

TENDENCIAS DE LA INVESTIGACIÓN
EN
**INGENIERÍA
AMBIENTAL**



UNIVERSIDAD DE MEDELLÍN



Tendencias de la investigación en Ingeniería Ambiental

Tendencias

de la investigación

en

Ingeniería Ambiental

Gladis Estela Morales Mira
Editora académica



UNIVERSIDAD DE MEDELLIN



TENDENCIAS DE LA INVESTIGACIÓN EN INGENIERÍA AMBIENTAL

Primera edición: Agosto de 2008
© Universidad de Medellín

ISBN: 978-958-8348-33-9

Editora académica:
Gladis Estela Morales Mira

Coordinación editorial:
Leonardo David López Escobar
Dirección electrónica: ldlopez@udem.edu.co
Universidad de Medellín.
Cra. 87 No. 30-65. Bloque 20, piso 2.
Teléfonos: 340 52 42 - 340 53 35
Medellín, Colombia

Distribución y ventas:
Universidad de Medellín
e-mail: selloeditorial@udem.edu.co
www.udem.edu.co
Cra. 87 No. 30-65
Teléfono: 340 52 42
Medellín, Colombia

Diagramación:
Hernán D. Durango T.

Diseño e impresión:
Logoformas S.A.
Calle 17A No. 69-62
Teléfono: 405 11 00
Bogotá, D.C., Colombia

Todos los derechos reservados. Esta publicación no puede ser reproducida ni registrada, ni en todo ni en parte, por ningún medio inventado o por inventarse, sin el permiso previo, por escrito, de la Universidad de Medellín.

Hecho el depósito legal

CONTENIDO

PRÓLOGO.....	13
PRESENTACIÓN.....	15

PRIMERA PARTE

CALIDAD Y ALTERNATIVAS DE TRATAMIENTO DEL AGUA HIDRÁULICA AMBIENTAL

CAPÍTULO 1

PRETRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES MEDIANTE FOTO-FENTON SOLAR A ESCALA INDUSTRIAL ACOPLADO A BIOTRATAMIENTO CON FANGOS ACTIVOS INMOVILIZADOS

Manuel Ignacio Maldonado, Isabel Oller, Wolfgang Gernjak, Sixto Malato

1.1 INTRODUCCIÓN.....	19
1.2 MATERIALES Y MÉTODOS.....	21
1.2.1 Reactivos.....	21
1.2.2 Determinaciones analíticas.....	22
1.2.3 Dispositivo experimental.....	23
1.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	27
1.3.1 Tratamiento foto-Fenton solar.....	27
1.3.2 Biotratamiento mediante fangos activos inmovilizados.....	33
1.3.3 Sistema combinado foto-Fenton solar-biológico aeróbico.....	35
1.4 CONCLUSIONES.....	42

CAPÍTULO 2

DEGRADACIÓN DE LA ATRAZINA EN SOLUCIÓN ACUOSA USANDO RADIACIÓN UV Y PROCESOS DE OXIDACIÓN AVANZADA

Margarita Hincapié, Gustavo Peñuela, Manuel I. Maldonado, Sixto Malato

2.1 INTRODUCCIÓN.....	47
2.2 SECCIÓN EXPERIMENTAL.....	53
2.2.1 Materiales.....	53
2.2.2 Metodología.....	53
2.2.3 Determinación analítica.....	55
2.2.4 Determinación de la toxicidad.....	55

2.3	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	56
2.3.1	Hidrólisis	56
2.3.2	Fotólisis y fotocátalisis con TiO ₂ Degussa P25	56
2.3.3	Efecto de los agentes oxidantes peróxido de hidrógeno y persulfato de sodio en la fotocátalisis	59
2.3.4	Proceso foto Fenton	63
2.3.5	Evaluación de los aniones inorgánicos durante los dos tratamientos	66
2.3.6	Cuantificación e identificación de los productos de degradación	68
2.3.7	Evaluación de la toxicidad	71
2.4	CONCLUSIONES	74

CAPÍTULO 3
**HUMEDALES ARTIFICIALES
 PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES**

Nazly E. Sánchez P., Gustavo A. Peñuela M., Juan C. Casas Z.

3.1	INTRODUCCIÓN	81
3.2	MARCO TEÓRICO	83
3.2.1	Humedales contruidos para el tratamiento de aguas residuales	84
3.2.2	Clasificación de los humedales	85
3.2.3	Ventajas y desventajas de los humedales subsuperficiales	87
3.2.4	Aspectos a considerar en los humedales subsuperficiales	88
3.3	MATERIALES Y MÉTODOS	89
3.3.1	Diseño y construcción de los humedales a escala piloto	89
3.3.2	Componentes del agua residual sintética	90
3.3.3	Siembra y aclimatación de plantas	90
3.3.4	Muestreos	91
3.4	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	91
3.4.1	pH	91
3.4.2	Demanda bioquímica de oxígeno (DBO ₅)	92
3.4.3	Carbono orgánico total (COT)	94
3.5	CONCLUSIONES	95

CAPÍTULO 4
**DESCRIPCIÓN DE LA DINÁMICA OCEANOGRÁFICA
 DEL GOLFO DE URABÁ UTILIZANDO MEDICIONES DE CAMPO**

Luis Javier Montoya Jaramillo, Francisco Mauricio Toro Botero

4.1	INTRODUCCIÓN	103
4.2	DATOS Y MÉTODOS	107
4.3	DISCUSIÓN	118
4.4	CONCLUSIONES	120

SEGUNDA PARTE

CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA Y CALIDAD DEL AIRE

CAPÍTULO 5

IMPACTO DE LAS MOTOCICLETAS EN LA CALIDAD DEL AIRE. ESTUDIO DE CASO: MONTERÍA

Carlos Alberto Echeverri Londoño

5.1 INTRODUCCIÓN	127
5.2 MATERIALES Y MÉTODOS	131
5.2.1 Selección de los sitios de medición	131
5.2.2 Período de medición	131
5.2.3 Parámetros seleccionados	132
5.2.4 Equipos y materiales utilizados	132
5.2.5 Índices de calidad del aire	133
5.2.6 Legislación	138
5.2.7 Inventario de emisiones	141
5.3 RESULTADOS	142
5.3.1 Calidad del aire y calidad acústica	142
5.3.2 Emisiones vehiculares	150
5.3.3 Inventario de emisiones	155
5.4 CONCLUSIONES	158
5.5 RECOMENDACIONES	160

CAPÍTULO 6

ROMPIMIENTO DE LA INVERSIÓN TÉRMICA EN EL VALLE DE ABURRÁ

Ángela M. Rendón, José F. Jiménez, Carlos Palacio

6.1 INTRODUCCIÓN	163
6.2 MEDICIÓN DE VARIABLES ATMOSFÉRICAS	164
6.3 CAMPAÑAS DE MEDICIÓN	165
6.4 RESULTADOS	166
6.5 CONCLUSIONES	170

TERCERA PARTE

TECNOLOGÍAS AMBIENTALES PARA LA RECUPERACIÓN Y CONSERVACIÓN DE SUELOS

CAPÍTULO 7

ESTRUCTURA MODELO DE LA PARTÍCULA FUNDAMENTAL DEL COMPOST

Carlos E. Arroyave M., Carlos A. Peláez J.

7.1	INTRODUCCIÓN	177
7.2	MATERIALES Y EQUIPOS	178
7.2.1	Materias primas y planta de compostaje	178
7.2.2	Obtención de fracciones	182
7.2.3	Análisis estadístico	184
7.3	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	184
7.3.1	Caracterización fisicoquímica del material de RSUsf	184
7.3.2	Tamaño de partícula	185
7.3.3	Análisis instrumental	187
7.3.4	Modelo de partícula	194
7.4	CONCLUSIONES	195

CAPÍTULO 8

DEGRADACIÓN DE HEXACLOROCICLOHEXANO (HCH) CON HONGOS DE PODREDUMBRE DE LA MADERA

Juan Carlos Quintero Díaz, Gumersindo Feijoo, Juan Manuel Lema

8.1	INTRODUCCIÓN	199
8.2	MATERIALES Y MÉTODOS	204
8.2.1	Microorganismos	204
8.2.2	Ensayos de selección de los hongos de podredumbre de la madera	204
8.2.3	Ensayos de degradación de HCH en medio líquido	205
8.2.4	Ensayos de degradación de HCH en sobre suelo contaminado	205
8.2.5	Extracción y análisis de los isómeros de HCH	208
8.3	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	209
8.3.1	Selección de los microorganismos	209
8.3.2	Degradación de HCH en medio líquido	210
8.3.3	Degradación de HCH en fase sólida	212
8.4	CONCLUSIONES	220

CAPÍTULO 9

AVANCES EN LA PROPAGACIÓN ASIMBIÓTICA *IN VITRO* DE ORQUÍDEAS CON ESPECIAL ÉNFASIS EN EL GÉNERO *CATTLEYA*

Liliana R. Botero, María A. Jaramillo, Óscar O. Ossa R., Tatiana Saldarriaga F., Estefanía Ortiz R.

9.1	INTRODUCCIÓN	227
9.2	MATERIALES Y MÉTODOS	231
9.2.1	Evaluación de la metodología de desinfección de cápsulas de orquídeas	231
9.2.2	Evaluación del efecto de un abono comercial y un suplemento comercial de banano	239
9.3	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	242
9.3.1	Ensayos de desinfección	242
9.3.2	Resultados del efecto de un abono comercial y un suplemento de banano comercial	246
9.4	CONCLUSIONES	254

CAPÍTULO 10
**MOVILIDAD DEL BRAVONIL 720 (CLOROTALONILO)
A TRAVÉS DE LA ZONA NO SATURADA Y SATURADA
DE UN ACUÍFERO LIBRE SIMULADO**

Idalia Jacqueline López Sánchez, Gustavo Antonio Peñuela Mesa

10.1 INTRODUCCIÓN.....	259
10.2 MATERIALES Y MÉTODOS	261
10.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN	269
10.4 CONCLUSIONES.....	292

CUARTA PARTE

SOSTENIBILIDAD AMBIENTAL DEL TERRITORIO

CAPÍTULO 11
**LA RESPONSABILIDAD SOCIAL EMPRESARIAL
COMO COMPONENTE DE SOSTENIBILIDAD AMBIENTAL**

John Fredy López Pérez

11.1 INTRODUCCIÓN.....	299
11.2 UNA LECTURA DE LA SOSTENIBILIDAD AMBIENTAL DESDE UN PUNTO DE VISTA SOCIAL	300
11.3 EL CONCEPTO DE LA RESPONSABILIDAD SOCIAL EMPRESARIAL	303
11.4 LA RESPONSABILIDAD SOCIAL COMO ESPACIO PARA LA SOSTENIBILIDAD AMBIENTAL	309
11.5 ESBOZOS DE UN CASO: EL SECTOR ELÉCTRICO COLOMBIANO	311
11.6 CONCLUSIONES.....	319

CAPÍTULO 12
**DETERMINACIÓN ESPACIAL
DE ÁREAS DE IMPORTANCIA ESTRATÉGICA
El caso de microcuencas abastecedoras de acueductos veredales
del municipio de Medellín**

Joaquín Hincapié, Álvaro Lema

12.1 INTRODUCCIÓN.....	323
12.2 LA NOCIÓN DE ÁREA DE IMPORTANCIA ESTRATÉGICA.....	325
12.3 LA IDEA DE LOS SERVICIOS AMBIENTALES.....	328
12.4 ESTRATEGIA METODOLÓGICA EN LA IDENTIFICACIÓN Y DETERMINACIÓN DE LAS ÁREAS DE IMPORTANCIA ESTRATÉGICA.....	332

12.5	LOS RESULTADOS DEL MODELO.....	359
12.6	CONCLUSIONES.....	361

CAPÍTULO 13
**LA EDUCACIÓN AMBIENTAL
 EN LA TRANSFORMACIÓN DE LA CULTURA**

Luz Ángela Peña Marín, Alba Miriam Vergara Vargas

13.1	INTRODUCCIÓN.....	369
13.2	APROXIMACIÓN CONCEPTUAL.....	370
13.2.1	La reflexividad.....	372
13.2.2	La construcción del otro.....	374
13.2.3	El discurso.....	372
13.2.4	La autonomía y la participación.....	375
13.2.5	La educación ambiental y el desarrollo humano.....	378
13.2.6	Base conceptual de la educación ambiental.....	380
13.2.7	Contexto sociocultural.....	382
13.2.8	Diagnóstico de la educación ambiental y la administración de los recursos naturales.....	392
13.2.9	Criterios corporativos de educación ambiental.....	394
13.3	CONCLUSIONES.....	398

CAPÍTULO 14
**ENFOQUE CONCEPTUAL DE UN SISTEMA DE INDICADORES
 AMBIENTALES PARA LA EVALUACIÓN DE LOS POT:
 MUNICIPIOS DEL VALLE DE SAN NICOLÁS
 ORIENTE ANTIOQUEÑO**

Carolina Arias Muñoz, Diana Elizabeth Valencia Londoño, Boris Puerto López

14.1	INTRODUCCIÓN.....	401
14.2	ENFOQUE CONCEPTUAL DEL SISTEMA DE INDICADORES.....	406
14.2.1	Primera aproximación: el enfoque de impacto ambiental.....	406
14.2.2	Enfoque sistémico: de la sostenibilidad ambiental.....	408
14.3	PROPUESTA FINAL DE INDICADORES E ÍNDICE DE SOSTENIBILIDAD AMBIENTAL DEL POT ISAPOT.....	424
14.4	REFLEXIONES FINALES.....	429

PRÓLOGO

La Vicerrectoría de Investigaciones de la Universidad de Medellín, en desarrollo de la política de Socialización y Divulgación y comprometida con el desarrollo de las agendas de los Grupos de Investigación, realizó del 27 al 31 de agosto de 2007, las VIII Jornadas de Investigación I Internacionales.

El evento se propuso fortalecer la vida de los Grupos, promover su visibilidad, socializar logros y resultados de los procesos de investigación realizados por los profesores, y generar la interlocución con la comunidad científica nacional e internacional.

En este marco, y a través de doce simposios en las líneas de los grupos de investigación reconocidos por COLCIENCIAS, se instauró una discusión bastante amplia en torno a temas como: vigencia y prospectiva de la comunicación, la comunicación escrita en la universidad, narrativas audiovisuales, derecho contemporáneo, derecho administrativo, justicias alternativas, procesos de formación, responsabilidad social, desarrollos teóricos de punta en contabilidad, riesgos económicos y financieros, diseño de infraestructura, sistemas computacionales e investigación en la ingeniería ambiental.

La presencia de 20 investigadores de 9 países: Francia, Italia, Suiza, Estados Unidos, España, México, Argentina, Brasil y Colombia, 142 ponentes del ámbito nacional y local y 26 representantes del sector productivo hizo posible este debate que dejó grandes retos institucionales, entre los cuales se destaca incorporar la transferencia de conocimiento, la internacionalización y las alianzas estratégicas como procesos prioritarios en la búsqueda de soluciones creativas a los problemas sociales.

En este sentido, el siguiente texto recoge algunos de los principales aportes realizados por los profesores investigadores que participaron en el evento. Esperamos que lo allí consignado contribuya a estructurar las reflexiones que desde diferentes Grupos se vienen suscitando sobre problemáticas coyunturales del país que precisan de la intervención y de los aportes desde la academia.

Luz Doris Bolívar Yepes
Vicerrectora de Investigaciones

PRESENTACIÓN

La investigación en Ingeniería Ambiental y en general en las ciencias ambientales se hace, quizá como en ningún otro ámbito académico, en medio de un complejo pero fascinante espectro de saberes que tratan de dialogar en torno a esa conflictiva relación entre la sociedad y los espacios naturales y artificiales que le sirven de soporte. Relación que comúnmente llamamos problemas ambientales.

Como una muestra de la productividad académica que el estudio de los problemas ambientales supone, el Grupo de Investigaciones y Mediciones Ambientales (GEMA), adscrito al programa de Ingeniería Ambiental, organizó el Simposio “Tendencias de la Investigación en Ingeniería Ambiental”, realizado en la Universidad de Medellín del 28 al 30 de agosto del 2007 y en donde se dieron cita tanto nuestros investigadores como otros nacionales e invitados internacionales. Este libro compila las experiencias que cada uno de los investigadores mencionados compartió en dicho espacio.

El Grupo GEMA está conformado por un equipo interdisciplinario de investigadores, comprometido socialmente con la generación de alternativas de solución a los problemas ambientales y con el análisis, comprensión e interpretación de los procesos investigativos tanto en el ámbito local como en el regional, el nacional y el internacional. Para el grupo, este libro es la oportunidad de compartir y dar a conocer nuestra labor investigativa como una manera de contribuir al fortalecimiento la investigación en la Universidad.

El texto está conformado por 14 capítulos agrupados en cuatro partes. En la primera se agrupan los trabajos relacionados con la

calidad y alternativas de tratamiento del agua e hidráulica ambiental (capítulos 1 al 4). La segunda trata temas relacionados con la contaminación atmosférica y calidad del aire (capítulos 5 al 6). La tercera está relacionada con las tecnologías ambientales para la recuperación y conservación de suelos (capítulos 7 al 10) y la cuarta y última comprende las temáticas asociadas con la sostenibilidad ambiental del territorio (capítulos 11 al 14).

En este sentido, estamos convencidos del valioso aporte que el libro dará a la comunidad científica, por ser este un documento de divulgación de resultados de investigación en ingeniería ambiental.

Gladis E. Morales

Editora académica

Líder Grupo GEMA

PRIMERA PARTE

**CALIDAD Y ALTERNATIVAS
DE TRATAMIENTO DEL AGUA**

•

HIDRÁULICA AMBIENTAL

CAPÍTULO 1

PRETRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES MEDIANTE FOTO-FENTON SOLAR A ESCALA INDUSTRIAL ACOPLADO A BIOTRATAMIENTO CON FANGOS ACTIVOS INMOVILIZADOS

Manuel Ignacio Maldonado¹, Isabel Oller¹, Wolfgang Gernjak¹, Sixto Malato¹

1.1 INTRODUCCIÓN

La contaminación química de las aguas superficiales puede llegar a destruir los ecosistemas acuáticos, causando pérdida del hábitat y la biodiversidad. Los humanos están expuestos a los contaminantes a través del medio ambiente acuático mediante el consumo de pescado, de agua o la posibilidad de actividades de ocio acuáticas. En la Unión Europea, la política del agua está siendo adaptada constantemente para la protección y mejora de la calidad de los recursos hídricos.

Aunque los tratamientos biológicos convencionales son, generalmente, la alternativa más económica, las aguas de desecho industriales contienen contaminantes de naturaleza orgánica, tóxicos o no biodegradables que no pueden ser tratados mediante sistemas biológicos. Por consiguiente, tecnologías de descontaminación más efectivas, limpias y seguras deben ser desarrolladas.

¹ Plataforma Solar de Almería-CIEMAT, Crta. Senés s/n, 04200 Tabernas, Almería, España.

Entre los diferentes tratamientos disponibles para los efluentes industriales que contienen contaminantes recalcitrantes, los procesos de oxidación avanzada (POA) han demostrado ser altamente eficientes (Devipriyas y Yesodharan, 2005; Gogate y Pandit, 2004a; Gogate y Pandit, 2004b; Herrmann, 2005; Pera-Titus et al.2004). Los POA se caracterizan por la producción de radicales hidroxilos ($\cdot\text{OH}$), los cuales son capaces de oxidar y mineralizar la mayoría de las moléculas orgánicas, produciendo CO_2 e iones inorgánicos. Debido a la reactividad del radical hidroxilo, el ataque es no selectivo, y esta característica puede ser muy útil para el tratamiento de aguas de desecho que contengan muy diferentes contaminantes (Andreozzi et al.1999). El uso de los POA para tratamiento de aguas de desecho contaminadas ha sido estudiado extensivamente, pero la generación de radiación UV mediante lámparas o la producción de ozono siguen siendo caras. Por lo tanto, la investigación está centrándose en POA que puedan llevarse a cabo mediante radiación solar (foto-Fenton y catálisis heterogénea con UV/ TiO_2), haciéndose su desarrollo muy atractivo para aplicaciones prácticas (Bahnmann, 2004; Blanco-Gálvez et al.2007; Goswami et al.2003; Malato et al.2002). El proceso foto-Fenton, el cual combina Fenton (adición de H_2O_2 a sales de Fe^{2+}) y radiación UV (Pignatello et al.2006) está demostrando ser la tecnología más prometedora para el tratamiento de aguas contaminadas a concentraciones superiores a 10 mg L^{-1} (Farré et al.2005; Kositzi et al.2004; Machado et al.2004; Pulgarín et al.1999; Sattler et al.2004), ya que la cinética de reacción es normalmente más rápida que con fotocatalisis mediante TiO_2 , y la separación del hierro es, muy a menudo, innecesaria (Oller et al.2007).

El mayor inconveniente de los POA es que su coste de operación excede al del tratamiento biológico. Unos de los mayores atractivos para el estudio de la optimización del proceso está en el acoplamiento de los POA con el tratamiento biológico (Esplugas y Ollis., 1997; Mantzavinos y Psillakis, 2004; Marco et al.1997). En estos sistemas integrados, los POA normalmente se emplean como pretratamientos

para aumentar la biodegradabilidad de las aguas que contienen contaminantes tóxicos y/o no biodegradables. Recientemente, sistemas combinados muy atractivos han sido propuestos para tratar diferentes clases de aguas industriales (Bressan et al.2004; Contreras et al.2003; Heinzle et al.1992; Mantzavinos y Kalogerakis, 2005; Sarria et al.2003a).

Este trabajo evalúa la viabilidad técnica de un tratamiento combinado solar foto-Fenton/aeróbico de un agua industrial altamente salina que contiene alrededor de 600 mg L^{-1} de un compuesto no biodegradable (α -metilfenilglicina, MPG) y $400\text{-}700 \text{ mg L}^{-1}$ de Carbono Orgánico Total (COT). El propósito de esta estrategia para el tratamiento fue alcanzar suficiente biodegradabilidad del efluente foto-oxidado para permitir su descarga en un reactor de biomasa inmovilizada (IBR). Se diseñó una novedosa planta híbrida fotocatalítica-biológica de demostración con una capacidad de tratamiento diario de 4 m^3 basada en los resultados previos de una planta piloto, y se construyó en los terrenos de una industria farmacéutica localizada en el sur de España (Malato et al.2006). Los resultados a escala pre-industrial son comparados con los obtenidos en la planta piloto (MPG disuelto en aguas de desecho reales) y la eficiencia total de ambos tratamientos es evaluada.

