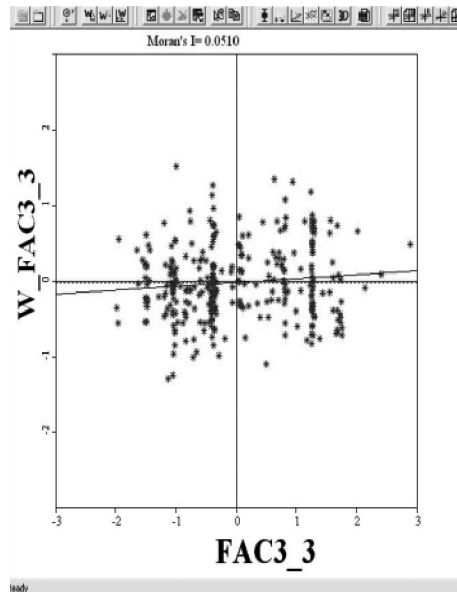


Figura 7.9: Scatter Plot de FAC3_3



Es probable que en un análisis más detallado se pueda descubrir si existen *clusters* de valores altos y bajos, espacialmente distribuidos para cada una de las variables y además descubrir posibles *outlayer* que pueden estar incidiendo en el indicador global de autocorrelación. Al respecto, algunos autores como Vayá y Suriñach (1996), Moreno y Vaya (2000) y Chasco (2003) afirman, en efecto, que los estadísticos de autocorrelación global no permiten captar la inestabilidad en ciertas unidades espaciales del sistema que se analiza. Por ello, a continuación se propone un análisis espacial más detallado para demostrar si en el ámbito local son estadísticamente significativas las concentraciones de valores localizados en sectores que pueden considerarse como *cluster*. Este análisis es lo que Anselín (1995) denomina LISA (*Local Indicators of Spatial Association*).

7.3.2.2. Análisis exploratorio local

Chasco (2003:71) define el fenómeno de autocorrelación espacial local como “una concentración en un lugar del espacio global analizado, de valores espacialmente altos o bajos de una variable en comparación con el valor medio esperado... que se produce en procesos espaciales no estacionarios”. En este mismo orden de ideas se puede colegir de Vaya y Suriñach (1996) que el problema de la asociación o dependencia espacial local puede estar ocasionado por lo siguiente:

- a. A pesar de que no se detecte presencia de autocorrelación espacial global con el *I de Moran*, *C de Geary* y el *Scatterplot* descritos anteriormente, es probable que existan *clusters* de grupos de regiones que presentan valores (estadísticamente significativos) altos o bajos de las variables analizadas.
- b. Es probable que habiéndose comprobado la presencia de autocorrelación espacial global existan algunas regiones para las cuales la variable no se distribuye aleatoriamente y zonas de valores altos o bajos concentrados en la geografía del espacio total analizado.

En esta parte del estudio se intenta comprender el fenómeno de la autocorrelación espacial desde el punto de vista local, mediante el procedimiento desarrollado por Anselín (1995) en el que propone un conjunto de indicadores denominados LISA: Estadístico Local Gamma, Estadístico Local de Moran y Estadístico Local de Geary. Este análisis se desarrolló empleando el software *GeoDa 0.9.5-i* solo para el *I de Moran* local.

De acuerdo con Anselín (1995) el contraste local I_i de Moran se define como:

$$I_i = \frac{z_i}{\sum_i z_i^2 / N} \sum_{j \in J_i} w_{ij} z_j \quad (7.4)$$

Donde z_i es el valor correspondiente a la región i de la variable normalizada, J_i el conjunto de regiones vecinas a i , w_{ij} es la matriz de pesos espaciales y N es el número de observaciones.

\sum_j : sumatoria que únicamente incluye los valores vecinos a i : $j \in J_i$. La regla de decisión tras la estandarización del I_i consiste en que un valor positivo (negativo) de este contraste indicará la existencia de un *cluster* de valores similares (disímiles) de la variable analizada alrededor de la región i (Moreno y Vaya, 2000:40).

El análisis gráfico de los indicadores LISA, indica en el Mapa 7.1 que la variable dependiente presenta autocorrelación espacial positiva y significativa, sobre todo en las zonas *noroeste* y *suroeste* de la ciudad de Cali (color rojo) y presenta valores altos concentrados en una franja de barrios que coinciden (por su ubicación) con las comunas 2, 19 y 17 donde generalmente se ubica la población de mayor nivel de renta y condiciones socioeconómicas superior al promedio de la ciudad. Estos barrios son los que aparecen con valores altos en el cuadrante I de la Figura 7.2.

De otro lado, también se observa una significativa concentración de valores bajos en los barrios que históricamente han tenido un crecimiento irregular, que actualmente presentan indicadores sociales y de renta muy inferiores al promedio de la ciudad, con una compleja situación de índices altos de delincuencia y de inseguridad ciudadana. Esto se refiere a los barrios de la zona de ladera (ubicados en las comunas 1 y 20) y los barrios del *Distrito de Aguablanca*, principalmente ubicados en las comunas 12, 13, 14 y 15 representados en color azul (estos barrios aparecen en el cuadrante III de la Figura 7.2).

Los barrios que aparecen en color blanco (Mapa 7.1) indican que no existe evidencia estadística para afirmar que la variable LPALQ se distribuye con una estructura espacial específica. Por el contrario se puede afirmar que sus valores están distribuidos aleatoriamente en el espacio.

En el análisis del ICA_ACP, desde la perspectiva del análisis global, la Figura 7.3 indica una fuerte asociación espacial positiva, sin embargo, el análisis local indica cómo este índice de calidad ambiental para un conjunto de barrios presenta concentraciones de valores altos (color rojo) y bajos

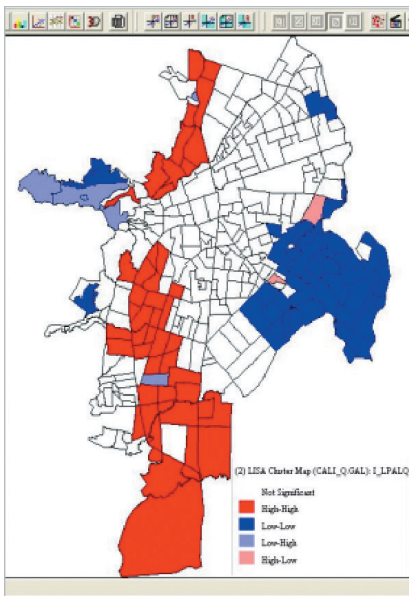
(color azul) en un número mayor de barrios, aunque es significativamente alto el número de barrios que no guardan una estructura de correlación espacial significativa de la variable ICA_ACP.

Los barrios con mayor calidad ambiental están en las comunas 2, 17 y 19 y los que presentan menor calidad ambiental se localizan principalmente en el *Distrito de Aguablanca* y los barrios de la comuna 6, probablemente estos últimos por la influencia de la contaminación del parque industrial de Yumbo, ubicado en un municipio vecino a Cali que comparte límite geográfico con los barrios de la comuna 6 (tal como se observa en la parte *nororiental* del Mapa 7.2).

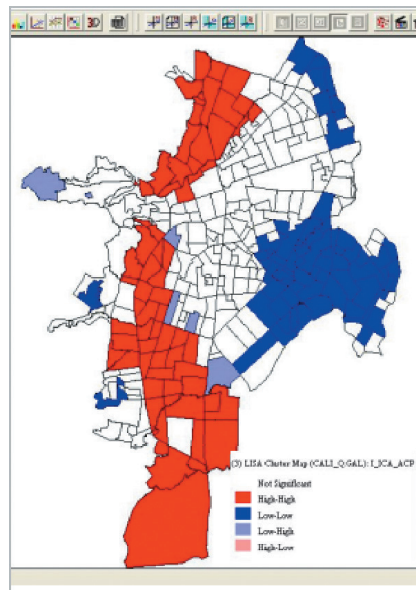
El análisis de la variable DEARB_HA indica que la existencia de la autocorrelación espacial positiva (Figura 7.3) no es clara cuando se examina esta variable con un indicador LISA, dado que la distribución espacial de esta sólo encuentra evidencia significativa de autocorrelación espacial para un grupo muy pequeño de barrios que presentan *cluster* de valores bajos (color azul).

La variable DEARB_HA (mapa 7.3), que fue estimada mediante un estudio contratado por el DAGMA (ver parte II de este libro) denominado *Censo Arbóreo de la Ciudad de Cali*, presenta valores que espacialmente no

Mapa 7.1: Lisa Cluster Map: LPALQ

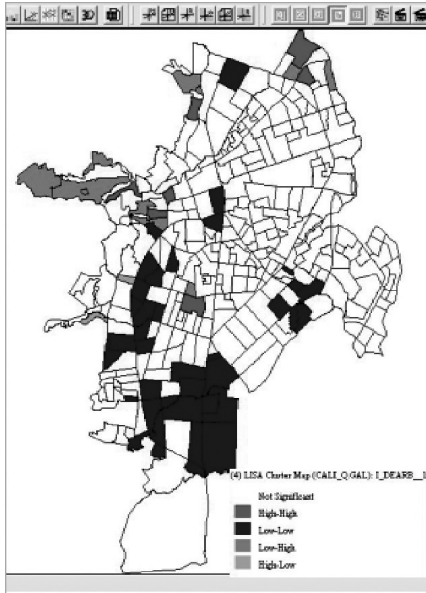


Mapa 7.2: Lisa Cluster Map: ICA_ACP

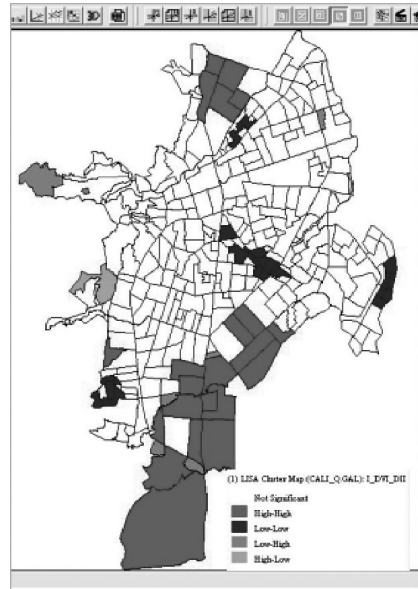


Fuente: Elaboración propia con base en *GeoDa 0.9.5-i*.

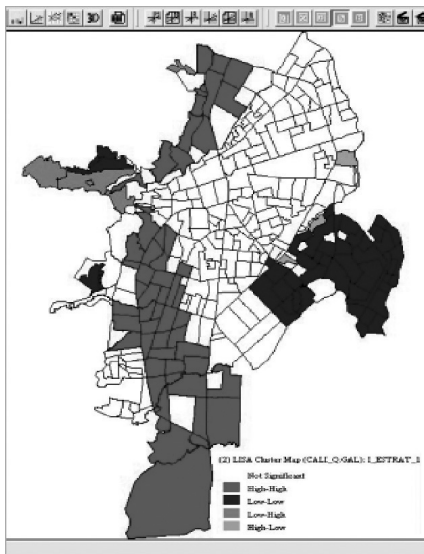
Mapa 7.3: *Lisa Cluster Map: DEARB_HA*



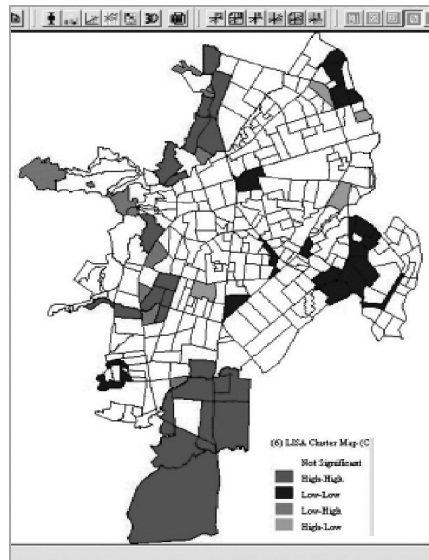
Mapa 7.4: *Lisa Cluster Map: DVI_DII*



Mapa 7.5: *Lisa Cluster Map: ESTRATO*



Mapa 7.6: *Lisa Cluster Map: FACI_3*



Fuente: Elaboración propia con base en *GeoDa 0.9.5-i*.

Mapa 7.7: *Lisa Cluster Map: FAC2_3***Mapa 7.8:** *Lisa Cluster Map: FAC3_3*

Fuente: Elaboración propia con base en *GeoDa 0.9.5-i*.

son congruentes con lo que uno esperaría del valor de densidad de árboles por hectárea en muchas zonas de la ciudad, principalmente como los valores bajos de los barrios de la comuna 17 y 19 (color azul). Precisamente esta es una de las razones por las cuales se emprende la tarea de estimar un *índice de vegetación* que refleje la cobertura arbórea (DVI_DII) por medio de la interpretación de una imagen de satélite, tal como se presentó en la *sección 6.4.3.2*. Al parecer el mapa 7.4 refleja mejor la realidad de la distribución espacial de la presencia de cobertura arbórea en la ciudad de Cali, dado que presenta una distribución espacial concentrada de valores altos (color rojo) en las comunas 2, 16 y 17, que coinciden con las zonas más densamente arborizadas de la ciudad. Por ello, en el análisis confirmatorio se ha optado por utilizar esta variable como uno de los determinantes del precio de la vivienda en Cali¹²⁷.

¹²⁷ En la Tabla 6.3 ya se puede observar cómo los coeficientes de estas dos variables tienen el signo esperado *a priori*, sin embargo es más significativa la variable DVI_DII (estimada mediante la imagen de satélite) que la estimada por conteo manual de árboles (DEARB_HA). Probablemente en esta última variable hay grandes errores de medida que pueden sin duda, recoger el término de error.

El estrato, que es un índice que presenta valores de 1 a 6 indica que hay una fuerte asociación espacial de valores altos (color rojo) concentrados en los barrios de mayor nivel de renta, infraestructura social y desarrollo económico (tal como se esperaba) ubicados en las comunas 2, 17 y 19 (mapa 7.5). Los valores bajos (color azul) son consistentes con lo que se esperaba de su distribución espacial, ya que indican una fuerte asociación espacial de valores bajos en los barrios del *Distrito de Aguablanca*.

La variable FAC1_3 es un factor que representa una combinación lineal que produce una nueva variable no ortogonal a partir de un conjunto mayor de variables correlacionadas, que en este libro parecen tener una explicación racional¹²⁸. Se puede decir que las variables que explican la *estructura interna de la vivienda* (FAC1_3) presentan *cluster* de valores altos en pequeñas concentraciones de barrios de las comunas 2, 17 y 19, lo cual es explicable si se tiene en cuenta que en estas zonas de nivel de renta alto es de esperar que presenten mayores valores en variables como *área construida de la vivienda, número de baños, número de garajes, habitación del servicio y número de pisos*. De otro lado, también se observa una pequeña concentración de valores bajos (color azul) en pocos barrios de las comunas 13 y 14 en el *Distrito de Aguablanca* y la comuna 6 al nororiente de Cali. En general, la asociación espacial positiva FAC1_3 no es generalizada en todo el espacio geográfico de análisis (mapa 7.6) sino que se concentra en algunas subregiones o comunas que presentan niveles significativos de esta variable en términos de la asociación espacial con sus vecinos.

La variable FAC2_3 representa a un conjunto de variables que explican la *propiedad común de la vivienda* y presenta una estructura de asociación espacial global significativa, sin embargo en el ámbito local nuevamente sólo es significativa en algunos *clusters* de valores altos en los barrios de las comunas 17 y 2, y valores bajos en barrios de las comunas del *Distrito de Aguablanca*, principalmente la 12, 13, 14 y 21.

La distribución y asociación espacial local que se presenta como significativa, a distintos grados de fiabilidad ($p=0,001$; $p=0,05$; $p=0,1$) es consistente con lo que se esperaba *a priori*, dado que para esta variable (FAC2_3), que representa viviendas que se sitúan bajo sistemas de cons-

¹²⁸ Dado que cada componente explica a un grupo de variables específicas (ver Tabla 6.1) por lo cual le asignamos un nombre.

trucción en los que predominen conjuntos cerrados y administración de comunidades, etc. es más probable que se hallen en zonas de niveles de renta altos que pueden pagar los servicios derivados de la tenencia colectiva de un predio (en el cual el propietario es sólo dueño de un porcentaje del conjunto o comunidad de vecinos).

Pues bien, uno esperaría también que los valores bajos de esta variable se concentren en las zonas de niveles de renta más bajo (como los que se indican en color azul) en el *Distrito de Aguablanca*, sin embargo, no es explicable que en la comuna 17 aparezca la *parcelación de Pance* (barrio de alto nivel de renta) en color azul, cuando es uno de los barrios con mayores desarrollos habitacionales en conjunto cerrado de la ciudad. Es probable que su explicación obedezca a que por ser urbanizaciones que generalmente tienen casas en parcelas de entre 1000 y 5000 m², la densidad de viviendas con estas características por barrios sea inferior a la de sus vecinos más cercanos (ver mapa 7.7).

En lo que respecta a la variable no ortogonal FAC3_3, que explica las variables que se pueden asociar con la *calidad de la estructura interna de la vivienda*, ambos indicadores (global y local) son concluyentes en presentar una distribución aleatoria en el espacio geográfico.

En general, el AEDE es concluyente en que existen suficientes evidencias que indican que tanto las variables independientes (excepto FAC3_3) como la dependiente presentan algún grado de asociación espacial positiva que es importante modelar a la hora de estimar la función de precios hedónicos descrita en la ecuación 6.22. Por ello, en el siguiente capítulo se presenta el análisis confirmatorio de datos espaciales o modelación espacial en el cual se examina el tipo de asociación espacial que se presenta en el modelo y se propone una estrategia de modelación que conduzca al modelo espacialmente más robusto y que arroje los mejores estimadores: eficientes, insesgados y significativos.

7.4. CONCLUSIONES

El uso de las técnicas de AEDE ha permitido encontrar en la base de datos la presencia de estructuras espaciales en casi todas las variables (excepto FAC3_3), que hacen parte del modelo presentado en la ecuación 6.22. Este AEDE a nivel univariante indica la presencia de algún tipo de dependencia espacial en los datos de los 322 barrios, principalmente en las variables dependiente (LPALQ) y las explicativas ESTRATO e ICA_ACP cuando son analizadas con el *I de Moran* en el ámbito local.

Estos indicios son una primera aproximación a la incorporación del fenómeno de dependencia espacial en el modelo propuesto, sin embargo en el análisis confirmatorio se debe especificar el tipo de dependencia espacial (sustantiva y/o residual) para de esta forma incorporar tales efectos en la redefinición del modelo que es presentado en la ecuación 6.22.

En el siguiente capítulo se presentará el análisis confirmatorio de datos espaciales o modelación espacial en el cual se examina qué tipo de asociación espacial se presenta en el modelo y se propone una *estrategia de modelación* que conduzca al modelo espacialmente más robusto y que arroje los mejores estimadores.

ANÁLISIS CONFIRMATORIO DE DATOS ESPACIALES

8.1. INTRODUCCIÓN

A raíz del uso cada vez más frecuente de las técnicas de AEDE se han hecho evidentes los problemas de autocorrelación y/o heterogeneidad espacial cuando se trabaja con datos de corte transversal. En los últimos años son muchos los estudios empíricos que incluyen en el análisis herramientas para la detección de efectos espaciales y el uso de econometría espacial en los modelos de precios hedónicos (Orford, 1999; Chica *et al.*, 2000; Shultz y King, 2001; Van der Kruk, 2001; Won Chong *et al.*, 2001; Bernal *et al.*, 2002; Gámez *et al.*, 2004; Sandberg y Johansson, 2004; Sandberg, 2004 y Anselin y Le Gallo, 2006). Al respecto, Anselín (1988) y Anselín y Bera (1998) han demostrado ampliamente que el abandono de las consideraciones espaciales en los modelos de precios hedónicos no sólo afecta las magnitudes de los parámetros estimados, sino también su fiabilidad y consistencia. Manifiestan que los efectos espaciales violan los supuestos clásicos del análisis de regresión haciendo que los estimadores que resultan de las regresiones por MCO no sean insesgados, eficientes y significativos en la explicación de la estructura del precio de la vivienda. En general, la presencia de efectos espaciales invalida la inferencia estadística derivada de la estimación tradicional por MCO (Chasco, 2003:81).

Ante esta realidad, para avanzar en la modelización de los efectos espaciales se parte inicialmente del análisis de dependencia espacial a nivel univariante en el que se presenta una primera aproximación argumentada de asociación espacial positiva en las variables del modelo y también la presencia de una *estructura espacial* que puede estar determinada por tres

grandes zonas en las que se mueven los valores o indicadores de autocorrelación espacial local, se refiere a los barrios ubicados en las comunas 2, 17 y 19 por un lado, a los barrios del denominado *Distrito de Aguablanca* y los ubicados en zonas marginales de ladera por otro lado, y finalmente a un conjunto de barrios para los cuales la autocorrelación espacial local no era significativa (principalmente los barrios ubicados en las comunas 3, 4, 5, 7, 8, 9, 10, y 11).

En este capítulo se hace un diagnóstico de dependencia espacial en un modelo básico de regresión lineal multivariante, como el paso inicial para una correcta especificación de dicha dependencia espacial. También se presenta (especificado el tipo de dependencia espacial) un procedimiento riguroso (*estrategia de modelación*) para modelar los efectos espaciales que se detecten y, finalmente, se obtiene el mejor modelo posible.

8.2. DEPENDENCIA ESPACIAL EN EL MODELO DE REGRESIÓN

Anselín (2001) define la econometría espacial como “parte de la econometría que se ocupa del tratamiento de la interacción espacial (autocorrelación espacial) y la estructura espacial (heterogeneidad espacial) en los modelos de regresión de corte transversal y datos de panel”. Esta dependencia espacial puede ser detectada utilizando un modelo de regresión que indica si existen variables sistemáticas (endógenas y exógenas) correlacionadas espacialmente o por causa de un esquema de dependencia espacial en el término de perturbación (Moreno y Vaya, 2000:68). En este sentido, se podría asegurar que la dependencia espacial puede o no estar presente en un modelo de regresión lineal de dos formas: una de ellas es la *dependencia sustantiva*, si las variables endógenas y exógenas presentan correlación espacial significativa y, el otro tipo de dependencia se refiere a la *dependencia residual*, que se presenta cuando el efecto espacial está presente en el término de perturbación.

En ambos casos, para la detección e inclusión de la dependencia espacial en el modelo de regresión, se debe construir una matriz de pesos espaciales w_{ij} , de tal forma que mediante ella se puedan capturar las influencias de las unidades de observación distribuidas en el espacio geográfico en el que se realiza el ejercicio de modelación econométrica¹²⁹.

¹²⁹ En este estudio w_{ij} fue construida para contrastar la presencia de dependencia espacial a nivel univariante en el capítulo 7. Básicamente generamos una matriz de contigüidad en la retícula de 322 barrios de Cali, mediante la extensión de *Spacestat* de ArcView 3.2.

En la literatura aplicada de econometría espacial orientada al análisis de precios hedónicos, por lo general se encuentran modelos que directamente incorporan la dependencia espacial sustantiva o residual (Sandberg y Johanson, 2001; Van Der Kruk, 2001; Bernal *et al.*, 2002 y Won *et al.*, 2001), en este caso es conveniente dejar claro que para definir uno u otro modelo es necesario presentar una *estrategia de modelación* que demuestre la especificación definitiva del modelo¹³⁰.

A continuación se presenta una descripción taxonómica de los modelos de regresión espacial más conocidos y utilizados en la literatura sobre el tema, que pueden conducirnos a dos *estrategias de modelación* para llegar al mejor ajuste del modelo de precios hedónicos (Chasco, 2003; Moreno y Vaya, 2000).

Se refiere por un lado, a la descripción taxonómica de Anselín (1988) que describe cuatro modelos explicativos de dependencia espacial:

- Modelo de regresión espacial autorregresivo
- Modelo básico de regresión lineal
- Modelo del error espacial
- Modelo del retardo espacial

Por otro lado, la taxonomía basada en Florax y Folmer (1992), que parte de un modelo general denominado *modelo mixto regresivo de regresión espacial, con perturbaciones aleatorias autorregresivas y heterocedásticas*, en el cual la *estrategia de modelación* consiste en ir descendiendo a los casos más particulares de modelación (como en la tipología de Anselin) a medida que los modelos más generales no sean confirmados una vez contrastados.

8.2.1. Taxonomía de Anselin

A continuación se presenta el procedimiento de modelación de los efectos espaciales basados en las recomendaciones de Anselin (1998), del cual se derivan distintos tipos de modelos conforme se comprueba su consistencia frente a otras especificaciones del fenómeno espacial.

8.2.1.1. Modelo autorregresivo de regresión espacial de orden 1 (SAR1)

Este es la especificación más simple de la presencia de dependencia espacial detectada en el rezago de la variable dependiente. Lo que significa

¹³⁰ Para detalles sobre el proceso de modelación espacial el lector interesado puede consultar directamente Anselín (1998) y Florax y Folmer (1992), y para modificaciones y explicaciones detalladas de las topologías de modelos originalmente presentados por Anselin y Florax y Folmer recomendamos los trabajos de Moreno y Vaya (2000) y Chasco (2003).

que si el modelo es consistente, es una explicación sencilla de cómo los valores que toma una variable en una localización i están sistemáticamente influenciados por j y viceversa. Estadísticamente, lo que se intentaría descubrir es si la $\text{cov}(y_i, y_j) \neq 0$ ¹³¹.

$$\begin{aligned} y &= \rho W y + u \\ u &\approx N(0, \sigma^2 I) \end{aligned} \tag{8.1}$$

donde:

- y vector (N x 1) de observaciones de la variable endógena.
- W matriz de pesos espaciales de la variable endógena.
- $W y$ retardo espacial de la variable endógena.
- ρ coeficiente de la variable dependiente retardada espacialmente¹³².
- u perturbación aleatoria ruido blanco.

8.2.1.2. Modelo básico de regresión lineal (MBRL)

Está determinado por la variable endógena y las exógenas partiendo de la premisa de que es posible que no exista ningún tipo de dependencia espacial. Es también el modelo sobre el cual se hacen las pruebas a nivel multivariante para definir si existe o no dependencia espacial y de qué tipo, de tal forma que a partir del MBRL se puede definir un modelo correcto en la siguiente fase de la estrategia de modelación.

$$\begin{aligned} y &= X \beta + u \\ u &\approx N(0, \sigma^2 I) \end{aligned} \tag{8.2}$$

donde:

- X es una matriz (K x N) de K variables independientes y N observaciones.
- β es un vector (K x 1) de estimadores de las variables exógenas.

Como consecuencia de la comprobación de evidencia estadística de dependencia espacial en la variable dependiente ($\text{cov}(y_i, y_j) \neq 0$) o en los errores de la regresión, la literatura indica la necesidad de abordar la dependencia espacial por medio de los modelos que tratan la dependencia

¹³¹ Si bien estamos en el análisis confirmatorio que exige la evaluación de la dependencia espacial en los modelos de regresión multivariante, esta especificación se puede contrastar a nivel univariante con las técnicas de análisis exploratorio de datos espaciales y comprobar su relevancia, sin embargo, esto no es suficiente para decantarse por un tipo de asociación espacial.

¹³² Este parámetro explica la intensidad de las interdependencias entre las observaciones localizadas en i y j .

espacial residual y sustantiva. Por lo general el MBRL (en modelos de corte transversal) estimado por MCO, produce un efecto significativo de dependencia espacial (Chasco, 2003:84).

8.2.1.3. Modelo de error espacial

El denominado *spatial error model* consiste en que la ausencia de variables que no se han considerado de manera explícita en el MBRL, trasladan hacia el término del error la configuración de agrupación de valores autocorrelacionados que pueden estar presentes en la variable dependiente. Esto puede deberse a la omisión de variables que no son cruciales pero que están correlacionadas espacialmente o a la existencia de errores de medida de las variables exógenas (Moreno y Vaya, 2000).

Generalmente, la distribución de la perturbación aleatoria se especifica como un proceso autorregresivo AR (1), como se presenta a continuación¹³³.

$$\begin{aligned}y &= X\beta + u \\u &= \lambda Wu + \varepsilon \\ \varepsilon &\approx N(0, \sigma^2 I)\end{aligned}\tag{8.3}$$

donde:

u perturbación aleatoria.

λ coeficiente autorregresivo.

Wu retardo espacial de la perturbación aleatoria.

ε vector de perturbaciones aleatorias, ruido blanco.

De acuerdo con Chasco (2003) esta especificación es una de las más utilizadas cuando el MBRL no resulta eficaz como explicativo de un fenómeno de dependencia espacial, para lo cual cita en su *anexo 2* el resumen de un gran número de estudios que han empleado este tipo de modelos, entre ellos, cabe destacar los trabajos de Sandberg y Johanson (2001) y Van der Kruk (2001) que han aplicado precios hedónicos para explicar la estructura de precios de la vivienda.

8.2.1.4. Modelo de retardo espacial

De la misma forma que en el modelo anterior, el denominado *spatial lag model* resulta conveniente en los casos en el que MBRL es insuficiente para explicar la dependencia espacial presente en la variable endógena. Por

¹³³ Autores como Mur (1999), Anselín (2001) sostienen que los procesos espaciales AR (1) pueden tener una especificación incorrecta de la perturbación aleatoria. Por ello proponen procesos espaciales de medias móviles MA (1) para el término de perturbación aleatoria, argumentando que estas producen estimadores más consistentes.

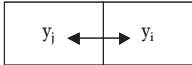
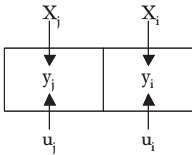
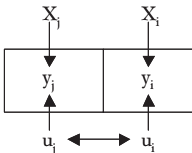
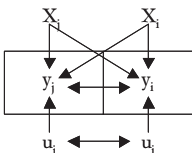
ello, la omisión errónea de un retardo espacial hace que la dependencia espacial se traslade directamente al término de perturbación, el cual pasaría a estar correlacionado espacialmente (Moreno y Vaya, 2000:69; Chasco, 2003:85). Esto es lo que se denomina como autocorrelación espacial sustantiva, cuya solución deriva en la inclusión en el modelo de la variable endógena espacialmente retardada¹³⁴.

$$y = \rho W y + X \beta + u$$

$$u \approx N(0, \sigma^2 I)$$
(8.4)

A manera de síntesis o resumen de esta estrategia de modelación, en la Figura 8.1 se presenta de manera esquemática, un resumen de los distintos tipos de dependencia espacial y el tipo de relación y su tratamiento.

Figura 8.1: Primera taxonomía de modelos de dependencia espacial

Autocorrelación espacial univariante		$y = \rho W y + u$ $u \approx N(0, \sigma^2 I)$	Modelo autorregresivo de regresión espacial
Relación estructural entre variables		$y = X \beta + u$ $u \approx N(0, \sigma^2 I)$	Modelo básico de regresión espacial (MBRL)
Dependencia espacial residual		$y = X \beta + u$ $u = \lambda W u + \varepsilon$ $\varepsilon \approx N(0, \sigma^2 I)$	Modelo de regresión con dependencia espacial en la perturbación aleatoria (modelo de error espacial)
Dependencia espacial sustantiva		$y = \rho W y + X \beta + u$ $u \approx N(0, \sigma^2 I)$	Modelo mixto autorregresivo de regresión espacial (modelo del retardo espacial)

Fuente: Chasco (2003)

¹³⁴ Desde el punto de vista práctico y con fines predictivos, Chasco (2003) argumenta que este tipo de modelos pone de manifiesto un proceso de difusión espacial en la variable analizada.

8.2.2. Taxonomía de Florax y Folmer

Aquí se parte de la especificación de un *modelo mixto regresivo de regresión espacial, con perturbaciones aleatorias autorregresivas y heterocedásticas* al que se llamará modelo general de regresión espacial. Este modelo conduce a una estrategia de modelación en la cual se van derivando otras especificaciones más sencillas en la medida que se incorporan sucesivas restricciones que prueban la no consistencia del modelo general. De esta forma se van mostrando modelos anidados que parten del general hasta encontrar la especificación más consistente.

8.2.2.1. Modelo mixto regresivo de regresión espacial, con perturbaciones aleatorias autorregresivas y heterocedásticas

Este es el denominado modelo general de regresión espacial a partir del cual se decanta el modelo más adecuado en la estrategia de modelación¹³⁵.

$$\begin{aligned}
 y &= \rho W_1 y + X \beta_1 + W_2 R \beta_2 + u \\
 u &= \lambda W_3 u + \varepsilon \\
 \varepsilon &\approx N(0, \Omega); \Omega_{ii} = h_i (Z \alpha); h_i > 0
 \end{aligned}
 \tag{8.5}$$

donde:

y vector (N x 1) correspondiente a la variable endógena.