1.2 MATERIALES Y MÉTODOS

1.2.1 Reactivos

La α -metilfenilglicina (MPG, $\text{C}_9\text{H}_{11}\text{NO}_2$), un subproducto biorrecalcitrante producido durante la síntesis de un fármaco, fue usado en este estudio como se recibió (ver la figura insertada en figura 3), a una concentración de 600 mg L^{-1} (COT = 393 mg L^{-1}) disuelta en el efluente real de la planta farmacéutica. La composición tipo de esta agua de desecho (sin MPG) es $\text{NH}_4^+ = 0 - 40 \text{ mg L}^{-1}$,

$\text{NO}_3^- = 200\text{-}600 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{COD} = 40\text{-}400 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{TOC} = 20\text{-}200 \text{ mg L}^{-1}$, sólidos suspendidos = $20\text{-}100 \text{ mg L}^{-1}$ en agua de mar como matriz ($\text{NaCl} = 28.1 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O} = 1.6 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{MgCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O} = 4.8 \text{ mg L}^{-1}$, $\text{Mg SO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O} = 3.5 \text{ mg L}^{-1}$). Los experimentos de foto-Fenton fueron realizados usando sulfato de Fe (II) ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, $20 \text{ mg L}^{-1} \text{ Fe}^{2+}$), peróxido de hidrógeno grado reactivo (30% p/v) y ácido sulfúrico para ajuste de pH (alrededor 2.3–2.5), todos de Panreac. El pH de la solución foto-tratada fue neutralizado anteriormente al tratamiento biológico y mantenido durante el tratamiento mediante ajuste automático con NaOH (grado reactivo, Panreac).

1.2.2 Determinaciones analíticas

La concentración de MPG fue analizada usando cromatografía líquida de fase reversa (caudal de 0.5 ml min^{-1}) con un detector de UV (HPLC-UV Agilent Technologies, series 1100) con columna C-18 (LUNA $5 \mu\text{m}$, $3 \text{ mm} \times 150 \text{ mm}$ de Phenomenex). La composición de la fase móvil empleada fue ácido fosfórico 50 mM ajustado a pH 2.5 con NaOH, y se empleó una longitud de onda de 210 nm.

La mineralización fue seguida mediante determinación de COT mediante inyección de las muestras filtradas en un analizador Shimadzu-5050 A, provisto con un detector no dispersivo de infrarrojos (NDIR) y calibrado con soluciones patrón de ftalato de potasio.

La concentración de amonio, nitrato y nitrito en la salida del tratamiento biológico fue medida mediante “kits” comerciales Merck (ref: 1.14658.0001 para NH_4^+ , ref: 1.14542.0001 para NO_3^- y ref: 1.14657.001 para NO_2^-).

El peróxido de hidrógeno fue analizado por valoración yodométrica.

1.2.3 Dispositivo experimental

La planta de demostración diseñada y construida para el tratamiento combinado foto-Fenton/biológico de aguas residuales industriales está formada por una planta de foto-Fenton solar y un sistema de tratamiento biológico aeróbico. Se construyó en los terrenos de una compañía farmacéutica localizada en el sur de España (ver figura 1).



Figura 1. Vistas de la planta de demostración para el tratamiento combinado foto-Fenton solar/biológico. Campo de colectores solares (izquierda), tanque de acondicionamiento y reactor de biomasa inmovilizada (derecha).

1.2.3.1 Planta foto-Fenton solar

El reactor foto-Fenton solar está formado por un tanque de recirculación de 3000 L, una bomba centrífuga (Grundfos A4 acero inoxidable, caudal de recirculación de $11 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$), y un campo de colectores solares de 100 m^2 formado por 3 filas de colectores parabólicos compuesto (CPC) desarrollados especialmente para aplicaciones de foto-Fenton. Cada fila está formada por 15 módulos CPC y los tubos absorbedores son de vidrio de 50 mm de diámetro, montados en marcos de aluminio inclinados 37° (figura 1, izquierda). El volumen total del sistema es de 4000 L (1260 L de volumen iluminado), con tres sensores en línea, pH (Sensolyt probe, WTW), oxígeno disuelto (Trioximatic 700IQ probe, WTW) y concentración

de peróxido de oxígeno (H_2O_2 Electrode & controller support, ALLDOS, 0-2000 mg L^{-1}), insertados en las tuberías de polipropileno (ver Figura 2).

El tanque de recirculación es cilíndrico de fondo cónico para decantar y retirar sólidos en suspensión cuando sea necesario.

La radiación solar ultravioleta (UV) ha sido medida mediante un radiómetro de UV global (KIPP&ZONEN, model CUV 3) montado en una plataforma con la misma inclinación que los colectores. El sistema se completa mediante un cuadro eléctrico y electrónico en campo y un PC para adquisición de datos en línea.

Con la ecuación 1, la combinación de datos de experimentos de varios días y su comparación con otros experimentos fotocatalíticos es posible.

$$t_{30W,n} = t_{30W,n-1} + \Delta t_n \frac{UV}{30} \frac{V_i}{V_T}; t_n = t_n - t_{n-1} \quad (1)$$

Donde t_n es el tiempo experimental para cada muestra, UV es la radiación solar ultravioleta media medida durante Δt_n , y t_{30W} es “tiempo de iluminación normalizado”. En este caso, tiempo referido a una irradiancia UV solar constante de 30 W m^{-2} (irradiancia típica alrededor del mediodía de un día perfectamente soleado).

Los experimentos de foto-Fenton fueron llevados a cabo llenando completamente la planta con el agua residual salina industrial (de la planta de tratamiento de agua residual de la compañía farmacéutica), ajustando el pH a 2.3-2.5 (con H_2SO_4), y añadiendo el MPG no biodegradable pre-disuelto hasta que la concentración deseada de 600 mg L^{-1} sea alcanzada. Aunque es ampliamente conocido que el pH óptimo para los experimentos de foto-Fenton es 2.8-2.9, en este caso particular fue reducido a 2.3-2.5 para evitar un pH superior a 2.9 durante el tratamiento, debido al nitrógeno en forma de ión amonio

que se forma a partir del tratamiento del MPG (ver comentarios en sección 3.1).

Esta mezcla fue debidamente homogeneizada por recirculación turbulenta durante hora y media. A continuación se añadió la sal de hierro (20 mgL^{-1} of Fe^{2+}) y posteriormente otros 30 minutos de homogeneización, y finalmente se añadió la cantidad de peróxido de hidrógeno requerida de acuerdo con los previos ensayos realizados en la planta piloto (35 mM) (Malato et al. 2006). El peróxido de hidrógeno fue medido frecuentemente y se repuso la cantidad consumida (13 mM H_2O_2) cuando se mineralizó alrededor del 40% del COT inicial (ver Figura 3 a). Los colectores permanecieron siempre destapados durante la homogeneización. Por consiguiente, no fue posible diferenciar la rápida reacción de Fenton al comienzo (cuando todo el hierro era Fe^{2+}) de la de foto-Fenton. En cualquier caso, cuando hay una fuerte concentración de orgánicos (cientos de mg L^{-1} de COT) y una baja concentración de hierro, el efecto de la reacción de Fenton al comienzo no es muy relevante. De hecho, la velocidad de reacción fue gobernada principalmente por las más lentas reacciones fotoquímicas, como se describe en la sección Resultados y discusión, en la figura 3.

1.2.3.2 *Planta de tratamiento biológico mediante biomasa inmobilizada*

La planta de demostración aeróbica para el tratamiento combinado foto-Fenton/biológico consiste en 3 módulos, un tanque de neutralización de 5000 L, un tanque de acondicionamiento de 2000 L y un IBR de 1000 L (figura 1 derecha). Todos los tanques están fabricados en polipropileno.

El IBR es un tanque de forma cilíndrica con fondo plano relleno con 700 L de anillos Pall® como soporte (diámetro nominal 15 mm, densidad 80 kg m^{-3} , área específica $350 \text{ m}^2 \text{ m}^{-3}$, fracción hueca $0.9 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$),

colonizadas por fangos activos de la planta de tratamiento de aguas residuales de la propia compañía farmacéutica. Este biorreactor está equipado también con dos difusores de aire que suministran aire comprimido a través de tuberías independientes reguladas con válvulas de bola. Cada difusor puede suministrar hasta $10 \text{ N m}^3 \text{ h}^{-1}$ de aire. Existen sensores en línea de oxígeno disuelto y de pH situados en la tubería de retorno al tanque de acondicionamiento. Ambos están conectados a un controlador automático para un ajuste automático en el tanque de acondicionamiento de pH entre 6.8 y 7.5, y un ajuste de oxígeno disuelto entre $4\text{-}6 \text{ mg L}^{-1}$ en el IBR por actuación de dos válvulas neumáticas que suministran aire a los difusores. El sensor de pH consta también de una PT-100 para monitorización de la temperatura de salida (figura 2).

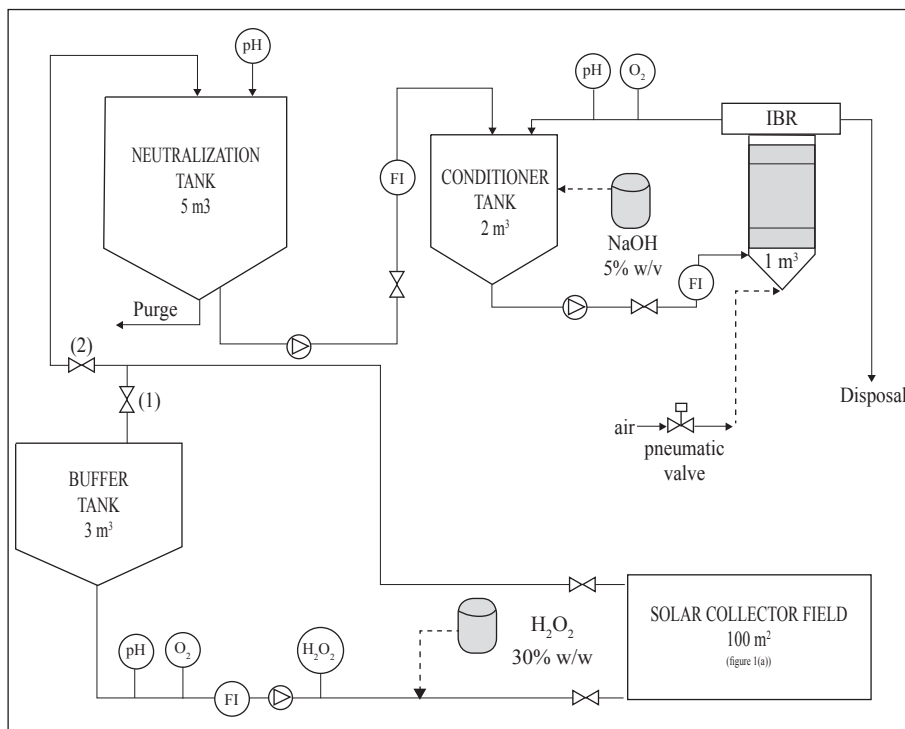


Figura 2. Diagrama de flujo simplificado de la planta de tratamiento (pre-industrial) foto-Fenton/biológico.

Este sistema biológico fue operado directamente en modo continuo, ya que el propósito fue mantener el reactor de biomasa inmovilizada trabajando bajo condiciones reales y preponderantes en una planta de tratamiento convencional. Fue operada en modo discontinuo únicamente durante la fase de arranque (inoculación del IBR, fijación de la población bacteriana y crecimiento, etc.) (ver sección 1.3.2)

El agua industrial residual salina parcialmente tratada mediante foto-Fenton fue trasvasada al tanque de neutralización (en la figura 2, válvula 1 cerrada y válvula 2 abierta), que al ser de fondo cónico permite la sedimentación y retirada de hierro cuando se produce una neutralización aproximada con NaOH concentrada. Entonces el efluente pre-tratado mediante foto-Fenton se transfirió al tanque de acondicionamiento, donde el pH fue ajustado automáticamente entre 6.8 y 7.5 con NaOH 5% p/v a lo largo del biotratamiento mediante una bomba peristáltica. El efluente se bombeó al IBR, introduciéndose por el fondo de manera que el agua se distribuye a través de los anillos empacados. El caudal de recirculación entre el tanque de acondicionamiento y el IBR se fijó en $1.2 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ y el efluente pre-tratado fue bombeado continuamente desde el tanque de neutralización al tanque de acondicionamiento mediante una bomba centrífuga ($0.6\text{-}2 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$). Una vez que se alcanzó el estado estacionario entre el tanque de acondicionamiento y el IBR, el efluente completamente tratado (COT entre $40\text{-}60 \text{ mg L}^{-1}$, características al final del tratamiento con el sistema biológico) fue retirado continuamente del IBR.

1.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

1.3.1 Tratamiento foto-Fenton solar

Anteriormente al tratamiento combinado foto-Fenton/biológico de MPG disuelto en un agua industrial, se llevaron a cabo varios

estudios en una planta piloto (cinética, consumo de peróxido de hidrógeno, tiempo de iluminación) con objeto de compararlos con los de la planta pre-industrial de demostración. El compuesto no biodegradable MPG se disolvió en el agua residual procedente de la compañía farmacéutica donde se construyó la planta de demostración. Esta compañía usa agua del mar como agua de proceso de manera que el agua residual es altamente salina (para ver composición, consultar Sección 2.1). Es importante resaltar que una concentración de MPG de alrededor 600 mg L^{-1} corresponde a un COT de 393 mg L^{-1} , pero el COT correspondiente a la mezcla completa (MPG + agua residual) fue de $400\text{-}600 \text{ mg L}^{-1}$. El COT del agua residual industrial cambiaba continuamente dependiendo de los procesos de la propia empresa que hubiera en marcha, estos valores estuvieron siempre dentro del rango $20\text{-}200 \text{ mg L}^{-1}$.

La figura 3a muestra la degradación y mineralización de MPG disuelto en el agua residual industrial. La desaparición completa de MPG fue obtenida después de $t_{30w} = 105 \text{ min}$; en ese momento la mezcla fue biodegradable, como se demostró en los estudios realizados en la planta piloto (Malato et al.2006; Oller et al.2006). Se observó un rápido descenso de MPG y COT al comienzo del experimento (desde t_{30w} hasta aproximadamente $t_{30w} = 10 \text{ minutos}$). Este descenso se atribuyó a la formación de grandes cantidades de espuma debido a las burbujas producidas por el dióxido de carbono formado por el ajuste del pH al comienzo del ensayo ($\text{pH}_0 = 2.3\text{-}2.5$). Esta espuma retiene grandes cantidades de MPG y va desapareciendo conforme avanza el tratamiento de foto-Fenton, de manera que el MPG se redisuelve. Este fuerte descenso puede ser también causado por la reacción de Fenton, ya que durante los primeros minutos del proceso gobierna principalmente la reacción N° 3, justo cuando la desaparición del MPG fue muy rápida. No obstante, no fue posible diferenciar claramente entre la desaparición de MPG retenido en la espuma y el degradado por la reacción de Fenton. En cualquier caso, se podría suponer que si 76 mg L^{-1} de COT han sido eliminados (de

410 mg L⁻¹ a 334 mg L⁻¹), la correspondiente concentración de MPG debería ser de 116 mg L⁻¹, pero en realidad son 267 mg L⁻¹ de MPG los que desaparecen del agua (figura 3a). Debe remarcarse que durante los primeros minutos del proceso, la mineralización suele ser muy lenta, ya que al comienzo de los POA, los compuestos orgánicos son oxidados a otros productos de degradación, pero no mineralizados. Por lo tanto, los 76 mg L⁻¹ de COT eliminados que se mencionan arriba, corresponden a 116 mg L⁻¹ de MPG que debían estar retenidos en la espuma. Esto significa que realmente se degradaron 151 mg L⁻¹ (pero no se mineralizaron) durante los primeros minutos del tratamiento, principalmente debido a la reacción 3. Una vez que el Fe²⁺ se oxidó a Fe³⁺ el proceso fue gobernado principalmente por la reacción 4 (más lenta) y la reducción térmica del Fe³⁺ (reacción 5) (ver también comentarios en sección 2.3.1).

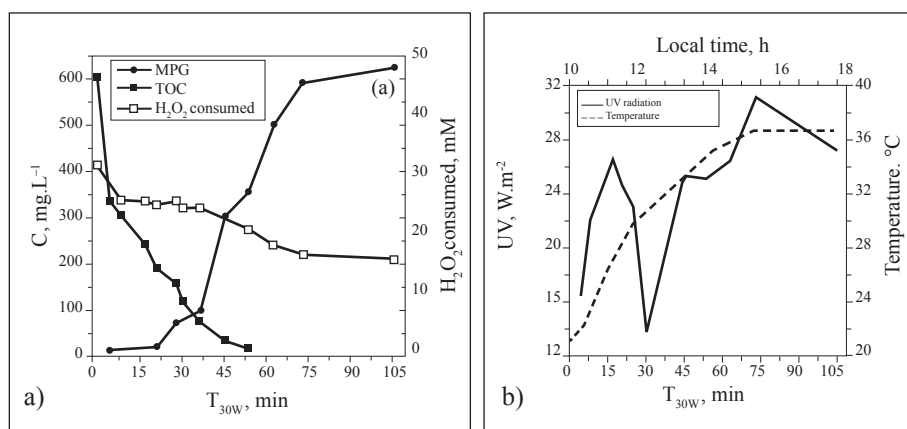


Figura 3. (a) Degradación y mineralización de MPG disuelta en agua residual industrial salina mediante foto-Fenton con 20 mg L⁻¹ of Fe²⁺. Se muestra también el consumo de peróxido de hidrógeno. (b) Temperatura y radiación UV global durante el experimento.

La cinética de degradación del MPG ha sido también estudiada, asumiendo que la reacción entre los radicales •OH y los contaminantes es la etapa limitante. La degradación de MPG puede ser descrita como una reacción de primer orden (ecuación 2).

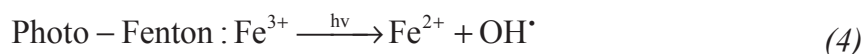
$$r = k_{OH} [\bullet OH] C = k_{ap} C \quad (2)$$

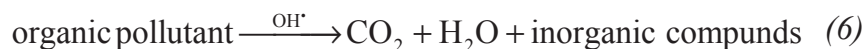
Donde C es la concentración de MPG, k_{OH} es la constante de velocidad de la reacción, k_{ap} es una constante de pseudos-primer orden, y $[\bullet OH]$ es considerada constante. Esto fue confirmado por el comportamiento lineal de $L_n (C_0/C)$ como una función de t_{30W} . Los parámetros cinéticos encontrados para la degradación de MPG fueron $k_{ap} = 0.07 \text{ min}^{-1}$ y la velocidad inicial de reacción $r_0 = 44.4 \text{ mg L}^{-1} \text{ min}^{-1}$ ($R^2 = 0.98$). Estos resultados son mucho más lentos que los experimentos realizados en la planta piloto con MPG disuelto en agua de mar pura ($k_{ap} = 0.16 \text{ min}^{-1}$ y $r_0 = 84.0 \text{ mg L}^{-1} \text{ min}^{-1}$) (26). Esto es debido, por un lado, a que el MPG fue disuelto en un agua residual industrial que contenía otros desconocidos compuestos orgánicos ($20\text{-}200 \text{ mg COT L}^{-1}$) que compitieron frente al ataque del radical hidroxilo y ralentizaron la degradación de MPG con respecto a cuando fue disuelto en agua pura de mar. Por otro lado, la formación de grandes cantidades de espuma causó el efecto de retardar la eliminación de MPG retenido por ésta, y que se redisolvió lentamente (como se explicó arriba). Por lo tanto, en el agua residual industrial, la formación de espuma puede ser muy perjudicial para cualquier POA y debe ser siempre tenida en cuenta.

En todos los experimentos realizados en escala pre-industrial, la cantidad de peróxido de hidrógeno fue añadida al comienzo del proceso, ya que en los ensayos en planta piloto ha sido demostrado ser la mejor opción de dosificación para este tipo de aguas industriales. Se han estudiado tres caminos diferentes de dosificación de peróxido de hidrógeno para el tratamiento de aguas que contienen MPG en escala planta piloto: (i) añadir la cantidad total requerida al comienzo del experimento, (ii) mantener la concentración de H_2O_2 a 50 mg L^{-1} y (iii) a 400 mg L^{-1} . Un sistema PI de control automático de dosificación de H_2O_2 ha sido utilizado para mantener la concentración deseada. Los resultados muestran una velocidad de reacción similar en las

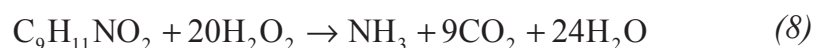
tres opciones. Esto es debido probablemente al hecho, en este caso particular, de que los intermedios de degradación fueron fuertemente coloreados (ver figura 1), lo que provocó efecto filtro interno hacia el hierro disuelto, ya que debido a la absorción del agua, las reacciones fotoquímicas en las que interviene el hierro disuelto fueron inhibidas. De ahí que la reducción fotoquímica de Fe^{3+} a Fe^{2+} fuese dificultada en el ciclo catalítico del hierro (reacción 4) y las reacciones térmicas paralelas del Fe^{3+} ganaran en importancia (formación del complejo $[\text{Fe(III)(HO}_2)]^{n+}$). Esas reacciones térmicas llegaron a ser la principal ruta para la etapa limitante de reducción del Fe^{3+} , así que a bajas concentraciones de peróxido de hidrógeno se afecta negativamente la velocidad global de reacción. Cuando el agua tratada va perdiendo color, la foto-reducción de los complejos de Fe^{3+} vuelve a ser la etapa limitante de la velocidad de reacción, lo que se puede apreciar claramente en la figura 3 b. De acuerdo con esos resultados, se eligió la opción técnicamente más simple, y la cantidad total requerida de H_2O_2 fue añadida al comienzo del tratamiento en la planta de demostración.

El consumo de H_2O_2 durante la foto-oxidación también se muestra en la figura 3 a. El balance de materia de la reacción de degradación del MPG está basado en las reacciones 6-8, donde la combinación de la reacción de mineralización (reacción 6) y de la reacción de descomposición de H_2O_2 (reacción 7) es mostrado. De acuerdo con la reacción 8, 72 mM de peróxido de hidrógeno deben ser consumidos para completar la desaparición del compuesto de partida (Figura 3a). Cuando se alcanzó la descomposición completa del MPG, una gran cantidad de compuestos orgánicos provenientes de la descomposición del MPG todavía permanecían en el agua en forma de compuestos más oxidados.





α – methylphenylglycine:



Merece la pena mencionar que el consumo de H_2O_2 para la degradación completa de MPG a escala pre-industrial fue similar al consumo a escala planta piloto (30-35 mM) (Malato et al.2006). Partiendo de la reacción 8 se puede demostrar que el nitrógeno presente en la estructura molecular del MPG se desprende como amonio (aproximadamente 4 mM), lo que incrementa el pH del agua de 2.3-2.5 al comienzo del experimento a 2.9 al final del tratamiento. El pH inicial fue, por lo tanto, más bajo (2.3-2.5) que el pH óptimo para los ensayos de foto-Fenton (2.8-2.9), que evita la precipitación de Fe^{3+} a pH más alto que 3.

La temperatura en la planta pre-industrial aumentó desde los primeros compases del día hasta ser casi constante alrededor del mediodía, y decreció otra vez durante el atardecer. En la figura 3b, se puede observar cómo la temperatura del agua varía de 21 a 37 °C, al mismo tiempo que la radiación UV global incrementa de 16 W m^2 a 30 W m^2 (parcialmente nublado de 12:00 a 13:30h). Bajo esas condiciones, la velocidad de la reacción de foto-Fenton varía durante el tratamiento. Otros autores han descrito diferencias de hasta cinco veces entre 20 y 40 °C (Sagawe et al.2001). En un reciente trabajo realizado por nuestro grupo (Gernjak et al.2006), se encontró un efecto similar (2.5 veces más rápido a 35 °C que 20 °C). Es importante remarcar que ya que el control de temperatura no es viable desde el punto de vista económico en una planta fotocatalítica de gran tamaño, el efecto de la temperatura en la reacción de foto-

Fenton debe ser tomado en cuenta y no solamente la variación de la irradiancia UV solar. Esto puede conducir a dificultades en el diseño de un sistema de control adecuado para las plantas fotocatalíticas de foto-Fenton.

1.3.2 Biotratamiento mediante fangos activos inmovilizados

Con anterioridad al comienzo del tratamiento combinado foto-Fenton/aeróbico de aguas residuales industriales conteniendo MPG, el IBR debe ser acondicionado para la degradación por medio de la biomasa de los compuestos intermedios provenientes del tratamiento foto-Fenton. Las condiciones óptimas del sistema biológico para el tratamiento continuo del efluente pre-oxidado fueron implementadas en modo discontinuo.

Basado en estudios previos (Farré et al.2006, Sarria et al.2003b), el IBR fue inoculado con 1.5 m³ de fangos activos concentrados provenientes de la planta de tratamiento de aguas residuales de la propia industria farmacéutica. La recirculación se mantuvo durante varios días entre el tanque de acondicionamiento y el IBR con objeto de asegurar la fijación óptima de la biomasa en los soportes (anillos Pall®) de polipropileno (operación en modo discontinuo). Los sólidos totales en suspensión (TSS), COT, concentraciones de iones amonio y nitrato se midieron diariamente. Los análisis de TSS sirvieron para evaluar la fijación bacteriana en los soportes durante la inoculación en el IBR. En aproximadamente ocho días los TSS = 0, así que la fijación de la biomasa estuvo asegurada. En ese momento, el influente normal de la planta de tratamiento de la compañía fue vertido al IBR con objeto de nutrir e incrementar la concentración de biomasa en los soportes, y favorecer el crecimiento de una población bacteriana específica de la planta de tratamiento de aguas residuales de la compañía farmacéutica. Se añadieron dos dosis de 1.5 m³ de 130 mg COT L⁻¹ (31 mg L⁻¹ de nitrógeno total) y 260 mg COT L⁻¹ (62 mg L⁻¹ de nitrógeno

total), respectivamente. En ambos casos el COT fue degradado hasta valores constantes entre 60-65 mg L⁻¹ (en aproximadamente 2 días), lo que corresponde al “valor basal o ruido de fondo” de la actividad fisiológica bacteriana. Además, el proceso de nitrificación fue avanzando adecuadamente hasta que prácticamente no se detectó amonio (0.3 mg L⁻¹) cuando el valor constante de COT 60-65 mg L⁻¹. Por lo tanto, se probó la correcta fijación bacteriana y su actividad.

Antes de comenzar con el modo de operación continuo en el reactor biológico, el sistema fue drenado y llenado dos veces con el efluente pre-tratado del foto-Fenton para acondicionar la biomasa, evitando un posible “shock” con lo que podría reducir la actividad bacteriana. De acuerdo con los experimentos previos en el laboratorio y en la planta piloto (Malato et al.2006; Oller et al.2006), el aumento de la biodegradabilidad de agua industrial conteniendo MPG mediante foto-Fenton ($\text{Fe}^{2+} = 20 \text{ mg L}^{-1}$) fue alcanzado cuando el MPG fue completamente eliminado y el COT se redujo aproximadamente al 50% del valor inicial (ver figura 3a). Por lo tanto, el tratamiento mediante foto-Fenton se continuó en la planta pre-industrial de demostración al mismo nivel (MPG completamente eliminado, 50% del COT inicial eliminado y $t_{30w} = 105 \text{ min}$), al cual, el efluente pre-oxidado se transfirió al tanque de neutralización (ver figura 2) donde el pH se ajustó manualmente a 7. Una vez realizado esto, el efluente se bombeó al sistema biológico, donde el valor de COT cayó al valor deseado (alrededor de 60 mg L⁻¹ de la actividad fisiológica bacteriana) después de 4 o 5 días de biotratamiento en modo discontinuo. No se añadió medio mineral al efluente pretratado mediante foto-Fenton ya que la matriz de agua de mar y la cantidad de ión amonio generado de la degradación de MPG (aproximadamente 4 mM), satisfacían la relación requerida de C y N, P, Fe (del foto-Fenton) y Ca para los sistemas biológicos convencionales ya publicados: C:N:P de 100:20:5 y C:Fe:Ca de 100:2:2 (Henze, H. 2004,). Además, la planta biológica pre-industrial pretende simular una planta de

tratamiento de aguas residuales basada en biomasa soportada, así que no se añadió medio mineral para asemejarse lo más posible a condiciones reales. Es por esto que la inoculación y mantenimiento del fango activo en el IBR fue llevado a cabo siguiendo las mismas condiciones que en la planta de tratamiento de aguas residuales de la compañía farmacéutica.

1.3.3 Sistema combinado foto-Fenton solar-biológico aeróbico

Una vez demostrado que los fangos activos inmovilizados son capaces de eliminar el COT remanente de las aguas conteniendo MPG pretratadas con foto-Fenton, comenzó la operación en modo semi-continuo del sistema combinado. El tratamiento mediante foto-Fenton solar fue llevado a cabo siempre en modo discontinuo, mientras que el reactor biológico fue operado de manera continua. Esto significa que se llevaron a cabo tratamientos de varias cargas en la planta foto-catalítica bajo las mismas condiciones enseñada en la figura 3 y con ellas se alimentó el tanque de neutralización, del cual el efluente fue continuamente bombeado al tanque de acondicionamiento y de ahí hacia el IBR. Como se explicó en la Sección 1.2.3.2., en condiciones de estado estacionario, el efluente totalmente tratado (COT alrededor de 60 mg L^{-1}) se descargaba de manera continua desde el IBR con el mismo caudal que entraba desde el tanque de neutralización.

La figura 4 muestra la carga orgánica por volumen y tiempo que entra al IBR, el COT eliminado en el tratamiento biológico y las variaciones de caudal continuo (de 0.6 a $2 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$). El COT cargado y el COT eliminado se calcularon teniendo en cuenta el caudal continuo de entrada (L día^{-1}), el COT de entrada (g m^{-3}), el COT de salida (g m^{-3}) y el volumen ocupado por los anillos Pall® en el IBR (0.7 m^3), lo que es un volumen representativo de la cantidad de biomasa activa en el reactor.

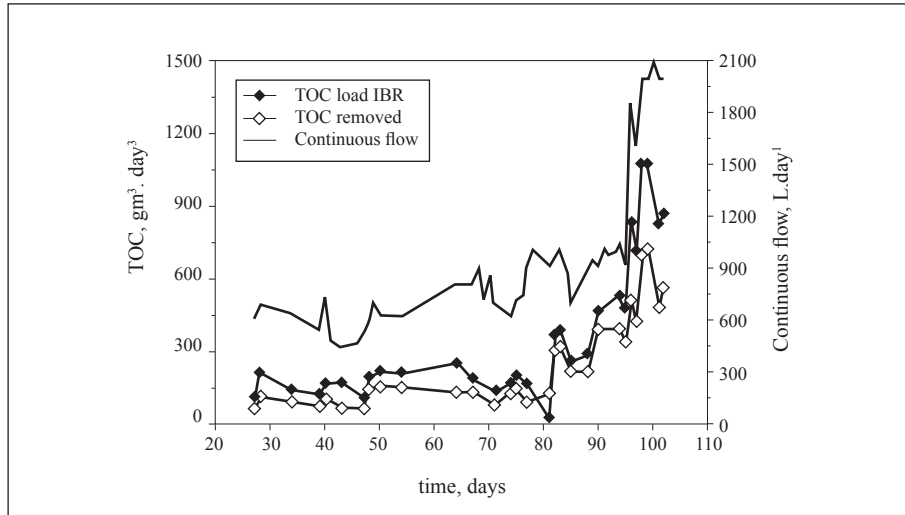


Figura 4. Carga orgánica por volumen y tiempo de entrada al IBR, caudal continuo que llega al tanque de acondicionamiento proveniente del tanque de neutralización y COT eliminado por m³ ocupado por los soportes se polipropileno (anillos Pall®).

El sistema biológico comenzó a operar en modo continuo al día 21, y hasta el día 81 (600-800 L día⁻¹ desde el día 21 al 64), la carga orgánica en el IBR permaneció siempre alrededor de 200 g m⁻³ día⁻¹. Desde el día 64 al día 95, se trató de mantener el caudal continuo del tanque de neutralización al tanque de acondicionador entre 800 y 1000 L día⁻¹. Después del día 81 la concentración inicial de MPG disuelta en el agua residual industrial se subió a 1 g L⁻¹ previo a la etapa de foto-oxidación, para aumentar significativamente la carga orgánica en el IBR (de 360 a aproximadamente 1000 g m⁻³ día⁻¹) sin tener que aumentar proporcionalmente el número de cargas en la etapa de tratamiento mediante foto-Fenton solar. Finalmente, del día 95 al 100, el caudal continuo fue doblado a 2000 L día⁻¹ en sólo cinco días. Esta etapa de los últimos 20 días (del día 80 al 100) permitió determinar la máxima capacidad de tratamiento del sistema biológico. Como se observa en la figura 4, la cantidad de COT eliminado en el sistema biológico está alrededor de 2/3 del COT entrante.

La figura 5 muestra el COT y la concentración de nitrógeno (proveniente del NH_4^+) en la salida del IBR durante la operación en modo continuo del sistema biológico. Es importante observar cómo el COT saliente permanece entre 55 y 70 mg L^{-1} hasta el día 90 (dentro del límite para el “valor basal o ruido de fondo” de la actividad bacteriana normal), pero desde este punto al final, el COT en la salida incrementa a 110-120 mg L^{-1} . En este momento, la carga orgánica era más del doble (470 $\text{g m}^{-3} \text{ día}^{-1}$). Hay dos posibles razones para este incremento de COT, o bien, la población bacteriana estaba a su capacidad límite y, por lo tanto, el COT a la salida subió, o bien que el caudal de entrada más concentrado contenía una cantidad mayor de sustancias no-biodegradables. Con objeto de encontrar cuál de las dos premisas era la cierta, después del día 102 se realizó una carga (en discontinuo) sin añadir nada (los datos no se muestran). Durante varios días de recirculación entre el tanque de acondicionamiento y el IBR, el COT en el sistema disminuyó muy poco. Esto indica que una menor degradación en el proceso foto-Fenton incrementa la carga orgánica alimentada al IBR, y es la causa de que se formen compuestos más difíciles de biodegradar. Es importante remarcar que la concentración de COT a la salida depende no solamente de la biodegradabilidad del efluente, sino también del dimensionado de la planta biológica, esto es, del tiempo medio de residencia dentro del reactor biológico. El tiempo medio de residencia en el bio-reactor de fangos activos inmovilizados estudiado en este trabajo fue de aproximadamente 17 horas cuando se operó a 1 $\text{m}^3 \text{ día}^{-1}$ (días 27-95) y 8 horas a 2 $\text{m}^3 \text{ día}^{-1}$ (días 95-102). En este sentido, el incremento en el COT de salida demostró la necesidad de aumentar ligeramente las dimensiones del reactor biológico para hacer mayor el tiempo medio de residencia y permitir una mayor fijación de población bacteriana y así conseguir degradar los productos menos biodegradables provenientes del tratamiento foto-Fenton solar. Por lo tanto, es indispensable optimizar a fondo esos puntos para el diseño de cada planta a tamaño real basado en el agua residual específica que va a ser tratada.

En el caso particular de la planta pre-industrial probada en este trabajo, la degradación máxima de COT fue de aproximadamente $500 \text{ g m}^{-3} \text{ día}^{-1}$ (figura 4) que es 3 veces mayor que la encontrada para planta a escala piloto, principalmente debido al fuerte incremento de biomasa activa en la planta pre-industrial de demostración.

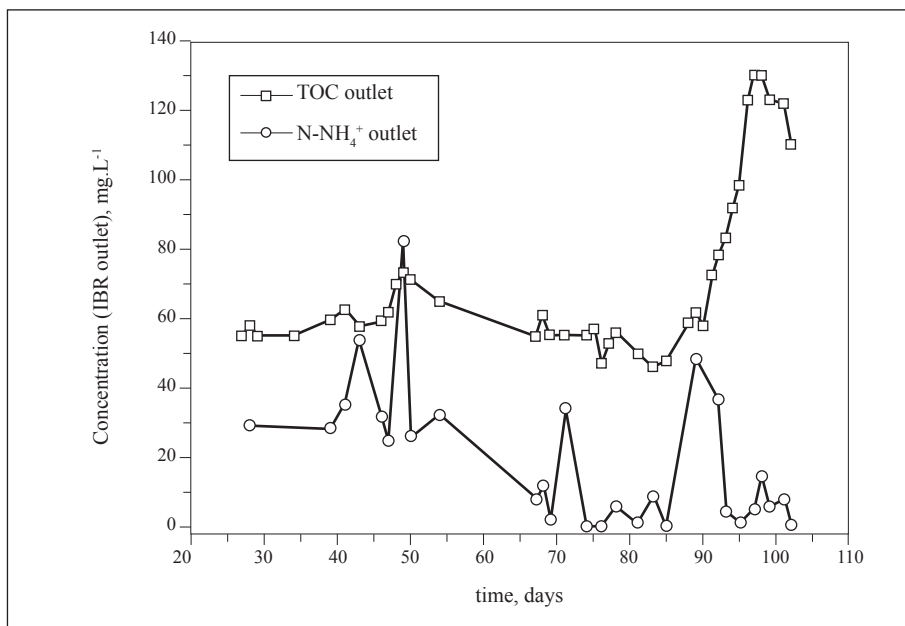


Figura 5. COT y nitrógeno amoniacal en la salida del IBR durante la operación en modo continuo.

Otro aspecto importante del tratamiento aeróbico biológico es el proceso de nitrificación, especialmente cuando las aguas residuales contienen grandes cantidades de NH_4^+ . La molécula de MPG contiene 8.5% de nitrógeno y sus intermedios de degradación en el agua pre-tratada pueden contener parte de ese nitrógeno. Como ya fue mencionado en la Sección 1.3.1 el nitrógeno proveniente de la molécula de MPG se transforma principalmente en NH_4^+ , y el agua residual en el que el MPG fue disuelto también contiene NH_4^+ . El nitrógeno amoniacal en la salida del IBR también se muestra en la

figura 5 donde se puede observar que, desde el primer día al día 71, la concentración de nitrógeno estuvo entre 30-40 mg L⁻¹. Esa alta concentración de nitrógeno en la salida del IBR significa que el proceso de nitrificación en el reactor biológico fue incompleto. Durante esta fase de operación continua, la concentración de oxígeno disuelto en el IBR fue controlada automáticamente entre 4-6 mg L⁻¹ (ver descripción del control en la Sección 1.2.3.2.) de acuerdo con los experimentos en la planta piloto (Malato et al.2006). No obstante, al contrario que en la planta piloto, el control del oxígeno disuelto fue problemático, principalmente porque los difusores de aire (situados en el fondo del IBR) ocasionalmente se obturaban cuando la aireación se cortaba debido a que se alcanzaba el límite máximo de concentración de oxígeno. Consecuentemente, la presión del aire tuvo que subirse para destapar los difusores causando un burbujeo muy violento, de manera que se desprendió parte de la biomasa fijada. Además, las razones más comunes de una nitrificación incompleta son sustancias inhibitorias, insuficiente aireación y temperatura demasiado alta. La temperatura en el IBR nunca fue superior a 29 °C, de manera que el control automático del oxígeno disuelto fue eliminado y la concentración de oxígeno en el IBR se mantuvo siempre en condiciones de saturación (8 mg L⁻¹). De esta manera se consiguió completar la nitrificación, y desde el día 71 hasta el final de la operación en modo continuo, el reactor biológico estuvo aireado continuamente, lo que no es una situación óptima desde el punto de vista económico. Solamente subió la concentración de nitrógeno cuando se incrementó la carga orgánica hacia el IBR, pero después de cuatro días de adaptación de la biomasa, la nitrificación se completó de nuevo. Esto ocurre debido a que el proceso de nitrificación bacteriana es muy sensible a los cambios.

Durante la operación en modo continuo en la que el oxígeno disuelto estuvo controlado entre 4-6 mg L⁻¹, fue posible calcular el coeficiente volumétrico de transferencia de oxígeno (K_La), parámetro

característico normalmente usado en la caracterización de los de los reactores biológicos aeróbicos, desde la fase gas (aire) a la fase líquida, usando adquisición automática de datos. Durante esta etapa, se observaron claramente dos etapas de ciclos consumo-absorción, lo que posibilitaba determinar $K_L a$ usando el balance de masa del oxígeno en la fase líquida (ecuación 8).

$$\left(\frac{dC_L}{dt} \right) = K_L a (C_s - C_L) - x \cdot q_{O_2} \quad (8)$$

Donde dC_L/dt es la acumulación de oxígeno en la fase líquida, $K_L a (C_s - C_L)$ es la velocidad de transferencia del oxígeno del gas al líquido, C_s es la concentración de oxígeno en condiciones de saturación (8 mg L^{-1}), C_L es la concentración de oxígeno en la fase líquida a tiempo t , x es la concentración de biomasa y q_{O_2} es el consumo específico de oxígeno.

La solución a la ecuación 8 dio como resultado una $K_L a$ de 20 h^{-1} . Este resultado es similar al encontrado para bio-reactores de lecho fluidizado con 1 vpm (volumen por minuto) y en bio-reactores de tanque agitado a 400 rpm (Casas-López et al.2006). Cada uno de estos tipos de bio-reactores son ampliamente empleados en sistemas biológicos para diferentes propósitos.

Finalmente, cuando el caudal continuo se incrementó a $2 \text{ m}^3 \text{ día}^{-1}$, se detectaron alrededor de 40 mg L^{-1} de NO_2^- , mostrando que la nitrificación era otra vez incompleta, y la capacidad máxima del sistema biológico se había alcanzado en este punto. Considerando que no sólo el COT debe ser degradado mediante el biotratamiento, pues la nitrificación debe también ser completada, la capacidad máxima de tratamiento para esta planta pre-industrial de demostración las condiciones de pre-tratamiento específicas del efluente presentado en este trabajo es de $500 \text{ g de COT m}^{-3} \text{ día}^{-1}$.

La figura 6 muestra el porcentaje del COT eliminado por cada etapa del tratamiento combinado foto-Fenton solar/proceso biológico aeróbico, equivalente al porcentaje del COT inicial (100%) degradado en cada etapa. La eficiencia completa del proceso estuvo en el rango 85-95% de la eliminación del COT inicial, del cual el 50-65% fue eliminado en la etapa de tratamiento foto-Fenton solar y el 20-45% en la etapa de tratamiento biológico mediante fangos activos inmovilizados.

Debe también ser mencionado que la eficiencia completa de la degradación no sólo depende del grado de oxidación sino también de la concentración de COT en la entrada.

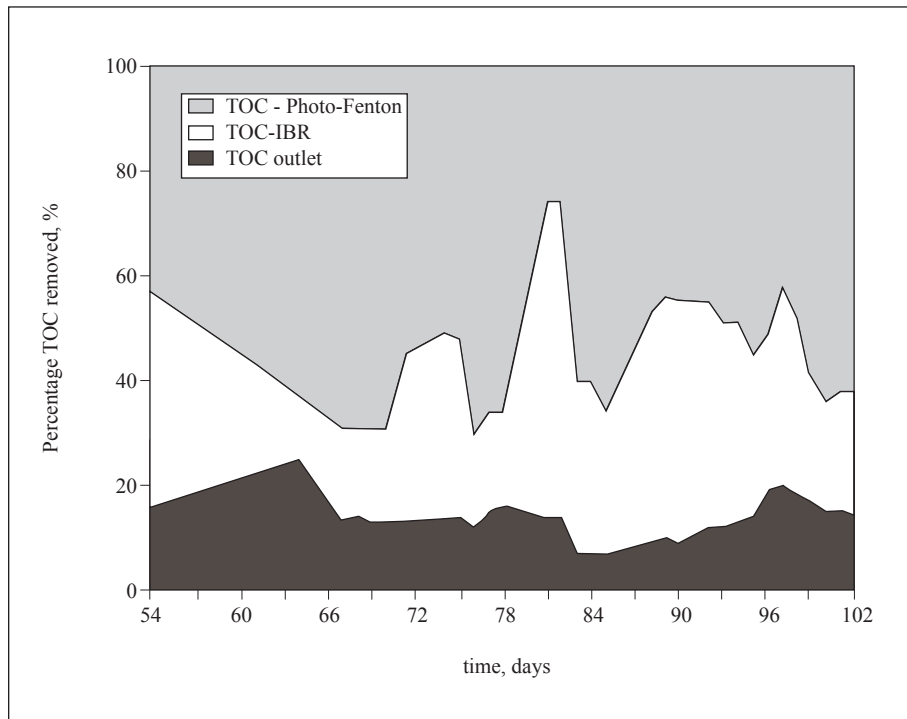


Figura 6. Porcentaje de COT eliminado mediante foto-Fenton solar y tratamiento biológico (IBR). También se muestra el porcentaje de COT remanente a la salida del IBR.