X es una matriz (N x K_1) de variables exógenas.

R es una matriz (N x K_2) de variables exógenas que son retardadas espacialmente¹³⁶.

ε vector de perturbaciones aleatorias ruido blanco¹³⁷.

u perturbación aleatoria.

¹³⁵ Como puede observarse, en este modelo se considera la existencia del problema de heterogeneidad espacial, en forma de heterocedasticidad en la perturbación aleatoria. El lector advertirá que no presentamos en detalle los modelos que en la literatura se han desarrollado para contrastar e incorporar la heterogeneidad espacial, sin embargo esto no es caprichoso, es simplemente que tratamos de evitar repetir sin incorporar nada nuevo a la discusión sobre este tema específico. Por lo tanto remitimos al lector a textos, que en este sentido, nos conducen a interpretar el problema de heterogeneidad de la manera adecuada, como por ejemplo véase Chasco (2003;104-116) y Moreno y Vaya (2000).

¹³⁶ Estas variables pueden o no ser iguales al conjunto de variables exógenas que se han descrito en X . Es probable que el análisis exploratorio de datos espaciales arroje un número menor de variables que presenten asociación espacial univariante.

¹³⁷ Estas perturbaciones aleatorias incorporan una estructura de dependencia espacial autorregresiva especificada mediante un esquema de Markov de primer orden (Moreno y Vaya, 2000).

W_1 matriz de pesos espaciales de la variable endógena.

Wy retardo espacial de la variable endógena.

ρ coeficiente de la variable endógena retardada espacialmente.

λ coeficiente en la estructura autorregresiva espacial de ε .

β_1 vector ($N \times K_1$) asociado a las variables exógenas.

β_2 vector ($N \times K_2$) asociado a las variables exógenas retardadas.

α vector ($P \times 1$) asociado con los términos no constantes de Z .

W_2 matriz de pesos espaciales correspondientes a las variables exógenas espacialmente retardadas.

W_3 matriz de pesos espaciales de la perturbación aleatoria ruido blanco.

8.2.2.2. Modelo básico de regresión lineal

De acuerdo con esta tipología de modelos según Florax y Folmer (1992), lo que se intenta probar es si $\rho = \beta_2 = \lambda = \alpha = 0$, en cuyo caso se contaría con un MBRL en la medida en que se comprueba la no existencia de autocorrelación espacial sustantiva o residual y tampoco heterogeneidad espacial.

En este sentido el modelo se describe como:

$$\begin{aligned} y &= X\beta_1 + u \\ u &\approx N(0, \sigma^2 I) \end{aligned} \tag{8.6}$$

donde:

X es una matriz ($K \times N$) de K variables exógenas y N observaciones

β_1 es un vector ($K \times 1$) de estimadores de las variables exógenas

8.2.2.3. Modelo de retardo espacial

Aquí lo que se intenta probar es si $\beta_2 = \lambda = \alpha = 0$, en cuyo caso se estaría frente a un caso de dependencia espacial sustantiva en la medida en que se compruebe que la variable endógena se encuentra autocorrelacionada espacialmente.

En este sentido el modelo se describe como:

$$\begin{aligned} y &= \rho W_1 y + X\beta_1 + u \\ u &\approx N(0, \sigma^2 I) \end{aligned} \tag{8.7}$$

8.2.2.4. Modelo mixto regresivo cruzado de regresión espacial

Aquí se intenta probar si $\rho = \lambda = \alpha = 0$, en cuyo caso se estaría frente a un caso de dependencia espacial sustantiva, pero en el cual la autocorre-

lación de la variable endógena se encuentra recogida en todas o al menos una de las variables exógenas espacialmente retardadas.

En este sentido el modelo se describe como:

$$\begin{aligned} y &= X\beta_1 + W_2 R \beta_2 + u \\ u &\approx N(0, \sigma^2 I) \end{aligned} \tag{8.8}$$

8.2.2.5. Modelo mixto autorregresivo-regresivo cruzado de regresión espacial

Aquí se intenta probar si $\lambda = \alpha = 0$, en cuyo caso se estaría frente a un modelo del retardo espacial y del modelo mixto regresivo cruzado de regresión espacial.

En este sentido el modelo se describe como:

$$\begin{aligned} y &= \rho W_1 y + X\beta_1 + W_2 R \beta_2 + u \\ u &\approx N(0, \sigma^2 I) \end{aligned} \tag{8.9}$$

8.2.2.6. Modelo del error espacial

Aquí se intenta probar si $\rho = \beta_2 = \alpha = 0$, en cuyo caso se estaría frente a un modelo donde la autocorrelación espacial solo se encuentra en el término aleatorio de error, lo cual conduce a una especificación del modelo de error espacial SAR(1).

En este sentido el modelo se describe como:

$$\begin{aligned} y &= X\beta_1 + u \\ u &= \lambda W_3 u + \varepsilon \\ \varepsilon &\approx N(0, \sigma^2 I) \end{aligned} \tag{8.10}$$

8.2.2.7. Modelo mixto autorregresivo de regresión espacial con perturbación aleatoria espacialmente autorregresiva regresivo cruzado

Aquí se intenta probar si $\beta_2 = \alpha = 0$, en cuyo caso se estaría en presencia de un modelo que combina el retardo espacial (dependencia sustantiva) y el error espacial (dependencia residual).

En este sentido el modelo se describe como:

$$\begin{aligned} y &= \rho W_1 y + X\beta_1 + u \\ u &= \lambda W_3 u + \varepsilon \\ \varepsilon &\approx N(0, \sigma^2 I) \end{aligned} \tag{8.11}$$

8.2.2.8. Modelo mixto autorregresivo de regresión espacial, con perturbación que incorporan un esquema de dependencia de media móvil

En este modelo la dependencia espacial se encuentra en forma de auto regresión en la variable dependiente y siguiendo un esquema de medias móviles, en las perturbaciones aleatorias (Chasco, 2003:93). Este es un modelo tipo SARMA (1,1), que si se extendiera para órdenes superiores vendría dado por SARMA (p,q).

En este sentido el modelo se describe como:

$$\left. \begin{aligned} y &= \rho W_1 y + X \beta_1 + u \\ u &= \lambda W_3 u + \varepsilon \end{aligned} \right\} \Rightarrow y = \rho W_1 y + X \beta_1 + \varepsilon + \theta W_3 \varepsilon \quad (8.12)$$

$$\varepsilon \approx N(0, \sigma^2 I)$$

En este modelo los parámetros ρ y θ estarán identificados, aun cuando $W_1 = W_3 = W$.

Un resumen esquemático de la segunda taxonomía de modelos de dependencia espacial se puede observar en la Figura 8.2. presentada a continuación.

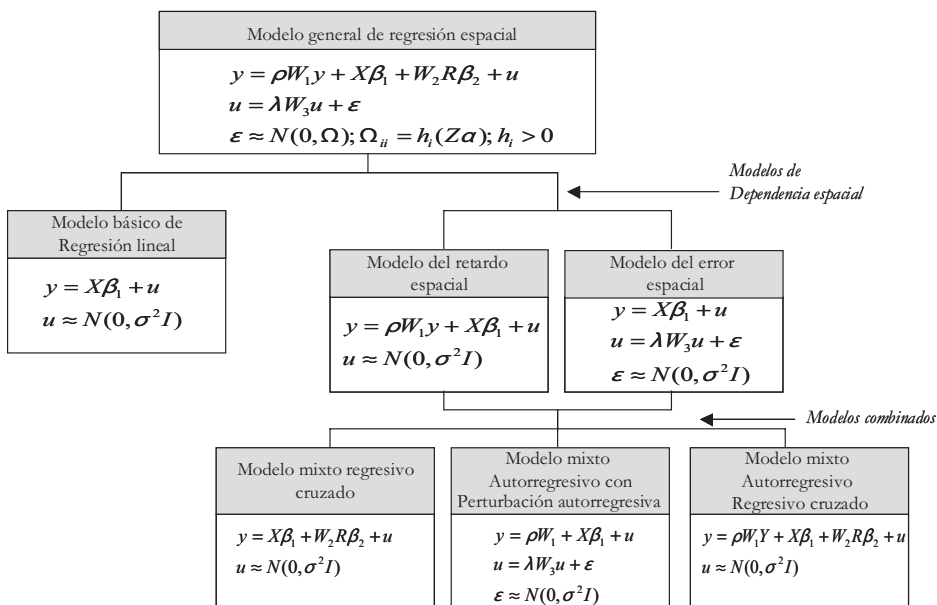


Figura 8.2: Segunda taxonomía de modelos de dependencia espacial

Fuente: Adaptado de Chasco (2003).

Finalmente, Anselín (2001) formula una taxonomía de modelos de regresión espacial que expresan externalidades o los llamados “spillovers”. Si bien este es un concepto de mucha aplicabilidad para explicar fenómenos sociales (Baller *et al.*, 2001), económicos (Chow *et al.*, 2001, Anselin y Le Gallo, 2006) políticos, etc., que se distribuyen de manera regular en el espacio. Se requiere, como lo sugiere Chasco (2003:103), un gran trabajo en el desarrollo de contrastes, métodos de estimación y el desarrollo de paquetes de informática asequibles a usuarios para que se trabajen al nivel de esta nueva taxonomía que propone Anselín.

8.3. PRUEBAS DE LA DEPENDENCIA ESPACIAL

Una vez identificados los distintos tipos de modelos que pueden ser empleados para incorporar la dependencia espacial, se presenta un resumen de los principales estadísticos que se utilizan en la literatura de econometría espacial para contrastar la presencia de dependencia espacial sustantiva y residual. En los Cuadros 8.1 y 8.2 se presentan de manera esquemática las principales pruebas de contrastes de dependencia espacial, tanto sustantiva como residual.

8.4. EL MODELO DE PRECIOS HEDÓNICOS EN PRESENCIA DE DEPENDENCIA ESPACIAL

Un lector desprevenido e incluso especialista en el tema de la econometría convencional se preguntaría por qué incluir el espacio en el análisis del precio de la vivienda. Ante esta pregunta una respuesta obvia es que los fenómenos que tienen referentes espaciales, como los que se presentan en el mercado de vivienda, tienen una expresión material en el territorio (visto como una realidad continua en la que suceden las decisiones de los agentes), que el ser humano de manera artificial ha parcelado para representar sus intereses, ilusiones y la vida misma. Por ello, un país, una ciudad, un barrio o cualquier unidad espacial, es una parcelación del espacio continuo con un referente social, cultural, económico y político, etc., que lo determina y con unos propósitos o intereses materializados en el espacio geográfico. La vecindad, entendida como algún tipo de relación entre las unidades parceladas, contiene información en la cual subyacen comportamientos estratégicos de los agentes que se mueven y participan en el territorio en función del espacio (natural y artificial) relativo. No considerar esta realidad es dejar por fuera del análisis de los fenómenos de decisión social una importante fuente de información sobre cómo se localizan los actores sociales y qué factores físicos, económicos, sociales y ambientales determinan sus decisiones de localización (Anselin, 2004b).

Cuadro 8.1: Contrastes para probar dependencia espacial sustantiva

Tipo de contraste	Test del multiplicador de Lagrange	Descripción	Autores
	$LM - LAG = \frac{\left[\frac{e'Wy}{S^2} \right]^2}{RJ_{p-\beta}}$	<ul style="list-style-type: none"> ✓ e = es el vector de residuos MCO. ✓ S = suma de todos los elementos w_i de la matriz de pesos espaciales. ✓ S^2 = varianza residual del modelo MCO ✓ $\rho - \beta = [T_1 + (WX\beta)'M(WX\beta)]/S^2$. ✓ Wy = variable y espacialmente retardada. ✓ $T_1 = \text{tr}(W'W + W^2)$ <p>El test se distribuye según una χ^2 con un grado de libertad.</p>	Anselin (1988b)
Dependencia espacial sustantiva en ausencia de autocorrelación espacial residual	$LM - LE = \frac{\left[\frac{e'Wy}{S^2} - e'Wc/S^2 \right]^2}{RJ_{p-\beta} - T_1}$	<p>El test LM-LE presenta ventaja con respecto a LM-LAG porque es robusto ante posibles especificaciones erróneas locales, es decir, ante la existencia de un término de perturbación correlacionado espacialmente (Moreno y Vaya, 2000:88). El test se distribuye según una χ^2 con un grado de libertad.</p>	Bera y Yoon (1992)
	$LM - LAG^0 = \left(\frac{e'Wy}{\sigma^2} \right) \bigg/ RJ_{p-\beta}$	<ul style="list-style-type: none"> ✓ $e_i = y - h(X_i, \beta_i)$ = es el vector de residuos de la estimación no lineal. ✓ $RJ_{p-\beta}^0 = T_1 + \frac{1}{\sigma^2} (WX_0 \hat{\beta}_0)' M_0 (WX_0 \hat{\beta}_0)$ ✓ $M_0 = I - X_0 (X_0' X_0)^{-1} X_0'$ ✓ $X_0 = \partial h(X, \beta_i) / \partial \beta$ es la matriz $N \times K$ de pseudo-regresores. ✓ $\hat{\beta}_0$ = el estimado no lineal. <p>Este test se utiliza cuando el modelo no es lineal, a diferencia de los anteriores test que se basan en el supuesto de linealidad.</p>	Moreno <i>et al</i> (1998)
Dependencia espacial sustantiva en presencia de autocorrelación espacial residual	$LM - LAG_\lambda = \frac{(e' B' B W_\lambda)^2}{H_p - H_{op} \text{VAR}(\hat{\delta}) H'_{op}}$	<ul style="list-style-type: none"> ✓ e^* = residuos MV del modelo obtenido bajo hipótesis nula de no dependencia espacial sustantiva. ✓ $v = (\beta', \lambda, \sigma^2)$ ✓ $B = (I - \lambda W_2)$ ✓ $H_p = \text{tr}(W_1' B^{-1}) + \text{tr}(B W_1 B^{-1}) + (B W_1 X \beta)' (B W_1 X \beta) / \sigma^2$ ✓ $H'_{op} = \begin{bmatrix} (B X)' B W_1 X \beta / \sigma^2 \\ \text{tr}(W_2' B^{-1}) B W_1 B^{-1} + \text{tr} W_2 W_1 B^{-1} \\ 0 \end{bmatrix}$ <p>En este test se contrasta la dependencia espacial sustantiva en un modelo en el que se encuentra un esquema de autocorrelación espacial en el término de error.</p>	Anselin y Bera (1998)

Fuente: Elaborado por el autor con base en Moreno y Vaya (2000)

Cuadro 8.2: Contrastes para probar dependencia espacial residual

Tipo de contraste	Test del Multiplicador de Lagrange	Descripción	Autores
Contraste de autocorrelación espacial residual en presencia de perturbaciones homocedásticas y ausencia de dependencia espacial sustantiva	$LM - ERR = \frac{\left[\frac{e'W_e}{S^2} \right]^2}{T}$ $LM - EL = \frac{\left[\frac{e'W_e}{S^2} - T_1(RJ_{p-p})^{-1} e'W_e / s^2 \right]^2}{\left[(T_1 - T_1^2) (RI_{p-p}) \right]}$	<ul style="list-style-type: none"> ✓ e = es el vector de residuos MCO. ✓ $T_1 = tr(W'W + W^2)$ ✓ $S^2 =$ varianza residual del modelo MCO ✓ El test se distribuye según una χ^2 con un grado de libertad. <p>Este test presenta ventaja con respecto al anterior de que es robusto ante posibles especificaciones erróneas locales como la presencia de una variable dependiente retardada espacialmente (Moreno y Vaya, 2000:82).</p>	Burridge (1980)
Contraste de autocorrelación espacial residual en presencia de regresores endógenos y perturbaciones homocedásticas	$LM - ERR_{\text{cor}} = \frac{\left[\frac{e'_{it} W_{it}}{S_{it}^2} \right]^2}{T_1}$	<p>Los residuos incluidos en este test no son estimados mediante MCO, sino mediante mínimos cuadrados en dos etapas (MC2E).</p>	Anselín y Keijian (1997)
Contraste de autocorrelación espacial residual en presencia de un retardo espacial de la variable endógena y perturbaciones homoscedásticas	$LM - ERR_p = \left(\frac{e'W_e}{S^2} \right)' \left[T_{22} - (T_{21,A})^2 VAR(\rho) \right]^{-1} - \chi^2(1)$	<ul style="list-style-type: none"> ✓ $VAR(\rho) =$ a la varianza de ρ ✓ $T_{22} = tr(W_2W_2' + W_2'W_2)$ ✓ $T_{21,A} = tr(W_2W_1A^{-1} + W_2'W_1A^{-1})$ ✓ $A = (I - \rho W)$ <p>Los residuos utilizados se obtienen a partir de la estimación MV del modelo de regresión bajo la hipótesis nula. Esto se justifica dado que las estimaciones de los residuos por MCO son inconsistentes por existir correlación entre el retardo espacial de la variable endógena y el término de error.</p>	Anselín y Keijian (1997)
Contraste de autocorrelación espacial residual en presencia de un término de perturbaciones heterocedástico	$LM - ERR_{\text{het}} = \frac{\left[e'\Omega^{-1}W_e \right]^2}{T} - \chi^2(1)$	<ul style="list-style-type: none"> ✓ $T = tr(WW' + \Omega W'\Omega^{-1}W)$ ✓ e = vector de residuos MV bajo la hipótesis nula de no autocorrelación espacial residual. ✓ $\Omega =$ es la matriz de varianzas y covarianzas estimadas 	Anselín (1988b, 1990)
Contraste de autocorrelación espacial residual en un modelo de componentes del error espacial	$LM - ERR_1 = \frac{\left[\frac{e'WW'e}{s^2} - T \right]^2}{2 \left(T_2 - \frac{T^2}{N} \right)}$	<ul style="list-style-type: none"> ✓ $T_1 = trWW'$ ✓ $T_2 = trWW'WW'$ ✓ e = es el vector de residuos MCO. 	Anselín (1997)
Dependencia espacial residual basados en contrastes ad hoc. I de Moran	$I = \frac{N}{S} \frac{e'W_e}{e'e}$	<ul style="list-style-type: none"> ✓ e = es el vector de residuos MCO. ✓ S = suma de todos los elementos w_{ij} de la matriz de pesos espaciales. ✓ N = tamaño muestral. 	Cliff y Ord (1972, 1973)
Dependencia espacial residual basados en contrastes ad hoc. el estadístico K-R	$K - R = \frac{Y'ZY}{\alpha'\alpha/h_n}$	<ul style="list-style-type: none"> ✓ $h_n =$ es el número de observaciones en el vector auxiliar. ✓ El test se distribuye según una χ^2 con K grado de libertad, K es el No. de variables explicativas en Z. 	Keijian y Robinson (1992)

Fuente: Elaborado por el autor con base en Moreno y Vaya (2000)

Si se parte de lo que algunos autores consideran como la *primera ley de la geografía* enunciada por Tobler (1979), se recordará que “todo tiene relación con todo, pero las cosas cercanas están más relacionadas entre sí que con las lejanas” para dar una idea de cómo se distribuyen y toman valor los fenómenos que se materializan en el espacio. Lo que quiere decir, que en teoría, es de esperar que un fenómeno económico, social, político y bélico, etc., que se manifiesta en un punto o polígono de una unidad territorial, tiene una mayor probabilidad de estar relacionado con un vecino que con otro que ni siquiera comparte frontera o alguna medida ponderada de vecindad.

En este sentido, como afirma Anselin (1999), a propósito de las ciencias sociales, un aspecto central del análisis económico en el espacio está asociado a la comprensión de fenómenos de iteración espacial, externalidades y *spillovers*, etc., en los cuales la dependencia de las unidades espaciales es sustancialmente diferente de la derivada del análisis temporal en la medida que no basta con entender la relación de un dato en el tiempo t , con respecto al $t-1$ dado que la interdependencia o iteración espacial es más compleja debido a la multidireccionalidad de un fenómeno espacial representado en una parcela de la geografía continua en su relación con tantas parcelas como tenga vecindad.

Este tipo de iteración demanda el entendimiento del espacio mediante el uso de modernas técnicas de análisis espacial de datos, que desembocan en lo que el profesor Paelkin (1979) denominó econometría espacial, como una nueva ciencia, rezagada en el desarrollo formal por la explosión y aplicabilidad de la econometría de series temporales, pero promisoría en la medida en que evoluciona la tecnología computacional y la conceptualización de cómo operan los fenómenos sociales en el espacio (Lesage, 1999a; Fujita *et al.*, 1999).

Sin duda, el desarrollo de potentes *programas* de análisis de datos (Excel, Spss, Stata y Matlab, etc) combinado con el advenimiento continuo de nuevas formas de obtenerlos, procesarlos y representarlos espacialmente (como los SIG y el flujo de información que puede ser capturada e interpretada de satélites o aerofotografías), han dado como resultado un aumento significativo de información (Chuvienco, 2002; Anselin, 1999), a la vez que es posible espacializarla y darle un tratamiento adecuado y eficiente para responder a la pregunta hecha al inicio de esta sección.

Pues bien, el empleo de la econometría espacial como una nueva herramienta analítica para incorporar al análisis convencional el espacio de manera explícita (principalmente en los modelos de corte transversal), hace

parte del desarrollo final de esta tesis que busca ajustar el modelo de precios hedónicos presentado en la ecuación 6.22 (cuyos resultados iniciales se han indicado en la Tabla 6.3) teniendo en cuenta los efectos espaciales que se pueden derivar de la división del territorio en parcelas (barrios) que tienen algún tipo de iteración. Este es el propósito de esta parte del estudio: identificar y medir cómo influye el espacio en la explicación de los determinantes del precio de la vivienda urbana en Cali.

Como marco de referencia, en el Cuadro 8.3 se presenta un resumen de los estudios de precios hedónicos más recientes que han considerado el espacio o la geografía de manera explícita en la estimación de los determinantes del precio de la vivienda y que aquí se consideran (junto con Orford, 1999) como pertenecientes a una nueva generación de modelos de precios hedónicos. Luego se presenta la *estrategia de modelación* para redefinir y estimar el modelo de precios hedónicos indicado en la ecuación 6.22 dada la presencia de algún tipo de dependencia espacial resultante.

8.5. ESTRATEGIA DE MODELACIÓN PARA LA SELECCIÓN DEL MPH ESPACIAL

Presentados los distintos métodos de estimación que incorporan la presencia de autocorrelación espacial (y descritos los principales contrastes o test para probar la presencia de dependencia espacial residual y sustantiva), a continuación se expone la estrategia seguida en este libro para incorporar los efectos espaciales que se prevé existen, de acuerdo con el análisis exploratorio de datos espaciales realizado en el capítulo 7. Desde una perspectiva multivariante se parte de la ecuación 6.22 (MBRL) para comprobar la presencia y el tipo de dependencia espacial.

Se inicia con la idea de que no existe ningún tipo de modelo teórico que proporcione información inicial acerca de la presencia de dependencia espacial en una o más variables del modelo (endógena y/o exógena). Por ello esta investigación se basa en la estrategia de modelación de Florax y Folmer (1992) que consiste en la *expansión espacial de variables*, como se describe a continuación:

1. Se estima el MBRL de acuerdo con el planteamiento teórico de la relación que existe entre la variable endógena y las exógenas (ecuación 6.22).
2. Se selecciona un conjunto “S” de variables sistemáticas para las cuales la inclusión de un retardo espacial tenga un sentido teórico, o en este caso, se haya detectado a nivel univariante algún indicio de estructura espacial o autocorrelación espacial.

Cuadro 8.3: Modelos de precios hedónicos desde una perspectiva espacial

Artículo	Descripción	Autor
Valuing the Built Environment: GIS and House Price Analysis.	Presenta un estudio en el que se aplica precios hedónicos para valorar los efectos externos de localización en el mercado de vivienda del área interna de la ciudad de Cardiff, capital de Gales (Reino Unido). Diferencia entre factores estructurales de la vivienda y de localización, siendo estos últimos los referidos a externalidades en la propiedad, la calle y el vecindario (barrio). Concluye con un modelo multinivel de precios hedónicos en el que los efectos de localización difieren en la medida en que se relacionan los precios de la vivienda con cada una de las diferentes escalas de análisis, resaltando que la mayor influencia de los efectos de localización se aprecia desde lo local. El análisis realizado permite solucionar problemas de multicolinealidad y autocorrelación espacial asociado a este tipo de estudios cuando no se considera el espacio de manera explícita.	Orford (1999)
Aproximación a la variabilidad espacial de las características del precio de la vivienda: una aplicación	Este libro es realizado mediante el análisis geostadístico, empleando el análisis de variograma para explicar la forma en que varía en el espacio el precio de la vivienda y las características que lo determinan. Se hace un análisis de regresión múltiple para detectar cuáles son las variables independientes que más influyen en el precio de la vivienda, además se utiliza como variable dependiente una estimación <i>krigeada</i> de los puntos de muestreo del precio de la vivienda, dando como resultado una superficie continua de precios de la vivienda en el distrito de Chamberí (Madrid).	Chica <i>et al</i> (2000)
The use of census data for hedonic price estimates of open-space amenities and land use.	Aquí se construyen varios modelos de precios hedónicos para determinar los precios marginales implícitos de amenidades de espacios abiertos y la cercanía a suelo no residencial usando datos del censo de población y vivienda del área urbana de Tucson (Arizona). Estos utilizan datos agregados a distintos niveles del censo para especificar modelos alternativos que indiquen cuál es el mejor ajuste de bloques de vivienda en relación con las externalidades derivadas de espacios abiertos y usos no residenciales. Concluyen que los modelos con mejores resultados se presentan cuando se hace análisis por barrios, más que para la población total.	Shultz y King (2001)
Economic impacts of wetland amenities: a spatial econometric analysis of the Dutch housing market.	Evalúa el impacto económico de las amenidades asociadas a los humedales Ramsar basados en un análisis del mercado de vivienda en Dutch, usando técnicas de econometría espacial. Se logra definir a través del <i>I de Moran</i> la presencia de autocorrelación espacial residual en el modelo y se deriva una estrategia de modelación para corregir este efecto. Este libro parte de la idea de que los humedales, además de su importancia por la diversidad biológica y genética que albergan, también proveen amenidades valoradas de forma positiva por los residentes urbanos. Estas amenidades pueden ser: espacios abiertos, paisaje, barrera contra el ruido y otras formas de contaminación.	Van der Kruk, René (2001)

continúa...

...viene

Artículo	Descripción	Autor
Una nueva metodología en la valoración de inmuebles urbanos mediante modelos espaciales de regresión.	En este artículo los autores proponen una nueva metodología para la tasación de la propiedad inmobiliaria basada en técnicas de regresión econométrica de modelos multivariantes espaciales. Además de incorporar los factores clásicos que determinan el precio de la vivienda, estos examinan los llamados factores de macrolocalización y microlocalización. Indican cómo la incorporación de los factores de micro y macrolocalización permiten un mayor ajuste de los modelos y una mejor predicción del valor de la vivienda como modelo de tasación inmobiliaria.	Bernal <i>et al.</i> (2002)
Measuring the Benefits of Air Quality Improvement: A Spatial Hedonic Approach.	Presentan un modelo de precios hedónicos espacial con el cual estiman el valor marginal de las concentraciones de SO ₂ y NO _x en el área metropolitana de Seúl (Corea). Ellos encuentran que los datos empleados favorecen la construcción de un modelo de <i>dependencia sustantiva</i> , indicando que los niveles de SO ₂ tienen un impacto significativo en los precios de las viviendas, pero el NO _x no, ni en su fiabilidad, ni en el signo que toma el parámetro. Se dice que este comportamiento obedece a que es posible que existan otros factores ambientales adicionales que determinen la localización de los agentes ¹³⁸ . Encuentran que una mejora en el 4% de los niveles de SO ₂ generaría unos beneficios aproximados de \$2.333 dólares, que representan el 1,4% del precio de la vivienda.	Won Chong <i>et al.</i> (2001)
Una aplicación de la estadística espacial al comportamiento de la vivienda de alquiler en España.	Analizan la estructura de la dependencia espacial de la vivienda de alquiler en España mediante un análisis exploratorio de datos espaciales, en el que emplean contrastes globales de autocorrelación espacial. Luego de comprobar la existencia de dependencia espacial residual, formalizan un modelo espacial SAR (1) que explica el comportamiento del porcentaje de viviendas en alquiler por provincias, a partir de información sobre movimientos migratorios, renta per cápita y precio por metro cuadrado.	Grámez <i>et al.</i> (2004)
Spatial Autoregressive Generalized Moments Estimation of Hedonic Prices for Co-operative Flats	Estiman los precios hedónicos en el mercado de pisos cooperativos en la ciudad de Umea (Suecia) durante 1998 y 1999. Definen el modelo teniendo en cuenta las características estructurales de la vivienda, características del vecindario y accesibilidad como atributos en la función de precios hedónicos. Han estimado que la renta presenta un buen comportamiento como una de las variables explicativas del precio de los pisos, también el área de la vivienda, la edad y la densidad de población. Encuentran que en Umea se han desarrollado dos nodos atractivos para la vivienda, lo cual significa que en Umea se ha desarrollado una estructura multimodal para valorar la propiedad. Una estimación SAR-GM se empleó para modelar los problemas de dependencia espacial residual.	Sandberg y Johansson (2004)

¹³⁸Con respecto a este comentario muchos autores como Freeman (1993), Hidano (2002) y Wilkinson (1973) afirman que los componentes ambientales que determinan el precio de la vivienda son multidimensionales e incluirlos a todos en un modelo de precios hedónicos demandaría la construcción de índices que capturen la mayor parte de la varianza que explica el fenómeno en común.

...continúa...

...viene

Artículo	Descripción	Autor
On Space-Time Changes of Hedonic Prices for Single-Family Homes	<p>Estima el precio hedónico para casas unificables en dos ciudades de Suiza, para dos años distintos (1994 y 1999). Los parámetros estimados son comparados y cambiados en las distintas dimensiones espaciales y temporales con las que se trabaja. Este libro contrasta la presencia de dependencia espacial sustantiva y presenta, inicialmente, un modelo tipo Lag con la variable dependiente espacialmente rezagada. Adicionalmente algún tipo de dependencia espacial residual es tratada por la estimación de un modelo SAR-GM en el cual se usan como variables explicativas las características estructurales de la vivienda, características del vecindario y de accesibilidad. Aquí se descubre y se ilustra a través de un mapa en GIS cómo se comportan los patrones de precios regionales y sus cambios en el tiempo. Se encontró que la proximidad a las dos ciudades capitales, al igual que los otros centros municipales, influyen positivamente en el precio de la propiedad, siendo este cambio notable a través del tiempo y se observa cómo los valores se incrementan.</p>	Sandberg (2004)
Spatial Effects In Housing Price Models Do Housing Prices Capitalize Urban Development Policies In The Agglomeration Of Dijon (1999).	<p>En este artículo se presenta un análisis de precios hedónicos en Dijon (Francia), en el que se incluye dos tipos de variables de localización: la distancia al distrito central de negocios y la distancia a muchos distritos localizados en la periferia de la ciudad. En el modelo detectan la presencia de autocorrelación espacial residual, indicando que el valor de un apartamento está localmente influenciado por el precio de los apartamentos vecinos. En este libro se demuestra cómo el precio de la vivienda está positivamente influenciado por la accesibilidad al distrito central de negocios pero negativamente influenciado por la proximidad a los distritos de la periferia de la ciudad.</p>	Baumont (2004)
Interpolation of Air Quality Measures in Hedonic House Price Models: Spatial Aspects.	<p>Estiman el precio hedónico de la calidad del aire (ozono) en el distrito de gestión de calidad del aire en la costa sur de California (Estados Unidos), relacionando el precio de la vivienda con estimaciones discretas y continuas del ozono en las zonas de vivienda, a través de la estimación de <i>polígonos de Thiessen</i>, <i>ponderación de la distancia inversa</i>, <i>kriging</i> y <i>splines</i>. Estiman el modelo de precios hedónicos con el método GMM por máxima verosimilitud con resultados que indican coeficientes y valores de disposición a pagar, distintos con cada uno de los tipos de estimación del ozono, concluyendo que la técnica de interpolación geostatística (<i>kriging</i>) es la que presenta el mejor modelo.</p>	Anselin y Le Gallo (2006)

Fuente: Elaboración propia.