1.4 CONCLUSIONES

Comparando los resultados previamente publicados de la planta piloto para el tratamiento de esta agua residual industrial salina (Malato et al.2006), el pretratamiento foto-Fenton solar a escala pre-industrial mejora la biodegradabilidad del efluente en un período de tiempo razonable ($t_{30W} = 105$ min). Hubo sólo algunos problemas debido a la formación de espuma generada en el sistema, la cual retenía MPG no disuelto al comienzo del proceso de oxidación causando que la velocidad de reacción fuese menor que en los experimentos de la planta piloto.

El tratamiento biológico aeróbico fue entonces capaz de reducir el COT del efluente pre-oxidado a valores propios de la actividad bacteriana normal (60-65 mg L⁻¹) mediante los fangos activos salinos fijados en soportes de polipropileno tipo anillo Pall®. La capacidad máxima de tratamiento encontrada fue de 500 g m⁻³ día⁻¹ cuando se mantuvo un caudal continuo de 2 m³ día⁻¹. Además se consiguió la completa nitrificación dentro del sistema biológico aeróbico cuando se mantuvieron las condiciones de saturación de oxígeno (8 mg L⁻¹).

El tratamiento de dos etapas fue operado en modo semi-continuo (tratamiento foto-Fenton solar en modo discontinuo o por “cargas” y el proceso biológico en modo continuo), siendo la eficiencia global del proceso del 85-95%, de los cuales el 50-65% del COT inicial fue eliminado en el tratamiento foto-Fenton y el 20-45% en el tratamiento biológico.

Por lo tanto se puede concluir que los siguientes puntos deben ser tenidos en cuenta en la optimización de actuales o futuras plantas para el tratamiento de aguas residuales industriales específicas.

- a) La formación de espuma debe ser considerada muy perjudicial para aplicar el proceso foto-Fenton.

- b) Además de la variación en la radiación solar UV, la temperatura también afecta la velocidad de la reacción de foto-Fenton y debería ser tomada en cuenta en el diseño de sistemas de control de plantas solares fotocatalíticas.
- c) En el tratamiento biológico, el incremento en el contenido orgánico de la corriente de salida demostró la necesidad de un aumento en el escalado del biotratamiento para aumentar el tiempo de residencia en el reactor biológico y permitir a la biomasa fijada degradar parte de los productos biorecalcitrantes generados en el proceso foto-Fenton.

1.5 REFERENCIAS

- ANDREOZZI, R. et al., 1999. Advanced oxidation processes (AOP) for water purification and recovery. *Catal. Today*. 53, 131.
- BAHNEMANN, D., 2004. Photocatalytic water treatment: solar energy applications. *Sol. Energy*. 77, 445.
- BLANCO-GÁLVEZ, J.; et al., 2007. Solar photocatalytic detoxification and disinfection of water: recent overview. *J. Sol. Energy eng.* 129, 4.
- BRESSAN, M. et al., 2004. Improved combined chemical and biological treatments of olive oil mill wastewaters. *J. Agric. Food chem.* 52, 1228.
- CASAS LÓPEZ, J.L.; et al., 2006. Simultaneous determination of oxygen consumption rate and volumetric oxygen transfer coefficient in pneumatically agitated pioreactors. *Ind. Eng. Chem. Res.* 45, 1167.
- CONTRERAS, S. et al., 2003. Contribution of the ozonation pre-treatment to the biodegradation of aqueous solutions of 2,4-dichlorohenol. *Wat. Res.* 37, 3164.
- DEVIPRIYAS, S.; YESODHARAN, S. 2005. Photocatalytic degradation of pesticide contaminants in water. *Sol. Energy mater. Sol. Cells.* 86, 309.

- ESPLUGAS, S.; OLLIS, D.F., 1997. Economic aspects of integrated (chemical + biological) processes for water treatment. *J. Adv. Oxid. Technol.*, 2 (1), 197.
- FARRÉ, M. J. et al. 2005 Degradation of some biorecalcitrant pesticides by homogeneous and heterogeneous photocatalytic ozonation. *Chemosphere*. 58, 1127.
- FARRÉ, M. J. et al. 2006. Assessment of photo-Fenton and biological treatment coupling for diuron and linuron removal from water. *Water. Res.* 40, 2533.
- GERNJAK, W. et al. 2006. Solar photo-Fenton treatment process parameters and process control. *Appl. Catal. B: environ.* 64, 121.
- GOGATE, P.R., PANDIT, A.B. 2004a. A review of comparative technologies for wastewater treatment I: oxidation technologies at ambient conditions. *Adv. Environ. Res.* 8, 501.
- GOGATE, P.R., PANDIT, A.B.. 2004b. A review of comparative technologies for wastewater treatment II: Hybrid methods. *Adv. Environ. Res.* 8, 553.
- GOSWAMI, D.Y. et al. 2003. New and emerging developments in solar energy. *Sol. Energy.* 76, 33.
- HEINZLE, E.; et al. 1992. Integrated ozonation-biotreatment of pulp bleaching effluents containing chlorinated phenolic compounds. *Biotechnol. Prog.* 8, 67.
- HENZE, H. 2004. Wastewater treatment. Biological and chemical processes. La Cour Jansen and Arvin, 3rd ed., Springer.
- HERRMANN, J.M., 2005. Heterogeneous photocatalysis: state of the art and present applications. *Top. Catal.*, 14(1-4), 48.
- KOSITZI, M. et al. 2004. Solar photocatalytic treatment of synthetic municipal wastewater. *Water. Res.* 38, 1147.
- MACHADO, A. E. H. et al. 2004. Solar photo-Fenton treatment of chip board production waste water. *Sol. Energy.* 77, 583.
- MALATO, S. et al. 2002. Photocatalysis with solar energy at a pilot-plant scale: an overview. *Appl. Catal. B: environ.* 37, 1.

- MALATO, S. et al., 2003. Applied studies in solar photocatalytic detoxification: an overview. *Sol. Energy.* 75, 329.
- MALATO, S. et al., 2006. Coupling solar photo-Fenton and biotreatment at industrial scale: main results of a demonstration plant. *J. Haz. Mat.* In press.
- MANTZAVINOS, D.; KALOGERAKIS, N. 2005. Treatment of olive mill effluents Part I. Organic matter degradation by chemical and biological processes-an overview. *Environ. Technol.* 31, 289.
- MANTZAVINOS, D.; PSILLAKIS, E. 2004. Enhancement of biodegradability of industrial wastewaters by chemical oxidation pre-treatment. *J. Chem. Technol. Biotechnol.* 79, 431.
- MARCO, A. et al. 1997. How and why combine chemical and biological processes for wastewater treatment. *Wat. Sci. Technol.* 35, 321.
- OLLER, I. et al. 2006. A Combined solar photocatalytic-biological field system for the mineralization of an industrial pollutant at pilot scale. *Catal. Today.* 2006. In press.
- OLLER, I. et al., 2007. Solar heterogeneous and homogeneous photocatalysis as a pre-treatment option for biotreatment. *Res. Chem. Interm.* 2007, 33(3-5), 407.
- PERA-TITUS, M. et al. 2004. Degradation of chlorophenols by means of advanced oxidation processes: a general review. *Appl. Catal. B: environ.* 47, 219.
- PIGNATELLO, J.J. et al. 2006. Advanced oxidation processes for organic contaminant destruction based on the Fenton reaction and related chemistry. *Cri. Rev. Env. Sci. Technol.* 36, 1.
- PULGARÍN, C. et al. 1999. Strategy for the coupling of photochemical and biological flow reactors useful in mineralization of biorecalcitrant industrial pollutants. *Catal. Today.* 54, 341.
- SAGAWA, G. et al. 2001. The insulated solar Fenton hybrid process: fundamental investigations. *Helv. Chem. Acta.* 84, 3742.
- SARRIA, V. et al. 2003a. An innovative coupled solar-biological system at field pilot scale for the treatment of biorecalcitrant pollutants. *J. Photochem. Photobiol. A chemistry.* 159, 89.

SARRIA, V. et al. 2003b. Degradation of a biorecalcitrant dye precursor present in industrial wastewaters by a new integrated iron (III) photoassisted-biological treatment. *Appl. Catal. B: environ.* 40 (3), 231.

SATTLER, C. et al. 2004. Paper Mill Wastewater Detoxification by Solar Photocatalysis. *Wat. Sci. Technol.* 49 (4), 189.

1.6 AGRADECIMIENTOS

Los autores quieren agradecer a la Comisión Europea por su financiación en el proyecto CADOX y al Ministerio de Educación y Ciencia por su financiación en el Programa Consolider Ingenio 2010 (Proyecto TRAGUA CE-CSD2006-004).

CAPÍTULO 2

DEGRADACIÓN DE LA ATRAZINA EN SOLUCIÓN ACUOSA USANDO RADIACIÓN UV Y PROCESOS DE OXIDACIÓN AVANZADA

Margarita Hincapié¹, Gustavo Peñuela², Manuel I. Maldonado³, Sixto Malato³

2.1 INTRODUCCIÓN

La problemática ambiental generada a escala mundial por la presencia de altas concentraciones de plaguicidas, metales pesados, hidrocarburos, etc., en aguas, es muy importante, y hace necesario el desarrollo de tecnologías que contribuyan a mejorar la calidad de éstas y a reducir el riesgo de ecotoxicidad, con incidencia directa en la sanidad ambiental.

La mayoría de los plaguicidas son resistentes a la degradación química y/o fotoquímica bajo las condiciones ambientales naturales (Burrows, et al.2002). Por esto se han investigado tecnologías que remuevan los residuos de plaguicidas; estas tecnologías se basan en procesos de destrucción de los contaminantes por medio de especies químicas conocidas como los radicales libres hidroxilos. Estas tecnologías son llamadas “Técnicas o procesos avanzados de oxidación” (TAOs, POAs). Los radicales libres pueden ser generados por medios fotoquímicos usando como fuente de

¹ Programa de Ing. Ambiental. Grupo de Investigaciones y Mediciones Ambientales. Universidad de Medellín. Dirección electrónica: mhincapie@udem.edu.co

² Departamento de Ing. Sanitaria y Ambiental. Grupo Diagnostico y Control de la Contaminación, Universidad de Antioquia

³ Plataforma Solar de Almería - CIEMAT, P.O. Box 22, 04200 Tabernas, Almería, España

radiación luz solar o luz artificial; la aplicación de la primera se realiza con colectores solares, y en la segunda se usan lámparas de mercurio y de xenón.

Los radicales libres hidroxilo se generan en solución acuosa y debido a que son agentes fuertemente oxidantes reaccionan frente a la mayoría de las moléculas orgánicas e inorgánicas principalmente mediante reacciones de abstracción de hidrógeno generando radicales orgánicos libres (reacción 1), los cuales pueden reaccionar con oxígeno molecular formando peroxirradicales (reacción 2). Además, pueden iniciarse reacciones de oxidación en serie que pueden conducir a la mineralización completa de los compuestos orgánicos (Benitez et al.2000; Brillas et al.2003; Esplugas et al.2002; Legrini et al.1993; Malato et al.2003, Parra, 2001)



Los procesos de oxidación avanzada son usualmente clasificados de acuerdo con la fase de la reacción (homogéneos o heterogéneos) o por el método de generación del $\bullet OH$ (químico, fotoquímico, electroquímico, etc). Los POA principalmente usados se muestran en la figura 1, de los cuales los utilizados en este trabajo son la fotocatalísis y los procesos foto Fenton.

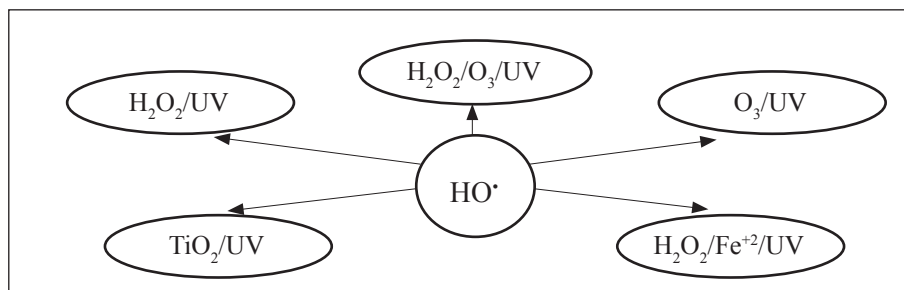


Figura 1. Principales procesos de oxidación avanzados

Una de las ventajas más significativas de los POAs es su capacidad para mineralizar los contaminantes orgánicos hasta dióxido de carbono y aniones inorgánicos, tales como cloruros, nitratos, etc. Su reactividad es no selectiva con una inmensa mayoría de compuestos orgánicos, por lo que resulta conveniente a la hora de evitar la presencia de subproductos potencialmente tóxicos procedentes de los contaminantes originales, que sí pueden originarse mediante otros métodos que no consiguen la oxidación hasta sus últimas consecuencias.

El proceso fotoquímico heterogéneo mediante TiO_2 se muestra en la figura 2. La luz de longitud de onda ($\lambda < 387 \text{ nm}$) cuya energía sea superior al ancho de banda ($E > E_{bg} = 3.2 \text{ eV}$) del catalizador semiconductor TiO_2 promueve el paso de un electrón desde la banda de valencia hasta la banda de conducción para generar, en presencia de agua, radicales hidroxilo ($\bullet\text{OH}$). (Doménech, et al.2004)

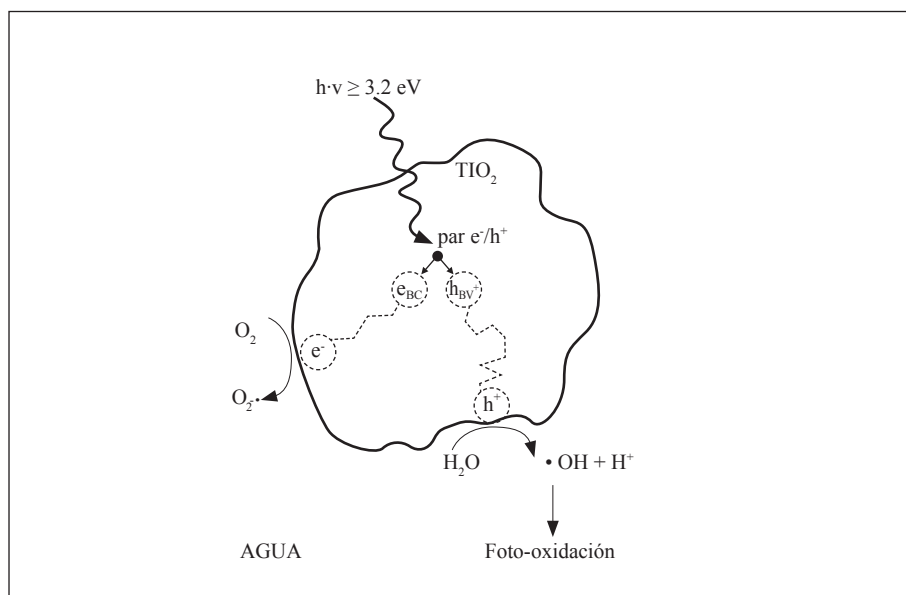


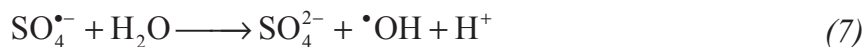
Figura 2. Representación de proceso fotocatalítico heterogéneo en una partícula de catalizador TiO_2 , tomada de Fernández-Ibáñez et al. 2004.

Por lo tanto, un sistema fotocatalítico consiste en partículas de semiconductor suspendidas en un solvente, normalmente agua, que cuando son iluminadas por la radiación se fotoactivan provocando una serie de reacciones primarias de reducción y oxidación. Cuando se irradia el dióxido de titanio, los electrones son excitados de la banda de valencia a la banda de conducción (reacción 3).



Una forma de evitar la recombinación es adicionando reactivos que actúen como “captadores de electrones”, de manera que se reduzca la posibilidad de recombinación de los huecos y electrones generados antes de que estos den lugar al proceso de oxidación-reducción (reacción 4). Para ello, se han ensayado muchos reactivos, entre los que se encuentran el peróxido de hidrógeno y el persulfato de sodio.

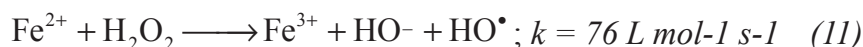
Las reacciones donde el persulfato está involucrado están expresadas en las reacciones 5-8, donde el e-CB es el electrón generado en la banda de conducción del TiO_2 . Las reacciones 5 y 6 mejoran la velocidad de reacción fotocatalítica evitando la recombinación del e-/h+, siendo esta recombinación la mayor causa de un bajo rendimiento cuántico en la fotocatalisis con TiO_2 . Esto deja un gran número de huecos (h+) capaces de producir $\text{HO}\cdot$.



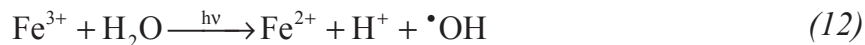
El H_2O_2 también inhibe la recombinación de electrones (reacción 9) y huecos; además, participa directamente en la oxidación. El H_2O_2 es un ácido débil, un poderoso oxidante y un compuesto inestable, que en presencia de radiación (reacción 10) produce dos radicales libres hidroxilos los cuales potencian la acción fotocatalítica correspondiente al rango de radiación (290-320nm). Además, si el H_2O_2 está presente en la solución también es importante en el mecanismo de degradación (Blanco y Malato, 2001, Parra, 2001). Se debe determinar en cada caso la cantidad óptima de H_2O_2 , para evitar un exceso que podría retardar la degradación.



La reacción de Fenton se puede definir como la generación catalítica de radicales hidroxilos, un oxidante primario formado a partir de la reacción en cadena entre el ión ferroso o férrico y el peróxido de hidrógeno, de acuerdo con la ecuación 11.



El proceso de Fenton no conduce a la mineralización completa cuando se tiene una alta concentración del contaminantes y/o baja concentración de hierro y peróxido, debido a que durante la reacción los iones Fe^{3+} se van acumulando mientras que los iones de Fe^{2+} son consumidos hasta que la reacción se detiene, no obstante, las velocidades de degradación de compuestos orgánicos aumentan significativamente con radiación UV/visible (Bauer et al.1999; Huston y Pignatelo, 1999; Parra et al.2000), y se llaman entonces proceso o método foto-Fenton. En este caso, el proceso se convierte en catalítico ya que el ión Fe^{2+} oxidado a Fe^{3+} en la reacción de Fenton (rxn 11) se reduce de nuevo a Fe^{2+} por acción de la radiación (reacción 12), con lo que se tiene ya un proceso fotocatalítico. Ambas reacciones generan radicales libre hidroxilo.



Bajo condiciones ácidas (pH 2-4), este reactivo es un poderoso oxidante de compuestos orgánicos y presentan mayor actividad a pH alrededor de 2.8, pero a pH mayores la reacción es más lenta debido a que se presentan hidróxidos de hierro insolubles que disminuyen el ion Fe^{2+} en solución y se dificulta la transmisión de radiación (Parra, 2001).

La atrazina (figura 3), nombre con que se identifica a la 6-cloro-*N*-etil-*N'*-(1-metiletil)-1,3,5-triazina-2,4-diamina, pertenece al grupo de las *triazinas* y triazoles. Es un *herbicida organoclorado* con acción selectiva de pre y post-emergencia (Tomlin, 1998); es sistémico, selectivo, ampliamente controla la aparición de malezas en cultivos, principalmente de maíz, sorgo, caña de azúcar, trigo y varios tipos de pastos, y el crecimiento de malezas acuáticas en lagos y estanques.

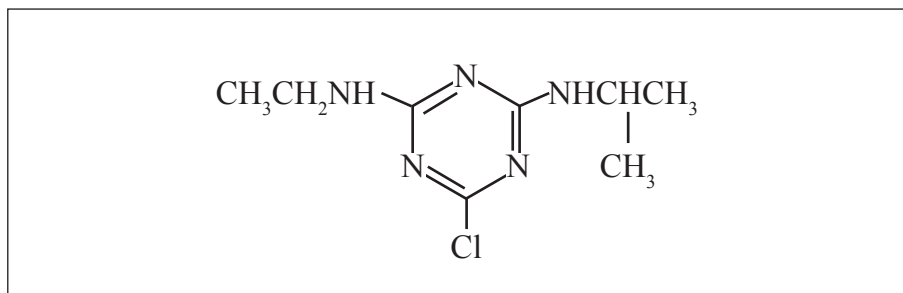


Figura 3. Estructura molecular de la Atrazina 6-cloro-*N*-etil-*N'*-(1-metiletil)-1,3,5-triazina-2,4-diamina

Progresivamente se han impuesto límites más severos en años recientes al uso de plaguicidas y herbicidas en la agricultura; estos últimos han sido reconocidos como contaminantes potenciales y muy persistentes para los sistemas acuáticos. Entre diferentes plaguicidas, la atrazina es ampliamente usada y ha sido incluida entre las sustancias de prioridad en la lista de la Comisión Europea (CE) (European Commission. Decision No 2455/2001/EC).

La atrazina es bastante resistente a los métodos de la oxidación convencionales y no es rápidamente biodegradable y apenas puede ser oxidada totalmente con ozono. (Camel and Bermond, 1998). Entre los diferentes métodos actualmente empleados en la purificación de aguas contaminadas, la biodegradación de la atrazina ocurre por procesos de oxidación avanzada, como fotocatalisis (Hequet et al.2001, Parra et al.2004, Pelizzetti et al.1990a) fotólisis del peróxido de hidrógeno (Beltrán, et al.1993) y los procesos Fenton y foto-Fenton (Arnold et al.1995, Chan and Chu, 2005, Krysova et al.2003).