3. Se contrasta la hipótesis de no autocorrelación espacial (residual y sustantiva) mediante el test LM-ERR y LM-LAG y los robustos de estos para dirimir ante la presencia de dependencia sustantiva y residual. En cuanto a los dos test, se examinan tres posibilidades que pueden presentarse a la hora de tomar una decisión sobre qué modelo emplear en el caso de que los errores sean normales:
 - a. En caso de que ninguno de los dos test o sus robustos rechacen sus respectivas hipótesis nulas, se debe expandir el modelo de regresión con las variables definidas previamente en el conjunto “S”, contrastando seguidamente su fiabilidad e incluyendo todas aquellas variables retardadas espacialmente que sean significativas y que muestren una menor probabilidad.
 - b. En caso de que solo el test LM-ERR sea significativo o que ambos rechacen sus respectivas hipótesis nulas, pero la probabilidad del LM-ERR sea inferior a la del LM-LAG, el modelo que se debe seleccionar es el que presente un esquema autorregresivo en el término de perturbación o modelo de endógena residual, además se deberá estimar por el método más adecuado, diferente de los MCO.
 - c. En caso de que el test LM-LAG sea significativo o que ambos rechacen sus hipótesis nulas, pero la probabilidad del LM-LAG sea inferior a la del test LM-ERR, se deberá incluir un retardo espacial de la variable endógena en el modelo inicialmente especificado, además se deberá estimar por el método más adecuado, diferente de los MCO.

En caso de que los errores sean no normales, el contraste de Kelijan y Robinson (1998) se conducirá, inicialmente, con modelos estimados mediante el método de MCO, incluyendo variables exógenas y endógenas espacialmente retardadas para finalmente decidir cuál es el mejor modelo, que debe ser estimado mediante un método robusto cuando existen errores no normales como el método de GMM o de variables instrumentales.

Por último, se debe tener en cuenta que el R^2 (como se ha comentado ampliamente), no es un buen criterio para seleccionar el mejor modelo, por ello hay que recurrir al logaritmo de la función de verosimilitud (LIK) o al criterio de información de Akaike (Chasco, 2003). En caso de que el modelo sea el estimado por GMM, los resultados derivados de *SpaceStat* no ofrecen indicadores de ajuste global, sin embargo la estrategia de

modelación que se seleccione deberá indicar que este es el mejor modelo de los posibles.

8.5.1. El modelo básico de precios hedónicos

Si bien los resultados del modelo de precios hedónicos presentados en el capítulo 6 son consistentes, el AEDE (presentado en el capítulo 7) da un primer indicio de que las variables que hacen parte de la ecuación 6.22 (MBRL), excepto una (el FAC3_3), tienen algún grado de dependencia espacial que es importante determinar en el sentido de si es significativo a nivel multivariante. Autores como Anselin (1998), (Lesage, 1999b), Moreno y Vaya (2000) y Chasco (2003), indican que no considerar el espacio en los modelos econométricos (de corte transversal o espacio-temporal), no sólo afecta las magnitudes de las estimaciones y su fiabilidad, sino que puede conducir a serios problemas de interpretación dada la presencia de efectos espaciales (autocorrelación y heterogeneidad espacial), que inciden en la eficacia y consistencia de los parámetros de las estimaciones hedónicas.

En esta sección se parte de los resultados del capítulo 6, en los que se presenta el MBRL sin considerar los efectos espaciales. El modelo que mejor se ajustó es el modelo 2 presentado en la Tabla 6.3 en el que se indica que el ICA estimado por ACP y la variable DVI_DII (derivada mediante el análisis de teledetección), son las variables (junto con los componentes estructurales de la vivienda y su entorno social), que mejor explican el precio de renta de la vivienda por barrios en la ciudad de Cali.

8.5.2. Contrastes a partir del MBRL estimado por MCO

De acuerdo con la estrategia diseñada para la modelación de la dependencia espacial, una vez seleccionado el modelo que presente el mejor ajuste por MCO, se procede a estimar los contrastes sugeridos en la sección 8.3, de lo cual se derivan los resultados que se presentan en la Tabla 8.1, bajo el modelo 1 (modelo básico de regresión lineal), como producto de las salidas del programa *Spacestat 1.9*.

El MBRL presentado en la Tabla 8.1 indica que todos los estimadores del modelo tienen el signo correcto y altamente significativo, sin embargo los test o contrastes también indican ciertas alertas acerca de la bondad del modelo. La no normalidad en los errores, expresada con el contraste *Jarque-Bera* permite afirmar que los test basados en el *multiplicador de Lagrange* (LM) no son fiables debido a que el único contraste de autocorrelación espacial que es robusto a la no normalidad de los residuos

Tabla 8.1 Resumen de la modelización de los efectos espaciales

VARIABLE	MBRL	GMM	IV(2SLS)	MEHG		MRE
Constant	4,88594	4,92037	4,69149	4,92201	CONST_0	4,9081
ICA_ACP	0,1392 (2,943283)*	0,11126 (2,102691)**	0,11655 (2,004378)**	0,136503 (2,434395)**	ICA_A_0	0,444488 (6,004875)*
DVI_II	6,74022E-007 (2,120806)*	1,01855E-006 (3,531004)**	6,43771E-007 (2,018379)**	9,96104E-007 (3,084885)**	DVI_D_0	4,65104E-007 (0,548092)*
ESTRAT_1	0,21346 (10,222537)*	0,199868 (9,593345)**	0,20973 (9,757846)**	0,200247 (9,417767)**	ESTRA_0	0,229645 (9,093338)*
FAC1_3	0,23457 (11,744473)*	0,251266 (13,443855)**	0,23490 (11,837697)**	0,245997 (12,925690)**	FAC1_0	0,226757 (7,908317)*
FAC2_3	0,13001 (7,449026)*	0,133910 (8,108451)**	0,12770 (7,221951)**	0,128823 (7,593342)**	FAC2_0	0,128022 (5,141798)*
FAC3_3	0,04522 (3,230965)*	0,0560037 (4,419087)**	0,04495 (3,231971)**	0,061080 (4,834323)**	FAC3_0	0,075706 (4,383790)*
W_LPALQ	0,03765 (0,661090)**	CONST_1	5,173690 (42,603097)*
LAMBDA	0,453217 (0,000000)**	ICA_A_1	-0,258155 (-1,947532)*
DUM_I_0	0,043881 (0,000000)**	DVI_D_1	1,0677E-007 (3,168587)*
DUM_I_1	0,067977 (0,000000)**	ESTRA_1	0,190505 (6,011210)*
R2	0,8448	0,8307	0,845	0,8408	FAC1_1	0,284042 (10,234664)*
LIK	-5,75324	FAC2_1	0,173042 (7,338304)*
RSS	19,5389	FAC3_1	0,008553 (0,386397)*
SIG-SQ	0,0620283	0,0509	0,0612	R2	0,8655
JARQUE- BERA	96,273953 (0,00000)	AIC	6,74055
KOENKER- BASS	2,938477 (0,086492)	LIK	17,3703
MORAN (error)	7,307784 (0,000000)	RSS	16,9249
Kelejian - Robinson	63,287949 (0,000000)	SIG-SQ	0,0549509
Lagrange (SARMA)	49,182999 (0,000000)		

Fuente: Elaboracion propia

es *Kelejian-Robinson*, que en este caso pone de manifiesto la existencia de autocorrelación espacial residual¹³⁹.

Siguiendo la estrategia de modelación en la Tabla 8.1 se presenta una estimación de la ecuación 6.22 en presencia de autocorrelación espacial

¹³⁹De acuerdo con los resultados de los test, si fueran fiables los tests LM estarían indicando la superioridad del *modelo del error espacial* sobre el *modelo del retardo espacial*.

residual. Los resultados indican que todas las variables son significativas y el signo es el que se esperaba desde el punto de vista teórico, sin embargo los modelos estimados por GMM, derivados de *Spacestat* no ofrecen indicadores de ajuste global que permitan afirmar sólidamente que este es el mejor modelo posible, por ello, a continuación se dirige la estrategia de modelación para probar si este es el mejor modelo de los posibles.

En este modelo se aprecia un ajuste importante de los parámetros estimados en el MBRL y su alta significancia. También, como el test de *Jarque-Bera* indica de manera clara la no normalidad de los errores y el *Kelejian-Robinson* indicaba la existencia de autocorrelación espacial residual.

A continuación se procede a dirigir la estrategia de modelación (para decidir la especificación más correcta del MPH) en dos sentidos:

1. Cálculo del test del factor común

Aquí se estima por el método de máxima verosimilitud un *modelo del error espacial* y se analiza el resultado del *test de factor común*, que es un contraste sobre la consistencia interna de la especificación del *modelo del error espacial* (Chasco, 2003:138).

El resultado derivado del *modelo de error espacial* estimado mediante el método de máxima verosimilitud arrojó los siguientes datos de los test construidos para probar la hipótesis del factor común:

TEST ON COMMON FACTOR HYPOTHESIS			
TEST	DF	VALUE	PROB
Likelihood Ratio Test	6	11.476726	0.074714
Wald Test	6	11.818515	0.066142

Tanto el test de razón de verosimilitud como el test de Wald indican que se rechaza la hipótesis nula del factor común, aunque no de modo contundente, pero sí de forma que no puede dejarse de lado un análisis más detallado. Por tanto, esto parece indicar que la mejor especificación debería incluir en el modelo no sólo la dependencia residual sino también la sustantiva. A este modelo se le llama *modelo durbin espacial* y demanda la incorporación, como variables explicativas, de la variable dependiente espacialmente retardada y de todas o parte de las exógenas también espacialmente retardadas (Chasco, 2003:139).

2. Estimación y comparación de los modelos de error espacial y retardo espacial

Aquí se comparan los dos modelos, error espacial por GMM y el de retardo espacial por *variables instrumentales* (ambos en la Tabla 8.1),

para decantar por uno u otro en términos de fiabilidad individual de los parámetros (*test z*) y ajuste global.

Como se ha mencionado antes, el problema que tiene la estimación del modelo de dependencia residual (Tabla 8.1) estimado en el *software Spacestat*, es que no presenta un *test* sobre la bondad del ajuste global que sea comparable directamente con los que proporciona la estimación por *variables instrumentales* (VI). Además, tampoco indica contrastes sobre la heterocedasticidad y autocorrelación espacial de los residuos. Por eso, no se puede decidir aún (aunque es un buen modelo) si esta estimación soluciona totalmente los problemas de dependencia espacial detectados en el MBRL. Obsérvese cuáles resultados se derivan de la regresión de variables instrumentales del modelo de dependencia sustantiva.

Aparentemente, los resultados obtenidos con este modelo no son mejores que los obtenidos con el estimado para corregir la dependencia residual, dado que el coeficiente estimado para la variable endógena retardada no resulta significativo y el *test LM* de autocorrelación espacial residual sí. Sin embargo, cabe la duda de que como el test del factor común no rechaza la hipótesis nula de un modo contundente, ello sea signo de que no todas las variables explicativas espacialmente retardadas resultan significativas de la endógena. Como puede observar, el método de variables instrumentales (VI) construye un instrumento para la variable endógena espacialmente retardada, en el que esta es el resultado de la estimación MCO de WLPALQ (\tilde{y}) a partir de todas¹⁴⁰ las exógenas espacialmente retardadas que serían sus explicativas.

Como una alternativa al modelo anterior, se ha probado una estimación MV con solo aquellas variables independientes espacialmente retardadas que son más significativas como instrumentos de la variable endógena espacialmente retardada: *WDVI*, *WESTRA*, *WFACI*¹⁴¹. Los resultados obtenidos son presentados en la Tabla 8.2.

¹⁴⁰ Esta es una opción que por defecto ofrece el *software Spacestat*, que incluye todas las variables exógenas espacialmente retardadas como explicativas de la variable endógena retardada (*wlpalq*). El programa también ofrece la posibilidad de incluir de manera iterativa las variables instrumentales que el investigador considere pueden tener algún grado significativo de autocorrelación espacial que sea importante considerar. Esta selección de variables se hace con un análisis exploratorio de datos espaciales previo.

¹⁴¹ Este procedimiento consiste en pedirle a *Spacestat* que haga el cálculo del modelo con solo estas tres variables instrumentales. Para ello seleccionamos el menú “Regress – Systems Model – 2SLS” y procedemos a generar la regresión.

Tabla 8.2: Modelo de dependencia sustantiva (2SLS)

INSTRUMENTAL VARIABLES ESTIMATION (2SLS)					
DATA SET	CALI				
DEPENDENT VARIABLE	LPALQ	OBS	322	EXOG	7
ENDOGENOUS VARIABLES	W_LPALQ	DF	314		
INSTRUMENTS		WFAC1	WDVI	WESTRAT	
R2	0.8462	Sq. Corr.	0.8471		
SIG-SQ 0.0613 (0.2476)					
VARIABLE	COEFF	S.D.	z-value	Prob	
CONSTANT	4.64666	0.243653	19.070812	0.000000	
ICA_ACP	0.113704	0.0533307	2.132053	0.033003	
DVI_DII	6.5087E-0073	1.6724E-007	2.055003	0.039879	
ESTRAT_1	0.205624	0.0221514	9.282680	0.000000	
FAC1_3	0.235093	0.0198593	11.837938	0.000000	
FAC2_3	0.127699	0.0174981	7.297858	0.000000	
FAC3_3	0.0461325	0.0139404	3.309259	0.000935	
W_LPALQ	0.0481496	0.0475636	1.012320	0.311385	
REGRESSION DIAGNOSTICS					
DIAGNOSTICS FOR SPATIAL DEPENDENCE					
FOR WEIGHTS MATRIX CALIQ1S (row-standardized weights)					
TEST		DF	VALUE	PROB	
Lagrange Multiplier (error)		1	38.424096	0.000000	

Fuente: Elaboración propia.

Nuevamente se observa que el retardo espacial no resulta significativo y el *test LM* de autocorrelación espacial residual resulta, al contrario, más significativo.

Una vez comprobado que el modelo de retardo espacial no es la solución al problema de autocorrelación se sigue en la línea de mostrar (en la estrategia de modelación) la robustez del modelo del error espacial.

La no contundencia de los *test* de razón de verosimilitud y de *Wald* que indicaron que la hipótesis nula del *factor común* se rechaza, aunque no de modo contundente, hace pensar que es posible la existencia de heterocedasticidad (que puede estar también incidiendo en forma de dependencia espacial). Por ello, a continuación se prueban otras alternativas antes de dar por cerrada como inmejorable la opción del *modelo del error espacial* por GMM y concluir con esta estrategia de modelación.

En concreto, se propone una nueva línea de modelación en la que se estima el modelo inicial incluyendo como explicativas las variables exógenas espacialmente retardadas, que según el AEDE, indican una fuerte autocorrelación espacial (ver capítulo 7). Este modelo, que se puede estimar por MCO, permite identificar las variables estadísticamente significativas del modelo con retardos espaciales en las variables exógenas con la intención de probar el ajuste global y los *test* de autocorrelación y heterocedasticidad espacial. Los resultados del modelo completo son los presentados en la Tabla 8.3.

Tabla 8.3: Modelo Durbin espacial MCO

ORDINARY LEAST SQUARES ESTIMATION					
DATA SET		CALI			
DEPENDENT VARIABLE	LPALQ	OBS	322	VARS	12
R2	0.8553	R2-adj	0.8501	DF	310
LIK	5.52447	AIC	12.9511	SC	58.2457
RSS	18.2171	F-test	166.519	Prob	5.77682e-123
SIG-SQ	0.0587649	(0.242415)	SIG-SQ(ML)	0.0565749	(0.237855)
VARIABLE	COEFF	S.D.	t-value	Prob	
CONSTANT	4.87135	0.08549	56.981512	0.000000	
ICA_ACP	0.01121	0.08137	0.137763	0.890517	
DVI_DII	1.06061E-006	3.38515E-007	3.133112	0.001895	
ESTRAT_1	0.19855	0.02303	8.621480	0.000000	
FAC1_3	0.24913	0.02022	12.321867	0.000000	
FAC2_3	0.13203	0.01748	7.551781	0.000000	
FAC3_3	0.05296	0.01378	3.843869	0.000147	
WICA	0.20769	0.10063	2.063878	0.039861	
WDVI	-1.78443E-006	7.47396E-007	-2.387535	0.017561	
WESTRAT	0.03135	0.03170	0.989082	0.323395	
WFAC1	-0.06661	0.03655	-1.822252	0.069380	
WFAC3	-0.04306	0.02932	-1.468645	0.142943	
REGRESSION DIAGNOSTICS					
MULTICOLLINEARITY CONDITION NUMBER			20.997097		
TEST ON NORMALITY OF ERRORS					
TEST	DF	VALUE	PROB		
Jarque-Bera	2	105.635063	0.000000		
DIAGNOSTICS FOR HETEROSKEDASTICITY					
LINEAR SPECIFICATION USING VARIABLES					
CONSTANT ICA_ACP					
TEST	DF	VALUE	PROB		
Koenker-Bassett test	1	2.628667	0.104950		
DIAGTICS FOR SPATIAL DEPENDENCE					
FOR WEIGHTS MATRIX CALIQ1S (row-standardized weights)					
TEST	MI/DF	VALUE	PROB		
Moran's I (error)	0.200521	5.920551	0.000000		
Lagrange Multiplier (error)	1	30.254611	0.000000		
Robust LM (error)	1	0.108610	0.741732		
Kelejian-Robinson (error)	12	75.534665	0.000000		
Lagrange Multiplier (lag)	1	32.541081	0.000000		
Robust LM (lag)	1	2.395080	0.121718		
Lagrange Multiplier (SARMA)	2	32.649691	0.000000		

Fuente: Elaboración propia.

Este modelo indica nuevamente la no normalidad en los errores expresada con el contraste *Jarque-Bera* reafirmando que los test basados en el multiplicador de Lagrange (LM) no son fiables. Por lo tanto, el contraste de *Kelejian-Robinson* indica una fuerte autocorrelación espacial residual que puede estar asociada a la heterogeneidad espacial (que de acuerdo con el test *Koenker-Bassett* indica una probabilidad del 89%).

El modelo presentado en la Tabla 8.3 indica que las variables espacialmente retardadas del estrato socioeconómico (WESTRA) y del factor 3 (WFAC3) no son significativas, por lo tanto deben ser excluidas del

modelo final, lo mismo que las variables WDV y WICA, que aunque son significativas, su inclusión no tiene una clara interpretación económica en este MPH.

Por los resultados anteriores en los que las variables independientes rezagadas no son significativas y presentan signos sin una clara interpretación económica y por la presencia de heterocedasticidad, la estrategia de modelación conduce a probar dos nuevos caminos: primero, la construcción de un modelo que incluya una variable que indique dos regímenes espaciales que están presentes en el territorio (descritos mediante la variable dummy DUM_ICA) y, segundo, excluir del modelo especificado aquellas variables explicativas que no resultaron significativas y aquellas con signos y sentido económico no aceptable teóricamente. A partir de aquí se continuará analizando la heterocedasticidad y/o autocorrelación espacial.

En el siguiente ejercicio de modelación se procede a estimar el modelo excluyendo las tres variables rezagadas (presentadas en la Tabla 8.3) y se incluye la variable dummy DUM_ICA que interpreta la presencia de heterogeneidad espacial en forma de dos regímenes espaciales haciendo uso de un *modelo de heterocedasticidad de grupos*¹⁴².

En la práctica la heterocedasticidad de grupos basada en la variable categórica DUM_ICA puede contrastarse a través de tres modelos: el *modelo del error heterocedástico de grupos*, el *modelo del error heterocedástico general* y el *modelo de regímenes espaciales*. Nótese los resultados que ofrece cada uno de ellos.

1. Modelo del error heterocedástico de grupos

Los coeficientes que prueban el fenómeno de heterocedasticidad presente en el modelo son muy significativos y presentan los signos correctos. En concreto, se trata de una especificación aditiva para la varianza de los residuos MCO del modo siguiente:

$$Var(e_i) = a * DUM_ICA_{i0} + b * DUM_ICA_{i1} + \epsilon_i \quad (8.13)$$

REGRESSION DIAGNOSTICS			
TESTS ON HETEROSKEDASTICITY			
TEST	DF	VALUE	PROB
Wald test	1	4.257568	0.039076

¹⁴² La variable dummy DUM_ICA fue construida para mostrar dos subespacios claramente definidos en la ciudad de Cali con respecto al valor del índice de calidad ambiental. Esta variable toma valores de 1 cuando el ICA es mayor o igual al valor promedio de esta variable y cero cuando es inferior. También probamos una variable con tres subespacios pero no resultó estadísticamente significativa al representar la heterocedasticidad.

donde el *test de Wald* se define como una prueba sobre la igualdad de la varianza de cada grupo en el que la hipótesis nula consiste en que a mayor igualdad inter-grupos menor fiabilidad de ambos en el modelo. El rechazo de H_0 (como es este caso), implica que hay diferencias significativas en la varianza de los residuos MCO en los dos grupos definidos por DUM_ICA.

DIAGNOSTICS FOR SPATIAL DEPENDENCE				
FOR WEIGHTS MATRIX CALIQIS (row-standardized weights)				
TEST		DF	VALUE	PROB
Lagrange Multiplier (error)		1	47.141635	0.000000
Lagrange Multiplier (lag)		1	15.380184	0.000088

Por su parte la prueba de dependencia espacial residual indica que hay autocorrelación espacial, aunque el *test LM* pierde aquí su capacidad para discernir entre una especificación de dependencia sustantiva o residual.

Otra opción es probar con las variables explicativas del modelo para ver cuáles estarían provocando la heterocedasticidad y si resultan más significativas que la variable de regímenes denominada DUM_ICA.

Tabla 8.4: Modelo de error heterocedástico (Groupwise)¹⁴³

FGLS ESTIMATION						
DATA SET	CALIFIN					
DEPENDENT VARIABLE		LPALQ	OBS	322	VARS	7
GROUPS		DUM_I_0	DUM_I_1			DF 315
R2	0.8605	Sq. Corr.		0.8444		
VARIABLE	COEFF	S.D.	z-value	Prob		
CONSTANT	4.87912	0.0588861	82.856963	0.000000		
ICA_ACP	0.16785	0.0480796	3.491083	0.000481		
DVI_DII	6.05796E-007	3.46751E-007	1.747063	0.080626		
ESTRAT_1	0.217095	0.0207037	10.485815	0.000000		
FAC1_3	0.226291	0.0202364	11.182379	0.000000		
FAC2_3	0.124214	0.0177321	7.005040	0.000000		
FAC3_3	0.0492254	0.0138303	3.559237	0.000372		
HETEROSKEDASTIC COEFFICIENTS						
VARIABLE	COEFF	S.D.	z-value	Prob		
DUM_I_0	0.0531502	0.00496709	10.700467	0.000000		
DUM_I_1	0.0792207	0.0116175	6.819091	0.000000		

Fuente: Elaboración propia.

¹⁴³ Este modelo no se puede estimar por MV debido a la no normalidad de los errores por MCO. Por ello empleamos una estimación por mínimos cuadrados generalizados (FGLS).

2. Modelo del error heterocedástico general

El ajuste global de este modelo (Tabla 8.5) es algo mejor que el anterior y los coeficientes tienen el signo correcto y altamente significativo. Sin embargo, el test de diagnóstico de heterocedasticidad y de dependencia espacial (residual y sustantiva) sigue siendo significativo, lo cual indica que con este modelo no se resuelven los problemas o efectos espaciales identificados.

Tabla 8.5: Modelo del error heterocedástico general

HETEROSKEDASTIC ERROR MODEL (GENERIC)					
FGLS ESTIMATION					
DATA SET CALIFIN					
DEPENDENT VARIABLE	LPALQ	OBS	322	VARS	7
R2	0.8306	Sq. Corr.	0.8447	R2 (Buse)	0.8385
VARIABLE	COEFF	S.D.	z-value	Prob	
CONSTANT	4.90158	0.0554321	88.425043	0.000000	
ICA_ACP	0.146417	0.0436552	3.353945	0.000797	
DVI_DII7	2.1949E-0072	.91952E-007	2.472838	0.013404	
ESTRAT_1	0.208659	0.0191493	10.896419	0.000000	
FAC1_3	0.2323	0.0188198	12.343360	0.000000	
FAC2_3	0.128281	0.0215176	5.961655	0.000000	
FAC3_3	0.0466673	0.0118536	3.936969	0.000083	
HETEROSKEDASTIC COEFFICIENTS					
VARIABLE	COEFF	S.D.	z-value	Prob	
CONSTANT	0.0536172	0.00632557	8.476263	0.000000	
FAC2_3	0.014808	0.00492834	3.004674	0.002659	
FAC3_3	-0.00714579	0.00325871	-2.192828	0.028320	
REGRESSION DIAGNOSTICS					
TESTS ON HETEROSKEDASTICITY					
TEST	DF	VALUE	PROB		
Wald test	2	14.169089	0.000838		
DIAGNOSTICS FOR SPATIAL DEPENDENCE					
FOR WEIGHTS MATRIX CALIQ1S (row-standardized weights)					
TEST	DF	VALUE	PROB		
Lagrange Multiplier (error)	1	47.379921	0.000000		
Lagrange Multiplier (lag)	1	12.399326	0.000429		

Fuente: Elaboración propia.

3. Modelo de regímenes espaciales

Los resultados del ajuste individual de este modelo (Tabla 8.1) son los mejores que se han presentado hasta ahora en cuanto fiabilidad de sus parámetros y son diferentes en cada subespacio. Sin embargo hay algunas variables, al igual que en el modelo presentado en la Tabla 8.5, que tienen un comportamiento que no es consistente con lo que uno esperaría *a priori*, como por ejemplo DVI_D que no resulta significativa en el subespacio “0”, mientras que FAC3_1 no lo es en el subespacio “1”. De otro lado el signo del índice de calidad ambiental (ICA_A) es negativo en el subespacio 1, lo cual no es lógico desde el punto de vista económico, pues este subespacio representa las zonas de mayor calidad ambiental urbana.

El diagnóstico presentado en la Tabla 8.6 indica que la variable DUM_ICA representa dos regímenes espaciales que son altamente significativos y que permiten corregir o al menos presentar menos heterocedasticidad. También se puede deducir de este diagnóstico que, al parecer, la dependencia espacial está más asociada con la dependencia residual que con la sustantiva, no por los resultados del test LM (lag) robusto y LM (error) robusto, sino porque como se recordará, el *test Jarque-Bera* indica que el más apropiado para definir el tipo de autocorrelación espacial es el *Keljian-Robinson (error)* dado que no requiere de normalidad en los errores. Al final, la prueba del factor común permitirá descifrar definitivamente cuál es el modelo que resulta de esta estrategia de modelación.

Tabla 8.6: Diagnóstico de heterocedasticidad y dependencia espacial

MULTICOLLINEARITY CONDITION NUMBER	14.272367	Muy bueno		
TEST ON NORMALITY OF ERRORS				
TEST	DF	VALUE	PROB	
Jarque-Bera	2	181.574214	0.000000	No normalidad
TEST ON STRUCTURAL INSTABILITY FOR 2 REGIMES DEFINED BY DUM_ICA				
TEST	DF	VALUE	PROB	
Chow test	7 308	6.795813	0.000000	Alta signif. De DUM_ICA
STABILITY OF INDIVIDUAL COEFFICIENTS				
TEST	DF	VALUE	PROB	
CONST_0	1 308	3.508436	0.062004	
ICA_A_0	1 308	21.419004	0.000005	
DVI_D_0	1 308	0.435589	0.509752	
ESTRA_0	1 308	0.932921	0.334863	
FAC1_0	1 308	2.060848	0.152141	
FAC2_0	1 308	1.723577	0.190211	
FAC3_0	1 308	5.721153	0.017361	
DIAGNOSTICS FOR HETEROSKEDASTICITY				
LINEAR SPECIFICATION USING VARIABLES				
CONSTANT	DUM_I_1			
TEST	DF	VALUE	PROB	
Koenker-Bassett test	1	2.196634	0.138312	Menos heterosced.
DIAGNOSTICS FOR SPATIAL DEPENDENCE				
FOR WEIGHTS MATRIX CALI_Q1 (row-standardized weights)				
TEST	MI/DF	VALUE	PROB	
Moran's I (error)	0.166013	5.083496	0.000000	
Lagrange Multiplier (error)	1	20.588000	0.000006	
Robust LM (error)	1	13.300833	0.000265	
Kelejian-Robinson (error)	14	40.434809	0.000218	
Lagrange Multiplier (lag)	1	7.401353	0.006517	
Robust LM (lag)	1	0.114186	0.735428	
Lagrange Multiplier (SARMA)	2	20.702185	0.000032	

Fuente: Elaboración propia.

TEST DEL FACTOR COMÚN :			
TEST ON COMMON FACTOR HYPOTHESIS			
TEST	DF	VALUE	PROB
Likelihood Ratio Test	12	14.810294	0.251975
Wald Test	12	14.843339	0.250116

Los dos test aceptan la hipótesis nula del *factor común*, es decir, que avalan la superioridad de un *modelo de dependencia espacial residual* sobre la sustantiva, cosa que no resultaba tan clara sin la corrección de la heterocedasticidad de grupos.

Llegados a este punto se tiene que discernir sobre cuál de los dos tipos de modelos presentados (*modelo del error espacial con regímenes espaciales vs modelo del error espacial y heterocedástico de grupos*) es más fiable teniendo en cuenta tanto los criterios estadísticos como los económicos.

El primer argumento es a favor del *modelo del error espacial y heterocedasticidad de grupos* que presenta coeficientes significativos y signos correctos, pero menor ajuste global debido a que el *modelo del error espacial de regímenes espaciales* presenta mejor ajuste global pero hay coeficientes no significativos y signos que no tienen una clara definición económica. Por ello, a pesar de que este último tipo de modelo tiene mejor fiabilidad global, sin duda, la mejor especificación del modelo se deriva del *modelo del error espacial y heterocedasticidad de grupos*.

A continuación se presenta el *modelo del error espacial y heterocedasticidad de grupos* estimados por GMM (dada la no-normalidad de los errores). Los resultados son los presentados en la Tabla 8.1, bajo MEHG.

En negrilla se resaltan los denominados estimadores “tontos” o *non-sense parameters* para los cuales no se realiza inferencia pero sirven para reajustar el resto de estimadores evitando la ineficiencia de los MCO. De otro lado, los signos son los correctos desde el punto de vista de lo que se esperaba *a priori* y además altamente significativos.

Una vez estimado el mejor modelo que se derivó de la estrategia de modelación, se procede a reestimar los estimadores del modelo redefiniendo las variables (como se observa en el anexo 6), de tal forma que permitiera hacer un análisis comparativo de cada uno de ellos, sus elasticidades y la estimación de beneficios, tal como se indicará en las siguientes tablas.

El ajuste de los estimadores y sus correspondientes elasticidades puede ser observado en la Tabla 8.7 que sintetiza los resultados del MBRL con MCO y los ajustes de los estimadores (probada la dependencia espacial residual) sin heterocedasticidad (SAR Error Model - GM Estimation) y con heterocedasticidad (SAR Error Model GM Groupwise Heteroskedasticity). El ajuste de los estimadores de un modelo a otro es diferente, en el sentido de que en unas variables aumentan y en otras disminuyen. En el caso de las variables ambientales, por ejemplo, el resultado indica que el ICA_ACP pasa de 0,229 a un estimador ajustado a la baja de 0,224, y de otro lado, el DVI_DII presenta un ajuste importante al pasar de 0,505 a

un estimador ajustado al alza de 0,747. También se puede observar cómo el ajuste de los estimadores es diferente si no se considera el efecto de heterocedasticidad corregido. Como es de esperar, estos ajustes de los estimadores son significativos a la hora de estimar el valor marginal de cada uno de los atributos de la vivienda.

Obsérvese cómo la elasticidad precio de la vivienda con respecto a las variables que la determinan, también se modifica de acuerdo con el modelo con el que se estiman los parámetros, siendo más inestable con respecto a la variable ICA_ACP, que finalmente en el modelo resultante presenta una elasticidad de 0,099, mientras que la DVI_DII es de 0,028.

Tabla 8.7: *Coefficientes ajustados y elasticidad*

Variables	Modelos			Media de la variable	Elasticidad		
	Modelo Básico de Regresión Lineal MCO	Sar Error Model GM Two Step	Sar Error Model GM Groupwise Heteroskedasticity		MBRL MCO	SAR_GM	SAR_GM HG
CONSTANT	4,185	4,187	4,178				
ICA_ACP	0,229	0,183	0,224	0,44	0,101	0,034	0,099
DVI_DII	0,505	0,764	0,747	0,04	0,019	0,028	0,028
ESTRATO	0,214	0,200	0,200	2,90	0,620	0,580	0,581
FAC1_3	1,556	1,667	1,632	0,22	0,337	0,361	0,353
FAC2_3	0,613	0,631	0,608	0,31	0,191	0,196	0,189
FAC3_3	0,220	0,271	0,298	0,41	0,089	0,110	0,121

Fuente: Elaboración propia

Con base en el modelo que concluye con la estrategia de modelamiento (SAR Error Model – GM Estimation Groupwise Heteroskedasticity), a continuación se procede a estimar el valor marginal del aporte de las variables ambientales objeto de este libro y el peso que tienen estos atributos en el valor total del alquiler de la vivienda en Cali.