El objetivo del presente trabajo fue comparar la eficacia de los diferentes procesos de oxidación avanzada, como fotólisis, fotocatalisis ($\text{TiO}_2/\text{h}\nu$), fotocatalisis con peróxido de hidrógeno ($\text{TiO}_2/\text{H}_2\text{O}_2/\text{h}\nu$), fotocatalisis con persulfato de sodio ($\text{TiO}_2/\text{S}_2\text{O}_8^{2-}/\text{h}\nu$) y foto Fenton, induciendo la degradación de la atrazina en agua y la detoxificación global, la cuantificación de los productos de degradación y verificar la toxicidad aguda de las aguas tratadas.

2.2 SECCIÓN EXPERIMENTAL

2.2.1 Materiales

En los experimentos se utilizó alacloro, producto técnico, con una pureza del 95.0% suministrado por Aragonesas Agro SA. (Madrid, España), H_2O_2 35%, $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$, TiO_2 Degussa P25, $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ y $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$, marca Merck, acetato de etilo y hexano grado cromatográfico.

2.2.2 Metodología

Los diferentes ensayos de fotocatalisis y foto-Fenton se hicieron con una lámpara de mercurio de baja presión Atlantic Ultraviolet, modelo MP36B, la cual está rodeada por una carcasa de acero inoxidable,

con una entrada y salida del agua, tiene una capacidad volumétrica de 7 L, el tubo de la lámpara es de 86 cm de largo y 1.5 cm de diámetro y la salida máxima de 38 watts. La lámpara tiene una radiación UV monocromática a una longitud de onda de 254 nm.

El agua a tratar circula a través del espacio existente entre dos tubos concéntricos, un tubo de cuarzo y la superficie de acero inoxidable; el foco de luz está situado dentro del tubo interior.

Además, un tanque de almacenamiento, construido en acrílico, una bomba de recirculación sumergible, y un sistema de agitación, para garantizar la homogenización y la turbulencia para proveer oxígeno disuelto en la solución. En la figura 4 se puede observar un diagrama de flujo del sistema fotorreactor y una fotografía del sistema fotocatalítico.

Se homogenizó en el tanque de mezcla una solución de 25 mg/L de atrazina, se recirculó a un caudal de 300 mL/min, pasando por la irradiación UV. Las muestras fueron tomadas en el efluente de la lámpara, es decir, en la caída de recirculación al tanque de mezcla.

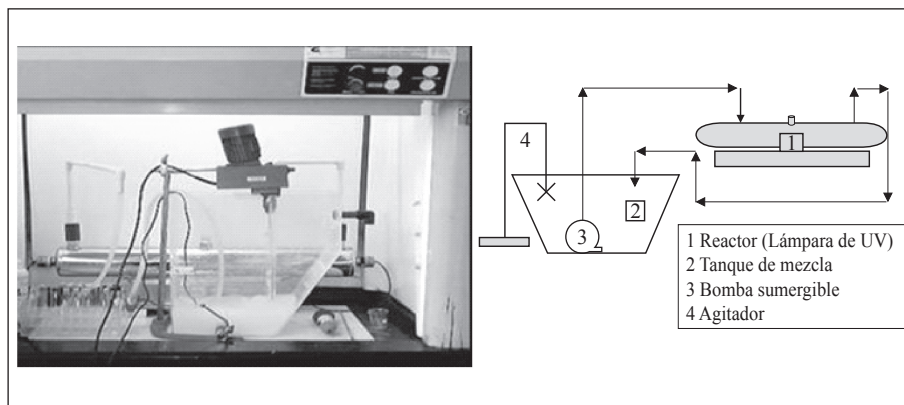


Figura 4. Diagrama de flujo del sistema, fotorreactor e imagen del Sistema fotocatalítico utilizado.

2.2.3 Determinación analítica

En la mineralización se siguió midiendo el carbono orgánico total (COT) por inyección directa de las muestras filtradas en un analizador 1010 IO *Analytical*, con un detector infrarrojo no dispersivo, utilizando ácido ortofosfórico y persulfato de sodio. La curva de calibración se realizó con ftalato de potasio.

Los análisis cromatográficos se hicieron por HPLC en fase reversa, como fase móvil: agua ultrapura /acetonitrilo al 40/60, flujo de 1.0 ml/min y un detector UV a 210 nm.

Los iones inorgánicos (Cl^- y NO_3^-) se determinaron con electrodo selectivo, el NH_4^+ por el método de nitrógeno Kjeldahl y la concentración de H_2O_2 por titulación yodométrica.

2.2.4 Determinación de la toxicidad

A las muestras se les ajustó el pH (6.8-7.0). Los cultivos se mantuvieron a 21 ± 1 °C, con un período de 16 horas de luz y 8 de oscuridad y una iluminación de 1000 a 1500 lux. El oxígeno disuelto por encima de 60% de saturación.

Para determinar la toxicidad aguda en el tratamiento, se tomaron muestras al inicio, en la mitad y al final del tratamiento, (0,250, 500 min).

A partir de las muestras del herbicida se prepararon varios niveles de dilución: 25, 50, 75 y 100% preparado con agua de dilución. En el estudio se empleó un sistema estático sin renovación de las soluciones durante el período de duración de la prueba.

Para cada nivel de exposición se cuantificó el número de neonatos muertos a las 24 y 48 horas de exposición.

2.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

2.3.1 Hidrólisis

Los herbicidas triazínicos son estables a temperatura ambiente, a la oscuridad y a pH neutro (Prosen and Zupancic-Kralj, 2005)

Se realizaron varios experimentos en la oscuridad y a diferentes pH (3, 7 y 9), seleccionados por ser valores de pH que se suelen producir durante los experimentos fotocatalíticos. Se observó una variación similar de la concentración y del carbono orgánico total a los diferentes pH, pero no se presentaron cambios considerables, como puede verse en la figura 5.

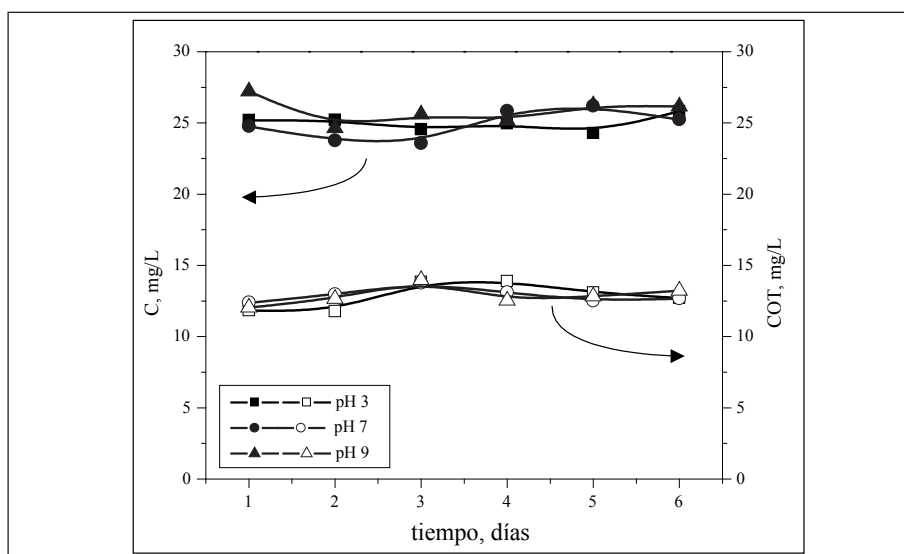


Figura 5. Degradación y mineralización de la Atrazina durante la hidrólisis

2.3.2 Fotólisis y fotocatalisis con TiO_2 Degussa P25

La solución de atrazina se hizo recircular en el fotorreactor, solo bajo radiación de 254 nm, y los resultados obtenidos indicaron que

el pesticida se degradó completamente en menos de 250 minutos. El COT disminuyó en un 37%, persistiendo algunos productos de degradación (figura 6).

Según Peñuela y Barceló, 2000, la fotólisis de la atrazina con lámpara de xenón fue lenta y su degradación total en agua desonizada ocurrió en menos de 4 horas. (Peñuela and Barceló, 2000)

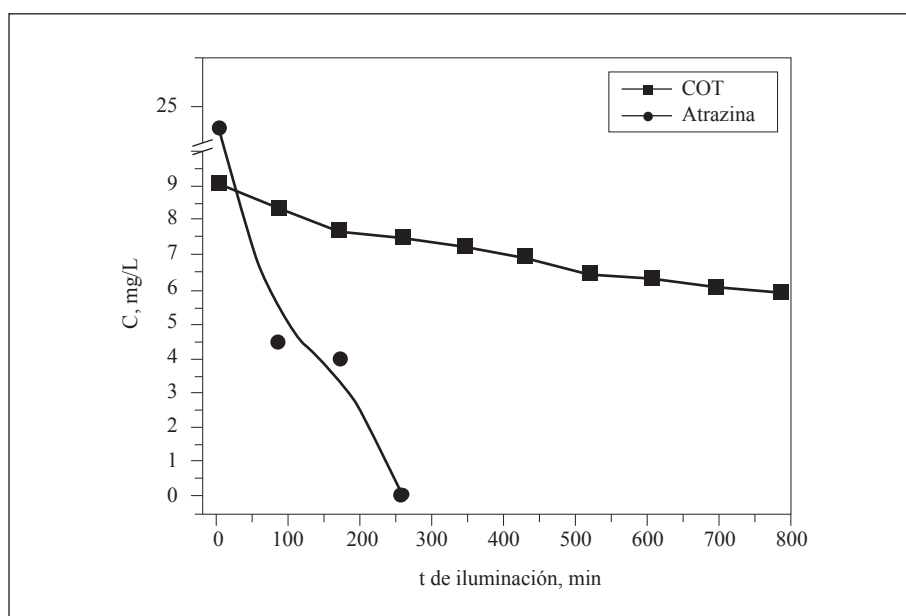


Figura 6. Degradación y mineralización de la atrazina durante la fotólisis.

Bianchi también reportó que la fotólisis directa con radiación de 254 nm descompone bastante rápido la atrazina, corroborando los resultados obtenidos en el presente trabajo. La atrazina puede absorber la radiación de 254 nm, ya que su espectro de absorción presenta una banda intensa alrededor de 220 nm y una menos intensa alrededor de 260 nm. La atrazina puede sufrir rompimiento homolítico del enlace C-Cl del estado electrónicamente excitado, seguido por un traslado del electrón del carbono al radical del

cloro formado por la reacción del carbocatión con agua (Bianchi et al.2006, Hequet et al.2001).

La fotólisis directa de la atrazina por radiación con lámpara ocurre rápidamente en una solución buffer (Prosen and Zupancic-Kralj, 2005). Hiskia, indicó que la fotólisis de la atrazina con luz a 254 nm ocurrió en una hora, mientras que a longitudes de onda mayor no se ve afectada (Hiskia et al.2001).

Según Konstantinou et al.2001, 2001b, el tiempo de vida medio para la atrazina en agua destilada irradiada con luz solar natural es 34.5 días (Konstantinou et al.2001, 2001b), pero Comber, 1999 no comprobó degradación después de 60 días.

La desaparición total de 25 mg/L de atrazina en el proceso fotocatalítico con una concentración de TiO_2 de 50 mg/L ocurrió a los 110 min. (fig. 7), sin embargo, el COT solo disminuyó un 40%, requiriendo mayor tiempo para su mineralización.

Basados en el modelo cinético de Langmuir-Hiselwood y graficando $\ln(C_0/C)$ en función del tiempo de iluminación, siendo C_0 la concentración al inicio de la iluminación y C las diferentes concentraciones durante el tiempo de tratamiento, se confirma el comportamiento lineal, dando como resultado una constante $k_{ap} = 0,053 \text{ min}^{-1}$ (fig. 7) y un tiempo de vida medio de 13.08 min, siendo mayor que los reportados por Durand et al.1990 con menos de 10 min y Hequet et al.2001 entre 1.8-2.6 min, a la misma longitud de onda de 254 nm.

Los análisis realizados del COT se hicieron por oxidación húmeda con un equipo IO analytical 1010, el cual no es capaz de oxidar el anillo triazínico, por lo tanto, los valores dados corresponden a la oxidación de cinco de los ocho carbonos que tiene la atrazina (los 5 de las cadenas laterales del anillo). Cuando la concentración del COT es próxima a cero, esto equivale a 3/8 del COT de la atrazina.

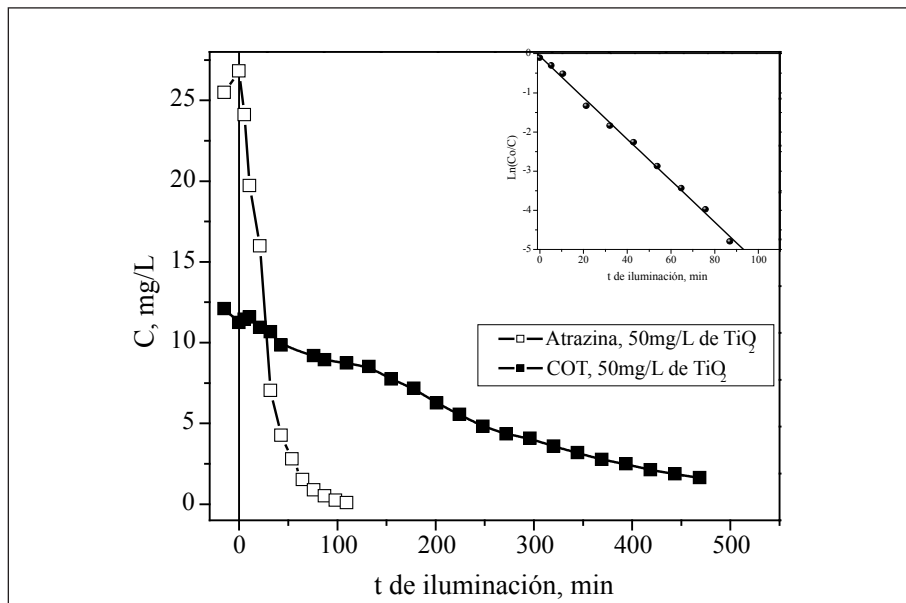


Figura 7. Desaparición de la atrazina y la variación del carbono orgánico total en función del tiempo de irradiación. En la figura inserta se muestra el ajuste de los datos a una cinética de primer orden.

2.3.3 Efecto de los agentes oxidantes peróxido de hidrógeno y persulfato de sodio en la fotocatalisis

Para incrementar la velocidad de degradación del pesticida mediante la fotocatalisis, se usaron peróxido de hidrógeno y persulfato de sodio, los cuales aumentan la generación de radicales libres hidroxilos.

Variando la concentración de los dos agentes oxidantes, el peróxido de hidrógeno, H₂O₂ (300, 600 y 900 mg/L) y el persulfato de sodio, Na₂S₂O₈ (10, 5, y 2.5 mM), cada una de las concentraciones de los agentes oxidantes fue adicionada al inicio de la reacción y se les hizo el seguimiento a lo largo del tratamiento para verificar la presencia de éstos en todo momento.

La figura 8 muestra la desaparición de la atrazina, y la variación del COT en función del tiempo de irradiación. La desaparición de la atrazina sin agentes oxidantes fue obtenida a los 110 min, y la velocidad de reacción con H_2O_2/TiO_2 es 3.7 veces más rápida que únicamente con el catalizador.

La variación en la concentración del H_2O_2 no mostró entre sí diferencias significativas en la degradación del pesticida. Además, el COT mostró entre los 100-250 min de irradiación que la mineralización fue más lenta cuando no se adicionó peróxido, pero al final del proceso, todos los ensayos realizados llegaron a la misma concentración de COT en el mismo tiempo.

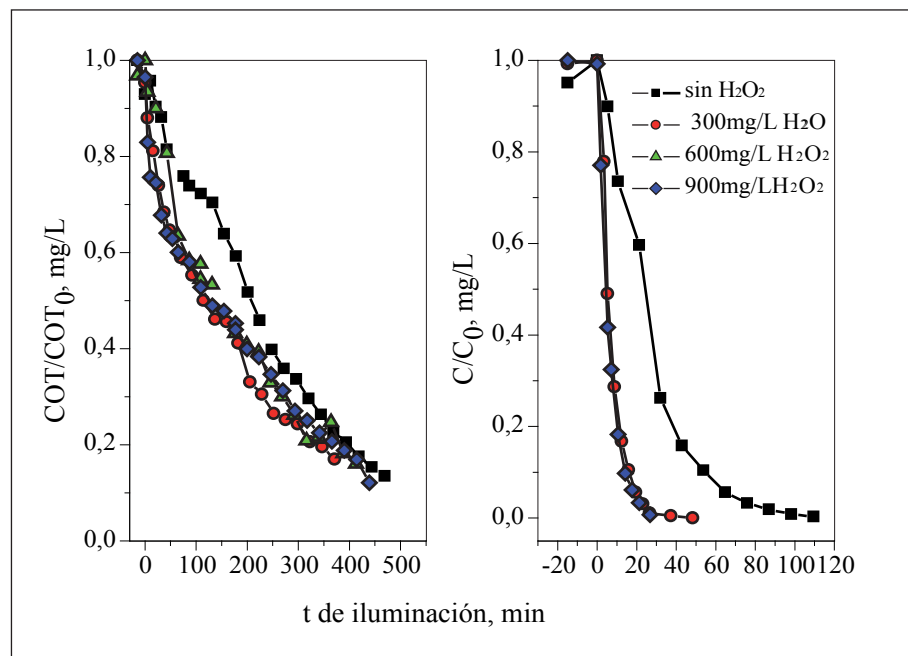


Figura 8. Desaparición de la atrazina y la variación del carbono orgánico total en función del tiempo de irradiación para diferentes concentraciones de H_2O_2 .

La figura 9 muestra una amplia eficiencia de la degradación cuando el H_2O_2 aumentó a 600 mg/L, pero a partir de esta concentración no hubo

incremento en la velocidad de reacción. Las constantes de velocidad obtenidas $k_{ap} = 0.154 \text{ min}^{-1}$ y $k_{ap} = 0.179 \text{ min}^{-1}$ $k_{ap} = 0.175 \text{ min}^{-1}$ para las concentraciones de 300, 600 y 900 mg/L de H_2O_2 , respectivamente.

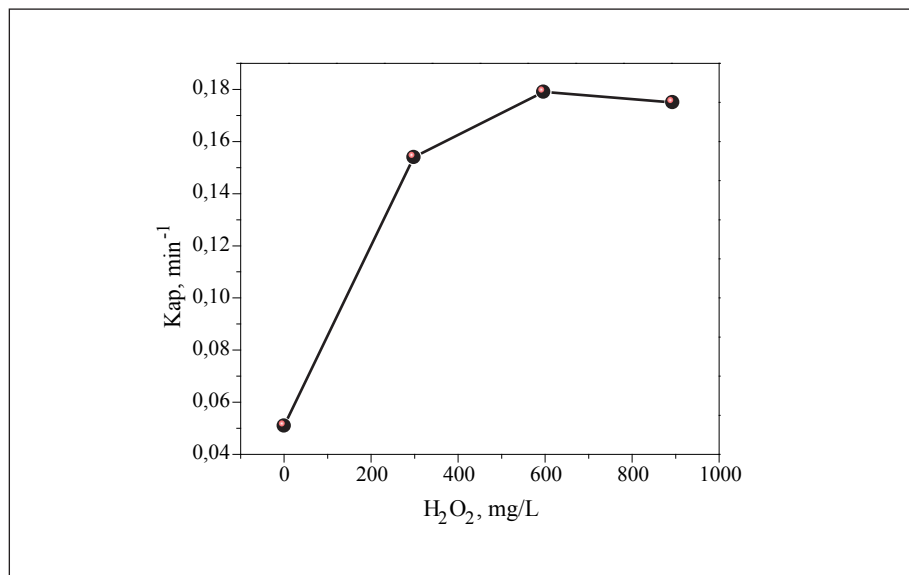


Figura 9. Constante de velocidad de la fotocatalisis de la Atrazina a diferentes concentraciones de H_2O_2 .

La figura 10 muestra el efecto de la concentración del persulfato en la fotocatalisis de la atrazina. Se puede observar cómo entre las diferentes concentraciones de $\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ se alcanzaron las degradaciones más rápidas del pesticida, entre 10 y 20 min. La mineralización también fue rápida al compararla con la fotocatalisis sin agentes oxidantes.

Si comparamos ambos agentes oxidantes, la total desaparición de la concentración de la atrazina con 600 mg/L de H_2O_2 ocurrió a los 30 min y con 10 mM de $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ ocurrió a los 7 minutos. Asimismo, la velocidad de mineralización de la atrazina con el persulfato de sodio fue casi 6 veces mayor que con el peróxido de hidrógeno (figura 11).

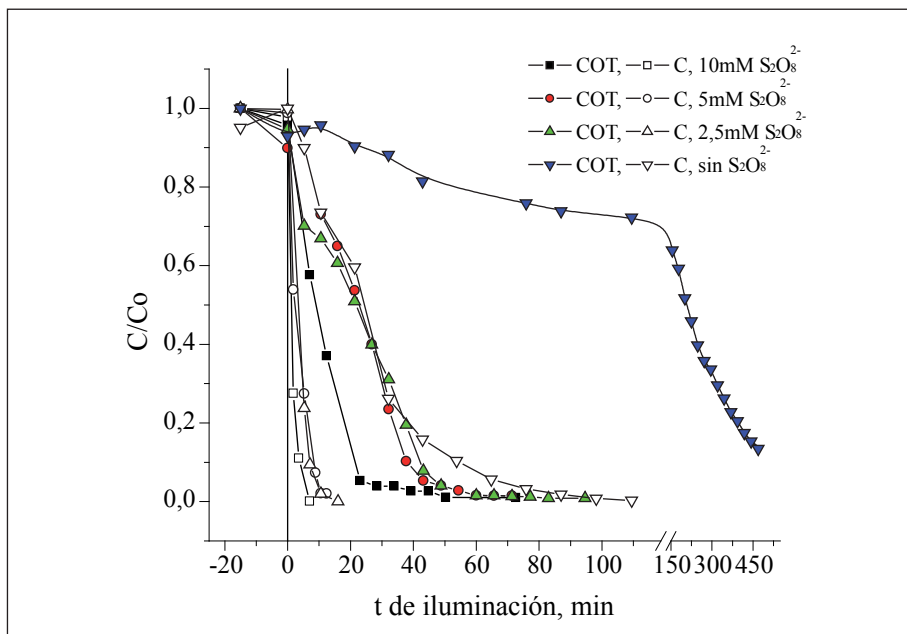


Figura 10. Desaparición de la Atrazina y la variación del Carbono Orgánico Total en función del tiempo de irradiación para diferentes concentraciones de $S_2O_8^{2-}$

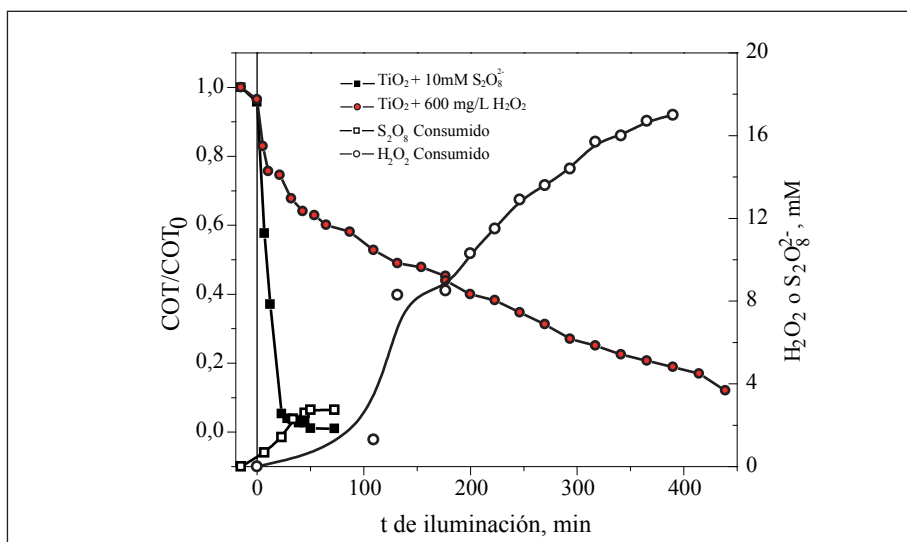


Figura 11. Variación del COT y consumo de $S_2O_8^{2-}$ y H_2O_2 como una función del tiempo de iluminación para 50 mg/L de TiO_2 .

2.3.4 Proceso foto Fenton

Variación de la concentración y la especie de hierro

Se ha demostrado que la cantidad de hierro necesario para realizar óptimamente la degradación de plaguicidas está en el rango de unas pocas décimas de mg/L (Gogate and Pandit, 2004; Hincapié et al.2005; Barceló, 2003).

La figura 12 muestra los resultados de mineralización obtenidos con 3 concentraciones diferentes de hierro (II) y 600 mg/L de H_2O_2 . Durante el proceso Fenton se produjo una ligera mineralización, siendo mayor cuando la concentración del hierro fue de 56 mg/L (1 mM). En el gráfico se puede observar que cuando se irradia la muestra (proceso foto Fenton) se favorece la mineralización, siendo más rápida a medida que aumenta la concentración de hierro.

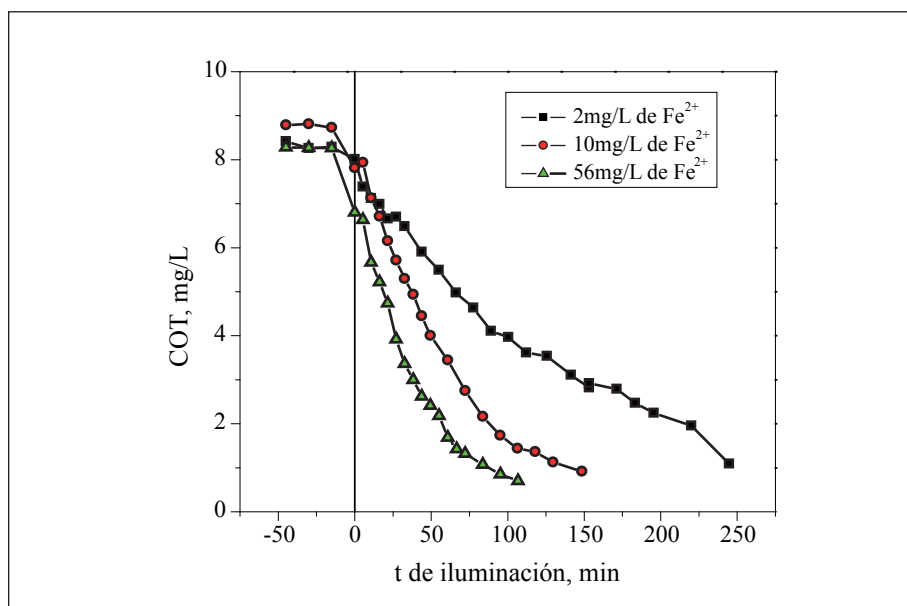


Figura 12. Variación del carbono orgánico total en función del tiempo de irradiación para diferentes concentraciones de Fe^{2+}

Chan y Chu estudiaron la remoción de la atrazina mediante el proceso Fenton con variación de la concentración de hierro y peróxido de hidrógeno en un reactor tipo batch. La velocidad de decaimiento de la atrazina y la capacidad de oxidación del reactivo de Fenton dependen de la concentración de Fe y H₂O₂. La cinética de remoción de la atrazina se inició con un rápido decaimiento, haciéndose más lento a medida que avanzaba la remoción (Chan and Chu, 2003).

La degradación de la atrazina con el proceso foto Fenton se logró en menos de 20 minutos para las 3 concentraciones de hierro ensayadas (figura 13). Durante la reacción Fenton, la atrazina se degradó entre 17 y un 96% cuando se utilizó 2, 10 y 56 mg/L de hierro (II). Luego de la irradiación, toda la atrazina fue completamente degradada, con una velocidad similar para las concentraciones de 2 y 10 mg/L.

La velocidad total de mineralización es independiente cuando se inicia la fotodegradación con Fe²⁺ o con Fe³⁺ como puede verse en la

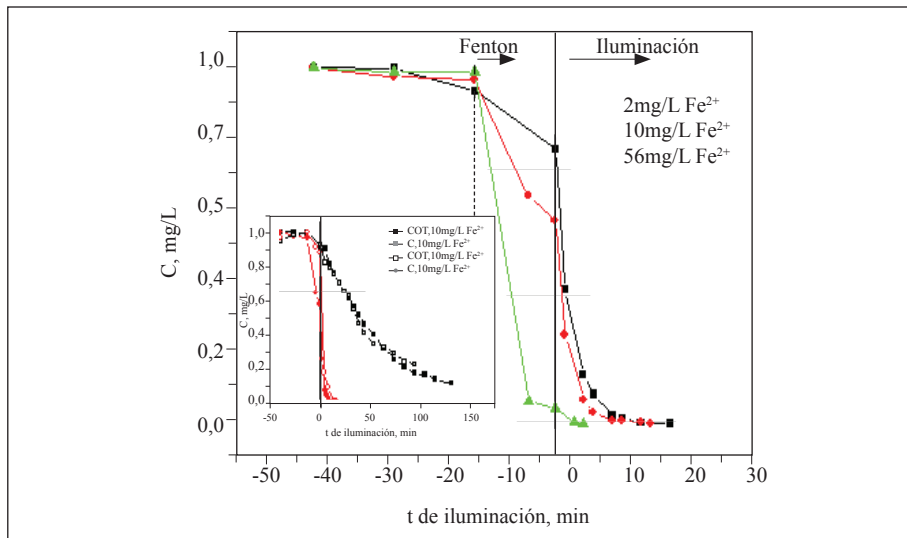


Figura 13. Variación de la concentración en función del tiempo de irradiación para diferentes concentraciones de Fe²⁺. La figura inserta corresponde a la comparación de la concentración (COT y C) de 10 mg/L de Fe²⁺ y Fe³⁺ y 600 mg/L de H₂O₂.

figura 13 (inserta) y en cambio, la velocidad inicial de degradación fue mayor cuando se partió de Fe^{2+} .

El proceso foto Fenton es un tratamiento efectivo con una concentración de 10 mg/L de hierro como Fe^{2+} o Fe^{3+} . Existe diferencia en la degradación de la atrazina al inicio del proceso (al oscuro) entre las especies de hierro. La velocidad de degradación, considerando la concentración a tiempo cero como el valor inicial, bajo iluminación fue ligeramente mayor cuando se utilizó Fe^{2+} : $k_{ap, \text{Fe}^{2+}} = 0.310 \text{ min}^{-1}$, $k_{ap, \text{Fe}^{3+}} = 0.277 \text{ min}^{-1}$.

Tomando las concentraciones óptimas en cada uno de los procesos de fotocatalisis, fotocatalisis con agentes oxidantes y foto Fenton y comparándolas entre sí, se puede observar que la fotocatalisis con $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ mineraliza más rápidamente a la atrazina, sin embargo, con la reacción foto Fenton, la atrazina se degrada casi completamente, terminando de degradarse al mismo tiempo que la reacción de fotocatalisis con $\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$. La figura 14 muestra que la mayor eficiencia en los procesos la presenta la fotocatalisis con persulfato de sodio.

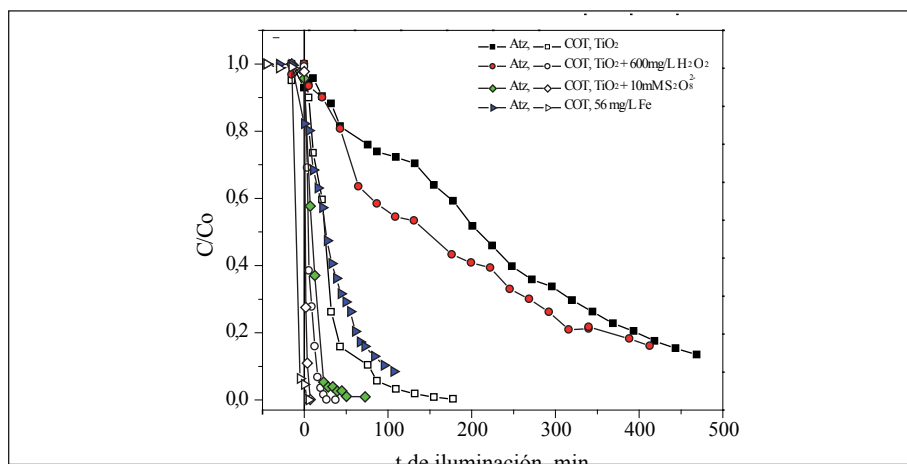
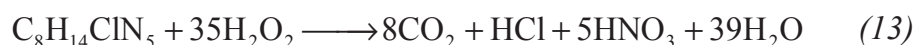


Figura 14. Comparación del efecto de los sensibilizadores en la fotocatalisis de la atrazina y del foto Fenton en la desaparición de la atrazina y evolución del COT en función del tiempo de iluminación para 50 mg/L de TiO_2 , 50 mg/L de $\text{TiO}_2/600 \text{ mg/L}$ de H_2O_2 , 50 mg/L de $\text{TiO}_2/10 \text{ mM}$ de $\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ y 56 mg/L de $\text{Fe}^{2+}/600 \text{ mg/L}$ de H_2O_2 .

2.3.5 Evaluación de los aniones inorgánicos durante los dos tratamientos

También es importante analizar los heteroátomos inorgánicos que se forman durante la oxidación del herbicida, debido a que es otra forma de hacerle seguimiento a la mineralización del compuesto (reacción 13); según la estructura de la atrazina se pueden cuantificar los cloruros y el nitrógeno como amonio y /o nitratos.



En la figura 15 se muestran los resultados para 50 mg/L de TiO_2 , que son muy similares a los obtenidos en foto Fenton; en esta figura, el nitrato apareció después de 250 minutos de irradiación, y el nitrógeno amoniacal apareció desde el inicio del tratamiento. Las concentraciones finales de nitratos (1.93 mg/L) y nitrógeno amoniacal (1.2 mg/L) crecieron rápidamente y en muy baja concentración a la esperada, según la estequiometría (reacción 13). Considerando que solo 2 átomos de nitrógeno fueron mineralizados, ya que los otros tres átomos de nitrógeno forman parte del anillo triazínico, la mineralización de nitrógeno como amoníaco y/o nitrato no fue completa.

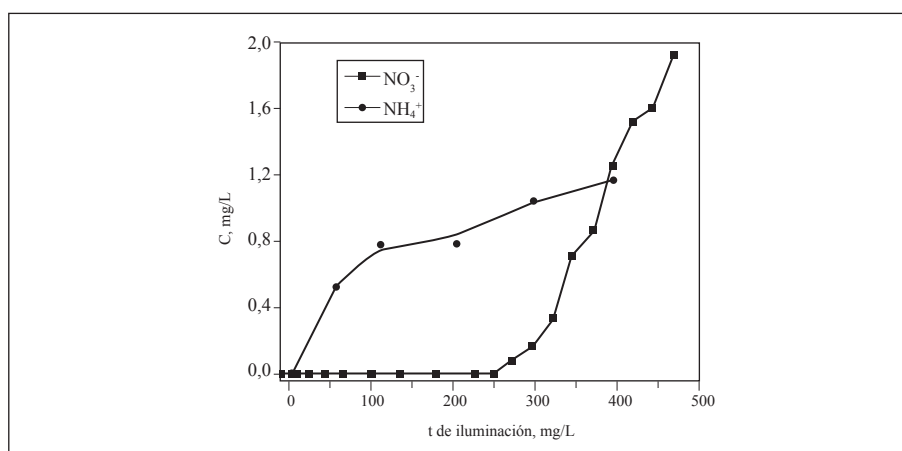


Figura 15. Variación de la aparición de amonio en función del tiempo de irradiación para 50 mg/L de TiO_2 .

La formación de cloruros fue completa en todos los casos. La figura 16 muestra los resultados que se obtuvieron usando TiO_2 con H_2O_2 como agente oxidante y Fe(II) (2 y 10 mg/L). En todos los casos, la formación del cloruro fue rápida. En el tratamiento fotocatalítico, el tiempo de aparición de los cloruros fue muy similar, independiente de la presencia del agente oxidante, el valor esperado se obtuvo después de 250 minutos de tratamiento y en el tratamiento foto-Fenton aparecen los cloruros más rápidamente con 10 mg/L en 100 minutos que con 2 mg/L de Fe en 150 minutos.

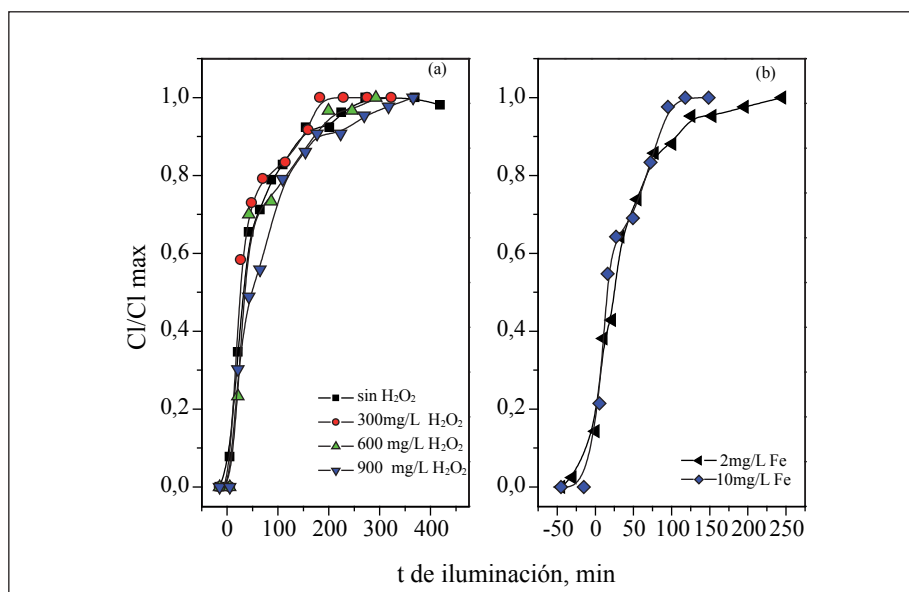


Figura 16. Variación de la aparición de cloruros en función del tiempo de irradiación para 50mg/L de TiO_2 y diferentes concentraciones de H_2O_2 y para dos concentraciones de hierro (II).

La velocidad de aparición de los cloruros en la fotocatalisis fue más lenta que en foto Fenton, y la dechloración de la atrazina fue más rápida que la desaparición del COT. Por consiguiente, el COT residual que permanece en el agua al final de los experimentos no correspondió a ningún compuesto clorado.

2.3.6 Cuantificación e identificación de los productos de degradación

Ensayos de fotocatalisis y radiación artificial de la atrazina han mostrado que se forma la 2,4,6-trihidroxi-1,3,5-triazina (ácido cianúrico), en lugar de proceder a su mineralización completa (Pelizzetti, et al.1992a, 1992b, Yue, et al.1993). El proceso de la oxidación pasa por la formación de varios intermedios (Yue, et al.1993).

Se han reportado rutas de degradación reductiva deshalogenando las s-triazinas, identificando intermedios diferentes, principalmente los hidroxilados y derivados desalquilados, amelina y ácido cianúrico; este fotoproducto, común en muchos herbicidas. (Minero et al.,1996, Yue et al, 1993). La primera reacción que tiene lugar es la oxidación de las cadenas laterales, y los productos de degradación principales son los acetamido y derivado desalquilados (Minero et al.1996, Pelizzetti et al.1990a, Sanlerville et al.1996).

Aunque la desaparición del compuesto inicial es muy rápida, la formación del producto final puede requerir un tiempo de irradiación relativamente largo. En particular, la sustitución de los grupos amino unidos al anillo de la triazina con grupos hidroxilo es un proceso muy lento.

Beltrán et al. estudiaron la fotodegradación de dos productos de degradación de la atrazina, la desetil y desisopropil atrazina, formados durante la fotólisis de este herbicida (Beltrán et al.1996).

En el presente trabajo, en el tratamiento por fotocatalisis y foto Fenton se cuantificaron dos productos de degradación desalquilados: la desetil y desisopropil atrazina (figura 17), usando los correspondientes estándares.

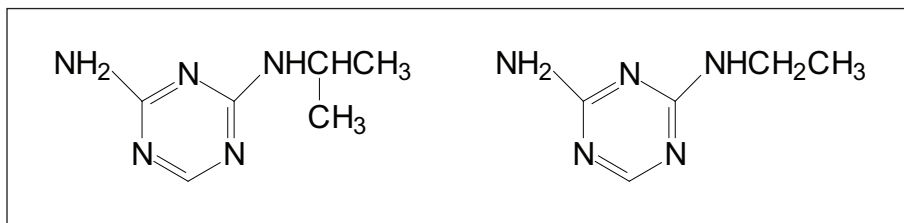


Figura 17. Desisopropil Atrazina y desetil Atrazina

Durante la fotocatalisis, se observó que inmediatamente se inicia la irradiación, aparece la desisopropil atrazina, alcanzando un máximo de concentración en torno a los 20 min de irradiación (0.4 ppm), degradándose hasta su completa desaparición a los 110 minutos y la desetil atrazina con una concentración constante de 0.17 ppm hasta los 110 minutos de tratamiento.

Estos productos de degradación también fueron monitoreados en los tratamientos fotocatalíticos usando agentes oxidantes, siendo mayor el tiempo de degradación de los productos formados con el peróxido de hidrógeno, que con el persulfato de sodio, como lo muestra la figura 18.

Cuando se adicionó el peróxido de hidrógeno, estos productos desalquilados comenzaron a aparecer, presentando su máxima concentración a los 15 minutos de irradiación. La desisopropil atrazina (1.36 ppm) se obtiene en mayor cantidad que la desetil atrazina (0.31 ppm). También se evidencia que a mayor cantidad de agente oxidante adicionado, mayor es la formación de estos dos productos de degradación. Al cabo de 50 minutos, ambos productos se degradaron completamente, sin embargo, cuando se adicionaron 10 mM de persulfato de sodio, los resultados fueron diferentes, ya que la desetil atrazina (1 ppm) se obtuvo en mayor concentración que la desisopropil atrazina (0.1 ppm). La desisopropil atrazina se degradó completamente a los 16 minutos del tratamiento, y la desetil atrazina tardó más tiempo. Cuando se tuvo una concentración de

2.5 mM de persulfato, se obtuvieron concentraciones similares de los dos productos de degradación (0.33 - 0.38 ppm), como puede verse en la figura 18.

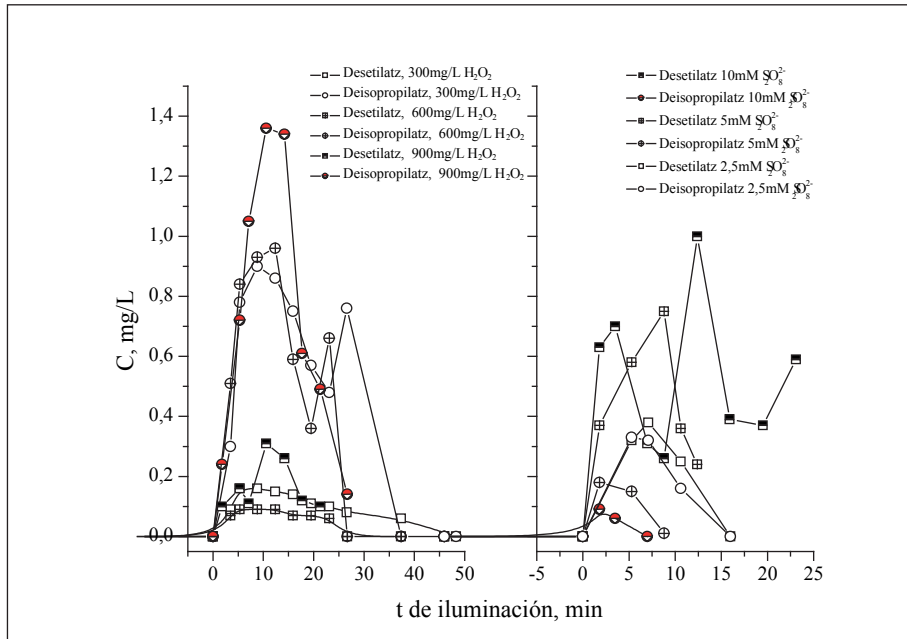


Figura 18. Formación de los productos de degradación destil y desisopropil atrazina en el tratamiento fotocatalítico para diferentes concentraciones de S₂O₈²⁻ y H₂O₂ en función del tiempo de irradiación.