8.6. ESTIMACIÓN DE LOS BENEFICIOS Y VALORACIÓN DE IMPACTOS

En el modelo SAR Error Model GM Groupwise Heteroskedasticity presentado en la Tabla 8.7, tal como se esperaba a priori, el índice de calidad ambiental tiene una incidencia significativa sobre el precio de la vivienda. Este modelo indica que esta relación es positiva y en el cual el valor de la vivienda refleja que un aumento de este indicador genera un incremento positivo del valor de una vivienda, que se manifiesta en la medida en que se accede a viviendas ubicadas en barrios con un mayor ICA. Igual reflexión cabe para la variable DVI_DII.

Estos resultados indican que tal como se presentó en la ecuación 6.22, los agentes se localizan y valoran en su localización el entorno ambiental de manera agregada (que se ha definido en este libro como ICA_ACP a nivel de comuna) y también tienen en cuenta una variable ambiental específica relacionada más directamente con la vivienda a nivel de barrio (definida como DVI_DII).

Con base en esta reflexión positiva acerca de la relevancia empírica del modelo que se ha estimado, a continuación se procede a valorar los impactos positivos o beneficios derivados de la presencia de ciertos niveles de las variables ambientales en estudio, con el objetivo de responder a la pregunta ¿cuál es la valoración económica que asignan los agentes a este tipo de atributos ambientales? De esta forma se espera realizar una aproximación al valor social de la conservación de estos factores ambientales urbanos.

8.6.1. Identificación de impactos o beneficios de la calidad ambiental

La aproximación hedónica para la evaluación de los beneficios, parte de la hipótesis de capitalización de beneficios cuando se supone movilidad de los individuos entre distintas localizaciones, lo cual quiere decir que los precios de renta de la propiedad son más altos en un área con mejor calidad ambiental, por lo que muchos desearían moverse a esta área y ofrecer los precios de la propiedad. La perfecta movilidad entre diferentes áreas (y que se toma como referencia el precio de alquiler que es más dinámico que el de venta para capturar cambios ambientales de corto plazo), asegura que el precio de la propiedad refleje los beneficios de la amenidad ambiental que se esté evaluando, lo cual es correcto siempre y cuando las amenidades sean bienes de no-mercado sin precio.

En teoría, la derivada del precio hedónico con respecto a cada variable explicativa es su precio marginal implícito, que puede ser interpretado como la disposición a pagar bajo el supuesto de que el mercado de vivienda está en equilibrio.

En términos generales, el modelo resultante indica que un aumento del 10% del ICA promedio genera un cambio positivo en el precio del alquiler promedio de la vivienda (\$265.019,34) del 1%. Sin embargo, para este caso de estudio el análisis de los beneficios o cambios marginales es más relevante bajo la mirada de las zonas ambientalmente homogéneas (ZAH) propuesta en el mapa 5.17. Por ello en la Tabla 8.8 se muestra la DAP que tienen los agentes ante un cambio de localización de su vivienda de una zona a otra (*ceteris paribus* las demás variables que determinan el precio de renta de la misma).

Tabla 8.8: Disponibilidad a pagar y elasticidades por ZAH

ZAH	Comunas	Rango del ICA	ICA promedio	DAP (\$miles de pesos)	Elasticidad
Muy bueno	2,17,19	(0,75 >ICA<= 1,00)	0,87	15,4255	0,1952
Bueno	3,4	(0,49 >ICA<= 0,75)	0,62	14,5841	0,1391
Regular	5,7,8,9,10,11,16	(0,24 >ICA<= 0,49)	0,37	13,7887	0,0830
Deficiente	6,12,13,14,15,18,1,20,21	(0,00 >ICA<= 0,24)	0,12		0,0269

Fuente: Elaboración propia.

Un cambio de una ZAH *deficiente a regular* (25%) modifica el precio promedio de la vivienda en un 5,20% (\$13.789), de *regular a bueno* (25%) la modificación del precio promedio de la vivienda es del 5,50% (\$14.584) y de *bueno a muy bueno* (25%) el cambio es del 5,82% (\$15.426). Como se puede observar la valoración por el cambio hacia zonas con ICA más altos es creciente¹⁴⁴, lo cual indica que los agentes valoran de forma diferencial su localización teniendo este factor ambiental multidimensional llamado ICA.

De una manera más detallada en la Tabla 8.9 se presenta la disponibilidad marginal a pagar por un cambio de la calidad ambiental por barrio y comuna, en el que se puede observar cuál es la valoración marginal por acceder a una mejor calidad ambiental en el barrio o en la comuna.

Los resultados indican que los individuos valoran de forma creciente la calidad ambiental del entorno a la vivienda (a nivel de comuna) y que pasar de una ZAH a otra les representa unos beneficios marginales (mensuales) importantes, tal como se observa en la Tabla 8.9.

El lector podrá observar cómo la valoración por este atributo de la vivienda es creciente, pero en la medida que se pasa a una ZAH con mayor ICA el valor del cambio es cada vez menor. Lo que indica que la DAP por este atributo es creciente pero la intensidad del crecimiento decae conforme se aproxima al máximo valor del ICA.

En la Tabla 8.14 se presenta un cálculo de la DAP mensual para las viviendas según en la comuna en la que establece. Aquí se ratifica como cada vivienda asigna a la calidad ambiental un valor que es creciente en

¹⁴⁴ Las elasticidades arco estimadas para cada rango de ICA indican que la pendiente de la función de precios hedónicos cambia en la medida que cambiamos de una ZAH a otra (ver Tabla 8.8). De forma continua el análisis de elasticidades debería indicar cambios de esta en cada cambio de una unidad del ICA.

Tabla 8-9: Disponibilidad marginal a pagar por un cambio de la calidad ambiental por barrio y comuna (\$ miles de pesos)

ICA por Comuna	Muy bueno			Bueno			Regular						Deficiente								
	17	2	19	3	4	8	5	9	10	11	7	16	1	18	21	15	12	6	20	13	14
Muy bueno	0,000	11,570	12,701	25,21	29,13	35,08	35,43	36,12	36,47	39,20	42,59	44,26	44,93	45,92	47,25	48,23	49,22	49,87	54,07	54,39	58,52
Bueno	0,000	1,131	13,638	17,563	23,515	23,861	24,551	24,896	27,635	31,018	32,692	33,358	34,355	35,677	36,664	37,647	38,300	42,503	42,823	46,947	
	0,000	12,507	16,432	22,384	22,730	23,420	23,764	26,504	29,886	31,560	32,227	33,223	34,546	35,533	36,516	37,169	41,372	41,692	45,816		
	0,000	3,925	9,877	10,223	10,913	11,258	13,997	17,379	19,054	19,720	20,716	22,039	23,026	24,009	24,662	28,865	29,185	33,309			
	0,000	5,952	6,298	6,988	7,333	10,072	13,454	15,129	15,795	16,792	18,114	19,101	20,084	20,737	24,940	25,260	29,384				
	0,000	0,346	1,036	1,381	4,120	7,502	9,177	8,831	9,497	9,843	10,840	12,162	13,149	14,132	14,785	18,988	19,308	23,432			
	0,000	0,690	1,035	3,774	7,157	8,831	9,497	9,843	10,840	12,162	13,149	14,132	14,785	18,988	19,308	23,432					
Regular	0,000	0,344	3,084	6,466	8,140	8,807	9,803	11,126	12,113	13,096	13,749	17,952	18,272	22,396							
	0,000	2,739	6,122	7,796	8,462	9,459	10,781	11,768	12,751	13,404	17,607	17,927	22,051								
	0,000	3,383	5,057	5,723	6,720	8,042	9,029	10,012	10,665	14,868	15,188	19,312									
	0,000	0,000	0,000	1,674	2,341	3,337	4,659	5,646	6,629	7,283	11,485	11,806	15,929								
	0,000	0,000	0,000	0,667	1,663	2,985	3,972	4,955	5,608	9,811	10,131	14,255									
	0,000	0,000	0,000	0,996	2,319	3,306	4,289	4,942	9,145	9,465	13,589										
	0,000	1,322	2,309	3,292	3,945	8,148	8,468	12,592													
Deficiente	0,000	0,987	1,970	2,623	6,826	7,146	11,270														
	0,000	0,983	1,636	5,839	6,159	10,283															
	0,000	0,653	4,856	5,176	9,300																
	0,000	4,203	4,523	8,647																	
	0,000	0,320	4,444																		
	0,000	4,124																			
	0,000																				

Fuente: Elaborado por el autor

Tabla 8.10: Disponibilidad a pagar mensual por ICA_ACP y DVI_DII según vivienda

Zona ambiental homogénea	Comuna	Porcentaje del precio del alquiler							Precio de alquiler estimado	DAP_ICA	DAP_DVI
		Constante	ICA_ACP	DVI_DII	ESTRATO	FAC1_3	FAC2_3	FAC3_3			
Muy bueno	17	9,451	2,377	0,979	22,081	28,795	22,481	13,836	690,081	16,404	6,752
	2	10,344	2,087	0,492	22,282	28,713	22,159	13,923	630,525	13,160	3,103
Bueno	19	10,889	2,144	0,639	23,573	28,820	20,408	13,527	598,965	12,843	3,828
	3	25,037	3,584	0,557	24,057	21,289	13,361	12,114	260,505	9,337	1,452
	4	26,443	3,340	0,479	24,950	21,104	13,902	9,781	246,652	8,237	1,182
	8	27,694	2,789	0,816	25,805	19,701	12,617	10,578	235,514	6,569	1,921
Regular	5	25,318	2,512	0,823	23,624	24,214	13,314	10,196	257,617	6,472	2,120
	9	28,014	2,696	0,748	25,937	18,989	13,075	10,541	232,826	6,278	1,742
	10	26,205	2,484	0,580	24,132	17,039	16,392	13,168	248,891	6,182	1,444
	11	26,639	2,211	0,459	24,164	18,064	14,197	14,266	244,842	5,414	1,123
	7	28,020	1,918	0,604	25,181	22,081	9,612	12,583	232,773	4,465	1,406
	16	31,703	1,942	1,849	17,503	18,400	16,621	11,982	205,730	3,996	3,804
	1	47,539	2,777	1,821	11,571	12,652	10,181	13,460	137,197	3,809	2,498
	18	29,777	1,612	0,420	26,225	13,192	17,678	11,097	219,039	3,530	0,919
Deficiente	21	47,472	2,299	0,672	11,195	18,723	9,983	9,657	137,393	3,159	0,923
	15	36,485	1,612	1,817	19,682	19,909	10,094	10,401	178,768	2,883	3,248
	12	36,819	1,472	0,630	19,192	19,250	11,683	10,953	177,143	2,607	1,117
	6	37,072	1,378	1,081	19,493	14,382	16,771	9,823	175,936	2,424	1,902
	20	42,923	0,820	0,708	9,865	22,486	9,274	13,924	151,953	1,246	1,076
	13	38,862	0,689	0,722	19,859	18,411	9,612	11,846	167,834	1,156	1,212
PROMEDIO TOTAL	14	48,234	-	1,421	11,020	12,124	9,757	17,445	135,222	-	1,921
		30,52095	2,03541	0,87226	20,54234	19,92085	13,96050	12,14768	265,01934	5,72243	2,12835

Fuente: Elaboración propia.

función del incremento del ICA_ACP por comuna. Sin embargo, los porcentajes son diferentes dependiendo de en qué entorno ambiental (comuna) se ubica la vivienda, por ejemplo, en promedio en la comuna de mejor calidad ambiental (comuna 17) el pago por ese nivel de ICA representa el 2,38% (\$16.404) del valor del alquiler mensual, mientras que para los barrios ubicados en la comuna 13 sólo representa el 0,69% (\$1.156).

Con los valores derivados del modelo que finalmente interpreta la ecuación 6.22, y que se han presentado en la Tabla 8.7, no sólo se pueden derivar los valores presentados en las Tablas 8.8, 8.9 y 8.10, sino que es posible estimar los beneficios asociados a una estrategia de gestión urbana que incida en el ICA de las comunas de Cali, donde se puede evaluar socialmente la viabilidad de las políticas públicas en medio ambiente urbano.

8.6.2. Identificación de impactos de la cobertura arbórea

Tal como se ha descrito en la ecuación 6.22, otro de los factores que determinan la valoración que los agentes realizan, cuando eligen una vivienda, está asociado con variables “unidimensionales” que identifican y relacionan directamente con la vivienda que adquieren (como por ejemplo la distancia y/o densidad de parques, zonas verdes y autopistas, etc). En el caso de este libro, del conjunto de variables ambientales explicativas al nivel de agregación de barrios, la más significativa fue la presencia de *árboles por barrio*¹⁴⁵, lo cual da una idea del acceso de la vivienda a un área específica en la que se manifiestan las amenidades ambientales asociadas a la presencia de una buena o deficiente densidad arbórea por barrio.

A continuación se presentan los principales resultados del análisis de los beneficios asociados a este factor de localización, en cuyo caso la regresión hedónica del valor de la propiedad puede ser empleada para estimar los beneficios de proyectos públicos de mejoramiento de la cobertura arbórea urbana.

El MPH definido en la Tabla 8.1 indica que la elasticidad promedio del precio de la vivienda ante un cambio de una unidad de la variable DVI_DII es de 0,028. Dados los resultados de la Tabla 8.14 se deduce que la disponibilidad promedio de la DVI_DII por barrio representa un 0,87% (\$2.128,35) del valor promedio del alquiler mensual de la vivienda

¹⁴⁵ Estimada mediante el cálculo de un índice de cobertura vegetal, usando la interpretación de una imagen de satélite Landsat TM 7. A este índice lo hemos denominado DVI_DII.

en la ciudad de Cali. También se observa en esta tabla cómo este valor es diferencial para cada uno de los barrios de la ciudad, de acuerdo con la disponibilidad del índice de vegetación arbórea.

En la Figura 8.3 se puede observar cómo varía la DAP por barrio, de acuerdo con la disponibilidad de DVI_DII. Esta variación muestra cómo en la medida en que esta variable aumenta, igual lo hace el valor que los individuos están DAP por su vivienda¹⁴⁶. Un análisis detallado de esta variable por barrios pertenecientes a cada comuna, daría información de cómo cambia (en estas ZAH) la valoración de las viviendas entre barrios, *ceteris paribus* las demás variables que determinan valor mensual del alquiler de la propiedad. Esto sería una señal para observar cómo los agentes pueden demandar mejores condiciones ambientales pasando de un barrio a otro, aún sin cambiar de comuna¹⁴⁷.

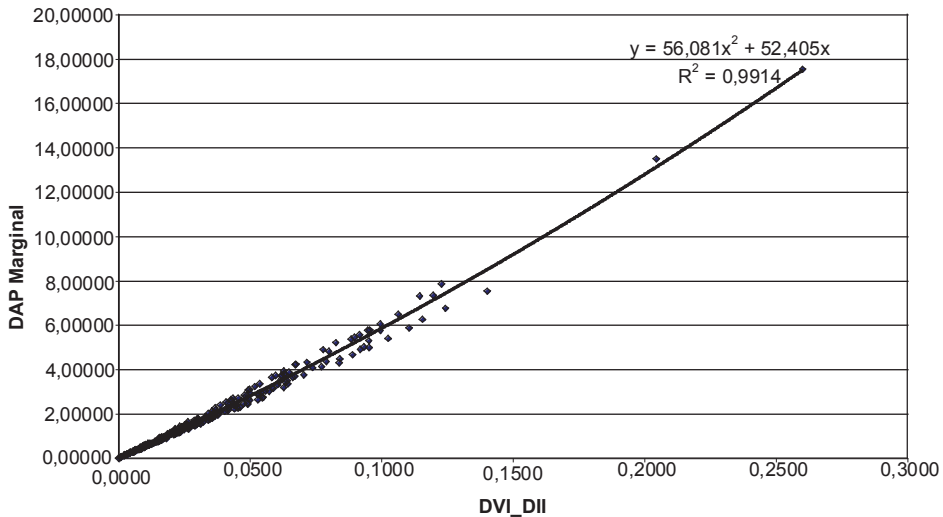


Figura 8.3: Disponibilidad a pagar por DVI_DII

¹⁴⁶ Hemos extraído de la muestra, para hacer la Figura 8.1, el dato correspondiente al barrio *Parcelación de Pance* dado que presenta un DVI_DII muy superior al resto de barrios (*outlier*), haciendo que la escala de la figura no sea adecuada para mirar los resultados de casi la totalidad de los barrios de Cali. Sin embargo, el dato de la DAP marginal de este barrio es de \$90.000 pesos mensuales por la disponibilidad de este factor. Es explicable que este barrio presente estos resultados, pues se trata de viviendas ubicadas en la comuna 17 que se caracterizan por estar construidas en parcelas de entre 1.000 a 5.000 m² donde el índice de vegetación arbórea ha detectado el mayor verdor de la ciudad.

¹⁴⁷ Este es un análisis en el que queremos avanzar en futuros desarrollos de esta investigación, en el que nos proponemos hacer un modelo logit multinomial, para descubrir cómo eligen los agentes su localización entre los barrios de una misma comuna y fuera de ella.

En resumen, los valores presentados en esta última parte del estudio son significativamente importantes como indicadores monetarios para evaluar la política pública en materia de gestión ambiental urbana, no sólo porque permite cuantificar qué valor asigna la sociedad (de manera diferencial) a los componentes ambientales estudiados, sino que la autoridad ambiental tiene una importante herramienta para evaluar las estrategias de inversión que aumentan la cobertura arbórea y en general la calidad ambiental del entorno urbano inmediato a las viviendas.

8.7. CONCLUSIONES

En general, el ejercicio econométrico para derivar el mejor MPH demandó la identificación de efectos espaciales en los datos. A nivel univariante, se realiza un AEDE (consignado en el capítulo 7) en el cual se emplean los índices de *I de Moran* y *C de Geary* para detectar la presencia o no de autocorrelación espacial en cada una de las variables del MPH. El resultado de este capítulo concluyó que había suficiente evidencia de que existía autocorrelación espacial tanto en las variables independientes (excepto FAC1_3) como en la dependiente. Con estos resultados, en el capítulo 8 se confirma la presencia de este fenómeno espacial por medio de un análisis confirmatorio (a nivel multivariante) de tal forma que se identifique el tipo de dependencia espacial que existía en forma de dependencia residual y heterocedasticidad espacial. El empleo de una estrategia de modelación garantizó la búsqueda del mejor modelo: SAR Error Model - GM Estimation Groupwise Heteroskedasticity del cual se derivan los cálculos de beneficios asociados al valor económico de los componentes ambientales estudiados, sobre el valor del alquiler de la vivienda en Cali.

Finalmente en este libro se ha evaluado el índice de calidad ambiental desde el punto de vista económico, empleando un MPH ajustado espacialmente. Aquí se demuestra la robustez de este modelo para explicar los determinantes del precio de la vivienda, especialmente con respecto a la calidad ambiental “agregada” como una medida de la multidimensionalidad de los componentes ambientales que explican esta variable latente en un entorno específico. De este análisis se ha estimado el precio implícito del ICA como una medida económica del bienestar social derivado de su presencia en la comuna y la DAP ante un cambio de una ZAH de menor a mayor calidad ambiental en Cali.

CONCLUSIONES FINALES

En términos generales, los resultados del estudio indican que tal como se había previsto, las condiciones de calidad ambiental en una ciudad son heterogéneas y se ha logrado representar en el espacio geográfico un índice objetivamente medido (como dirían Ebert *et al.*, 2004) de la calidad ambiental que tiene cada comuna en Cali. Finalmente se han encontrado un conjunto de comunas que comparten valores del *índice de calidad ambiental* (ICA) similares que podrían ser clasificadas como relativamente homogéneas o grupos homogéneos de comunas que pueden resultar útiles de acuerdo con el ICA estimado.

La importancia operativa de estos resultados indica que se ha construido un instrumento para la definición de política pública en materia de medio ambiente urbano, con el cual se pueden diferenciar espacialmente el grado de intervención pública en las diversas zonas de una ciudad y establecer criterios de prioridad en la asignación de recursos públicos (ver Tabla 5.13). Además, los resultados del índice son también una importante herramienta para definir el estado o *línea base* de la situación ambiental de cada una de las comunas con el fin de establecer mecanismos de seguimiento, control y evaluación de la política pública.

Se ha pretendido construir un instrumento que permita resumir una gran cantidad de datos en un número reducido de indicadores y finalmente en un sólo índice que sintetiza toda la información contenida en las variables que determinan la calidad ambiental en zonas urbanas y a la escala de análisis que se desarrolla en esta investigación.

Técnicamente se ha estimado el *índice de calidad ambiental* como una *variable latente* que ha demandado la construcción de un modelo para la implementación de un sistema de indicadores ambientales coherente y conceptualmente consistentes con lo que se ha intentado representar: una medida cuantitativa del valor relativo (y la diferencia con respecto a

parámetros de calidad ideal) de las condiciones ambientales de las *unidades experimentales* llamadas comunas. En este sentido en este libro se ha realizado una revisión bibliográfica que ha permitido definir el estado del arte en materia de indicadores e índices ambientales urbanos aplicados en el ámbito global, regional y local derivando así el modelo general para la construcción del índice de calidad ambiental y su aplicación en la ciudad de Cali (Colombia) como una de las primeras experiencias a este nivel de agregación.

En la primera parte del libro se presentan dos modelos básicos que representan el marco teórico de la construcción de un sistema de indicadores ambientales. Ellos son el modelo de presión – estado – respuesta desarrollado por la OCDE (incluidas las modificaciones que han elaborado otros usuarios denominadas DPER, PEIR, DPEIR), y el modelo basado en temas ambientales definido por la UNCSD (2000, 2001). El estudio se basó en este último modelo analítico, recogiendo la experiencia de modelos de indicadores ambientales aplicados en España, el sistema de indicadores de la Red de Ciudades y Pueblos de la Comunidad Autónoma de Andalucía, el sistema de indicadores propuestos por la AMAE/CEE y el sistema de indicadores ambientales urbanos propuestos por el Ministerio del Medio Ambiente de Colombia.

En este libro se define la estructura conceptual que delimita el índice de calidad ambiental, estructurando un modelo o sistema de indicadores ambientales urbanos con una “batería“ de 25 indicadores sometidos a criterios de selección, mediante la revisión de los 39 indicadores teóricos identificados (ver Tabla 3.5 y Figura 3.1).

El análisis de las fuentes de información disponibles condujo a seleccionar 12 indicadores con los cuales se explica la calidad ambiental urbana en este libro. Con estos indicadores se prueba el modelo y se estima el *índice de calidad ambiental* por comunas en la ciudad de Cali.

Las metodologías empleadas para estimar el indicador sintético son dos métodos de análisis multivariantes: el análisis de componentes principales (ACP) y la medida de distancia P_2 (DP_2) conceptualmente los resultados de esta investigación indican que el método de ACP es una ordenación relativa de las comunas de acuerdo con el valor que toman los indicadores simples en un indicador sintético, por lo tanto su resultado es meramente ordinal con respecto a los valores promedio de referencia de los indicadores que explican la calidad ambiental. Por otro lado, la DP_2 parte de un vector de valores de referencia que indican parámetros de calidad de los indicadores que explican la calidad ambiental: por lo tanto los valores que

arrojó el índice son medidas (cardinales) de la distancia de cada comuna con respecto al valor de referencia.

El marco de referencia para evaluar el índice según el ACP sólo se circunscribe a las comunas de la ciudad que se esté estudiando y no permite generalizar el resultado para comparar u ordenar comunas de otros centros urbanos, es decir, es una valoración relativa ínter comuna de una misma ciudad. Posibilidad que sí ofrece el índice calculado por DP_2 dado que toma como valor de referencia parámetros objetivos para cualquier ciudad definidos por organizaciones internacionales como la OMS y la EPA, entre otras agencias internacionales. Ello hace que este último método sea una medida interesante desde el punto de vista aplicado (donde se puede abrir una línea de investigación para comparar ciudades sostenibles a nivel mundial) en la medida que permite generalizar los resultados para comparar otras ciudades.

Las estimaciones empíricas con los dos métodos generan resultados consistentes con la realidad ambiental de la ciudad analizada y además, se obtienen resultados parecidos desde el punto de vista de la ordenación de las comunas de acuerdo con el índice de calidad ambiental (ver Tablas 5.11, 5.13 y mapas 5.17, 5.19).

El *índice de calidad ambiental* estimado ilustra sobre la importancia relativa de las distintas variables ambientales a la hora de explicar la situación ambiental heterogénea de las zonas urbanas de la ciudad, proporcionando una información relevante para los tomadores de decisión. Sin embargo, se pensó conveniente dar un paso más: no sólo describiendo los atributos que diferencian unos emplazamientos de otros (sean barrios, comunas, distritos, o ciudades), sino tratando de averiguar la importancia relativa que el ciudadano otorgaba a dichas diferencias (Azqueta y Escobar, 2004).

Para ello se parte de suponer que la presencia de zonas verdes, árboles y calidad del aire, etc., en una comuna marca la diferencia con otra (*ceteris paribus*), y se trata de averiguar su relevancia desde el punto de vista del bienestar de la gente. Se cree que el cálculo de un *índice de calidad ambiental* solventa este problema utilizando la técnica estadística que permite maximizar el porcentaje de las diferencias explicadas, y a partir de este, con el *análisis económico* se pretende ir algo más lejos al proporcionar una herramienta que permitiría resolver el problema de una forma mucho más rigurosa mediante el uso de los precios hedónicos.

Con este objetivo se procedió al análisis y construcción de un modelo de precios hedónicos en el cual el precio de la vivienda (como representación

del valor de un bien multiatributo) tuviera como uno de sus determinantes el *índice de calidad ambiental* construido.

Para evaluar la bondad de uno u otro método de estimación del *índice de calidad ambiental*, este libro avanzó en comprobar cuál de los dos era más robusto para explicar el precio de renta de la vivienda urbana.

Como continuación de la siguiente fase de esta investigación se trabaja con una hipótesis que se intenta comprobar en la tercera parte de este libro: la calidad ambiental como indicador de los beneficios asociados a los bienes y servicios ambientales es un indicador de las amenidades ambientales del entorno urbano llamado comuna, que tienen un valor social representado positivamente como uno de los determinantes del valor de un bien heterogéneo como la vivienda.

Esta fue la hipótesis de trabajo sobre la cual se avanzó en la siguiente fase de esta investigación: la valoración económica de la calidad ambiental en Cali. En este sentido, en el capítulo 6 se demostró que tal como se había propuesto en la ecuación 6.22, los cuatro modelos presentados (estimados por MCO) para explicar los determinantes del precio del alquiler de la vivienda en Cali fueron estadísticamente significativos y consistentes con lo que se esperaba *a priori*. Se comprueba que ICA basado en ACP es más consistente que el estimado por DP_2 , argumentando que la explicación puede obedecer a que el comportamiento de los agentes económicos cuando demandan una vivienda y tienen en cuenta la calidad ambiental del entorno, lo hacen basados en su percepción subjetiva con respecto al valor relativo de esta variable en cada una de las comunas (que es lo que refleja el ICA estimado por ACP).

De los cuatro modelos presentados en el capítulo 6, el que más se ajusta a los datos es el que interpretaba la ecuación 6.22 con las variables ambientales ICA_ACP y DVI_DII. Esta última muestra un mayor ajuste que la DEARB_HA porque refleja una mejor estimación de la cobertura arbórea mediante la interpretación de una imagen de satélite.

Los resultados indican que el mejor modelo es el segundo (que se presenta en la Tabla 6.3) y que refleja consistentemente el modelo definido en la ecuación 6.22. También, que las consecuencias de la estimación por MCO en presencia de dependencia espacial (sustantiva o residual) de este modelo generaban parámetros insesgados pero ineficientes (Moreno y Vaya, 2000:98).

A partir de aquí se incorpora en la investigación la definición de criterios y técnicas de análisis para comprobar la presencia de efectos espaciales mediante el uso de técnicas de AEDE. El propósito era detectar e incor-

porar tales efectos en un modelo que incorporara de manera explícita la dependencia espacial (ya sea sustantiva o residual) mediante el análisis confirmatorio, que daría como resultado una reespecificación de la ecuación 6.22, cuyos resultados debían ajustar los estimadores de tal forma que los cálculos del valor económico de las variables ambientales de interés fueran fiables.

En el capítulo 7 se usan técnicas de AEDE para demostrar la presencia de estructuras espaciales en casi todas las variables (excepto FAC3_3), que hacían parte del modelo presentado en la ecuación 6.22. En este sentido el AEDE univariante (análisis global) indicó la presencia de dependencia espacial en los datos de los 322 barrios de Cali. Sin embargo, en un análisis más detallado se encontraron estructuras espaciales importantes, principalmente en las variables LPALQ (variable dependiente) y ESTRATO e ICA_ACP (variables independientes), al elaborar un análisis minucioso de cómo se distribuyen los datos en todo el territorio analizado empleando el estadístico *I de Moran local*.

Estos indicios fueron una primera aproximación a la incorporación del fenómeno de dependencia espacial en el modelo propuesto, sin embargo, en el análisis confirmatorio (capítulo 8) se especifica el tipo de dependencia espacial (residual) y la forma de incorporar tales efectos en la redefinición del modelo presentado en la ecuación 6.22.

En el capítulo 8 se realiza el análisis confirmatorio de datos espaciales o modelación espacial y se examina qué tipo de asociación espacial se presentaba en el modelo y se propuso una *estrategia de modelación* que condujo al modelo espacialmente más robusto y con los mejores estimadores (eficientes, insesgados y significativos).

Se ha confirmado (a nivel multivariante) la presencia de efectos espaciales mediante un análisis confirmatorio, de tal forma que se puede decantar el tipo de dependencia espacial (residual) que existía. Finalmente, las estimaciones dieron como resultado el ajuste de los estimadores resultantes del MBRL por MCO, mediante el empleo de una estrategia de modelación que garantizó la búsqueda del mejor modelo: *Sar Error Model – GM Stimulation Groupwise Heteroskedasticity* del cual se derivan los cálculos de beneficios asociados al valor económico de los componentes ambientales estudiados sobre el valor del alquiler de la vivienda en Cali.

Con este modelo ajustado por los efectos espaciales detectados, no sólo se confirman los resultados presentados por MCO sino que se hallan estimadores ajustados y altamente significativos de las variables ambientales estudiadas en esta investigación: el ICA_ACP y DVI_DII. La primera como

una medida de la valoración (en la toma de decisiones de los agentes) de una variable agregada que mide la multidimensionalidad de los factores que determinan la calidad ambiental del entorno y la segunda, como una variable específica que se relaciona con la vivienda inmediata (*densidad de cobertura arbórea*). El resultado es que ambas son altamente significativas para explicar la estructura de precios de la vivienda y cómo inciden estas en la decisión que finalmente lleva a los agentes económicos a localizarse en la ciudad.

Otro elemento por resaltar en esta parte del estudio, es que (con la ayuda del análisis multivariante) se pueden emplear técnicas como el ACP para sintetizar un conjunto amplio de variables correlacionadas en un número de componentes principales no correlacionados que sirven, en este caso, como nuevas variables en un modelo de regresión múltiple. En este estudio se ha estimado un modelo de precios hedónicos que recoge la explicación de la varianza de 26 variables en sólo tres componentes y tres índices (el ICA, DVI_DII y el estrato socioeconómico), que explican aproximadamente el 84% de la estructura del precio de alquiler de la vivienda (Tabla 6.2).

Desde el punto de vista de la política pública, estos resultados indican que la ciudad no es ambientalmente homogénea y que los agentes valoran positivamente y de manera diferencial el acceso a zonas ambientalmente mejores. Ante ese escenario los tomadores de decisión tienen un indicador objetivo y técnicamente medido que les permitirá hacer una gestión diferenciada en el territorio, en la medida en que pueden no sólo dimensionar los beneficios sociales de mejorar las zonas ambientalmente más deprimidas de la ciudad, sino que también pueden entender cómo valoran los distintos conglomerados sociales (en la ciudad) un cambio de la densidad de árboles en un barrio ante un proyecto público que modifique esta densidad, ya sea positiva o negativamente.