Cuando el tratamiento se realizó con foto-Fenton, los resultados obtenidos mostraron un comportamiento similar en la aparición de los productos de degradación que cuando se usó H₂O₂ en la fotocatalisis, formándose 2.1 ppm de desisopropil atrazina; se presentó una mayor concentración que en la fotocatalisis. La desetil y la desisopropil atrazina aparecieron desde la reacción Fenton (figura 19).

Contrariamente a la fotocatalisis, cuando se usó una concentración de 56 mg/L de Fe²⁺, la concentración de los productos de degradación se obtuvo en menos cantidad; lo anterior debido

posiblemente a que con esta concentración tan alta de hierro, una vez se forman, se oxidan rápidamente no permitiendo la cuantificación de ellos (figura 19).

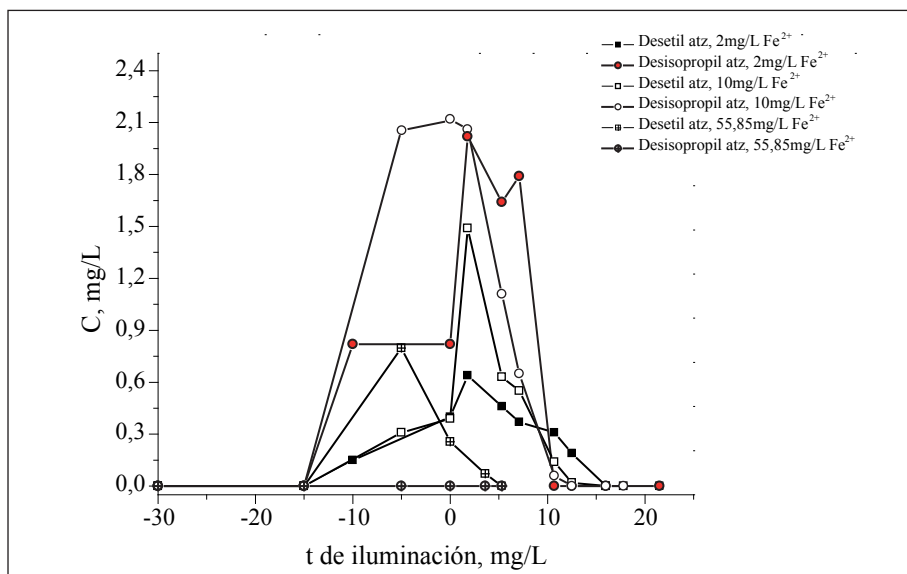


Figura 19. Formación de los productos de degradación desetil y desisopropil atrazina en el tratamiento foto Fenton para diferentes concentraciones de hierro en función del tiempo de irradiación.

Durante la fotocatalisis, por GC-MS se pudieron identificar los productos de degradación ya mencionados como la desetil atrazina (2-cloro-4-amino-6-isopropil amino-s-triazina), desisopropil atrazina (2-cloro-4-etil amino-6-amino-s-triazina) y además el 2-cloro-4-acetamido-6-isopropil amino-s-triazina.

2.3.7 Evaluación de la toxicidad

Estudios en ratas han mostrado alta ocurrencia de tumores de la glándula mamaria y perturbaciones endocrinas después de la exposición prolongada a la atrazina. De los tres productos de

degradación más frecuentemente encontrados en el medio ambiente, la desetil atrazina (DEA) y desisopropil atrazina (DPA) mostraron efectos similares en ratas, mientras para la hidroxil atrazina (HA), la evidencia no se ha concluido (U.S. EPA Office of pesticide programs, 2002). Es más, incluso las concentraciones bajas de atrazina, normalmente encontradas en aguas superficiales, afectan adversamente el desarrollo sexual de los anfibios (Tavera-Mendoza et al.2002); debido a estos hallazgos, hay una necesidad de entender el destino de la atrazina completamente después de que entra en el ambiente, incluyendo su unión a los componentes del suelo, el agua, lo biótico y la degradación abiótica.

Los efectos tóxicos agudos de la atrazina permiten realizar el siguiente ordenamiento de taxones en un sentido de sensibilidad decreciente: 1) fitoplancton; 2) macrófitas; 3) bentos; 4) zooplancton y 5) peces. En lo que respecta a toxicidad aguda de la atrazina sobre los animales acuáticos, para los invertebrados se ha observado que la especie más sensible es *Chironomus tentans*, ya que exposiciones a 0,23 mg atrazina/L en dos generaciones incrementan su mortalidad y reducen su crecimiento (Solomon et al.1996).

En lo referente a las algas, en estudios en los que se cuantificó la inhibición del crecimiento se observó que la especie más sensible es *Selenastrum capricornutum*, con una concentración para la que se observan efectos adversos para el 10% de los individuos (CE10) igual a 0,17 µg Atrazina/L (Van der Heever and Grobbelaar, 1996).

Es importante considerar que la respuesta de las algas y plantas macrófitas frente a la acción tóxica de la atrazina no solamente es función de la concentración en un momento dado sino también del tiempo de persistencia de la misma, ya que dichos organismos pueden recobrase de los efectos tóxicos de este herbicida siempre y cuando la duración de la exposición no sea demasiado prolongada (Solomon et al.1996). Por esto, no son esperables efectos secundarios

en los eslabones tróficos superiores, a menos que la exposición sea lo suficientemente larga como para provocar efectos irreversibles en las algas y macrófitas.

Jurgensen y Hoagland (1990), en un estudio de campo de dos semanas de duración realizado en un arroyo, observaron que exposiciones de corta duración (pulsos de 24 h) a una concentración igual a 100 µg atrazina/L no tenían efectos significativos sobre la biomasa y abundancia del perifiton, ya que las comunidades estudiadas se recuperaron rápidamente. Sin embargo, la exposición continua puede provocar cambios permanentes sobre las comunidades acuáticas, ya que Hamala y Kollig (1985) observaron que luego de un período de exposición de 14 días, una concentración igual a 100 µg atrazina/L causaba cambios permanentes en la estructura de las comunidades algales de agua dulce.

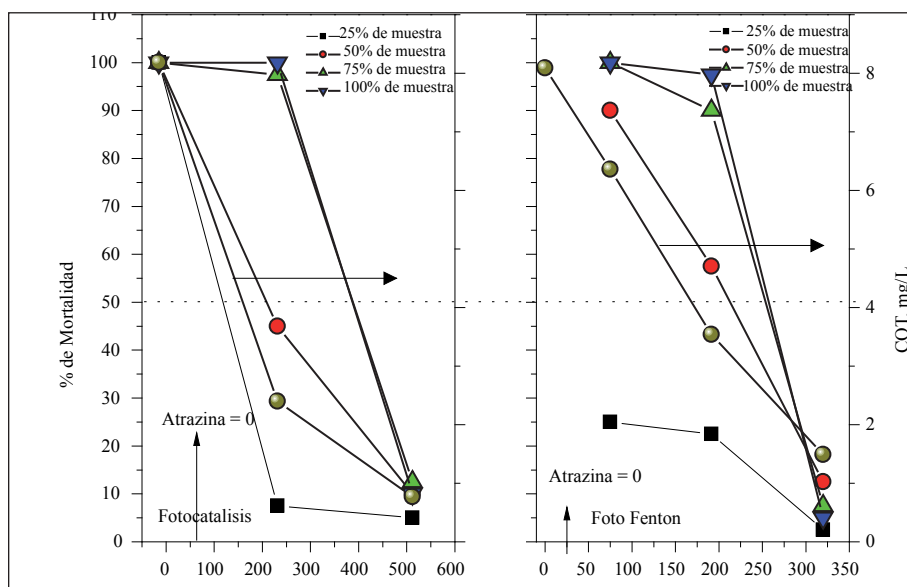


Figura 20. Mineralización de atrazina (eje de la derecha) y evolución de la toxicidad (eje de la izquierda) por dilución de muestra, como una función del tiempo de iluminación para 50 mg/L de TiO₂ y 2 mg/L de Fe²⁺ en el proceso foto Fenton.

La figura 20 muestra la evolución de la toxicidad en los bioensayos con *Daphnia Pulex* (expresada en % de mortalidad) en función del tiempo de iluminación durante la degradación de la atrazina con TiO_2 y foto-Fenton y su relación con los valores de COT mg/L. Además, el efecto de la dilución en el porcentaje de mortalidad, con 100%, 75%, 50% y 25% de muestra. Los resultados indicaron que en los primeros 200 minutos de tratamiento con foto Fenton una alta toxicidad para las tres diluciones con mayor cantidad de muestra, disminuye significativamente con mayor tiempo de tratamiento, así como con las diferentes diluciones.

Para las dos primeras muestras sin dilución, se ve un porcentaje de mortalidad muy alto, poco reducida durante 200 min de tratamiento con foto Fenton. En el tratamiento con TiO_2 la alta mortalidad se ve apenas reducida durante 250 min de tratamiento.

El tratamiento con foto-Fenton permite reducir por debajo del 50% la mortalidad luego de 325 min de tratamiento, sin embargo, la reducción de la toxicidad del tratamiento con TiO_2 es claramente más lenta, ya que solo es posible la reducción de la mortalidad por debajo del 50% después de 530 min de tratamiento. Los resultados de la concentración de la atrazina mostraron que la desaparición total del compuesto se presentó a los 25 y 60 minutos de tratamiento con foto Fenton y TiO_2 , respectivamente, lo cual implica que la toxicidad posterior es consecuencia de los productos de degradación y no del plaguicida. Igualmente se observa una disminución en la toxicidad, cuando se hace dilución a la muestra, disminuyendo así su toxicidad a medida que aumenta la dilución y el tiempo de tratamiento.

2.4 CONCLUSIONES

La fotocatalisis con los dos agentes oxidantes (H_2O_2 y persulfato) y el proceso foto-Fenton son tratamientos viables para depurar y destoxificar aguas contaminadas con Atrazina.

El proceso foto-Fenton con 56 mg/L de ion ferroso degrada 25 mg/L de Atrazina en 5.3 min y la fotocatalisis con TiO_2 en 178 min, el TiO_2 con 600 mg/L H_2O_2 en 38 min, TiO_2 con 10 mM $\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$ en 7 min. El 90% de la mineralización se alcanza en 107 min con 56 mg/L de ion ferroso y 470 min con TiO_2 , 413 min con TiO_2 con 600 mg/L H_2O_2 y 73 min con TiO_2 con 10 mM $\text{S}_2\text{O}_8^{2-}$, con lo cual se puede concluir que el tratamiento de TiO_2 con persulfato es el más efectivo de todos.

Los resultados presentados tanto para la fotocatalisis como para el proceso foto-Fenton permiten concluir que el foto-Fenton usando $\text{Fe} = 56$ mg/L y TiO_2 con 10 mM de persulfato son los dos procesos con el mayor porcentaje de degradación.

En los experimentos de fotodegradación con la lámpara de mercurio de baja presión a 254 nm, la atrazina, la desetil atrazina y la desisopril atrazina se degradaron rápidamente.

Los productos de degradación identificados durante ambos tratamientos fotocatalíticos (TiO_2 , $\text{TiO}_2/\text{H}_2\text{O}_2$ y $\text{Fe}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$) son los mismos, aunque se presenten en diferentes proporciones, debido a que en ambos procesos, los radicales $\text{HO}\cdot$ son la principal vía de ataque de las moléculas orgánicas.

Agradecimientos. Mrs. M. Hincapié agradece a la Universidad de Medellín por el apoyo para la realización de su doctorado, y a la Universidad de Antioquia por la financiación del proyecto.

2.5 REFERENCIAS

ARNOLD, S.M., HICKEY, W.J., HARRIS, R.F. 1995. Degradation of atrazine by Fenton reagent: condition optimization and product quantification. Environ. Sci. Technol. 29, 2083– 2089.

- BARCELÓ, D. 2003. Emerging pollutants in water analysis. *Trends anal. Chem.* 22(10), XIV-XVI.
- BAUERR., WALDNERG., FALLMANNH., HAGERS., KLAREM., KRUTZLER T., MALATO S., MALETZKY P. 1999. "The photo-Fenton reaction and the TiO₂/UV process for waste water treatment—novel developments". *Catalysis today.* 53, 131-144.
- BELTRÁN, F. J., GONZÁLEZ, M., RIVAS, F. J., ÁLVAREZ, P. 1996. Aqueous UV radiation and UV/H₂O₂ oxidation of atrazine first degradation products: deethylatrazine and deisopropylatrazine. *Environ. Toxicol. Chem.* 15, 868–872.
- BELTRÁN, F. J., OVEJERO, G., ACEDO, B. 1993. Oxidation of atrazine in water by ultraviolet radiation combined with hydrogen peroxide. *Water res.* 27, 1013–1021. *Food Chem.* 40, 322–327.
- BENÍTEZ, F. J., BELTRÁN-HEREDIA, J., ACERO, J. L., RUBIO, F. J., 2000. Contribution of free radicals to chlorophenols decomposition by several advanced oxidation processes. *Chemosphere.* 41, 1271–1277.
- BIANCHI, C.; PIROLA, C.; RAGAINI, V.; SELLI E. 2006. Mechanism and efficiency of atrazine degradation under combined oxidation processes applied catalysis. *B: environmental.* 64 131–138.
- BLANCO J., Malato S. 2001. "Solar detoxification". UNESCO, natural sciences, WORLD SOLAR PROGRAMME. 1996-2005. (<http://www.unesco.org/science/wsp>).
- BRILLAS, E.; CALPE, J. C.; CABOT, P. L. 2003. Degradation of the herbicide 2,4-dichlorophenoxyacetic acid by ozonation catalyzed with Fe²⁺ and UVA light. *Appl. Catal. B: Environ.* 46, 381–391.
- BURROWS H. D.; CANLE, L. M.; SANTABALLA, J. A.; STEENKEN, S. 2002. Reaction pathways and mechanisms of photodegradation of pesticides journal of photochemistry and photobiology. *B: biology* 67 71–108.
- CAMEL, V.; BERMOND, A. 1998. *Water res.* 32, 3208.
- CHAN K. H.; CHU, W. 2005. Atrazine removal by catalytic oxidation processes with or without UV irradiation part II: an analysis of the reaction mechanisms

- using LC/ESI–tandem mass spectrometry. *Applied catalysis. B: environmental*. 58 145–154.
- _____. 2003. Modeling the reaction kinetics of Fenton’s process on the removal of atrazine chemosphere. 51 305–311.
- COMBER, S.D.W. 1999. Abiotic persistence of atrazine and simazine in water. *Pestic. Sci.* 55, 696–702.
- DOMÈNECH, X, et al. 2004. Procesos avanzados de oxidación para la eliminación de contaminantes. Editor: Miguel Blesa, red CYTED VIII-G, cap1. 3-25.
- DURAND, G.; BARCELO, D.; ALBAIGES, J.; MANSOUR, M. 1990. Utilisation of liquid chromatography in aquatic photodegradation studies of pesticides: a comparison between distilled water and seawater. *Chromatographia*. 29, 120–124.
- ESPLUGAS, S.; JIMÉNEZ, J.; CONTRERAS, S.; PASCUAL, E.; RODRÍGUEZ, M. 2002. Comparison of different advanced oxidation processes for phenol degradation. *Water res.* 36, 1034–1042.
- European Commission. Decision No 2455/2001/EC of the European Parliament and of the council of 20 november 2001 establishing the list of priority substances in the field of water policy and amending directive 2000/60/EC.
- FERNÁNDEZ-IBÁÑEZ, P.; DE LAS NIEVES, F. J.; MALATO, S. 2004. “Propiedades coloidales de partículas de TiO₂: aplicación al tratamiento fotocatalítico solar de aguas”. Editorial CIEMAT. Madrid. ISBN: 84-7834-467-5.
- GOGATE, P. R. and PANDIT, A. B. 2004. A review of comparative technologies for wastewater treatment. I: oxidation technologies at ambient conditions. *Adv. Environ. Res.* 8, 501-551.
- HAMALA, J. A. and H.P. KOLLIG. 1985. The effects of atrazine on periphyton communities in controlled laboratory ecosystems. *Chemosphere* 14: 1391-1408.
- HEQUET, V.; GONZÁLEZ, C.; LE CLOIREC, P. 2001. Photochemical processes for atrazine degradation: methodological approach. *Water Res.* 35, 4253–4260.

- HINCAPIÉ, M.; MALDONADO, M.I.; I. OLLER, W.; GERNJAK, J.; A. SÁNCHEZ-PÉREZ, M.; M. BALLESTEROS and S. MALATO. 2005. Solar photocatalytic degradation and detoxification of EU priority substances. *Catalysis today*. 101 203-210.
- HISKIA, A.; ECKE, M.; TROUPIS, A.; KOKORAKIS, A.; HENNIG, H.; PAPAConstantinou, E. 2001. Sololytic, photolytic, and photocatalytic decomposition of atrazina in the presence of polyoxometalates. *Environ. Sci. Technol.* 35 2358–2364.
- HUSTON, P. L.; PIGNATELLO. 1999. “Degradation of selected pesticide active ingredients and comercial formulations in water by the photo-assisted Fenton reaction”. *J. Wat. Res.* 33(5), 147-193.
- JURGENSEN, T. A. and K. D. HOAGLAND. 1990. Effects of short term pulses of atrazine on attached communities in a small stream. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 19: 617-623.
- KONSTANTINOY, I.K.; T.M. SAKELLARIDES; V.A. SAKKAS; T.A. ALBANIS; 2001. *Environ. Sci. Technol.* 35, 398.
- KONSTANTINOY, I. K.; ZARKADIS, A. K.; ALBANIS, T. A. 2001b. Photodegradation of selected herbicides in various natural waters and soils under environmental conditions. *J. Environ. Qual.* 30, 121– 130.
- KRYSOVA, H.; JIRKOVSKY, J.; KRYSA, J.; MAILHOT, G.; BOLTE, M. 2003. Comparative kinetic study of atrazine photodegradation in aqueous Fe(CIO4)3 solutions and TiO₂ suspensions. *Applied catalysis. B: environmental.* 40 1–12
- LEGRINI, O. Etal. 1993. *Chem. Rev.* 93, 671-698
- YUE, P. L.; ALLEN, D.; IN: OLLIS, D.F.; AL-EKABI, H. (Eds). 1993. Photocatalytic purification and treatment of water and air. Elsevier, New York. p. 607.
- MINERO, C.; PELIZZETTI, E.; MALATO, S., BLANCO J. 1996. Large solar plant photocatalytic water decontamination: degradation of atrazina. *Sol. Energy.* 56 411.
- MALATO, S.; CACERES, J.; FERÁNDEZ-ALBA, A.R.; PIEDRA, L.; HERNANDO, M.D.; AGUERA, A.; VIAL, J. 2003. Photocatalytic treatment

- of diuron by solar photocatalysis: evaluation of main intermediates and toxicity. *Environ. Sci. Technol.* 37, 2516–2524.
- PARRA, S. P. 2001. Coupling of photocatalytic and biological processes as a contribution to the detoxification of water: catalytic and technological aspects. Tesis doctoral. École polytechnique fédérale de lausanne, EPFL.
- PARRA, S.; SARRIA, V.; PULGARÍN, C.; MALATO, S.; PERINGER, P. 2000. “Photochemical vs. Coupled photochemical-biological flow system for the treatment of two biorecalcitrant herbicides: metobromuron and isoproturon”. *Appl. Catal. B: environ.* 27(3), 153-168.
- PARRA, S.; STANCA, S. E.; GUASAQUILLO, I.; THAMPI, K. R. 2004. Photocatalytic degradation of atrazine using suspended and supported TiO₂. *Applied catalysis. B: environmental.* 51 107–116
- PELIZZETTI, E.; CARLIN, V.; MAURINO, V.; MINERO, C.; DOLCI, M.; MARCHESINI, A. 1990^a. Degradation of atrazine in soil through induced photocatalytic processes. *Soil science.* 150, 523 – 526.
- PELIZZETTI, E.; CARLIN, V.; MINERO, C.; PRAMAURO, E.; VINCENTI, M. 1992a. Degradation pathways of atrazine under solar light and in the presence of titanium oxide colloidal particles. *Sci. Total environ.* 123–124, 161–169.
- PELIZZETTI, E.; MINERO, C.; CARLIN, V.; VINCENTI, M.; PRAMAURO, E.; DOLCI, M. 1992b. Identification of photocatalytic degradation pathways 2-Cl-s-triazine herbicides and detection of their decomposition intermediates. *Chemosphere.* 24, 891–910.
- PEÑUELA, G.; BARCELO, D. 2000. Comparative photodegradation study of atrazine and desethylatrazine in water samples containing titanium dioxide/hydrogen peroxide and ferric choride/hydrogen peroxide. *Journal of AOAC international.* 89, 1 53
- PROSEN, H.; ZUPANCIC –KRALJ, L. 2005. Evaluation of photolysis and hydrolysis of atrazine and its first degradation products in the presence of humic acids. *Environmental pollution.* 133, 517–529
- SANLAVILLE, Y.; GUITTONNEAU, S.; MANSOUR, M.; FEICHT, E. A.; MEALLIER, P.; KETTRUP, A. 1996. *Chemosphere.* 33, 353.

- SOLOMON, K.R.; D. B. BAKER; R. P. RICHARDS; K. R. DIXON; S. J. KLAINE; T. W. LA POINT; R. J. KENDALL; C. P. WEISSKOPF; J. M. GIDDINGS II and J. P. GIESY. 1996. Ecological risk assessment of atrazine in north american surface waters. *Environ. Toxicol. Chem.* 15(1): 31-76.
- TAVERA-MENDOZA, L.; RUBY, S.; BROUSSEAU, P.; FOURNIER, M.; CYR, D.; MARCOGLIESE, D. 2002. Response of the amphibian tadpole (*Xenopus leavis*) to atrazine during sexual differentiation of the testis. *Environ. Toxicol. Chem.* 21, 527–531.
- TOMLIN, C. 1998. *The pesticide manual: A world compendium*, 11 ed. British crop protection council and royal society of chemistry. Bath UK.
- U. S. EPA Office of pesticide programs. Health effects division. 2002. The grouping of a series of triazine pesticides based on a common mechanism of toxicity.
- VANDERHEEVER, J. A. and J. U. GROBBELAAR. 1996. The use of *Selenastrum capricornutum* Growth Potential as a Measure of Toxicity of a Few Selected Compounds. *Water S.A.* 22(2):183-191. Eisler, R. 2000. Atrazine (chapter 11). *Handbook of chemical risk assessment*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida.
- YUE P. L.; ALLEND.; IN: D. F. OLLIS; H. AL-EKABI. 1993 (Eds.). *Photocatalytic purification and treatment of water and air*. Elsevier. Amsterdam. 607.