En general, los resultados encontrados en este libro no sólo confirman la relevancia del modelo propuesto en la ecuación 6.22 (que se ha comentado extensamente) para interpretar cuáles son los determinantes del precio de la vivienda urbana en Cali, sino que proporcionan información importante para la toma de decisiones por parte de las autoridades locales con respecto al mejoramiento de la calidad ambiental urbana, toda vez que se contribuye a dimensionar los beneficios de las medidas de política pública en el medio ambiente urbano.

Con los argumentos sustentados en esta tesis, se comprueban las hipótesis iniciales del estudio para demostrar que la ciudad no es ambientalmente homogénea y que los agentes localizan y valoran económicamente

en esta decisión las condiciones ambientales del entorno siguiendo un patrón (compartido con Orford, 1999) en el cual el individuo referencia (en una ciudad) inicialmente su localización en un distrito (o comuna) y luego identifica la vivienda inmediata con una serie de amenidades que están más relacionadas con las ofertas ambientales (entre otras de carácter social y económicas, etc.) presentes en un barrio en particular, en este caso interpretadas como la densidad de árboles por barrio.

Queda sin embargo, la inquietud de haber considerado la representación de la calidad ambiental a nivel de comuna como una unidad espacial arbitraria, sin embargo, se ha sustentado que esta selección obedeció no sólo a la disponibilidad de información, sino a que esta unidad espacial es referencia para la planificación y representación política de los ciudadanos al nivel más desagregado de la municipalidad en Cali. Por lo tanto, los resultados de esta investigación brindan a los tomadores de decisión una información importante para la gestión del territorio al nivel para el cual la sociedad y el Estado tienen como referente la coparticipación en la construcción de los planes y políticas públicas que inciden en el bienestar de los habitantes de cada una de las 21 comunas de Cali.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Ángel, Augusto. (1.995): *Desarrollo sostenible: aspectos conceptuales*. UICN. Fundación Natura. Quito.
- Anselin, LUC. (1.995): *Local Indicators of Spatial Associations-LISA*. Geographical Analysis, Vol. 27. Pag. 93-115.
- (1988): *Spatial Econometrics: Methods and Models*. Dordrecht Kluwer Academic Publishers.
- (1999): *The Future of Spatial Analysis in the Social Sciences*. Geographic Information Sciences 5 (2), 1999, 67-76.
- (2001): *SpaceStat Version 1.90. User's Guide*. Regional Research Institute, West Virginia University, Morgantown.
- (2004): *Spatial Externalities*. Regional Economics Applications Laboratory (REAL) and Department of Agricultural and Consumer Economics, University of Illinois, Urbana-Champaign. <http://www.ciss.org/meetings/externalities.htm>.
- (2004): *GeoDa 0.9.5-i. User's Guide*. Center for Spatially Integrated Social Science. <http://www.csiss.org/>. University of Illinois, Urbana-Champaign. Revised, January 20, 2004.
- Anselin, L. y A.K. Bera. (1998): *Spatial dependence in linear regression models with an introduction to spatial econometrics*. Handbook of Applied Economic Statistics. Eds. Aman Ullah and D.E.A. Giles. New York: Marcel Dekker, Inc.
- Anselin, L. y D.A. Griffith. (1995): *New directions in Spatial Econometrics*. Ed. Springer Verlag.
- Anselin, L. y J. Le Gallo. (2006): *Interpolation of Air Quality Measures in Hedonic House Price Models: Spatial Aspects*. Spatial Economic Analysis, vol. 1, No. 1.
- Anselin, Luc y R. Moreno (2001): *Properties of Tests for Spatial Error Components*. 40th Western Regional Science Association/Applied Econometrics Association Meetings in Palm Springs, CA, Feb. 2001.
- Anderson, T.W. (1984): *An introduction to multivariate statistical analysis*. New York.
- Armengol R. María Teresa (1996): *Análisis de la incidencia de las variables de localización sobre el precio de la vivienda: Una aplicación de la teoría de la accesibilidad a los municipios del área metropolitana de Barcelona*. Congreso sobre Dinámica y perspectivas del Estado de las Autonomías: El Pacto Local. Universidad de Lleida.

- Azqueta, Diego. (1994): *Valoración económica de la calidad ambiental*. McGraw-Hill, Madrid.
- (2002): *Introducción a la Economía Ambiental*. Madrid. Editorial McGraw Hill Profesional.
- Azqueta Diego, Escobar Luis A. (2004): Calidad de vida urbana. *Ekonomiaz*. No. 57, 3er Cuatrimestre. Pag. 216-239.
- Baller, R., L. Anselin, S. Messner y D. Hawkins. (2001): *Structural covariates of U.S. county homicide rates: incorporating spatial effects*. *Criminology* (In Press).
- Bao, S., L. Anselin, D. Martin y D. Stralberg. (2000): *Seamless integration of spatial statistics and GIS: the S-Plus for ArcView and the S+Grassland links*. *Journal of Geographical Systems* Vol. 2. No.3. Pag. 287–306.
- Baumont, Catherine (2004): *Spatial Effects In Housing Price Models Do Housing Prices Capitalize Urban Development Policies In The Agglomeration Of Dijon (1999)?*. Université de Bourgogne. Pôle d'Economie et de Gestion.
- Bernal G. Juan Jesús, López H. Fernando A, Palacios S. M^a de los Ángeles. (2002): *Una nueva metodología en la valoración de inmuebles urbanos mediante modelos espaciales de regresión*. Facultad de Ciencias de la Empresa. Universidad Politécnica de Cartagena.
- Bosque, Joaquín. (2000): *Sistema de Información Geográfico*. Ediciones Rialp, S. A. Madrid.
- Brand, Peter C. (2001): *La construcción ambiental del bienestar urbano. Caso de Medellín*. Colombia. Economía, Sociedad y Territorio, Vol.3. No.9. Págs. 1-24.
- Brendt, Ernest. (1991): *The Practice of Econometrics: Classic and Contemporary*. Addison Wesley, Reading, Massachusetts.
- Burton Ian. (1968): *The quality of the environment: A review*. *Geographical Review*. Vol.58. No.3. Pag. 472-481.
- Castro Bonaño, J.M. (2002): *Indicadores de desarrollo sostenible urbano*. Una aplicación para Andalucía. Tesis Doctoral. Universidad de Málaga.
- Can, Ayse. (1992): *The Measurement of Neighborhood Dynamics in Urban House Prices*. *Economic Geography*. Vol.66. No.3. Pag. 254-272.
- CCE (1990): *Libro Verde sobre el Medio Ambiente Urbano*. D.G. XI. Comisión de las Comunidades Europeas. Bruselas.
- (1994a): *Ciudades Europeas Sostenibles*. Primer Informe. Comisión Europea y Grupo de Expertos sobre Medio Ambiente Urbano. Comisión de las Comunidades Europeas. Bruselas.
- (1994b): *Europa 2000+: Cooperación para el desarrollo territorial europeo*. Comisión de las Comunidades Europeas. Bruselas.
- (1996): *European Sustainable Cities. Report by the Expert Group on the Urban Environment*. D.G. XI. Comisión de las Comunidades Europeas. Bruselas.
- (1997): *Towards an Urban Agenda in the European Union. Communication from the Commission*. COM(97)197. Comisión de las Comunidades Europeas. Bruselas.
- (2000): *Hacia un Perfil de la Sostenibilidad Local: indicadores comunes europeos*. Comisión de las Comunidades Europeas. Oficina de Publicaciones Oficiales de las Comunidades Europeas. Bruselas.

- Cleveland, W. (1993): *Visualizing data*. Summit, NJ: Hobart Press.
- Cliff, A. D. y Ord, J. K. (1973): *Spatial autocorrelation*. Pion Limited, London.
- Cliff, A. D. y Ord, J. K. (1981): *Spatial processes: Models and Applications*. Pion Limited, London.
- Cressie, N. (1993): *Statistics for spatial data. Revised edition*. New York: Wiley.
- CMA (2001): *Bases para un Sistema de Indicadores de Medio Ambiente Urbano en Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente. Sevilla.
- CMA (2003a): *Guía Metodológica para el Cálculo de Indicadores de Sostenibilidad Local en la Comunidad Autónoma del País Vasco. Indicadores de Agenda Local 21*. Serie Programa Marco Ambiental No.20. Consejería de Medio Ambiente. País Vasco.
- CMA (2003b): *Indicadores Ambientales del País Vasco 2003*. Serie Programa Marco Ambiental No.28. Consejería de Medio Ambiente. País Vasco.
- Court A. (1939): *Hedonic Price Index With Automobile Examples*. The General Motor Corporation. The Dynamic of Automobile Demand.
- Chasco, Maria del Coro. (2003): *Econometría espacial aplicada a la predicción-extrapolación de datos microterritoriales*. Comunidad de Madrid. Consejería de Economía e Innovación Tecnológica.
- Chasco C. y Hernández I. (2004): *Medición del bienestar social provincial a través de indicadores objetivos*. Instituto Lawrence R. Klein (Universidad Autónoma de Madrid).
- Chica Jorge M., Rafael A. Cano. (2000): *Aproximación a la Variabilidad Espacial de las Características y del Precio de la Vivienda. Una Aplicación*. Documento del Departamento de Métodos Cuantitativos para la Economía y la Empresa. Universidad de Granada.
- Chuvieco S. Emilio. (2002): *Teledetección ambiental. La observación de la Tierra desde el espacio*. Editorial Ariel Ciencia. España.
- Dagma (2003a): *Agendas Ambientales Comuna 1*. Santiago de Cali.
- (2003b): *Agendas Ambientales Comuna 2*. Santiago de Cali.
- (2003c): *Agendas Ambientales Comuna 3*. Santiago de Cali.
- (2003d): *Agendas Ambientales Comuna 4*. Santiago de Cali.
- (2003e): *Agendas Ambientales Comuna 5*. Santiago de Cali.
- (2003f): *Agendas Ambientales Comuna 6*. Santiago de Cali.
- (2003g): *Agendas Ambientales Comuna 7*. Santiago de Cali.
- (2003h): *Agendas Ambientales Comuna 8*. Santiago de Cali.
- (2003i): *Agendas Ambientales Comuna 9*. Santiago de Cali.
- (2003j): *Agendas Ambientales Comuna 10*. Santiago de Cali.
- (2003k): *Agendas Ambientales Comuna 11*. Santiago de Cali.
- (2003l): *Agendas Ambientales Comuna 12*. Santiago de Cali.
- (2003m): *Agendas Ambientales Comuna 13*. Santiago de Cali.
- (2003n): *Agendas Ambientales Comuna 14*. Santiago de Cali.
- (2003ñ): *Agendas Ambientales Comuna 15*. Santiago de Cali.
- (2003o): *Agendas Ambientales Comuna 16*. Santiago de Cali.
- (2003p): *Agendas Ambientales Comuna 17*. Santiago de Cali.
- (2003q): *Agendas Ambientales Comuna 18*. Santiago de Cali.

- (2003r): *Agendas Ambientales Comuna 19*. Santiago de Cali.
- (2003s): *Agendas Ambientales Comuna 20*. Santiago de Cali.
- (2003t): *Agendas Ambientales Comuna 21*. Santiago de Cali.
- DAP-Cali. (1999): *Cali en Cifras*. Departamento Administrativo de Planeación de Santiago de Cali.
- (2000a): *Cali en Cifras*. Departamento Administrativo de Planeación de Santiago de Cali.
- (2000b): *La gestión habitacional en el plan de ordenamiento territorial de Cali. Informe Final - Plan Estratégico de Vivienda*. Departamento Administrativo de Planeación de Santiago de Cali.
- CENAC.
- (2001): *Cali en Cifras*. Departamento Administrativo de Planeación de Santiago de Cali.
- (2002a): *Cali en Cifras*. Departamento Administrativo de Planeación de Santiago de Cali.
- (2002b): *Plan de Ordenamiento Territorial de Cali. POT*. Departamento Administrativo de Planeación de Santiago de Cali.
- Dillon, W.R. Y M. Goldstein (1984): *Multivariate Analysis. Methods and Applications*. New York.
- Ebert U. And H. Welsch. (2004): *Meaningful environmental indices: a social choice approach*. Journal Environmental Economics and Management. No.47. Pag. 270-283.
- EEA/AMAE. (1995): *Europe's Environment: The Dobris 'Assessment*. European Environment Agency. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- (1998): *Europe's Environment: The second Assessment*. European Environment Agency. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- (1999a): *El Medio Ambiente en Europa: segunda evaluación medio ambiente urbano (Capítulo 12)*. Agencia Medio Ambiental Europea. Oficina para publicaciones oficiales de la Comunidad Europea. Luxembourg.
- (1999b): *Medio ambiente en la Unión Europea en el cambio de siglo*. Agencia Medio Ambiental Europea. Oficina para publicaciones oficiales de la Comunidad Europea. Luxembourg.
- (2000): *Environmental Signals 2000*. European Environment Agency. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- (2002): *Towards an urban atlas Assessment of spatial data on 25 European cities and urban areas*. Environmental issue report No 30. Copenhagen.
- Escobar, Arturo (1999): *El desarrollo sostenible: diálogo de discursos*. En Escobar Arturo, El final del salvaje, Cerec/Instituto Colombiano de Antropología. Bogotá.
- Escobar, Luis A. (2003): *Plan de acción para la recuperación y Mantenimiento del espacio público en las 21 comunas de Cali 2003 – 2004*. DAGMA - Sistema de Gestión Ambiental Comunitario (SIGAC).
- ESRI. (2001): ArcGis 8.0.

- Eurostat. (1998): *Indicadores de desarrollo sostenible. Estudio piloto según la metodología de la comisión de desarrollo sostenible de las Naciones Unidas*. Oficina de Publicaciones Oficiales de las Comunidades Europeas. Luxemburgo.
- (2000). *Toward environmental Pressure Indicators for the EU*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Fallis G. (1985): *Urban economics. An introduction*. Basil Blackwell Ltd. Oxford.
- Florax Raymond and Henk Folmer, (1992): *Specification and estimation of spatial linear regression models*. Regional Science and Urban Economics. No.22. Pag. 405-432.
- Freeman III, Myrick A. (1979). *Hedonic Prices, Property Values and Measuring Environmental Benefits: A Survey of the Issues*. Scandinavian Journal of Economics. Vol.81. No.2.
- (1993). *The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods. Resources for the Future*. Washington, D.C.
- Friend, A.M. Y D.J. Rapport. (1979): *Towards a Comprehensive Framework for Environmental Statistics: A Stress-Response Approach*. Statistics Canada. Ottawa.
- Fundación “La Caixa” (2003): *Anuario Social de España 2003*. Obra elaborada por el Instituto Lawrence R. Klein (Universidad Autónoma de Madrid). Barcelona.
- Fujita, M; Krugman, P. y A, Venables (2000): *Economía Espacial: Las ciudades, las regiones y el comercio internacional*. Ariel Economía.
- Galdames, Domingo. (2000): *Desarrollo de un marco conceptual para proponer un sistema de gestión ambiental municipal en la Comuna de Milipilla*. Universidad de Santiago de Chile. Tesis.
- Gámez M. Matías, García R. Noelia, Esteban Alfaro Cortés. (2004): *Una aplicación de la estadística espacial al comportamiento de la vivienda de alquiler en España*. Departamento de Economía y Empresa. Universidad de Castilla-La Mancha.
- García Almirall, P. (1997): *The integration of information system in urban analysis and evaluation*. Paper presented at the 4 the European Real Estate Society Conference 1997 (ERES), Berlin, 25-27th June 1997.
- Geary, R. (1954): *The contiguity ratio and statistical mapping*. The Incorporated Statistician 5, pp 115-145.
- Hair, J.F.; Anderson R.; Tatham R. Y W.C. Black. (1999): *Análisis Multivariante*. Prentice Hall Iberia. Madrid.
- Hidano, Noboru. (2002): *The Economic Valuation of the Environment and Public Policy: a Hedonic Approach*. Edward Elgar Editor. Cheltenham, UK.
- Hyatt. E. (2001): *Editorial*. Ecological Indicators 1 (2001) 1–2.
- Hotelling, H. (1933): *Analysis of a complex of statistical variables into principal components*. Journal of Educational Psychology. No.24. Pag. 417-520.
- INE (1981): *Programa de la OCDE de elaboración de los indicadores sociales. Medida del bienestar social: progresos realizados en la elaboración de los indicadores sociales*. Instituto Nacional de Estadística. Madrid.
- (1991): *Indicadores Sociales*. Instituto Nacional de Estadística. Madrid.
- Innes, J. (1990): *Knowledge and Public Policy – The Search for Meaningful Indicators*. Ed. New Brunswick, NJ. Transactions Publishers.

- Jesinghaus Jochen. (1999): *Indicators for Decision-Making*. European Commission, JRC/ISIS/MIA, TP 361, I-21020 Ispra (VA).
- Johnson, Dallas. (2000): *Métodos multivariantes aplicados al análisis de datos*. Internacional Thomson editores.
- Jolliffe, I.T. (1986): *Principal Components Analysis*. Springer. New York.
- Kelejian, H. y D. P. Robinson. (1998): *A suggested test for spatial autocorrelation and/or heteroskedasticity and corresponding Monte Carlo results*. Regional Science and Urban.
- Kristensen, Gustav. (1998): *Spatial Heterogeneity in Danish Urban Areas: The Expansion Method Philosophy and Variable Autocorrelated Residuals*. Paper prepared for: The 38th Congress of the European Regional Science Association. Vienna, 28 August -1 September 1998.
- Kolstad, Charles. (2001): *Economía Ambiental*. Oxford University Press.
- Lancaster, K. (1966): *A new approach to consumer theory*. Journal of Political.Economy 74, 132-157.
- Lesage, James P. (1999a): *Spatial Econometrics*. Department of Economics. University of Toledo.
- (1999b): *The Theory and Practice of Spatial Econometrics*. Department of Economics. University of Toledo.
- LI M, M. y Brown, H.J. (1980): *Micro-neighborhood externalities and hedonic housing prices*. Land Economics. Vol. 56. No. 2. Págs. 125-141.
- LIU, B. (1975): *Quality of life: concept, measure and results*. The American Journal of Economics and Sociology. Vol. 34, No. 1. Págs. 1-13.
- López, Palacios. (2.000): *Distintos modelos de dependencia espacial. Análisis de autocorrelación*. XIV Reunión Asepelt España, Oviedo 22-24, Junio 2.000.
- López, M., Sánchez, P. y C. Iglesias. (2003): *Bienestar socioeconómico de los municipios gallegos: una aproximación a su medida*. Revista Galega de Economía. Vol. 12, No. 2, pág. 1-24.
- McDonald J.F. (1979): *Economic analysis of an urban housing market*. Academic Press. N. York.
- McMahon S.K (2002): *The development of quality of life indicators—a case study from the City of Bristol, UK*. Ecological Indicators No. 2. Pag. 177–185.
- McMillan, D. P. (1996): *One Hundred Fifty Years of Land Values in Chicago: A non parametric Approach*. Journal of Urban Economics. No.40. Pag. 100-124.
- McMillen, D. y Mc Donald, J. (1991): *Urban Land value functions with endogenous zoning*. Journal of Urban Economics. No.29. Pag. 14 –27.
- McPherson, E.G., Nowak, D.J. (1994): *Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project*. Radnor, PA, Northeastern Forest Experiment Station.
- Milon, J.W and J. F. Shogren. (1995): *Economics, Ecology and the Art of integration*. Tomado de Integrating Economic and Ecological Indicators: Practical methods for environmental policy analysis. Edited by Milon and Shogren. Library of Congress. US.
- Moran, P. (1948): *The interpretation of statistical maps*. Journal of the Royal Statistical Society. Vol.10. Pág. 243-251.

- Morancho, Aurelia Bengochea. (2003). *A hedonic valuation of urban green areas*. Landscape and Urban Planning.
- Moreno, R. y E. Vaya. (2000): *Técnicas econométricas para el tratamiento de datos espaciales: la econometría espacial*. Edicions Universitat de Barcelona, colecció UB 44, manuals.
- MMA. (1996): *Indicadores ambientales. Una propuesta para España*. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- (2000): *Sistema español de indicadores ambientales: área de medio urbano*. Centro de Publicaciones. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- MUR, J. (1999): *Heterocedasticidad y autocorrelación espacial: una propuesta de series espaciales*. Estadística Española. Vol. 41. No. 144. Pag. 79-104.
- OCDE (1978): *Urban Environmental Indicators*. OCDE Paris.
- (1990): *Environmental Policies for cities in the 1990s*. Paris.
- (1993): *OECD Core Set of Indicators for Environmental Performance Reviews*. Environment Monographs No. 83. Paris.
- (1994): *Environmental Indicators. OECD Core Set*. Paris.
- (1997): *Better understanding our cities. The role of urban indicators*. Paris.
- (1998): *Core Set of Indicators of Development Progress*. Development Assistance Committee. DAC (98)6. Paris.
- (1999): *OECD Environmental Data: Compendium 1999 Edition*. Paris.
- (2000a): *Towards Sustainable Development: Indicators to Measure Progress*. Proceedings of the Rome Conference. Paris.
- (2000b): *Frameworks to Measure Sustainable Development: An OECD Expert Workshop*. Paris.
- (2001): *Sustainable Development: Critical Issues*. Paris.
- OMS/WHO (1993): *Healthy City Indicators*. World Health Organization. Copenhagen.
- (1999): *Guías para la calidad del aire*. Ginebra.
- Ordoñez, C y R. Martínez-Alegría (2002): *Sistemas de información geográfica: aplicaciones prácticas con Idrisi32 al análisis de riesgos naturales y problemáticas medioambientales*. Madrid. Editorial Ra-Ma.
- Orford, Scott. (1999): *Valuing the Built Environment: GIS and House Price Analysis*. Hants, United Kingdom: Ashgate Publishing Ltd. 216 pages.
- Paelinck, J.H.P. y L.H. Klaasen. (1979): *Spatial econometrics*. Saxon House.
- Palmquist, R. B.(1992): *Valuing localised Externalities*. Journal of Urban Economics. No.31. Pag. 59-68.
- Pardo Antonio y M. A. Ruiz. (2002): *Guía para el análisis de datos*. McGraw-Hill Interamericana de España.
- Paterson, R. et al. (2002): *Out of sight, out of mind? Using GIS to incorporate visibility in hedonic property value models*. Land Economics.
- Pena Trapero, J. B. (1977): *Problemas de la medición del bienestar y conceptos afines. Una aplicación al caso español*. INE. Madrid.
- Pender Anne, Dunne I and F. Convery. (2000): *Environmental Indicator for the Urban Environment: A Literature Review*. Working Papers. Environmental studies research series. University College Dublin. www.environmentaleconomics.net.

- Peters, W.S. y J.Q. Butler (1970): *The construction of Regional Economic Indicators by principal components*. Annals of Regional Science, IV: 1-14.
- Pnuma. (2001). *Informe sobre los indicadores ambientales y de la sustentabilidad en América Latina y el Caribe*. XIII Reunión del Foro de Ministros de Medio Ambiente de América Latina y el Caribe. UNEP/LAC-IG.XIII/Inf.4. United Nations. New York.
- Rao, C.R. (1965): *The use and interpretation of principal components analysis in applied research*. Sankhya, No. 26: 329-358.
- Richardson H.W. (1977): *The new urban economics: and alternatives*. Pion Limited, London.
- Rosen, S. (1974): *Hedonic Prices and Implicit Markets: Product Differentiation to Pure Competition*. Journal of Political Economy, Chicago: University of Chicago. No. 82. Pag. 34-55.
- Rosenfeld, E; San Juan, G y C. Discoli (2000): *Índice de calidad de vida urbana para una gestión territorial sustentable*. Revista Avances en Energías Renovables y Medio Ambiente. Argentina. Vol 4. No 2. Pag. 35-38.
- Rueda, Salvador. (1999): *Modelos e indicadores para ciudades sostenibles. Taller sobre indicadores de huella y calidad ambiental urbana*. Fundación Fórumambiental. Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya.
- Ruiz Castillo, J. (1982): *El Enfoque hedónico y el sector de las viviendas*. Información Comercial Española. Ministerio de Educación y Ciencia. Revista de Economía No. 585.
- Sáez, F., A. Sánchez y N. Rodríguez. (2002): *Una propuesta de medición del bienestar social en los municipios andaluces por medio de indicadores sintéticos*. Actas de la XXVIII Reunión de Estudios Regionales. Murcia.
- Sandberg, Krister. (2004): *On Space-Time Changes of Hedonic Prices for Single-Family Homes*. Tomado de: Hedonic Prices, Economic Growth, and Spatial Dependence. UES 631. PhD thesis. Department of Economics and CERUM. Umeå University. Sweden
- Sandberg, Krister y Jörgen Johansson. (2004): *Estimation of Hedonic Prices for Co-operative Flats in the City of Umeå with Spatial Autoregressive GMM*. Tomado de: Hedonic Prices, Economic Growth, and Spatial Dependence. UES 631. PhD thesis. Department of Economics and CERUM. Umeå University. Sweden
- Secretariat Tecnica de la Xarxa de Ciutats i Pobles Cap a la Sostenibilitat. (2000): *System of local sustainability indicators*. Diputació de Barcelona, Server de Medi Ambient, Barcelona, Spain.
- Segnestam, LISA. (2002a): *Indicators of Environment and Sustainable Development: Theories and Practical Experience*. Environmental Economics Series. Paper no. 89. The World Bank Environment Department.
- (2002b): *Indicators of environment and sustainable development*. Stockholm Environment Institute. Policy & Institutions. [www. Sei.se/policy.html](http://www.Sei.se/policy.html)
- Sengupta, S. , Osgood D. (2003): *The value of remoteness: a hedonic estimation of ranchette prices*. Ecological Economic. No. 44. Pag. 91-103.
- SHI, C., S.M. Hutchinson y S. XU (2004): *Evaluation of coastal zone sustainability: an integrated approach applied in Sanghai Municipality and Chong Ming Island*. Journal of Environmental Management: 1-10.

- Shultz, S.D., y D. A. King (2001): *The Use of Census Data for Hedonic Price Estimation of Open Space Amenities and Land Use*. Journal of Real Estate Finance and Economics. No. 22.
- Smith, V.K., Huang, J.C. (1995): *Can markets value air quality? A meta-analysis of hedonic property value models*. Journal of Political Economic. Vol. 103. No. 1. Pág. 209–227.
- Song, Yan y Gerrit-Jan Knaap. (2003): *New urbanism and housing values: a disaggregate assessment*. Journal of Urban Economics. (54) 218–238.
- Tobler, W. (1979): *Cellular Geography*. In S. Gale & G. Olson (Eds.) *Philosophy in Geography*. Pág. 389-386. Dordrecht: D. Reidel
- Tukey, J.W. (1977): *Exploratory Data Analysis*. Reading: Addison-Wesley.
- Tyrvaäinen, L., Miettinen, A. (2000): *Property prices and urban forest amenities*. Journal Environmental Economic and Manage. No. 39. Pág. 205–223.
- UNCED/CNUMA (1987). *Our Common Future*. Report of the United Nations Commission on Environment and Development. Oxford University Press. Oxford.
- (1992): *Agenda 21*. Report of the United Nations Conference on Environment and Development. Río de Janeiro. Naciones Unidas. New York.
- UNCHS. (1997a): *Monitoring Human Settlements with urban indicators*. Global Urban Observatory. Centre for Human Settlements (Habitat). Nairobi.
- (1997b): *Indicators Programme*. Centre for Human Settlements (Habitat), Nairobi.
- (1999): *State of the World's cities: 1999*. Nairobi.
- (2000): *The Urban Environmental Forum, 2000 Summary Report*. UNEP, UNCHS.
- UNCSD. (1996): *Indicators of Sustainable Development: Framework and Methodologies*. United Nations Commission on Sustainable Development. New York.
- (2000): *Report of the Consultative Group to Identify Themes and Core Indicators of Sustainable Development*. UN: New York, USA.
- (2001): *Indicators of Sustainable Development: Framework and Methodologies*. CSD. Background Paper No. 3. UN: New York.
- Van Der Kruk, René. (2001): *Economic Impacts of Wetland Amenities: A Spatial Econometric Analysis of the Dutch Housing Market*. Presented at the 41st Congress of the European Regional Science Association, Zagreb, Croatia, from 29th August to 1st September 2001. <http://www.wetlands.renevdkruk.com>.
- Vásquez, Edgar. (2001): *Historia de Cali en el siglo XX: Sociedad, Economía, Cultura y Espacio*. Editorial Darío Henao y Pacífico Abella. Primera edición, Cali.
- Vaya, E. y J. Suriñach. (1996): *Contrastes de autocorrelación espacial: una aplicación al ámbito de las provincias españolas*. Actas de la X Reunión Asepeit-España, com. B-3-9. Ed. Junta de Comunidades de Castilla-La Mancha. Albacete.
- Velásquez Luz Stella. (2001): *Indicadores de gestión urbana. Los observatorios urbano-territoriales para el desarrollo sostenible. Manizales, Colombia*. División de Medio Ambiente y Asentamientos Humanos. Naciones Unidas – CEPAL. LC/L.1483-P.
- (2005): *Sostenibilidad Urbana en América Latina: metodología de planificación y medida de la sostenibilidad de ciudades medianas de América Latina*. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Cataluña.

- Vicéns, J. y C. Chasco (2001): *Estimación de un indicador de bienestar social de las provincias españolas*. Documentos Sociales, nº 1. Barcelona.
- Visauta B. Y J. C. Martori. (2003): *Análisis estadístico con SPSS para Windows. Vol. II. Estadística Multivariante*. McGraw Hill.
- Wilkinson. R. K. (1973): *House Prices and the Measurement of Externalities*. The Economic Journal, Vol. 83. No. 329. Pag. 72-86.
- Winograd Manuel. (1995): *Capacidad institucional para la producción y análisis de datos ambientales en los países de América Latina y el Caribe*. Working Paper, Proyecto CIAT/UNEP, CIAT, Cali, Colombia, 40 pp.
- (2000): *Sistema de indicadores para la planificación y seguimiento ambiental en Colombia (SIPSA)*. DNP-CIAT. Bogotá.
- Winograd M, Fernández N. Y A. Farrow (1999): *Herramientas para la toma de decisiones en América Latina y el Caribe : indicadores ambientales y sistema de información geográfica*. CIAT/UNEP
- Won Chong, Phipps Tim T., Luc Anselin. (2001): *Measuring the Benefits of Air Quality Improvement: A Spatial Hedonic Approach*. Journal of Environmental Economics and Management.
- Zarzosa Espina, P. (1996). *Aproximación a la medición del bienestar social*. Universidad de Valladolid. Valladolid.
- Zarzosa, F. y Zarzosa, P. (1994): *Programa de cálculo del “Indicador Sintético de Distancia DP2” para medir el bienestar social*. Número de Registro 655. Registro provincial de la propiedad intelectual de Valladolid.
- Zarzosa, P., Zarzosa, F., y Prieto, M. (1996): *Medición del bienestar social en Castilla y León (disparidades interprovinciales e interregionales)*. En Fundación Argentina: *Dilemas del estado de bienestar*. Vol. 8. págs. 203-220.

ANEXO 1

**CALIDAD DEL AIRE EN CALI: UN PROCEDIMIENTO
CARTOGRÁFICO PARA DERIVAR SU VALOR POR COMUNA.**

CALIDAD DEL AIRE POR COMUNA EN CALI: UN ANÁLISIS ESTADÍSTICO PARA DERIVAR SU VALOR

Para construir este indicador han sido revisadas dos fuentes de información que miden el nivel de *material particulado* en el área urbana de Cali. La primera es un mapa de dispersión elaborado en 1996 y la segunda un mapa de *isolíneas* de contaminación presentado en el plan de ordenamiento territorial de Cali (POT, 2002). Estos dos modelos de generación de información sobre contaminación del aire, proporcionan igualmente rangos de variación espacial de material particulado en la ciudad. Sin embargo difieren en que el primero determina estos rangos de acuerdo con un modelo matemático de dispersión de los contaminantes, utilizando parámetros meteorológicos (dirección de vientos, temperatura, humedad relativa, etc.) y la información resultante de las estaciones de medición de fuentes móviles y fijas.

El segundo modelo determina los rangos de contaminantes basado en algún método de interpolación (Bosque Sendra, 2000:376), que permite a través de la medición de algunos puntos de contaminación, interpolar los puntos en *isolíneas* de contaminación en toda la ciudad.

De acuerdo con esta información, se procede a derivar el valor espacial de cada contaminante por comuna, basados en el proceso metodológico que se detalla a continuación.

El modelo de dispersión de la calidad del aire en la ciudad de Cali¹⁴⁸ (Universidad Nacional, 1996) permitió estimar su valor para cada comuna de forma proporcional a los niveles reportados en el mapa temático (ver Figura 1). Con un procedimiento estadístico que permite traducir variables de intervalo a variables cuantitativas¹⁴⁹ y mediante la reclasificación cartográfica de cada *unidad temática* en la cartografía digital de las 21 comunas,

¹⁴⁸ Este modelo de dispersión de *partículas en suspensión* tomó como fuente de información siete estaciones de medición provisionales distribuidas en la zona urbana de Cali (indicadas en la Figura 1). Como resultado de este estudio, se propuso el montaje del sistema de monitoreo de la calidad del aire para Cali, que incluía la instalación de estaciones meteorológicas para medir la dirección de los vientos, temperatura y pluviosidad en seis puntos de la ciudad. Otros seis en las principales vías para medir contaminación por fuentes móviles y dieciséis más para medir fuentes fijas (industria y construcción). Como resultado de estas recomendaciones el DAGMA implementó el proyecto en el año 2001 y aún no hay resultados que sinteticen la información recopilada en las estaciones que conforman el actual sistema de monitoreo.

¹⁴⁹ Al respecto Bosque Sendra (2000:146) manifiesta que “el pasar de un nivel de medida “*superior*” a otra inferior, por ejemplo, del nivel de intervalos al ordinal o del ordinal al nominal, no presenta ningún problema, únicamente conlleva una cierta pérdida de información; pero en ocasiones puede resultar útil”.

se encontró el valor proporcional de la calidad del aire asociada a cada una de ellas, tal como se observa en la Tabla 1. Esto es lo que Bosque Sendra (2000:330) llama medición de magnitudes geométricas.

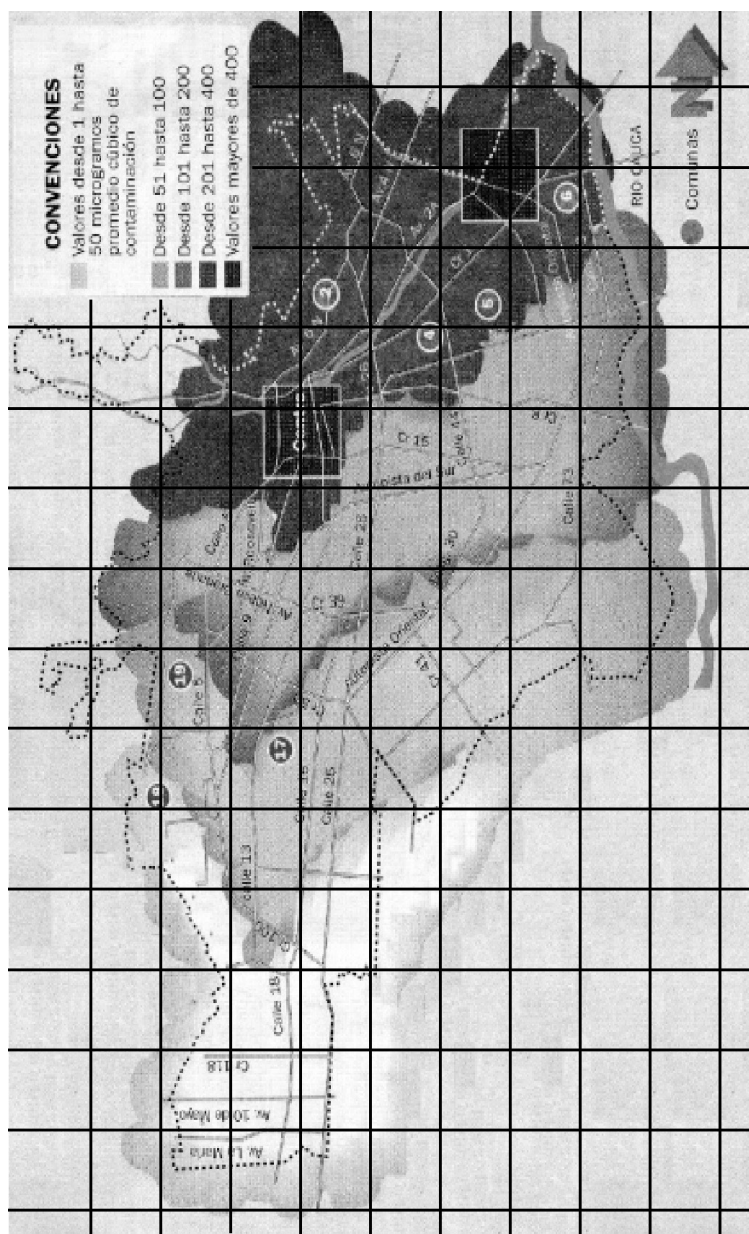


Figura 1: Calidad del aire en Cali

Fuente: Universidad Nacional (1996)

El procedimiento para estimar la información de calidad del aire por comuna consistió en:

- Cruzar el mapa temático con un mapa de división político administrativa por comuna y en la misma escala.
- Estimar la proporción del área de cada nivel de calidad del aire presente en la comuna.
- Definir un valor (marca de clase) que represente el intervalo definido en el mapa temático.
- Asignar el valor de cada marca de clase a su correspondiente área estimada por comuna.
- Sumatoria del valor de todos los niveles de calidad del aire por área proporcional, dividido por el área total de la comuna.

Tabla 1. Calidad del aire promedio ponderada por comuna

Comunas	Área (ha)	Contaminación por área de la comuna (Microgramos promedio cúbico)					Contaminación promedio ponderada
		>400	201 hasta 400	101 hasta 200	51 hasta 100	1 hasta 50	
1	390,64			60,10		330,54	44,23
2	1.135,81	34,95		1.100,86			157,69
3	365,41	177,17	22,15	166,10			280,30
4	457,37	78,86		378,51			193,10
5	419,76	15,55	77,73	326,48			187,04
6	501,48	81,32	149,09	162,64	108,43		218,12
7	497,38		31,09		466,29		89,06
8	532,75		80,72		452,03		109,09
9	285,19	19,01	114,08		152,10		186,67
10	422			76,73	287,73	57,55	81,82
11	377,86			87,20	188,93	101,73	78,85
12	233,69			31,16	186,95	15,58	81,67
13	477,41			51,61		425,80	38,51
14	444,34			71,67		372,67	45,16
15	411,86				29,42	338,31	44,13
16	434,71				26,35	355,67	52,69
17	2.307,72			130,01	146,26	552,55	1.478,89
18	543,64				63,96	47,97	431,71
19	1.122,97		154,41	322,85	477,26	168,45	120,00
20	243,95			69,70	46,47	127,78	70,24
21	483,33			30,21		453,12	32,81

Fuente: Estimación del autor con base en mapa temático de calidad del aire de la Universidad Nacional de Medellín para Dagma (1996).

* El procedimiento estadístico para derivar una variable cuantitativa de un mapa temático puede verse en Bosque Sandra. (Págs 146-149).

** En el mapa temático este valor era el resultado de ausencia de contaminación de acuerdo con el modelo de dispersión empleo.

El mismo procedimiento estadístico fue empleado para derivar los valores de interés del mapa de *isolíneas* de contaminación, como puede observarse en la Tabla 2.

En esta figura se muestra cómo la variación de la contaminación se ha incrementado en las 21 comunas. Sin embargo, cabe destacar que la zona con mayor incremento de la contaminación del aire es el suroccidente de la ciudad (comunas 16, 17, 18, 19 y 20), cuyo origen está asociado a la expansión de la industria de la construcción, el incremento del sector servicios (universidades, colegios, centros educativos, centros comerciales, bares, restaurantes, etc.) y al correspondiente aumento considerable del flujo vehicular urbano e interurbano (POT, 2002).

Tabla 2. Calidad del aire promedio ponderada por comuna

Comunas	Area comuna	Contaminación de material particulado por comuna (Mg/m ³)							Contaminación promedio ponderada (Mg/m ³)
		Mayor que 400	251 hasta 400	201 hasta 250	151 hasta 200	101 hasta 150	50 hasta 100	Menor que 50	
1	390,64				71,03			319,61	72,73
2	1135,81	252,40	799,27		84,13				330,55
3	365,41	307,71	57,70						388,16
4	457,37		381,14	76,23					308,33
5	419,76			199,89	219,87				198,81
6	501,48		48,53	32,35	161,77	226,47	32,35		163,71
7	497,38		20,72	103,62	165,79	207,24			170,83
8	532,75		228,32	152,21	114,16	38,05			250,00
9	285,19	219,38	65,81						382,69
10	422	375,11	46,89						391,67
11	377,86		226,72	113,36	37,79				280,00
12	233,69			53,93	89,88	89,88			167,31
13	477,41				31,83	318,27	127,31		115,00
14	444,34						444,34		75,00
15	411,86			17,91	89,53	232,79	71,63		131,52
16	434,71		152,15	86,94	152,15	43,47			232,50
17	2.307,72	1.250,91	345,08	258,81	194,11	129,40	107,84	21,57	316,36
18	543,64	543,64							400,00
19	1.122,97	788,05	315,22		19,7				375,00
20	243,95	38,52	205,43						336,84
21	483,33						483,33		75,00

Fuente: Estimación del autor con base en mapa temático de contaminación por emisiones POT de Cali (20029)

En la Figura 2 se puede observar cómo evoluciona la calidad del aire en cada comuna, basado en los resultados de cálculo de contaminación promedio ponderado de *material particulado*, presentado en las Tablas 1 y 2.

Es de destacar que la evolución de la contaminación en la zona centro (comunas 2, 4, 5 y 6), asociada a la influencia del parque industrial urbano y el flujo vehicular, presenta variaciones relativamente inferiores a los de las comunas del sur de la ciudad. Ello es explicado por el efecto que sobre el control de fuentes fijas viene ejerciendo la autoridad ambiental municipal, como lo muestra el nivel alcanzado en la comuna 5 y en el caso regional la CVC en el parque industrial de Acopi – Yumbo (límites con las comunas cuatro y seis).

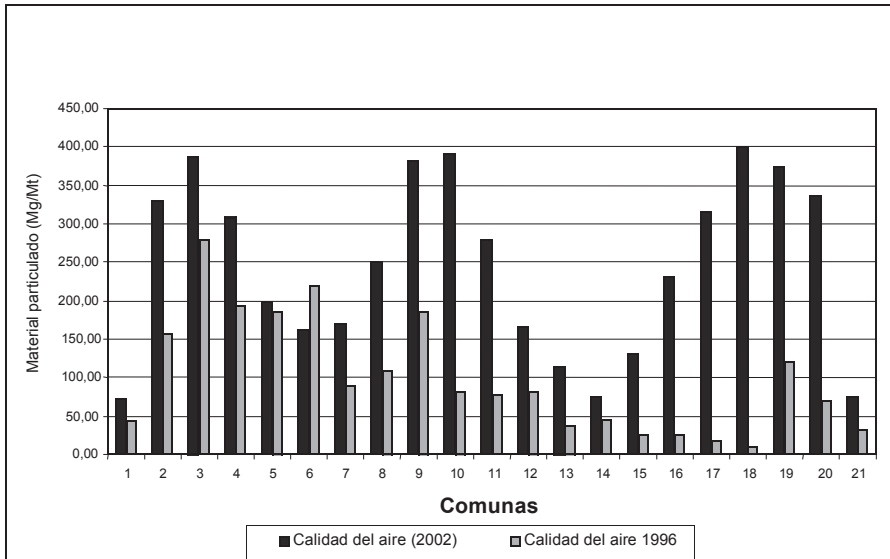


Figura 2. Evolución de la contaminación del aire por comuna en Cali

De acuerdo con el nivel de material particulado admisible por la norma 150 mg/m^3 (OMS, 1999), se puede interpretar que los habitantes de la ciudad de Cali, han desmejorado en su calidad del aire, sin embargo esto no puede ser una afirmación totalmente válida para interpretar la *calidad ambiental* de los habitantes de Cali.

El anterior razonamiento obedece a que existen zonas como el sur de la ciudad, que a pesar de presentar altos niveles de *material particulado*, muestran grandes zonas con área verde, parques urbanos, árboles, entre otros factores, de los que se derivan servicios ambientales que hacen pensar en la necesidad de avanzar en la construcción de un indicador que refleje integralmente la multidimensionalidad de lo ambiental en el territorio¹⁵⁰.

¹⁵⁰ Ortiz *et al.* (1996) utilizan como variable proxy de la calidad del aire, en un modelo dosis-respuesta para Cali, el consumo de gasolina del parque automotor. Esta variable es útil, dado que no requiere su espacialización por comuna. El problema consistía en encontrar una proxy que fuera espacialmente adecuada para representar este fenómeno de contaminación o calidad del aire en cada comuna.

BIBLIOGRAFÍA

- Bosque Sendra, Joaquín (2000): *Sistema de Información Geográfica*. Ediciones Rialp, S.A. Madrid.
- DPMC (2002). *Plan de Ordenamiento Territorial de Cali. POT*.
- Johnson Dallas E. (2000): *Métodos multivariantes aplicados al análisis de datos*. Internacional Thomson Editores. Madrid.
- Universidad Nacional de Antioquia (1996): *Sistema de monitoreo de la calidad del aire para Cali*. Documento para el DAGMA.
- Ortiz Carlos, Escobar J. y Diego García. (1996): *Contaminación atmosférica y salud: estimación de una función dosis-respuesta para Cali*. Revista Planeación y Desarrollo. Volumen XXVII. Número 2. abril – junio. Bogotá – Colombia.

ANEXO 2

FICHA DE INDICADORES SIMPLES

Indicador:	Cobertura de recolección de residuos sólidos (COB_ASEO)
Componente:	Flujo urbano.
Área temática:	Residuos sólidos urbanos.
Cálculo:	Porcentaje de viviendas con servicio de recolección de desechos sólidos.
Año de referencia:	2002.
Unidades:	Porcentaje de viviendas
Georreferenciación	No.
Fuente:	Cali en cifras 2001, 2002, Emsirva.
Descripción PEIR:	Indicador de Respuesta.
Problema específico:	Vertimiento de residuos sólidos.

Indicador:	Cobertura de energía (COB_ENE)
Componente:	Flujo urbano.
Área temática:	Consumo de energía.
Cálculo:	Porcentaje de viviendas con servicio de energía.
Año de referencia:	2002.
Unidades:	Porcentaje de viviendas.
Georreferenciación	No.
Fuente:	Cali en cifras 2001, 2002, Emcali.
Descripción PEIR:	Indicador de respuesta.
Problema específico:	Uso de energía.

Indicador:	Cobertura de gas (COB_GAS)
Componente:	Flujo urbano.
Área temática:	Consumo de energía.
Cálculo:	Porcentaje de viviendas con servicio de gas domiciliario.
Año de referencia:	2002.
Unidades:	Porcentaje de viviendas.
Georreferenciación	No.
Fuente:	Cali en cifras 2001, 2002, Gases de Occidente.
Descripción PEIR:	Indicador de respuesta.
Problema específico:	Uso de energía.

Indicador:	Muertes por accidentes de tránsito (SEG_TR_MU)
Componente:	Flujo urbano.
Área temática:	Seguridad de tráfico urbano.
Cálculo:	No. de accidentes de tránsito mortales por localidad.
Año de referencia:	2002.
Unidades:	Personas.
Georreferenciación	No.
Fuente:	Cali en cifras 2001, 2002, CISALVA, Secretaría de Tránsito Municipal.
Descripción PEIR:	Indicador de impacto.
Problema específico:	Inseguridad vial en el entorno.

Indicador:	Densidad de personas por vivienda (DPE_VIV)
Componente:	Flujo urbano.
Área temática:	Calidad de la vivienda.
Cálculo:	No. de personas por comuna dividido por el número de viviendas.
Año de referencia:	2002.
Unidades:	Personas por vivienda.
Georreferenciación	No.
Fuente:	Cali en cifras 2001, 2002, DANE.
Descripción PEIR:	Indicador de presión.
Problema específico:	Calidad de la vivienda urbana.

Indicador:	Densidad de vivienda por hectárea (DVIV_HA)
Componente:	Flujo urbano.
Área temática:	Calidad de la vivienda.
Cálculo:	No. de viviendas en la comuna dividido por el área de la comuna en hectáreas.
Año de referencia:	2002.
Unidades:	Viviendas por hectárea.
Georreferenciación	No.
Fuente:	Cali en cifras 2001, 2002.
Descripción PEIR:	Indicador de presión.
Problema específico:	Ocupación y demanda por el espacio urbano.

Indicador:	Porcentaje de la comuna con concentración de <i>material particulado</i> superior a la norma (CAL_AI_2002)
Componente:	Medio ambiente urbano.
Área temática:	Calidad del aire.
Cálculo:	Porcentaje del territorio de la comuna con valores superiores a 150 mg/m ³ .
Año de referencia:	2002.
Unidades:	Micro gramos por m ³ .
Georreferenciación	Sí.
Fuente:	POT de Cali 2002.
Descripción PEIR:	Indicador de estado.
Problema específico:	Contaminación del aire.

Indicador:	Cobertura de alcantarillado (COB_ALC)
Componente:	Medio ambiente urbano.
Área temática:	Calidad del agua.
Cálculo:	Porcentaje de vivienda con servicio de alcantarillado.
Año de referencia:	2001.
Unidades:	Porcentaje de viviendas.
Georreferenciación	No.
Fuente:	Cali en cifras 2001, 2002, Emsirva.
Descripción PEIR:	Indicador de respuesta.
Problema específico:	Vertimiento y contaminación por residuos líquidos.

Indicador:	Cobertura de agua (COB_ACU)
Componente:	Medio ambiente urbano.
Área temática:	Disponibilidad de agua.
Cálculo:	Porcentaje de vivienda con servicio de acueducto.
Año de referencia:	2002.
Unidades:	Porcentaje de viviendas.
Georreferenciación	No.
Fuente:	Cali en cifras 2001, 2002, Emcali.
Descripción PEIR:	Indicador de respuesta.
Problema específico:	Abastecimiento de agua potable.

Indicador:	Densidad de área verde por habitante (DAREA_V_MT)
Componente:	Medio ambiente urbano.
Área temática:	Calidad y disponibilidad de suelos.
Cálculo:	Área verde de la comuna dividida por el número de habitantes.
Año de referencia:	2002.
Unidades:	M ² por habitante.
Georreferenciación	Sí.
Fuente:	Cali en cifras 2001, agendas ambientales por comunas 2003, POT 2002.
Descripción PEIR:	Indicador de estado.
Problema específico:	Disponibilidad de área verde.

Indicador:	Porcentaje del área urbanizable construida por comuna espacio edificado (ESP_EDIF)
Componente:	Medio ambiente urbano.
Área temática:	Calidad y disponibilidad de suelos.
Cálculo:	Área construida en viviendas, vías, etc. dividida por el área de la comuna.
Año de referencia:	2002.
Unidades:	Porcentaje.
Georreferenciación	No.
Fuente:	Cali en cifras 2001, 2002.
Descripción PEIR:	Indicador de presión.
Problema específico:	Presión por el uso del suelo.

Indicador:	Densidad de árboles por habitante (DARB_HAB)
Componente:	Medio ambiente urbano.
Área temática:	Biodiversidad urbana.
Cálculo:	No. de árboles dividido por el No. de habitantes.
Año de referencia:	2002.
Unidades:	Árboles por habitante.
Georreferenciación	No.
Fuente:	Agendas ambientales 2003.
Descripción PEIR:	Indicador de estado.
Problema específico:	Disponibilidad de árboles.

ANEXO 3

ESTADÍSTICAS GENERALES

Tabla A.2: Indicadores de la calidad ambiental urbana sin transformar¹⁵¹

COMUNA	FLUJO URBANO						MEDIO AMBIENTE URBANO						Biodiver: Arb_hab
	Residuos sólidos		Consumo de energía		Tráfico	Calidad de vivienda	Aire	Agua	Suelo		Esp.edif		
	Cob_aseo	Cob_ene	Cob_gas	Seg_tr_mu	Dpe_viv	Dviv_ha	Cal_ai_2002	Cob_alc	Cob_acu	Area_v_m			
1	84,89	75,73	0,38	9	5,59	29,65	81,82	51,89	50,07	264,975,48	92,83	4056	
2	84,37	94,13	33,77	21	3,39	27,44	334,26	81,33	81,78	805,428,48	92,80	26318	
3	93,22	87,01	2,12	27	4,06	29,00	388,16	80,96	80,96	226,469,00	93,83	4538	
4	92,31	87,70	42,81	28	4,72	28,82	308,33	85,78	86,08	115,798,56	97,48	9432	
5	100,00	100,00	73,36	10	4,19	52,74	198,81	100,00	100,00	499,564,32	88,16	12542	
6	100,00	100,00	51,84	21	5,34	74,95	163,71	100,00	100,00	343,742,88	92,34	14025	
7	100,00	92,15	39,51	19	5,57	29,29	170,83	92,15	92,50	286,905,30	94,59	6601	
8	100,00	100,00	54,65	36	4,99	37,22	250,00	100,00	100,00	58,949,85	98,89	12078	
9	99,46	96,48	28,15	31	4,75	40,40	382,69	92,51	92,51	16,754,70	99,42	4205	
10	100,00	100,00	51,09	24	4,92	52,99	391,67	100,00	100,00	174,078,46	95,98	13735	
11	89,31	86,06	54,04	23	5,22	54,14	280,00	85,90	85,90	171,218,42	95,34	12600	
12	96,24	95,05	58,31	24	6,01	54,56	167,31	94,80	94,80	55,449,68	97,57	6504	
13	95,26	91,38	0,00	22	5,58	66,55	115,00	82,82	84,74	252,511,50	94,86	4120	
14	100,00	100,00	0,00	7	5,94	59,97	75,00	91,52	94,99	331,166,00	92,50	4238	
15	87,61	76,19	17,22	16	4,98	67,72	131,52	75,26	75,74	435,682,80	88,65	4303	
16	84,34	81,08	50,90	17	5,54	44,90	232,50	82,01	82,01	176,910,60	95,75	5916	
17	82,30	83,63	31,75	25	3,45	15,26	316,36	84,34	82,51	3,396,013,14	85,34	20764	
18	94,92	92,14	17,36	7	5,22	43,91	400,00	80,86	80,99	75,540,86	98,25	3472	
19	100,00	99,43	18,71	38	3,77	26,16	375,88	99,91	99,91	1,002,796,68	90,94	21106	
20	100,00	85,92	0,00	7	5,79	51,57	336,84	86,64	86,91	36,556,99	98,23	385	
21	71,62	66,22	0,00	10	5,00	32,02	75,00	78,47	83,93	52,715,91	98,91	2078	

¹⁵¹Estos datos no tienen transformaciones, excepto Dpe_viv que es el resultado del número de habitantes dividido por el número de viviendas en la comuna.

Tabla A.2.1: Indicadores de la calidad ambiental urbana

COMUNA	FLUJO URBANO						MEDIO AMBIENTE URBANO								
	Residuos sólidos urbanos		Consumo de energía		Tráfico		Calidad de vivienda		Aire		Agua		Suelo		Biodiversidad
	Cob_aseo (+)	Cob_ene (+)	Cob_gas (+)	Seg_tr_mu (+)	Dpc_viv (+)	Dviv_ha (-)	Cal_ai_2002 (-)	Cob_alc (+)	Cob_acu (+)	Darea_v_m (+)	Esp_edif (-)	Darb_hab. (+)			
1	84,89	75,73	0,38	9	5,59	29,65	81,82	50,07	51,89	4,32	92,83	0,07			
2	84,37	94,13	33,77	21	3,39	27,44	334,26	81,33	81,78	7,75	92,80	0,25			
3	93,22	87,01	2,12	27	4,06	29,00	388,16	80,96	80,96	5,24	93,83	0,10			
4	92,31	87,70	42,81	28	4,72	28,82	308,33	85,78	86,08	1,85	97,48	0,15			
5	100,00	100,00	73,36	10	4,19	52,74	198,81	100,00	100,00	5,36	88,16	0,13			
6	100,00	100,00	51,84	21	5,34	74,95	163,71	100,00	100,00	1,91	92,34	0,08			
7	100,00	92,15	39,51	19	5,57	29,29	170,83	92,15	92,50	3,32	94,59	0,08			
8	100,00	100,00	54,65	36	4,99	37,22	250,00	100,00	100,00	0,60	98,89	0,12			
9	99,46	96,48	28,15	31	4,75	40,40	382,69	92,51	92,51	0,30	99,42	0,08			
10	100,00	100,00	51,09	24	4,92	52,99	391,67	100,00	100,00	1,54	95,98	0,12			
11	89,31	86,06	54,04	23	5,22	54,14	280,00	85,90	85,90	1,65	95,34	0,12			
12	96,24	95,05	58,31	24	6,01	54,56	167,31	94,80	94,80	0,74	97,57	0,09			
13	95,26	91,38	0,00	22	5,58	66,55	115,00	82,82	84,74	1,38	94,86	0,02			
14	100,00	100,00	0,00	7	5,94	59,97	75,00	91,52	94,99	2,10	92,50	0,03			
15	87,61	76,19	17,22	16	4,98	67,72	131,52	75,26	75,74	3,37	88,65	0,03			
16	84,34	81,08	50,90	17	5,54	44,90	232,50	82,01	82,01	1,71	95,75	0,06			
17	82,30	83,63	31,75	25	3,45	15,26	316,36	84,34	82,51	27,87	85,34	0,17			
18	94,92	92,14	17,36	7	5,22	43,91	400,00	80,86	80,99	0,76	98,25	0,04			
19	100,00	99,43	18,71	38	3,77	26,16	375,88	99,91	99,91	9,19	90,94	0,19			
20	100,00	85,92	0,00	7	5,79	51,57	336,84	86,64	86,79	0,59	98,23	0,01			
21	71,62	66,22	0,00	10	5,00	32,02	75,00	78,47	83,93	0,68	98,91	0,03			

Tabla A.2.2: Indicadores tipificados de calidad ambiental urbana

COMUNA	FLUJO URBANO						MEDIO AMBIENTE URBANO								
	Residuos sólidos		Consumo de energía		Tráfico		Calidad de vivienda		Aire		Agua		Suelo		Biodiversidad
	Cob_aseo (+)	Cob_ene (+)	Cob_gas (+)	Seg_tr_mu (-)	Dpe_viv (-)	Dviv_ha (-)	Cal_ai_2002 (-)	Cob_alc (+)	Cob_acu (+)	Darea_v_mt (+)	Esp_edif (-)	Darb_hab (+)			
1	-1,03	-1,50	-1,24	-1,19	0,82	-0,87	-1,43	-3,16	-3,16	0,07	-0,41	-0,43			
2	-1,09	0,43	0,17	0,10	-2,00	-1,01	0,76	-0,48	-0,51	0,64	-0,42	2,52			
3	0,01	-0,32	-1,17	0,74	-1,14	-0,92	1,23	-0,51	-0,58	0,22	-0,15	0,18			
4	-0,10	-0,24	0,55	0,85	-0,30	-0,93	0,54	-0,10	-0,13	-0,34	0,79	0,91			
5	0,86	1,05	1,84	-1,08	-0,98	0,56	-0,42	1,12	1,11	0,24	-1,62	0,65			
6	0,86	1,05	0,93	0,10	0,49	1,93	-0,72	1,12	1,11	-0,33	-0,54	-0,24			
7	0,86	0,22	0,41	-0,12	0,78	-0,90	-0,66	0,45	0,44	-0,10	0,05	-0,27			
8	0,86	1,05	1,05	1,71	0,04	-0,41	0,03	1,12	1,11	-0,55	1,16	0,46			
9	0,79	0,68	-0,07	1,17	-0,26	-0,21	1,19	0,48	0,44	-0,60	1,29	-0,28			
10	0,86	1,05	0,90	0,42	-0,05	0,57	1,27	1,12	1,11	-0,40	0,40	0,44			
11	-0,48	-0,42	1,02	0,31	0,34	0,64	0,29	-0,09	-0,14	-0,38	0,24	0,44			
12	0,39	0,53	1,20	0,42	1,36	0,67	-0,69	0,68	0,65	-0,53	0,82	-0,11			
13	0,27	0,14	-1,26	0,20	0,81	1,41	-1,15	-0,35	-0,25	-0,42	0,12	-1,12			
14	0,86	1,05	-1,26	-1,40	1,26	1,00	-1,49	0,39	0,66	-0,30	-0,49	-1,05			
15	-0,69	-1,45	-0,53	-0,44	0,04	1,48	-1,00	-1,00	-1,05	-0,09	-1,49	-0,95			
16	-1,10	-0,94	0,89	-0,33	0,75	0,07	-0,12	-0,42	-0,49	-0,37	0,35	-0,57			
17	-1,35	-0,67	0,08	0,53	-1,93	-1,77	0,61	-0,22	-0,44	3,99	-2,34	1,21			
18	0,22	0,22	-0,53	-1,40	0,35	0,01	1,34	-0,52	-0,58	-0,53	0,99	-0,92			
19	0,86	0,99	-0,47	1,92	-1,52	-1,09	1,13	1,12	1,10	0,88	-0,90	1,57			
20	0,86	-0,43	-1,26	-1,40	1,07	0,48	0,79	-0,02	-0,07	-0,55	0,99	-1,38			
21	-2,69	-2,50	-1,26	-1,08	0,06	-0,73	-1,49	-0,73	-0,32	-0,54	1,16	-1,05			

Tabla A.2.2.1: Indicadores del flujo urbano

COMUNA	FLUJO URBANO*					
	Residuos sólidos	Consumo de energía		Tráfico	Calidad de vivienda	
	Cob_aseo	Cob_ene	Cob_gas	Seg_tr_mu	Dpe_viv	Dviv_ha
1	-1,03	-1,50	-1,24	1,19	-0,82	0,87
2	-1,09	0,43	0,17	-0,10	2,00	1,01
3	0,01	-0,32	-1,17	-0,74	1,14	0,92
4	-0,10	-0,24	0,55	-0,85	0,30	0,93
5	0,86	1,05	1,84	1,08	0,98	-0,56
6	0,86	1,05	0,93	-0,10	-0,49	-1,93
7	0,86	0,22	0,41	0,12	-0,78	0,90
8	0,86	1,05	1,05	-1,71	-0,04	0,41
9	0,79	0,68	-0,07	-1,17	0,26	0,21
10	0,86	1,05	0,90	-0,42	0,05	-0,57
11	-0,48	-0,42	1,02	-0,31	-0,34	-0,64
12	0,39	0,53	1,20	-0,42	-1,36	-0,67
13	0,27	0,14	-1,26	-0,20	-0,81	-1,41
14	0,86	1,05	-1,26	1,40	-1,26	-1,00
15	-0,69	-1,45	-0,53	0,44	-0,04	-1,48
16	-1,10	-0,94	0,89	0,33	-0,75	-0,07
17	-1,35	-0,67	0,08	-0,53	1,93	1,77
18	0,22	0,22	-0,53	1,40	-0,35	-0,01
19	0,86	0,99	-0,47	-1,92	1,52	1,09
20	0,86	-0,43	-1,26	1,40	-1,07	-0,48
21	-2,69	-2,50	-1,26	1,08	-0,06	0,73

* Los indicadores tienen el signo que conceptualmente se ha definido para el modelo.

Tabla A.2.2.2: *Indicadores de medio ambiente urbano*

COMUNA	MEDIO AMBIENTE URBANO*					
	Aire	Agua		Suelo		Biodiversidad
	Cal_ai_2002	Cob_alc	Cob_acu	Darea_v_mt	Esp_edif	Darb_hab
1	1,43	-3,16	-3,16	0,07	0,41	-0,43
2	-0,76	-0,48	-0,51	0,64	0,42	2,52
3	-1,23	-0,51	-0,58	0,22	0,15	0,18
4	-0,54	-0,10	-0,13	-0,34	-0,79	0,91
5	0,42	1,12	1,11	0,24	1,62	0,65
6	0,72	1,12	1,11	-0,33	0,54	-0,24
7	0,66	0,45	0,44	-0,10	-0,05	-0,27
8	-0,03	1,12	1,11	-0,55	-1,16	0,46
9	-1,19	0,48	0,44	-0,60	-1,29	-0,28
10	-1,27	1,12	1,11	-0,40	-0,40	0,44
11	-0,29	-0,09	-0,14	-0,38	-0,24	0,44
12	0,69	0,68	0,65	-0,53	-0,82	-0,11
13	1,15	-0,35	-0,25	-0,42	-0,12	-1,12
14	1,49	0,39	0,66	-0,30	0,49	-1,05
15	1,00	-1,00	-1,05	-0,09	1,49	-0,95
16	0,12	-0,42	-0,49	-0,37	-0,35	-0,57
17	-0,61	-0,22	-0,44	3,99	2,34	1,21
18	-1,34	-0,52	-0,58	-0,53	-0,99	-0,92
19	-1,13	1,12	1,10	0,88	0,90	1,57
20	-0,79	-0,02	-0,07	-0,55	-0,99	-1,3
21	1,49	-0,73	-0,32	-0,54	-1,16	-1,05

* Los indicadores tiene el signo que conceptualmente se ha definido para el modelo.

Tabla A.2.3: Aspectos urbanísticos generales de las comunas

Comunas	Area_ha	Estrato moda	No. de viviendas	No. de barrios	No. de urbanizaciones y sectores	No. de manzanas	No. de habitantes
1	369,81	1	10.965	2	4	227	61.338
2	1.117,99	5	30.673	19	6	822	103.921
3	367,26	3	10.651	15	1	371	43.235
4	458,86	3	13.226	21	3	503	62.437
5	421,82	3	22.247	6	6	579	93.163
6	448,77	2	33.636	10	4	791	179.554
7	530,25	3	15.530	10	3	473	86.440
8	530,94	3	19.764	18	0	629	98.560
9	290,22	3	11.725	10	0	377	55.656
10	432,95	3	22.943	18	0	570	112.807
11	367,64	3	19.905	22	0	539	103.923
12	228,43	3	12.463	12	0	345	74.958
13	491,32	2	32.696	15	7	929	182.590
14	441,80	2	26.495	6	4	938	157.452
15	383,74	1	25.988	4	3	683	129.457
16	416,68	2	18.710	5	2	488	103.692
17	2.317,28	5	35.357	4	23	679	121.840
18	430,96	3	18.922	15	8	408	98.861
19	1.107,09	5	28.964	12	12	718	109.118
20	206,07	1	10.628	8	3	419	61.579
21	483,97	1	15.495	8	6	450	77.474

ANEXO 4

RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES

FLUJO URBANO

RELEVANCIA DEL ACP

Son cuatro los criterios que pueden ser útiles para probar la conveniencia del ACP en la estimación de un indicador sintético.

1. El análisis del *determinante* indica que existe una correlación importante entre los indicadores de este *índice parcial*. La regla de decisión coincide en rechazar la hipótesis nula de no-correlación lineal ($P=I$) cuando el valor del determinante se acerca a cero.

Matriz de Correlación

	Indicadores	COB_ASEO	COB_ENE	COB_GAS	SEG_TR_M	DPE_VIV	DVIV_HA
Correlación	COB_ASEO	1,000					
	COB_ENE	,848	1,000				
	COB_GAS	,250	,444	1,000			
	SEG_TR_M	-,235	-,375	-,326	1,000		
	DPE_VIV	-,218	,083	,111	-,434	1,000	
	DVIV_HA	-,367	-,234	-,120	-,288	,576	1,000
Sig. (1-tailed)	COB_ASEO						
	COB_ENE	,000					
	COB_GAS	,137	,022				
	SEG_TR_M	,153	,047	,075			
	DPE_VIV	,171	,360	,317	,025		
	DVIV_HA	,051	,154	,302	,103	,003	

Determinante = 5,322E-02

2. El *test de esfericidad* de *Bartlett* se utiliza para verificar si la matriz de correlaciones es una matriz de identidad, es decir, si todos los coeficientes de la diagonal son iguales a la unidad y los extremos a la diagonal son iguales a cero. Este estadístico se obtiene a través de la transformación chi-cuadrado del determinante de la matriz de correlación y cuando sea mayor, y por tanto menor el grado de significación, es menos probable que la matriz sea una matriz de identidad. En este caso, la *chi-cuadrado* es 50,355 y un grado de significación $p = 0,00$, por lo cual resulta evidente que no se trata de una matriz de identidad. Si esto no fuese así, no es aconsejable proceder a realizar un análisis factorial con los datos.

KMO and Bartlett's Test

Kaiser-Meyer-Olkin Measure of Sampling Adequacy.		,536
Bartlett's Test of Sphericity	Approx. Chi-Square	50,355
	df	15
	Sig.	,000

3. El *test de KMO* compara los coeficientes de *correlación de Person* obtenidos de la matriz de correlación con los coeficientes de correlación parcial entre variables. Valores cercanos a 0,5 son buenos y cuanto más se acerquen a 1 mejor será el indicador para optar por análisis factorial.
4. El MSA (Mesasures of Sampling Adequancy) es el KMO pero para cada variable por separado. Los valores altos (0,40) en la diagonal indican una buena medida para utilizar el análisis factorial.

Matrices Anti-imagen

	Indicadores	COB_ASEO	COB_ENE	COB_GAS	SEG_TR_M	DPE_VIV	DVIV_HA
Correlación Anti-imagen	COB_ASEO	,486					
	COB_ENE	-,864	,499				
	COB_GAS	,289	-,393	,553			
	SEG_TR_M	,153	3,454E-02	,231	,734		
	DPE_VIV	,468	-,453	7,813E-02	,275	,454	
	DVIV_HA	4,910E-02	,126	,138	,234	-,446	,680

Measures of Sampling Adequacy (MSA)

En resumen, las pruebas presentadas muestran buenos resultados:

- El determinante de la matriz de correlación (0,05322) es cercano a cero.
- El resultado del test de Bartlett con un *chi-cuadrado* = 50,355 y $p = 0,00$.
- El índice KMO = 0,536 es aceptable.
- Los MSA son bastante altos en la diagonal de la matriz de correlaciones anti-imagen.

En este libro se adopta como regla de decisión las dos primeras pruebas, que se pueden leer en los cuadros que se presentan para el componente de *medio ambiente urbano* y el modelo general con todas las variables.

EXTRACCIÓN DE FACTORES

Se debe recordar que el propósito del ACP es llegar a interpretar la varianza total de un conjunto de variables a través del menor número posible de componentes. Lo que se busca es reducir un número de variables intercorrelacionadas a un número inferior de componentes no correlacionados.

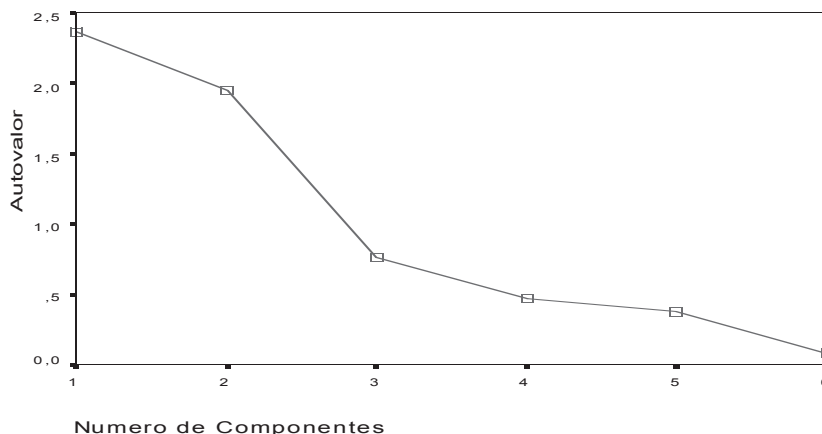
Varianza total explicada

Componentes	Autovalores iniciales	Porcentaje de varianza	Porcentaje acumulado	Extracción de la Suma al cuadrado de la cargas factoriales	Porcentaje de varianza	Porcentaje Acumulado	Rotación de la suma al cuadrado de las cargas factoriales	Porcentaje de varianza	Porcentaje acumulado
	Total			Total			Total		
1	2,361	39,343	39,343	2,361	39,343	39,343	2,355	39,250	39,250
2	1,945	32,412	71,755	1,945	32,412	71,755	1,950	32,505	71,755
3	,762	12,700	84,455						
4	,473	7,876	92,331						
5	,374	6,235	98,566						
6	8,607E-02	1,434	100,000						

Método de Extracción: Análisis de componentes principales.

En dos componentes se recoge el 71,75% de la varianza contenida en las seis variables. Este es un buen porcentaje para este tipo de estudios sociales.

Gráfico de sedimentación



El criterio utilizado para la selección de los componentes es seleccionar aquellos que tengan autovalores superiores a la unidad. Por ello, de acuerdo con el *gráfico de sedimentación*, se escogen los componentes que se presentaron en la tabla anterior.

Finalmente, los componentes extraídos son los que se presentan en la tabla siguiente. Es importante aclarar que se estimó el modelo eliminando las cargas factoriales inferiores al cuarenta por ciento, sin embargo estos valores se tienen en cuenta para la estimación del índice.

Matriz de componentes*

	Componente 1	Componente 2
COB_ENE	,933	
COB_ASEO	,879	
COB_GAS	,605	
DPE_VIV		,873
DVIV_HA		,779
SEG_TR_M	-,459	-,691

Método de Extracción: Análisis de componentes principales.

*2 componentes extraídos.

El propósito de la rotación de factores es ayudar a interpretar, cuando no quede claro en la matriz de pesos factoriales no rotada (cuadro anterior), el sentido y significado de los factores. Existen varios procedimientos: VERIMAX, EQUAMAX y QUARTIMAX como procedimientos ortogonales.

El más usado es el VERIMAX, el cual trata de minimizar el número de variables que hay con pesos o saturaciones elevadas en cada factor. Este es el procedimiento utilizado en este libro.

Matriz de componentes rotados*

	Componente 1	Componente 2
COB_ENE	,935	
COB_ASEO	,849	
COB_GAS	,626	
DPE_VIV		,873
DVIV_HA		,817
SEG_TR_M	-,536	-,633

Método de extracción: ACP. Método de rotación: varimax con normalización Kaiser.

*La rotación converge en tres iteraciones.

Las *comunalidades* indican el porcentaje de la varianza explicada contenida en los factores seleccionados. En este caso, todas son superiores al 40%, criterio que se ha adoptado para definir las variables que finalmente van al análisis del índice global.

Comunalidades

	Initial	Extraction
COB_ASEO	1,000	,818
COB_ENE	1,000	,875
COB_GAS	1,000	,413
SEG_TR_M	1,000	,688
DPE_VIV	1,000	,765
DVIV_HA	1,000	,747

Método de extracción: Análisis de componentes principales.

En la tabla siguiente se sintetiza la diferencia entre los coeficientes de correlación estimados y los coeficientes de correlación observados, lo cual se conoce como residual y son valores que aparecen en la segunda parte de la matriz.

El número de valores residuales superiores a 0,05 es del 80%. En realidad la magnitud y la cuantía de los residuales con valores superiores a 0,05 son unos buenos indicadores del ajuste del modelo a los datos. El valor que resulta para este componente del índice de calidad ambiental es relativamente alto, sin embargo estudios revisados muestran valores de 0,40 – 0,70 como buenos ajustes. En los otros componentes de este libro se puede observar cómo este indicador mejora sustancialmente.

Correlaciones reproducidas

		COB_ASEO	COB_ENE	COB_GAS	SEG_TR_M	DPE_VIV	DVIV_HA
Correlaciones reproducidas	COB_ASEO	,818*					
	COB_ENE	,805	,875*				
	COB_GAS	,485	,579	,413*			
	SEG_TR_M	-,258	-,478	-,429	,688*		
	DPE_VIV	-,225	1,948E-02	,163	-,582	,765*	
	DVIV_HA	-,492	-,292	-5,478E-02	-,367	,698	,747*
Residual**	COB_ASEO						
	COB_ENE	4,267E-02					
	COB_GAS	-,236	-,136				
	SEG_TR_M	2,349E-02	,103	,103			
	DPE_VIV	6,660E-03	6,355E-02	-5,290E-02	,148		
	DVIV_HA	,125	5,854E-02	-6,525E-02	7,876E-02	-,122	

Método de extracción: Análisis de componentes principales

**Los residuos son estimados entre la correlación observada y la reproducida. Son 12 (80,0%) los residuales no redundantes con valor absoluto > 0.05.

*Comunalidades reproducidas.

En adelante se presenta igual razonamiento para el conjunto de tablas en el análisis del componente *medio ambiente urbano* y análisis global de la calidad ambiental.

MEDIO AMBIENTE URBANO

Correlation Matrix*

		CAL_AI_2	COB_ALC	COB_ACU	DAREA_V	ESP_EDIF	DARB_HAB
Correlation	CAL_AI_2	1,000					
	COB_ALC	-,290	1,000				
	COB_ACU	-,215	,992	1,000			
	DAREA_V	-,193	-,069	-,124	1,000		
	ESP_EDIF	,155	-,062	-,100	,732	1,000	
	DARB_HAB	-,471	,251	,197	,516	,345	1,000
Sig. (1-tailed)	CAL_AI_2						
	COB_ALC	,101					
	COB_ACU	,175	,000				
	DAREA_V	,201	,383	,296			
	ESP_EDIF	,251	,394	,333	,000		
	DARB_HAB	,016	,137	,196	,008	,063	

*Determinant = 1,341E-03

KMO and Bartlett's Test

Kaiser-Meyer-Olkin Measure of Sampling Adequacy.		,454
Bartlett's Test of Sphericity	Approx. Chi-Square	113,544
	df	15
	Sig.	,000

Anti-image Matrices

		CAL_AI_2	COB_ALC	COB_ACU	DAREA_V	ESP_EDIF	DARB_HAB
Anti-image Correlation	CAL_AI_2	,254*					
	COB_ALC	,616	,436*				
	COB_ACU	-,602	-,996	,429*			
	DAREA_V	,253	9,425E-04	2,135E-02	,595*		
	ESP_EDIF	-,551	-,323	,315	-,678	,412*	
	DARB_HAB	,330	1,553E-03	-2,173E-02	-,251	-,145	,786*

*Measures of Sampling Adequacy(MSA)

Communalities

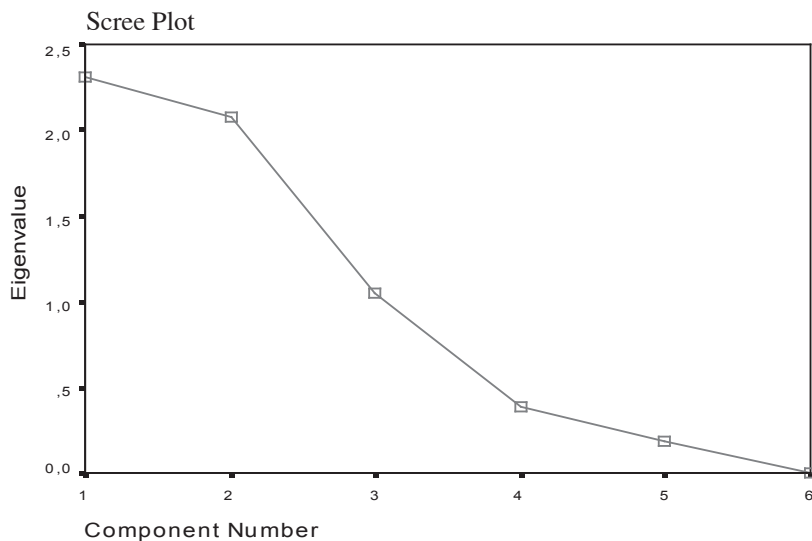
	Initial	Extraction
CAL_AI_2	1,000	,898
COB_ALC	1,000	,995
COB_ACU	1,000	,996
DAREA_V	1,000	,866
ESP_EDIF	1,000	,912
DARB_HAB	1,000	,763

Extraction Method: Principal Component Analysis.

Total Variance Explained

Component	Initial Eigenvalues			Extraction Sums of Squared Loadings			Rotation Sums of Squared Loadings		
	Total	Porcentaje of Variance	Cumulative Porcentaje	Total	Porcentaje of Variance	Cumulative Porcentaje	Total	Porcentaje of Variance	Cumulative Porcentaje
1	2,305	38,409	38,409	2,305	38,409	38,409	2,015	33,578	33,578
2	2,080	34,668	73,076	2,080	34,668	73,076	1,957	32,616	66,194
3	1,045	17,421	90,498	1,045	17,421	90,498	1,458	24,303	90,498
4	,382	6,373	96,871						
5	,184	3,066	99,937						
6	3,805E-03	6,342E-02	100,000						

Extraction Method: Principal Component Analysis.



Matriz de componentes*

INDICADORES	Componentes		
	1	2	3
COB_ALC	,827	-,479	
COB_ACU	,779	-,528	
DARB_HAB	,693	,456	
DAREA_V		,852	
ESP_EDIF		,799	,475
CAL_AI_2	-,591		,741

Método de extracción: Análisis de componentes principales.

*Tres componentes extraídos.

Reproduced Correlations

	Indicadores	CAL_AI_2	COB_ALC	COB_ACU	DAREA_V	ESP_EDIF	DARB_HAB
Reproduced Correlation	CAL_AI_2	,898*					
	COB_ALC	-,276	,995*				
	COB_ACU	-,212	,992	,996*			
	DAREA_V	-,168	-8,365E-02	-,140	,866*		
	ESP_EDIF	,219	-6,476E-02	-9,249E-02	,795	,912*	
	DARB_HAB	-,612	,278	,209	,625	,388	,763*
	Residual**						
CAL_AI_2							
COB_ALC	-1,471E-02						
COB_ACU	-2,705E-03	-2,097E-04					
DAREA_V	-2,518E-02	1,484E-02	1,570E-02				
ESP_EDIF	-6,390E-02	2,442E-03	-7,496E-03	-6,232E-02			
DARB_HAB	,141	-2,700E-02	-1,215E-02	-,108	-4,373E-02		

Método de extracción: Análisis de componentes principales

**Los residuos son estimados entre la correlación observada y la reproducida. Son 4 (26,0%). Los residuales no redundantes con valor absoluto > 0.05.

*Comunalidades reproducidas.

Rotated Component Matrix*

INDICADORES	Componentes		
	1	2	3
COB_ACU	,992		
COB_ALC	,984		
ESP_EDIF		,942	
DAREA_V		,884	
CAL_AI_2			-,936
DARB_HAB		,526	,673

Extraction Method: Principal Component Analysis.

Rotation Method: Varimax with Kaiser Normalization.

*Rotation converged in 5 iterations.

EL MODELO TOTAL

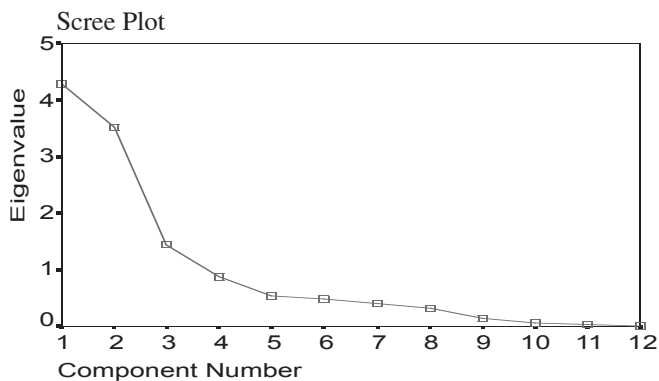
Correlation Matrix

	Cal_Ai_2	Cob_Alc	Cob_Acu	Darea_V	Esp_Edif	Darb_Hab	Cob_Aseo	Cob_Ene	Seg_Tr_M	Dpe_Viv	Dviv_Ha	Cob_Gas	
Correlation	Cal_Ai_2	1,000											
	Cob_Alc	-,290	1,000										
	Cob_Acu	-,215	,992	1,000									
	Darea_V	-,193	-,069	-,124	1,000								
	Esp_Edif	,155	-,062	-,100	,732	1,000							
	Darb_Hab	-,471	,251	,197	,516	,345	1,000						
	Cob_Aseo	-,253	,659	,632	-,295	-,108	-,037	1,000					
	Cob_Ene	-,327	,772	,745	-,085	,010	,338	,848	1,000				
	Seg_Tr_M	,442	-,441	-,394	-,190	,052	-,578	-,235	-,375	1,000			
	Dpe_Viv	-,527	,105	,061	,669	,485	,801	-,218	,083	-,434	1,000		
	Dviv_Ha	-,371	-,238	-,262	,522	,032	,528	-,367	-,234	-,288	,576	1,000	
	Cob_Gas	-,153	,568	,514	-,002	,056	,447	,250	,444	-,326	,111	-,120	1,000
	Sig. (1-tailed)	Cal_Ai_2											
Cob_Alc		,101											
Cob_Acu		,175	,000										
Darea_V		,201	,383	,296									
Esp_Edif		,251	,394	,333	,000								
Darb_Hab		,016	,137	,196	,008	,063							
Cob_Aseo		,134	,001	,001	,097	,321	,436						
Cob_Ene		,074	,000	,000	,357	,483	,067	,000					
Seg_Tr_M		,022	,023	,038	,204	,412	,003	,153	,047				
Dpe_Viv		,007	,325	,397	,000	,013	,000	,171	,360	,025			
Dviv_Ha		,049	,150	,126	,008	,445	,007	,051	,154	,103	,003		
Cob_Gas		,253	,004	,009	,496	,405	,021	,137	,022	,075	,317	,302	

Determinant = 3,134E-08

KMO and Bartlett's Test

Kaiser-Meyer-Olkin Measure of Sampling Adequacy.		,419
Bartlett's Test of Sphericity	Approx. Chi-Square	262,053
	df	66
	Sig.	,000



Component Matrix*

	Componentes		
	1	2	3
COB_ALC	,876		
COB_ENE	,841		
COB_ACU	,827		
SEG_TR_M	-,668		
COB_ASEO	,636	-,556	
COB_GAS	,632		
CAL_AI_2	-,547		,528
DPE_VIV	,416	,829	
DAREA_V		,817	
DVIV_HA		,770	-,425
DARB_HAB	,615	,671	
ESP_EDIF		,519	,812

Extraction Method: Principal Component Analysis.

*3 components extracted.

Rotated Component Matrix

	Componentes		
	1	2	3
COB_ALC	,934		
COB_ACU	,912		
COB_ENE	,898		
COB_ASEO	,808		
COB_GAS	,625		
CAL_AI_2		-,780	
DVIV_HA	-,400	,767	
DARB_HAB		,735	,482
DPE_VIV		,722	,583
SEG_TR_M		-,676	
ESP_EDIF			,959
DAREA_V			,824

Extraction Method: Principal Component Analysis.

Rotation Method: Varimax with Kaiser Normalization.

*Rotation converged in 5 iterations.

Communalities

	Initial	Extraction
CAL_AI_2	1,000	,678
COB_ALC	1,000	,891
COB_ACU	1,000	,842
DAREA_V	1,000	,833
ESP_EDIF	1,000	,934
DARB_HAB	1,000	,829
COB_ASEO	1,000	,716
COB_ENE	1,000	,822
SEG_TR_M	1,000	,616
DPE_VIV	1,000	,861
DVIV_HA	1,000	,774
COB_GAS	1,000	,437

Extraction Method: Principal Component Analysis.

Anti-image Matrices

	Cal_Ai_2	Cob_Alc	Darea_V	Esp_Edific	Darb_Hab	Cob_Aseo	Cob_Acu	Cob_Alc	Cal_Ai_2	Cob_Alc	Darea_V	Esp_Edific	Darb_Hab	Cob_Aseo	Cob_Acu	Cob_Alc	Seg_Tr_M	Dpe_Viv	Ddiv_Ha	Cob_Gas
Anti-image Correlation	,347*	,722	-,176	-,498	,179	-,737	-,737	-,424*	,347*	-,722	-,176	-,498	,179	-,628	-,737	-,424*	-,542	-,552	4,831E-02	-,557
	,722	,424*	-,673	5,292E-02	9,618E-02	-,998	-,998	,408*	,722	-,424*	-,673	5,292E-02	9,618E-02	-,370	-,998	-,408*	,500	6,502E-02	4,831E-02	-,877
	-,176	-,673	,333*	-,684	,170	,659	,659	-,737	-,176	-,673	,333*	-,684	,170	,784	,659	-,737	-,495	-,9,580E-02	4,831E-02	-,438
	-,498	5,292E-02	-,684	,281*	-,311	-,841E-02	-,841E-02	-,498	-,498	5,292E-02	-,684	,281*	-,311	-,310	-,841E-02	-,841E-02	-,387	,266	4,831E-02	,632
	,179	9,618E-02	-,684	-,311	,672*	-,805E-02	-,805E-02	-,498	-,498	9,618E-02	-,684	-,311	,672*	-,310	-,805E-02	-,805E-02	-,439	-,229	4,831E-02	-,131
	-,628	-,628	,784	-,584	,310	,616	,616	-,628	-,628	-,628	,784	-,584	,310	,367*	-,628	-,628	6,507E-03	,366	4,831E-02	,596
	4,187E-02	,370	-,547	-,444	-,571	-,381	-,381	500	4,187E-02	,370	-,547	-,444	-,571	,523*	-,381	-,381	-,153	-,229	4,831E-02	-,290
	,542	500	-,7,863E-02	-,387	4,39	-,495	-,495	6,502E-02	,542	500	-,7,863E-02	-,387	4,39	6,507E-03	-,495	-,495	,260	-,260	4,831E-02	-,438
	,552	6,502E-02	,266	-,659	-,229	-,9,580E-02	-,9,580E-02	-,877	,552	6,502E-02	,266	-,659	-,229	-,153	-,9,580E-02	-,9,580E-02	,641*	-,330	4,831E-02	-,156
	4,831E-02	-,453	-,787	-,687	-,407	-,438	-,438	-,877	4,831E-02	-,453	-,787	-,687	-,407	-,330	-,438	-,438	-,330	-,330	4,831E-02	-,362
	-,557	-,877	,632	-,131	-,323	,861	,861	-,877	-,557	-,877	,632	-,131	-,323	-,290	-,861	-,861	-,438	-,156	4,831E-02	-,278*

*Measures of Sampling Adequacy (MSA)

Total Variance Explained

Component	Initial Eigenvalues		Percentage of Variance		Extraction Sums of Squared Loadings		Rotation Sums of Squared Loadings		Percentage of Variance		Cumulative Percentage	
	Total		Total		Total		Total		Total		Total	
1	4,285		35,707		4,285		4,006		33,383		33,383	
2	3,516		29,298		3,516		2,927		24,393		65,005	
3	1,432		11,932		1,432		2,299		19,160		76,936	
4	,865		7,205									
5	,536		4,471									
6	,475		3,961									
7	,389		3,239									
8	,306		2,551									
9	,124		1,030									
10	5,313E-02		,443									
11	1,925E-02		,160									
12	4,383E-04		3,652E-03									

Extraction Method: Principal Component Analysis.

Reproduced Correlations

	CAL_AL2	COB_ALC	COB_ACU	DAREA_V	ESP_EDIF	DARB_HAB	COB_ASEO	COB_ENE	SEG_TR_M	DPE_VIV	DVIV_HA	COB_GAS
Reproduced Correlation	,678*	,891*	,864	,833*	,934*	,829*	,716*	,822*	,616*	,861*	,774*	,437*
	-,318	,864	,842*	,833*	,374	1,668E-02	,717	-,442	-,492			
	-,276	-,155	,842*	,833*	,374	1,668E-02	,717	-,442	-,492			
	-,137	-,110	-,155	,833*	,934*	,829*	,716*	,822*	,616*	,861*	,774*	,437*
	,225	-2,738E-02	-5,509E-02	,743	,934*	,829*	,716*	,822*	,616*	,861*	,774*	,437*
	-,560	,310	,248	,629	,374	,829*	,716*	,822*	,616*	,861*	,774*	,437*
	-,149	,749	,744	-,346	-,206	1,668E-02	,717	-,442	-,492			
	-,300	,856	,829	-9,565E-02	-1,235E-02	,301	,717	-,442	-,492			
	,616	-,463	-,418	-,191	7,335E-02	-,594	-,264	8,697E-02	-,492			
	-,483	8,548E-02	2,629E-02	,742	,470	,812	-,196	8,697E-02	-,492			
	-,485	-,275	-,313	,472	5,658E-02	,546	-,426	-,266	-,359	,647	,774*	,437*
	-,228	,599	,572	8,986E-02	,144	,329	,456	,578	-,345	,196	-,117	,437*
Residual	2,776E-02											
	6,157E-02	,128										
	-5,674E-02	4,092E-02	3,061E-02									
	-6,970E-02	-3,494E-02	-4,489E-02	-1,107E-02								
	8,921E-02	-5,894E-02	-5,128E-02	-,112	-2,986E-02							
	-,105	-9,033E-02	-,112	5,057E-02	9,869E-02	-5,403E-02						
	-2,694E-02	-8,376E-02	-8,436E-02	1,087E-02	2,222E-02	3,703E-02	,130					
	-,174	2,189E-02	2,379E-02	3,123E-04	-2,142E-02	1,575E-02	2,958E-02	6,754E-02				
	-4,413E-02	1,977E-02	3,463E-02	-7,382E-02	1,433E-02	-1,062E-02	-2,167E-02	-3,936E-03	5,744E-02			
	,114	3,735E-02	5,135E-02	4,929E-02	-2,463E-02	-1,868E-02	5,899E-02	3,220E-02	7,093E-02	-7,112E-02		
	7,430E-02	-3,182E-02	-5,800E-02	-9,228E-02	-8,887E-02	,118	-,206	-,134	1,920E-02	-8,553E-02	-2,656E-03	

Método de extracción: Análisis de componentes principales.

**Los residuos son estimados entre la correlación observada y la reproducida. Son 34 (51%). Los residuales no redundantes con valor absoluto > 0.05.

*comunalidades reproducidas.

ANEXO 5

RESULTADOS DEL ANÁLISIS DP₂

Resultados del modelo DP2 para el índice de flujo urbano (IFLU).

No. de variables: 6

No. de unidades experimentales: 21

MATRIZ "X"					
COB_ASEO	COB_ENE	COB_GAS	SEG_TR_MU	DPE_VIV	DVIV_HA
84.890000	75.730000	.380000	-9.000000	-5.590000	-29.650000
84.370000	94.130000	33.770000	-21.000000	-3.390000	-27.440000
93.220000	87.010000	2.120000	-27.000000	-4.060000	-29.000000
92.310000	87.700000	42.810000	-28.000000	-4.720000	-28.820000
100.000000	100.000000	73.360000	-10.000000	-4.190000	-52.740000
100.000000	100.000000	51.840000	-21.000000	-5.340000	-74.950000
100.000000	92.150000	39.510000	-19.000000	-5.570000	-29.290000
100.000000	100.000000	54.650000	-36.000000	-4.990000	-37.220000
99.460000	96.480000	28.150000	-31.000000	-4.750000	-40.400000
100.000000	100.000000	51.090000	-24.000000	-4.920000	-52.990000
89.310000	86.060000	54.040000	-23.000000	-5.220000	-54.140000
96.240000	95.050000	58.310000	-24.000000	-6.010000	-54.560000
95.260000	91.380000	.000000	-22.000000	-5.580000	-66.550000
100.000000	100.000000	.000000	-7.000000	-5.940000	-59.970000
87.610000	76.190000	17.220000	-16.000000	-4.980000	-67.720000
84.340000	81.080000	50.900000	-17.000000	-5.540000	-44.900000
82.300000	83.630000	31.750000	-25.000000	-3.450000	-15.260000
94.920000	92.140000	17.360000	-7.000000	-5.220000	-43.910000
100.000000	99.430000	18.710000	-38.000000	-3.770000	-26.160000
100.000000	85.920000	.000000	-7.000000	-5.790000	-51.570000
71.620000	66.220000	.000000	-10.000000	-5.000000	-32.020000

VECTOR DE REF. MÁXIMO	VECTOR DE REFERENCIA MÍNIMO
100.000000	71.620000
100.000000	66.220000
73.360000	.000000
-7.000000	-38.000000
-3.390000	-6.010000
-15.260000	-74.950000

MATRIZ DE DIFERENCIAS					
15.110000	24.270000	72.980000	2.000000	2.200000	14.390000
15.630000	5.870003	39.590000	14.000000	.000000	12.180000
6.779999	12.990000	71.240000	20.000000	.670000	13.740000
7.690002	12.300000	30.550000	21.000000	1.330000	13.560000
.000000	.000000	.000000	3.000000	.800000	37.480000
.000000	.000000	21.520000	14.000000	1.950000	59.689990
.000000	7.849998	33.850000	12.000000	2.180000	14.030000
.000000	.000000	18.710000	29.000000	1.600000	21.960000
540001	3.519997	45.210000	24.000000	1.360000	25.140000
.000000	22.270000	17.000000	1.530000	37.730000	
10.690000	13.940000	19.320000	16.000000	1.830000	38.880000
3.760002	4.949997	15.050000	17.000000	2.620000	39.300000
4.739998	8.620003	73.360000	15.000000	2.190000	51.290000
.000000	.000000	73.360000	.000000	2.550000	44.710000
12.390000	23.810000	56.140000	9.000000	1.590000	52.460000
15.660000	18.920000	22.460000	10.000000	2.150000	29.640000
17.700000	16.370000	41.610000	18.000000	.060000	.000000
5.080002	7.860001	56.000000	.000000	1.830000	28.650000
.000000	.570000	54.650000	31.000000	.380000	10.900000
.000000	14.080000	73.360000	.000000	2.400000	36.310000
28.380000	33.780000	73.360000	3.000000	1.610000	16.760000

MEDIAS	DESV.TÍPICAS
93.135720	7.815278
90.014300	9.286201
29.808100	23.099510
-20.095240	9.102093
-4.953333	.761905
-43.774280	15.753090

MATRIZ DE INDICADORES					
1.933393	2.613555	3.159374	.219730	2.887500	.913472
1.999929	.632121	1.713889	1.538108	.000000	.773182
.867531	1.398849	3.084048	2.197297	.879375	.872210
.983970	1.324546	1.322539	2.307162	1.745625	.860783
.000000	.000000	.000000	.329595	1.050000	2.379216
.000000	.000000	.931621	1.538108	2.559375	3.789097
.000000	.845340	1.465399	1.318378	2.861250	.890619
.000000	.000000	.809974	3.186080	2.100000	1.394012
.069096	.379057	1.957184	2.636756	1.785000	1.595877
.000000	.000000	.964090	1.867702	2.008125	2.395086
1.367834	1.501152	.836381	1.757838	2.401875	2.468087
.481109	.533049	.651529	1.867702	3.438750	2.494749
.606504	.928259	3.175825	1.647973	2.874375	3.255869
.000000	.000000	3.175825	.000000	3.346875	2.838173
1.585356	2.564019	2.430354	.988784	2.086875	3.330140
2.003768	2.037431	.972315	1.098648	2.821875	1.881536
2.264794	1.762831	1.801337	1.977567	.078750	.000000
.650009	.846417	2.424294	.000000	2.401875	1.818691
.000000	.061381	2.365851	3.405810	.498750	.691928
.000000	1.516228	3.175825	.000000	3.150000	2.304944
3.631349	3.637655	3.175825	.329595	2.113125	1.063918

VECTOR DE COEF. DE CORRELACIÓN	COEF. DE CORRELACIÓN ABS
-.548076	.548076
-.757981	.757981
-.582695	.582695
.282035	.282035
-.478558	.478558
-.243239	.243239

MATRIZ "X" TIPIFICADA					
-1.055077	-1.538228	-1.273970	1.218977	-.835625	.896604
-1.121613	.443206	.171515	-.099402	2.051875	1.036894
.010784	-.323523	-1.198644	-.758591	1.172500	.937866
-.105655	-.249219	.562865	-.868455	.306250	.949292
.878316	1.075327	1.885404	1.109112	1.001875	-.569140
.878316	1.075327	.953782	-.099402	-.507500	-1.979022
.878316	.229987	.420005	.120328	-.809375	.919457
.878316	1.075327	1.075430	-1.747374	-.048125	.416063
.809220	.696270	-.071781	-1.198050	.266875	.214198
.878316	1.075327	.921314	-.428996	.043750	-.585010
-.489518	-.425825	1.049022	-.319131	-.350000	-.658011
.397206	.542278	1.233875	-.428996	-1.386875	-.684673
.271812	.147068	-1.290421	-.209266	-.822500	-1.445794
.878316	1.075327	-1.290421	1.438706	-1.295000	-1.028098
-.707041	-1.488692	-.544951	.449923	-.035000	-1.520065
-1.125452	-.962104	.913089	.340058	-.770000	-.071460
-1.386479	-.687504	.084067	-.538861	1.973125	1.810076
.228307	.228910	-.538890	1.438706	-.350000	-.008615
.878316	1.013946	-.480447	-1.967104	1.553125	1.118148
.878316	-.440901	-1.290421	1.438706	-1.098125	-.494869
-2.753033	-2.562328	-1.290421	1.109112	-.061250	.746157

MATRIZ TIPIFICADA REORDENADA						VECTOR de INDICADORES SINTÉTICOS
-1.538228	-1.273970	-1.055077	-.835625	1.218977	.896604	8.310015
.443206	.171515	-1.121613	2.051875	-.099402	1.036894	3.976415
-.323523	-1.198644	.010784	1.172500	-.758591	.937866	6.647428
-.249219	.562865	-.105655	.306250	-.868455	.949292	5.855678
1.075327	1.885404	.878316	1.001875	1.109112	-.569140	2.260614
1.075327	.953782	.878316	-.507500	-.099402	-1.979022	5.633435
.229987	.420005	.878316	-.809375	.120328	.919457	5.370094
1.075327	1.075430	.878316	-.048125	-1.747374	.416063	4.983011
.696270	-.071781	.809220	.266875	-1.198050	.214198	5.831696
1.075327	.921314	.878316	.043750	-.428996	-.585010	4.724838
-.425825	1.049022	-.489518	-.350000	-.319131	-.658011	6.722414
.542278	1.233875	.397206	-1.386875	-.428996	-.684673	6.179956
.147068	-1.290421	.271812	-.822500	-.209266	-1.445794	8.519628
1.075327	-1.290421	.878316	-1.295000	1.438706	-1.028098	6.440113
-1.488692	-.544951	-.707041	-.035000	.449923	-1.520065	8.872215
-.962104	.913089	-1.125452	-.770000	.340058	-.071460	7.065876
-.687504	.084067	-1.386479	1.973125	-.538861	1.810076	5.164616
.228910	-.538890	.228307	-.350000	1.438706	-.008615	5.634479
1.013946	-.480447	.878316	1.553125	-1.967104	1.118148	4.941073
-.440901	-1.290421	.878316	-1.098125	1.438706	-.494869	7.525226
-2.562328	-1.290421	-2.753033	-.061250	1.109112	.746157	9.410765
						A la tercera interacción

MATRIZ DE CORRELACIONES					
1.000030	.443567	.847555	.081968	-.374603	-.233561
.443567	1.000000	.249779	.109155	-.325698	-.119993
.847555	.249779	1.000014	-.219074	-.234749	-.367321
.081968	.109155	-.219074	.999999	-.433325	.575607
-.374603	-.325698	-.234749	-.433325	1.000000	-.288349
-.233561	-.119993	-.367321	.575607	-.288349	.999999

Índice parcial de medio ambiente urbano (IMUA)

No de variables: 6 Unidades experimentales: 21

MATRIZ "X"					
CAL_AI_2002	COB_ALC	COB_ACU	DAREA_V_MT	ESP_EDIF	DARB_HAB
-81.820000	50.070000	51.890000	4.320000	-92.830000	.070000
-334.260000	81.330000	81.780000	7.750000	-92.800000	.250000
-388.160000	80.960000	80.960000	5.240000	-93.830000	.100000
-308.330000	85.780000	86.080000	1.850000	-97.480000	.150000
-198.810000	100.000000	100.000000	5.360000	-88.160000	.130000
-163.710000	100.000000	100.000000	1.910000	-92.340000	.080000
-170.830000	92.150000	92.500000	3.320000	-94.590000	.080000
-250.000000	100.000000	100.000000	.600000	-98.890000	.120000
-382.690000	92.510000	92.510000	.300000	-99.420000	.080000
-391.670000	100.000000	100.000000	1.540000	-95.980000	.120000
-280.000000	85.900000	85.900000	1.650000	-95.340000	.120000
-167.310000	94.800000	94.800000	.740000	-97.570000	.090000
-115.000000	82.820000	84.740000	1.380000	-94.860000	.020000
-75.000000	91.520000	94.990000	2.100000	-92.500000	.030000
-131.520000	75.260000	75.740000	3.370000	-88.650000	.030000
-232.500000	82.010000	82.010000	1.710000	-95.750000	.060000
-316.360000	84.340000	82.510000	27.870000	-85.340000	.170000
-400.000000	80.860000	80.990000	.760000	-98.250000	.040000
-375.880000	99.910000	99.910000	9.190000	-90.940000	.190000
-336.840000	86.640000	86.790000	.590000	-98.230000	.010000
-75.000000	78.470000	83.930000	.680000	-98.910000	.030000

VECTOR DE REFERENCIA
-150.000000
86.920000
87.530000
9.000000
-85.340000
0.250000

MATRIZ DE DIFERENCIAS					
68.180000	36.850000	35.640000	4.680000	7.490005	.180000
184.260000	5.589996	5.750000	1.250000	7.460007	.000000
238.160000	5.959999	6.570000	3.760000	8.490005	.150000
158.330000	1.139999	1.449997	7.150000	12.140010	.100000
48.810000	13.080000	12.470000	3.640000	2.820007	.120000
13.710010	13.080000	12.470000	7.090000	7.000000	.170000
20.830000	5.230003	4.970001	5.680000	9.250000	.170000
100.000000	13.080000	12.470000	8.400000	13.550000	.130000
232.690000	5.590004	4.980003	8.700000	14.080000	.170000
241.670000	13.080000	12.470000	7.460000	10.640010	.130000
130.000000	1.019997	1.629997	7.350000	10.000000	.130000
17.310000	7.880005	7.270004	8.260000	12.230000	.160000
35.000000	4.099998	2.790001	7.620000	9.520004	.230000
75.000000	4.599998	7.459999	6.900000	7.160004	.220000
18.480000	11.660000	11.790000	5.630000	3.310005	.220000
82.500000	4.909996	5.519997	7.290000	10.410000	.190000
166.360000	2.580002	5.019997	18.870000	.000000	.080000
250.000000	6.059998	6.540001	8.240000	12.910000	.210000
225.880000	12.990010	12.380000	.190000	5.600006	.060000
186.840000	.279999	.739998	8.410000	12.890010	.240000
75.000000	8.449997	3.599998	8.320000	13.570010	.220000

MEDIAS	DES.V.TÍPICAS
-246.461400	112.009900
86.920470	11.367760
87.525250	11.004750
3.915715	5.856555
-94.412380	3.776153
.093810	.060117

MATRIZ DE INDICADORES						VECTOR DE FRECHET
.608696	3.241623	3.238602	.799105	1.983502	2.994159	12.865690
1.645034	.491741	.522502	.213436	1.975557	.000000	4.848270
2.126241	.524290	.597015	.642016	2.248322	2.495132	8.633016
1.413536	.100284	.131761	1.220854	3.214914	1.663422	7.744771
.435765	1.150622	1.133147	.621526	.746794	1.996106	6.083961
.122400	1.150622	1.133147	1.210609	1.853739	2.827817	8.298334
.185966	.460073	.451623	.969853	2.449583	2.827817	7.344915
.892779	1.150622	1.133147	1.434290	3.588309	2.162448	10.361600
2.077406	.491742	.452532	1.485515	3.728663	2.827817	11.063680
2.157578	1.150622	1.133147	1.273786	2.817684	2.162448	10.695270
1.160612	.089727	.148118	1.255004	2.648198	2.162448	7.464107
.154540	.693189	.660624	1.410385	3.238747	2.661474	8.818959
.312472	.360669	.253527	1.301106	2.521086	3.825870	8.574730
.669584	.404653	.677889	1.178167	1.896111	3.659528	8.485931
.164985	1.025707	1.071356	.961316	.876555	3.659528	7.759447
.736542	.431923	.501601	1.244759	2.756775	3.160501	8.832102
1.485226	.226958	.456167	3.222031	.000000	1.330737	6.721118
2.231946	.533086	.594289	1.406970	3.418824	3.493186	11.678300
2.016608	1.142706	1.124970	.032442	1.482992	.998053	6.797771
1.668067	.024631	.067244	1.435998	3.413529	3.992212	10.601680
.669584	.743330	.327131	1.420630	3.593606	3.659528	10.413810

MED. DE FRECHET	DES.V. TÍPICA DE FRECHET
8.766069	1.947496

VECTOR DE COEF. DE CORRELACIÓN	COEF. DE CORRELACIÓN ABS
.033890	.033890
-.336887	.336887
-.311422	.311422
-.448880	.448880
-.597093	.597093
-.601663	.601663

MATRIZ "X" TIPIFICADA					
1.469883	-3.241664	-3.238171	.069031	.419046	-.396053
-.783847	-.491783	-.522070	.654700	.426990	2.598106
-1.265055	-.524331	-.596583	.226120	.154226	.102974
-.552350	-.100325	-.131329	-.352718	-.812366	.934685
.425421	1.150581	1.133579	.246610	1.655754	.602000
.738787	1.150581	1.133579	-.342473	.548809	-.229710
.675221	.460032	.452055	-.101718	-.047035	-.229710
-.031592	1.150581	1.133579	-.566154	-1.185761	.435658
-1.216220	.491700	.452964	-.617379	-1.326115	-.229710
-1.296391	1.150581	1.133579	-.405650	-.415137	.435658
-.299425	-.089769	-.147686	-.386868	-.245650	.435658
.706647	.693147	.661056	-.542250	-.836199	-.063368
1.173659	-.360711	-.253095	-.432970	-.118538	-1.227763
1.530771	.404611	.678321	-.310031	.506437	-1.061421
1.026172	-1.025749	-1.070924	-.093180	1.525993	-1.061421
.124644	-.431964	-.501170	-.376623	-.354227	-.562395
-.624040	-.226999	-.455735	4.090167	2.402548	1.267369
-1.370760	-.533128	-.593857	-.538835	-1.016277	-.895079
-1.155421	1.142664	1.125401	.900578	.919555	1.600053
-.806881	-.024673	-.066812	-.567862	-1.010981	-1.394106
1.530771	-.743371	-.326700	-.552494	-1.191059	-1.061421

MATRIZ TIPIFICADA REORDENADA						VECTOR DE INDICADORES SINTÉTICOS
-.396053	.419046	.069031	-3.241664	-3.238171	1.469883	8.203279
2.598106	.426990	.654700	-.491783	-.522070	-.783847	2.893468
.102974	.154226	.226120	-.524331	-.596583	-1.265055	6.001886
.934685	-.812366	-.352718	-.100325	-.131329	-.552350	5.604969
.602000	1.655754	.246610	1.150581	1.133579	.425421	4.092197
-.229710	.548809	-.342473	1.150581	1.133579	.738787	6.017231
-.229710	-.047035	-.101718	.460032	.452055	.675221	5.860288
.435658	-1.185761	-.566154	1.150581	1.133579	-.031592	7.267976
-.229710	-1.326115	-.617379	.491700	.452964	-1.216220	7.924336
.435658	-.415137	-.405650	1.150581	1.133579	-1.296391	6.989064
.435658	-.245650	-.386868	-.089769	-.147686	-.299425	5.508906
-.063368	-.836199	-.542250	.693147	.661056	.706647	6.761533
-1.227763	-.118538	-.432970	-.360711	-.253095	1.173659	7.003688
-1.061421	.506437	-.310031	.404611	.678321	1.530771	6.410288
-1.061421	1.525993	-.093180	-1.025749	-1.070924	1.026172	5.787953
-.562395	-.354227	-.376623	-.431964	-.501170	.124644	6.750414
1.267369	2.402548	4.090167	-.226999	-.455735	-.624040	3.306458
-.895079	-1.016277	-.538835	-.533128	-.593857	-1.370760	8.379478
1.600053	.919555	.900578	1.142664	1.125401	-1.155421	4.106190
-1.394106	-1.010981	-.567862	-.024673	-.066812	-.806881	8.218615
-1.061421	-1.191059	-.552494	-.743371	-.326700	1.530771	8.310990
						ITERACIÓN NUMERO = 2

MATRIZ DE CORRELACIONES					
1.000000	.329602	.517071	.246379	.192448	-.473618
.329602	.999957	.732485	-.062454	-.100112	.155514
.517071	.732485	1.000000	-.068917	-.124544	-.193317
.246379	-.062454	-.068917	.999986	.991919	-.290289
.192448	-.100112	-.124544	.991919	1.000006	-.214829
-.473618	.155514	-.193317	-.290289	-.214829	.999999

MED. DE FRECHET	VECTOR DE FRECHET
6.257105	8.203279
DESV. TIPICA DE FRECHET	2.893468
1.582540	6.001886
VECTOR DE COEF. DE CORRELACION	5.604969
.182209	4.092197
-.258684	6.017231
-.210844	5.860288
-.665003	7.267976
-.732222	7.924336
-.786513	6.989064
	5.508906
	6.761533
COEF. DE CORRELACIÓN ABS	7.003688
.182209	6.410288
.258684	5.787953
.210844	6.750414
.665003	3.306458
.732222	8.379478
.786513	4.106190
	8.218615
	8.310990

MENORES PRINCIPALES	FACTORES CORRECTORES
1.000000	1.000000
.891319	.891319
.337106	.378210
.298870	.886576
.003642	.012185
.001349	.370545

MATRIZ "X" TIPIFICADA					
1.469883	-3.241664	-3.238171	.069031	.419046	-.396053
-.783847	-.491783	-.522070	.654700	.426990	2.598106
-1.265055	-.524331	-.596583	.226120	.154226	.102974
-.552350	-.100325	-.131329	-.352718	-.812366	.934685
.425421	1.150581	1.133579	.246610	1.655754	.602000
.738787	1.150581	1.133579	-.342473	.548809	-.229710
.675221	.460032	.452055	-.101718	-.047035	-.229710
-.031592	1.150581	1.133579	-.566154	-1.185761	.435658
-1.216220	.491700	.452964	-.617379	-1.326115	-.229710
-1.296391	1.150581	1.133579	-.405650	-.415137	.435658
-.299425	-.089769	-.147686	-.386868	-.245650	.435658
.706647	.693147	.661056	-.542250	-.836199	-.063368
1.173659	-.360711	-.253095	-.432970	-.118538	-1.227763
1.530771	.404611	.678321	-.310031	.506437	-1.061421
1.026172	-1.025749	-1.070924	-.093180	1.525993	-1.061421
.124644	-.431964	-.501170	-.376623	-.354227	-.562395
-.624040	-.226999	-.455735	4.090167	2.402548	1.267369
-1.370760	-.533128	-.593857	-.538835	-1.016277	-.895079
-1.155421	1.142664	1.125401	.900578	.919555	1.600053
-.806881	-.024673	-.066812	-.567862	-1.010981	-1.394106
1.530771	-.743371	-.326700	-.552494	-1.191059	-1.061421

MATRIZ TIPIFICADA REORDENADA					
-.396053	.419046	.069031	-3.241664	-3.238171	1.469883
2.598106	.426990	.654700	-.491783	-.522070	-.783847
.102974	.154226	.226120	-.524331	-.596583	-1.265055
.934685	-.812366	-.352718	-.100325	-.131329	-.552350
.602000	1.655754	.246610	1.150581	1.133579	.425421
-.229710	.548809	-.342473	1.150581	1.133579	.738787
-.229710	-.047035	-.101718	.460032	.452055	.675221
.435658	-1.185761	-.566154	1.150581	1.133579	-.031592
-.229710	-1.326115	-.617379	.491700	.452964	-1.216220
.435658	-.415137	-.405650	1.150581	1.133579	-1.296391
.435658	-.245650	-.386868	-.089769	-.147686	-.299425
-.063368	-.836199	-.542250	.693147	.661056	.706647
-1.227763	-.118538	-.432970	-.360711	-.253095	1.173659
-1.061421	.506437	-.310031	.404611	.678321	1.530771
-1.061421	1.525993	-.093180	-1.025749	-1.070924	1.026172
-.562395	-.354227	-.376623	-.431964	-.501170	.124644
1.267369	2.402548	4.090167	-.226999	-.455735	-.624040
-.895079	-1.016277	-.538835	-.533128	-.593857	-1.370760
1.600053	.919555	.900578	1.142664	1.125401	-1.155421
-1.394106	-1.010981	-.567862	-.024673	-.066812	-.806881
-1.061421	-1.191059	-.552494	-.743371	-.326700	1.530771

MATRIZ DE CORRELACIONES						VECTOR DE INDICADORES SINTÉTICOS
1.000000	.329602	.517071	.246379	.192448	-.473618	8.203279
.329602	.999957	.732485	-.062454	-.100112	.155514	2.893468
.517071	.732485	1.000000	-.068917	-.124544	-.193317	6.001886
.246379	-.062454	-.068917	.999986	.991919	-.290289	5.604969
.192448	-.100112	-.124544	.991919	1.000006	-.214829	4.092197
-.473618	.155514	-.193317	-.290289	-.214829	.999999	6.017231
						5.860288
						7.267976
MENORES PRINCIPALES						7.924336
1.000000						6.989064
.891319						5.508906
.337106						6.761533
.298870						7.003688
.003642						6.410288
.001349						5.787953
FACTORES CORRECTORES						6.750414
1.000000						3.306458
.891319						8.379478
.378210						4.106190
.886576						8.218615
.012185						8.310990
.370545						

Índice de calidad ambiental global

No. de variables: 7

No. de unidades experimentales: 21

MATRIZ "X"						
OB_ASEO	COB_ENE	COB_GAS	DOE_VIV	DAREA_V_MT	ESP_EDIF	DARB_HAB
84.890000	75.730000	.380000	-5.590000	4.320000	-92.830000	.070000
84.370000	94.130000	33.770000	-3.390000	7.750000	-92.800000	.250000
93.220000	87.010000	2.120000	-4.060000	5.240000	-93.830000	.100000
92.310000	87.700000	42.810000	-4.720000	1.850000	-97.480000	.150000
100.000000	100.000000	73.360000	-4.190000	5.360000	-88.160000	.130000
100.000000	100.000000	51.840000	-5.340000	1.910000	-92.340000	.080000
100.000000	92.150000	39.510000	-5.570000	3.320000	-94.590000	.080000
100.000000	100.000000	54.650000	-4.990000	.600000	-98.890000	.120000
99.460000	96.480000	28.150000	-4.750000	.300000	-99.420000	.080000
100.000000	100.000000	51.090000	-4.920000	1.540000	-95.980000	.120000
89.310000	86.060000	54.040000	-5.220000	1.650000	-95.340000	.120000
96.240000	95.050000	58.310000	-6.010000	.740000	-97.570000	.090000
95.260000	91.380000	.000000	-5.580000	1.380000	-94.860000	.020000
100.000000	100.000000	.000000	-5.940000	2.100000	-92.500000	.030000
87.610000	76.190000	17.220000	-4.980000	3.370000	-88.650000	.030000
84.340000	81.080000	50.900000	-5.540000	1.710000	-95.750000	.060000
82.300000	83.630000	31.750000	-3.450000	27.870000	-85.340000	.170000
94.920000	92.140000	17.360000	-5.220000	.760000	-98.250000	.040000
100.000000	99.430000	18.710000	-3.770000	9.190000	-90.940000	.190000
100.000000	85.920000	.000000	-5.790000	.590000	-98.230000	.010000
71.620000	66.220000	.000000	-5.000000	.680000	-98.910000	.030000

VECTOR DE REFERENCIA
100.000000
100.000000
73.360000
-3.390000
9.000000
-85.340000
.250000

MATRIZ DE DIFERENCIAS						
15.110000	24.270000	72.980000	2.200000	4.680000	7.490005	.180000
15.630000	5.870003	39.590000	.000000	1.250000	7.460007	.000000
6.779999	12.990000	71.240000	.670000	3.760000	8.490005	.150000
7.690002	12.300000	30.550000	1.330000	7.150000	12.140010	.100000
.000000	.000000	.000000	.800000	3.640000	2.820007	.120000
.000000	.000000	21.520000	1.950000	7.090000	7.000000	.170000
.000000	7.849998	33.850000	2.180000	5.680000	9.250000	.170000
.000000	.000000	18.710000	1.600000	8.400000	13.550000	.130000
.540001	3.519997	45.210000	1.360000	8.700000	14.080000	.170000
.000000	.000000	22.270000	1.530000	7.460000	10.640010	.130000
10.690000	13.940000	19.320000	1.830000	7.350000	10.000000	.130000
3.760002	4.949997	15.050000	2.620000	8.260000	12.230000	.160000
4.739998	8.620003	73.360000	2.190000	7.620000	9.520004	.230000
.000000	.000000	73.360000	2.550000	6.900000	7.160004	.220000
12.390000	23.810000	56.140000	1.590000	5.630000	3.310005	.220000
15.660000	18.920000	22.460000	2.150000	7.290000	10.410000	.190000
17.700000	16.370000	41.610000	.060000	18.870000	.000000	.080000
5.080002	7.860001	56.000000	1.830000	8.240000	12.910000	.210000
.000000	.570000	54.650000	.380000	.190000	5.600006	.060000
.000000	14.080000	73.360000	2.400000	8.410000	12.890010	.240000
28.380000	33.780000	73.360000	1.610000	8.320000	13.570010	.220000

MEDIAS	DESV.TÍPICAS
93.135720	7.815278
90.014300	9.286201
29.808100	23.099510
-4.953333	.761905
3.915715	5.856555
-94.412380	3.776153
.093810	.060117

MATRIZ DE INDICADORES						
1.933393	2.613555	3.159374	2.887500	.799105	1.983502	2.994159
1.999929	.632121	1.713889	.000000	.213436	1.975557	.000000
.867531	1.398849	3.084048	.879375	.642016	2.248322	2.495132
.983970	1.324546	1.322539	1.745625	1.220854	3.214914	1.663422
.000000	.000000	.000000	1.050000	.621526	.746794	1.996106
.000000	.000000	.931621	2.559375	1.210609	1.853739	2.827817
.000000	.845340	1.465399	2.861250	.969853	2.449583	2.827817
.000000	.000000	.809974	2.100000	1.434290	3.588309	2.162448
.069096	.379057	1.957184	1.785000	1.485515	3.728663	2.827817
.000000	.000000	.964090	2.008125	1.273786	2.817684	2.162448
1.367834	1.501152	.836381	2.401875	1.255004	2.648198	2.162448
.481109	.533049	.651529	3.438750	1.410385	3.238747	2.661474
.606504	.928259	3.175825	2.874375	1.301106	2.521086	3.825870
.000000	.000000	3.175825	3.346875	1.178167	1.896111	3.659528
1.585356	2.564019	2.430354	2.086875	.961316	.876555	3.659528
2.003768	2.037431	.972315	2.821875	1.244759	2.756775	3.160501
2.264794	1.762831	1.801337	.078750	3.222031	.000000	1.330737
.650009	.846417	2.424294	2.401875	1.406970	3.418824	3.493186
.000000	.061381	2.365851	.498750	.032442	1.482992	.998053
.000000	1.516228	3.175825	3.150000	1.435998	3.413529	3.992212
3.631349	3.637655	3.175825	2.113125	1.420630	3.593606	3.659528

VECTOR DE FRECHET	VECTOR DE INDICADORES SINTÉTICOS	VECTOR DE INDICADORES SINTÉTICOS	VECTOR DE INDICADORES SINTÉTICOS
16.370590	10.219370	10.219610	10.219610
6.534932	3.458193	3.456111	3.456111
11.615270	7.902929	7.905009	7.905009
11.475870	7.160919	7.165560	7.165560
4.414425	3.098245	3.101062	3.101062
9.383162	6.006525	6.012280	6.012280
11.419240	7.553517	7.558779	7.558779
10.095020	6.485336	6.493094	6.493094
12.232330	8.200178	8.208077	8.208077
9.226133	5.918895	5.925536	5.925536
12.172890	7.391723	7.395301	7.395301
12.415040	7.620076	7.626497	7.626497
15.233020	9.905057	9.910323	9.910323
13.256510	8.470966	8.476628	8.476628
14.164000	9.294209	9.295040	9.295040
14.997430	9.268673	9.270948	9.270948
10.460480	5.329091	5.336313	5.336313
14.641570	9.604159	9.610332	9.610332
5.439470	3.763947	3.765068	3.765068
16.683790	11.300100	11.307740	11.307740
21.231720	13.211080	13.211140	13.211140
	ITERACIÓN NÚMERO= 2	ITERACIÓN NÚMERO=3	(VECTOR DE CONVERGENCIA)

ANEXO 6

MODELOS CON PARÁMETROS AJUSTADOS

ORDINARY LEAST SQUARES ESTIMATION					
DATA SET		CALI			
DEPENDENT VARIABLE	LPALQ	OBS	322	VARS	7
R2	0.8447	R2-adj	0.8417		
LIK	-5.80160	AIC	25.6032	SC	52.0251
RSS	19.5448	F-test	285.570	Prob	3.65421e-124
SIG-SQ	0.0620470	(0.249092)	SIG-SQ (ML)	0.0606981	(0.246370)
VARIABLE	COEFF	S.D.	t-value	Prob	
CONSTANT	4.18534	0.044038	95.039100	0.000000	
ICA_ACP	0.22909	0.078281	2.926590	0.003676	
DVI_DII	0.50532	0.238169	2.121720	0.034642	
ESTRATO	0.21375	0.020864	10.244781	0.000000	
FAC1_3	1.55589	0.132502	11.742340	0.000000	
FAC2_3	0.61338	0.082291	7.453778	0.000000	
FAC3_3	0.22044	0.068317	3.226836	0.001383	
REGRESSION DIAGNOSTICS					
MULTICOLLINEARITY CONDITION NUMBER			12.678435		
TEST ON NORMALITY OF ERRORS					
TEST	DF	VALUE	PROB		
Jarque-Bera	2	96.658771	0.000000		
DIAGNOSTICS FOR HETEROSKEDASTICITY					
LINEAR SPECIFICATION USING VARIABLES					
CONSTANT DUM_ICA					
TEST	DF	VALUE	PROB		
Koenker-Bassett test	1	2.681189	0.101540		
DIAGNOSTICS FOR SPATIAL DEPENDENCE					
FOR WEIGHTS MATRIX CALI_Q1 (row-standardized weights)					
TEST		MI/DF	VALUE	PROB	
Moran's I (error)		0.254355	7.312601	0.000000	
Lagrange Multiplier (error)		1	48.329366	0.000000	
Robust LM (error)		1	40.143471	0.000000	
Kelejian-Robinson (error)		7	53.027890	0.000000	
Lagrange Multiplier (lag)		1	9.078407	0.002586	
Robust LM (lag)		1	0.892512	0.344797	
Lagrange Multiplier (SARMA)		2	49.221878	0.000000	

SAR ERROR MODEL - GM ESTIMATION					
TWO-STEP					
DATA SET		CALI		SPATIAL WEIGHTS MATRIX CALI_Q1	
DEPENDENT VARIABLE	LPALQ	OBS	322	VARS	7
R2	0.8304	Sq. Corr.	0.8428	R2 (Buse)	0.7847
SIG-SQ	0.0509	(0.2256)			
VARIABLE	COEFF	S.D.	z-value	Prob	
CONSTANT	4.18651	0.051456	81.359603	0.000000	
ICA_ACP	0.183333	0.087636	2.091977	0.036441	
DVI_DII	0.763539	0.216136	3.532685	0.000411	
ESTRATO	0.200001	0.020826	9.603230	0.000000	
FAC1_3	1.66655	0.123972	13.442918	0.000000	
FAC2_3	0.631493	0.077864	8.110202	0.000000	
FAC3_3	0.273256	0.061855	4.417669	0.000010	
LAMBDA	0.431308	0	0.000000	0.000000	

SAR ERROR MODEL - GM ESTIMATION				
GROUPWISE HETEROSKEDASTICITY				
DATA SET	CALI		SPATIAL WEIGHTS MATRIX	CALI_Q1
DEPENDENT VARIABLE	LPALQ		OBS 322	DF 315
GROUPS	DUM_I_0	DUM_I_1	VARS 7	
R2	0.8403	Sq. Corr.	0.8430	
Convergence after 7 iterations				
VARIABLE	COEFF	S.D.	z-value	Prob
CONSTANT	4.17781	0.052418	79.701086	0.000000
ICA_ACP	0.22434	0.092833	2.416661	0.015664
DVI_DII	0.74704	0.241851	3.088878	0.002009
ESTRAT_1	0.20043	0.021255	9.429780	0.000000
FAC1_3	1.63174	0.126234	12.926268	0.000000
FAC2_3	0.60764	0.079983	7.597119	0.000000
FAC3_3	0.29795	0.061669	4.831471	0.000001
LAMBDA	0.45357	0	0.000000	0.000000
DUM_I_0	0.04390	0	0.000000	0.000000
DUM_I_1	0.06791	0	0.000000	0.000000



Universidad
del Valle

Programa ditorial

Ciudad Universitaria, Meléndez
Cali, Colombia

Teléfonos: (+57) 2 321 2227
321 2100 ext. 7687

<http://programaeditorial.univalle.edu.co>
programa.editorial@correounivalle.edu.co