CAPÍTULO 3

HUMEDALES ARTIFICIALES PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

Nazly E. Sánchez P.¹, Gustavo A. Peñuela M.², Juan C. Casas Z.³

3.1 INTRODUCCIÓN

Durante el último siglo, la población mundial se ha triplicado, mientras que el consumo de agua se ha sextuplicado. Estos cambios han traído consigo un alto costo ambiental: la mitad de los humedales han desaparecido durante el siglo XX, algunos ríos ya no llegan al mar y el 20% del agua dulce del mundo está en peligro (ONU- WWAP, 2003). La agricultura es el principal usuario de recursos de agua dulce, ya que utiliza un promedio mundial del 70 por ciento de todos los suministros hídricos superficiales (Ongley, 1997); igualmente cada año la agricultura utiliza más agua para satisfacer la demanda de alimentos de una población creciente en el mundo (ONU- WWAP, 2003).

Según la OPS, 2001, el 90% de los desagües de América Latina son vertidos sin ningún tratamiento a los ríos y mares o son usados en el riego de aproximadamente 500.000 hectáreas agrícolas, generando serios problemas de salud pública y contaminación ambiental. Se

¹ Ingeniería Ambiental. Universidad del Cauca, Popayán, Colombia

² Departamento de Ing. Sanitaria y Ambiental. Grupo Diagnostico y Control de la Contaminación, Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia

³ Ingeniero Químico MSc Ingeniería Ambiental. Facultad de Ingeniería Civil, Universidad del Cauca, Popayán, Colombia

estima que menos del 14% de las aguas residuales generadas en Latinoamérica reciben alguna forma de tratamiento (PAHO, 2001b) y el 20% de las aguas residuales producidas en el área urbana son tratadas pero solo se da efectivamente en un 10%; esta situación comparada con la de 1990 donde se trataba el 5% puede entenderse como un avance en el tratamiento de efluentes urbanos, pero aún resta camino por recorrer en este aspecto (MADVT, 2004); con respecto al suministro de agua potable aun de calidad (SSPD, 2003). Para el año 2029, el 70% de la población colombiana estará en riesgo de no contar con suficiente agua para su abastecimiento (IDEAM, 2004).

Alrededor del 80% de los municipios de Colombia son menores de 30.000 habitantes, existen alrededor de 10.000 comunidades rurales que afrontan problemas de disponibilidad de recursos para inversión en el tratamiento de aguas residuales, débil capacidad técnica para atender tecnologías avanzadas en el tratamiento de dichas aguas y la limitada capacidad de la comunidad de asumir altos costos de operación y mantenimiento. (Peña, 2003).

Desde hace algunas décadas, la tecnología de humedales artificiales se ha ido lentamente implementando en países en vía de desarrollo para el tratamiento de las aguas residuales, pero en varios de ellos no está funcionando porque no fueron bien diseñados por falta de un buen conocimiento de la tecnología de parte de quienes los construyeron, los humedales construidos son sistemas que realizan los complejos procesos naturales de depuración, físicos, químicos y biológicos. Estos sistemas se caracterizan por presentar un bajo costo de inversión y operación, originan alta calidad del efluente, con menos disipación de energía, una baja producción de residuos, un bajo impacto ambiental, son relativamente simples de operar, (Mantovi et al.2003; Ayaz and Akca, 2001; Song et al.2002). Estos sistemas de depuración son diseñados como lagunas o canales poco profundos (normalmente de menos de 1 m) plantados con macrófitos acuáticos (García, 2004^a).

3.2 MARCO TEÓRICO

Los humedales se definen como porciones de tierras donde el nivel freático permanece cerca a la superficie en gran parte del tiempo, lo que le permite establecer condiciones de saturación en el suelo, y dando origen al crecimiento de vegetación específica. Los humedales, para tratamiento de aguas residuales, incluyen a los existentes en forma natural (pantanos, ciénagas, etc.) y sistemas construidos.

El desarrollo de humedales artificiales para la recepción de aguas servidas tiene sus inicios a comienzos del siglo pasado. Los primeros conceptos científicos con relación al uso de humedales fueron desarrollados en el año de 1946 con Seidel. Los primeros experimentos que usaron las macrofitas en humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales fueron hechos por Kathe Seidel en Alemania a comienzos de los años 50, en el instituto Max Planck. Los humedales construidos de flujo subsuperficial horizontal fueron iniciados por Seidel al final de los años 60 y mejorados por Reinhold Kickuth bajo el nombre de método de la zona de la raíz al final de los 60 y comienzos de los años 70, esta tecnología logró su extensión a Europa en los años 80 y los años 90 (Vymazal, 2005).

Según Kadlec and Knight, 1996, los humedales construidos son capaces de remover significativamente sólidos suspendidos, materia orgánica, metales pesados, pesticidas y patógenos.

Según estudios recientes, los humedales artificiales sirven para mejorar la calidad del efluente: en plantas de aguas residuales domésticas (Healy and Cawley, 2002), de drenajes de minas de carbón (Perry and Kleinmann, 1991), efluentes urbanos (Mallin et al.2002), aguas residuales procedentes de la acuicultura (Lin et al.2002; Tilley et al.2002) y de drenajes de la agricultura (Peeverly,

1982; Kovacic et al.2000; Moore et al.2001), ejemplos citados por Kloer et al.,2004.

3.2.1 Humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales

Para la tecnología de humedales artificiales de flujo horizontal subsuperficial, la degradación de la materia orgánica puede llevarse a cabo por procesos físicos, químicos y microbiológicos por los cuales se da la eliminación de la materia orgánica (Aguirre 2004).

En comparación con otros sistemas de depuración, los humedales artificiales son de más bajo costo de construcción y operación, mantenimiento sencillo, monitoreo por parte de operadores no altamente tecnificados, y alta capacidad depuradora de las aguas residuales. Los residuos y fangos producidos son bajos y de poco impacto y, además, la vegetación proporciona una apariencia natural. (Hench, 2003; Curt, 2004; EPA, 2000b). Entre sus limitaciones se puede indicar que es difícil de diseñar por el número de procesos y mecanismos implicados en la eliminación de los contaminantes, y que una vez diseñados es difícil corregir el proceso constructivo, por lo que no ofrece casi ningún factor de control durante la operación (Kadlec et al.2000; García, 2004b).

No hay un acuerdo claro en cuanto a los valores de parámetros necesarios para el diseño de los humedales construidos ya que son sistemas complejos en términos físicos, químicos y bióticos y, por lo tanto, su funcionamiento no se puede resumir en ecuaciones muy simplificadas (García,2004b).

La tecnología de humedales construidos se ha estudiado e investigado principalmente en países con estaciones, debido a lo cual es prioritario desarrollar investigación que apunte a adecuar los

diseños a las condiciones del sitio donde será construido y así analizar su comportamiento con otros aspectos o factores relacionados entre si como pueden ser la temperatura, el tipo de planta, el medio granular, profundidad de la lámina de agua y factores ambientales, entre otros (Lara.1998).

3.2.2 Clasificación de los humedales

Los humedales construidos (García, 2004, Brix 1994; Kadlec *et al*, 2000; O'Hogain, 2004) por tradición se han clasificado de flujo superficial y el de subsuperficial (horizontal o vertical). En los humedales de flujo superficial el agua se expone directamente a la atmósfera y circula con preferencia a través de los tallos de los macrofitos (figura 1). Este tipo de humedales se pueden asimilar como una modificación del lagunaje convencional con menor profundidad (no más de 0,4 m) y con plantas. En los humedales de flujo subsuperficial (horizontal o vertical) la circulación del agua es por debajo de la superficie de un medio granular (profundidad de la lámina de agua de alrededor de 0,6 m) y en contacto con los rizomas y raíces de los macrófitos (Figura 1). Los sistemas con flujo vertical operan con cargas superiores que los horizontales (entre 20 y 40 g DBO/m².día, (Cooper, 2003, citado por García, 2004)

En los humedales de flujo vertical, las aguas son vertidas sobre toda la superficie de la unidad, donde percolan de manera vertical a través del medio filtrante hasta el fondo; para los humedales de flujo horizontal el afluente es conducido desde un extremo al otro fluyendo las aguas bajo la superficie. Así, pues, los humedales de flujo subsuperficial forman parte de los sistemas naturales de depuración basados en la acción del terreno (como los filtros verdes y los sistemas de infiltración-percolación), mientras que los de flujo superficial pertenecen al grupo de los basados en la acción de mecanismos que suceden en el agua (como los lagunajes).

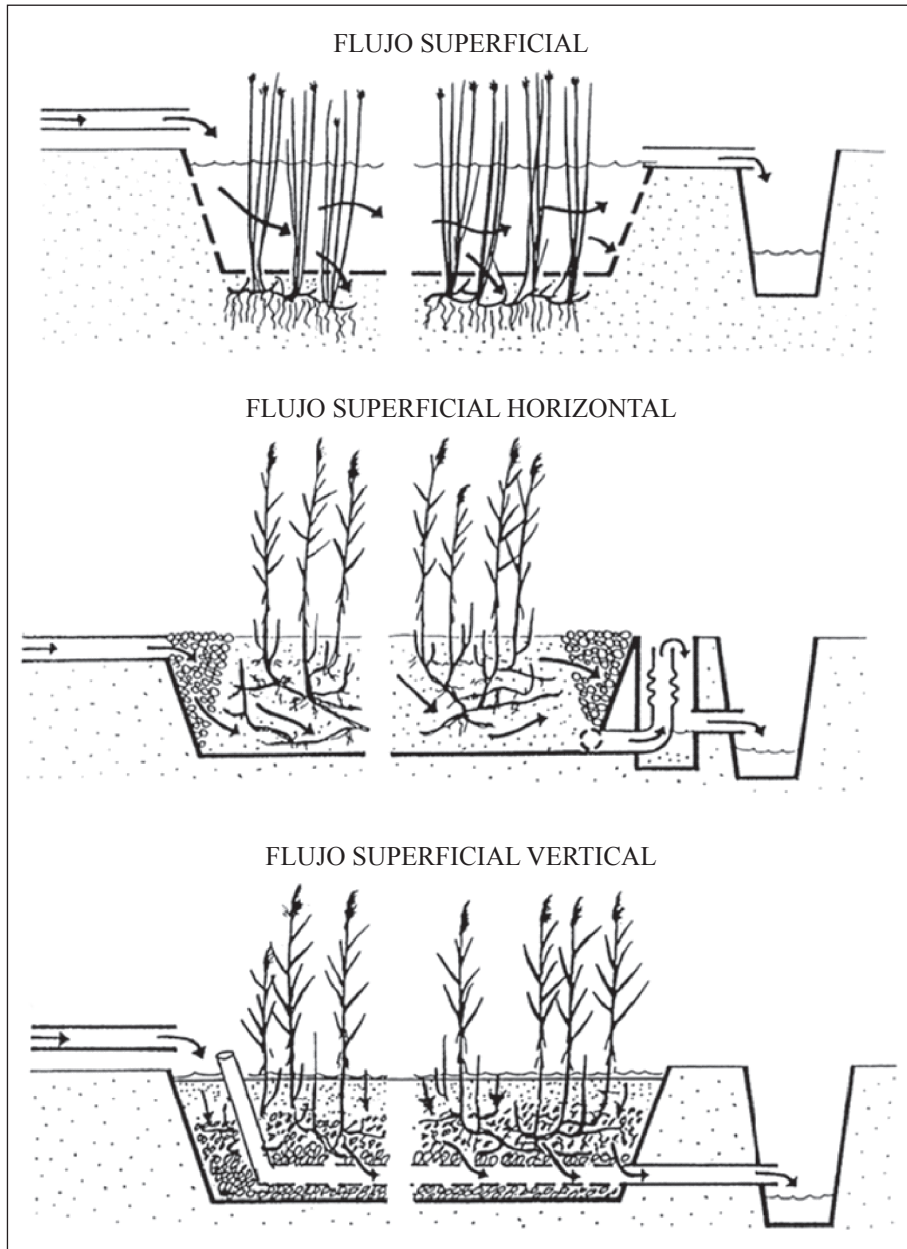


Figura 1. Esquema de humedales contruidos de flujo superficial y subsuperficial con flujo horizontal y con flujo vertical. Hans Brix (Universidad de Aarhus, Dinamarca, citado por García,2004).

3.2.3 Ventajas y desventajas de los humedales subsuperficiales

Los humedales subsuperficiales presentan las siguientes ventajas y desventajas:

VENTAJAS

- Su mantenimiento es sencillo y mínimo.
- La eficiencia que se puede obtener puede superar a otras opciones de tratamiento como son el biológico y el químico.
- Pueden soportar variaciones de caudal y carga del influente.
- Presentan bajos costos de construcción, energía requerida y explotación.
- No se generan olores, no suelen aparecer problemas de moscas y mosquitos.
- Ofrecen espacios de recreación y se integran bien con el paisaje.
- Su desarrollo presenta un proceso netamente natural y no tiene ninguna limitación.

DESVENTAJAS

- Requieren de grandes extensiones de tierra.
- Larga puesta en marcha. Desde 3 a 6 meses.
- Debido al número de procesos y mecanismos involucrados, su diseño se hace complejo y los criterios de diseño y funcionamiento no son suficientemente conocidos.
- El sistema una vez entra en operación presenta bajas o pocas posibilidades de control.
- Necesita de hasta tres estaciones de crecimiento de las plantas para alcanzar el máximo rendimiento.

3.2.4 Aspectos a considerar en los humedales subsuperficiales

El tipo de flujo y la profundidad del humedal influyen en su eficiencia hidráulica, y el tiempo de retención hidráulico influye en mejorar la calidad del agua tratada (Chiva, 2004).

Una de las plantas más utilizadas en los humedales subsuperficiales (Stein al, 2005; Taylor et al, 2005; Abira et al, 2005; Monje, 2000; Sarzosa, 2005; Mora, 2003) es el Carrizo (*Phragmites australis*), la cual es una gramínea que puede liberar hasta 4.3 gr de O₂/m²/día, sus rizomas penetran verticalmente y profundamente y tiene una alta tolerancia a la salinidad. Otras plantas son platanillo (*Heliconia caribaea lam*), natural de zonas húmedas tropicales. Papiro (*Cyperus papyrus*), prospera en zonas tropicales y húmedas. Tifa (*Tyfa Latifolia*), crece bajo diversas condiciones ambientales, aunque tiene baja penetración en la grava pero se propaga fácilmente.

Uno de los factores que determinan la tasa de eliminación de los contaminantes son los microorganismos pero, a su vez, estos requieren de una superficie disponible para el desarrollo del biofilm y la profundidad de la lámina de agua (Morato, 2005).

La remoción de bacterias, entre ellas los patógenos, en los humedales construidos se debe a una combinación de factores químicos y físicos, incluyendo la filtración y la sedimentación mecánica (Pundsack, 2001). Los mecanismos de remoción biológica incluyen la actividad antimicrobiana (Axlerrod, 1996) y la retención en el biofilm (Brix, 1997). La remoción de bacterias en humedales construidos está fuertemente influenciada por los procesos de filtración, el tipo de material filtrante y las plantas utilizadas (Vacca, 2005).

Los humedales son considerados aún como cajas negras en las cuales no se conoce el papel de la vegetación ni las comunidades y

procesos desarrollados (Kadleck, 2003) (*9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, septiembre, 2004 Avignon, Francia).

3.3 MATERIALES Y MÉTODOS

La experimentación se realizó en el laboratorio del grupo Diagnóstico y control de la contaminación (GDCON), ubicado en la sede de investigaciones (SIU) de la Universidad de Antioquia.

3.3.1 Diseño y construcción de los humedales a escala piloto

Se construyeron cuatro humedales en fibra de vidrio, cada uno de 1 m de largo, 0.6 m de ancho y 0.6m de alto, con tiempos de retención de 7 días, con las características que aparecen en la tabla 1.

Tabla 1. Características de los Humedales piloto de flujo subsuperficial usados en el presente estudio.

<i>Tipo de humedal</i>	<i>Profundidad de agua (m)</i>	<i>Altura de grava (m)</i>	<i>Diámetro de grava (in)</i>	<i>Área (m²)</i>	<i>Porosidad %</i>
A	0.2	0.3	1-1/2	0,6	53
B	0.2	0.3	1/4-1/8	0,6	39
C	0.4	0.5	1-1/2	0,6	53
D	0.4	0.5	1/4-1/8	0,6	39

El sistema de alimentación consistió de tanques de 60 lts, con válvula de cierre lento, que permitió controlar el caudal y con una conexión universal que facilito separar la tubería y controlar el caudal por métodos volumétricos. A cada humedal se le construyó

un sistema de distribución en tubería de PVC de ½” perforada, a la entrada y salida, y los caudales se calcularon con base en el volumen útil, y el tiempo de retención (ver caudales en la tabla 2).

Tabla 2. Caudal calculado para cada humedal

<i>Humedal</i>	Q (Cm^3/min)
A	6.3
B	4.6
C	12,6
D	9.3

3.3.2 Componentes del agua residual sintética

El agua residual sintética se preparo según Dancong et al.; 2000, (citado por Fábregas, 2004) la cual contenía fuente de carbono, de amonio, micro elementos y buffer fosfato. El agua preparada presentó en promedio pH = 4.90, DBO₅ = 142 ppm, COT = 37,45 ppm.

3.3.3 Siembra y aclimatación de plantas

A cada uno de los humedales a escala piloto se les sembró *Phragmites australis* las cuales fueron sembradas a 15 cm de la superficie superior de la grava, y 5 cm debajo del nivel de agua residual.

Se ubicaron dos tubos muestreadores o piezómetros en cada uno de los humedales, uno a la entrada del humedal y otro a la salida, y dentro de cada tubo a su vez se ubicaron 5 reactores de lecho empacado en anjeo, rellenos de grava.

3.3.4 Muestreos

A los dos meses de instalados los humedales y sembradas las *Pragmites australis*, se empezaron a tomar las muestras, dando tiempo a que se formara biopelícula sobre la grava; durante estos dos meses se estuvo pasando agua sintética. Los parámetros analizados aparecen en la tabla 3.

Tabla 3. Parámetros medidos

<i>Parámetro</i>	<i>Equipos utilizados</i>	<i>Método*</i>
pH	pHmetro portátil marca WTW 320	4500A
DBO ₅	Oxímetro HQ10 portátil	5210B
COT	Analizador de carbono orgánico total O.I. Analytical, 1010	5310 D

* **Fuente:** Métodos normalizados para el análisis de calidad de agua potable y residuales (“Standard methods” for the examination of water and wastewater) 17 Edition, 1989.

3.4 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.4.1 pH

En la figura 2, se aprecia que el afluente de los cuatro humedales presentó pH ácidos (menores de 5.0), lo que pudo ocasionar que los microorganismos fuesen afectados en su capacidad de degradación de los compuestos orgánicos.

Los valores de pH a la salida fueron mayores que a la entrada, esto pudo ser debido a que la grava aportó alcalinidad al agua en forma de iones carbonato y-o bicarbonatos o la formación de algunos iones de carácter básico durante el metabolismo de los microorganismos tales como los nitratos.

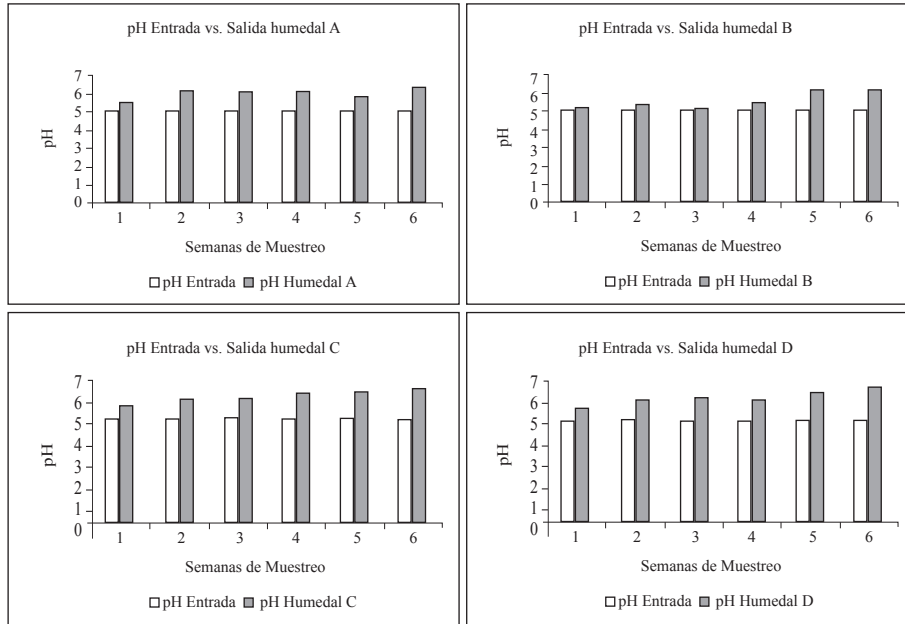


Figura 2. Valores de pH a la entrada y salida de los humedales.

3.4.2 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅)

Según la figura 3 las eficiencias de remoción de DBO₅ en los cuatro humedales estuvo por arriba del 50%; en solo uno de ellos, una de las muestras, la remoción fue inferior a ese porcentaje, en tres de los humedales (B, C y D), la remoción fue mayor del 60%, inclusive al final de los muestreos, ósea después de 7 semanas, él porcentaje fue mayor al 80%.

El promedio de la eficiencia de remoción de DBO₅ en los humedales presentó los siguientes valores: el A: 64% ±, B: 81% ±, C: 86% ± y el D: 87% ±. En la literatura se reportan eficiencias entre el 65-86% (Tchobanoglous, 2000), 75-85%.(Vidal, 2005),53-96%. (Curt, 2000). Para humedales a escala real de flujo subsuperficial (HFS).

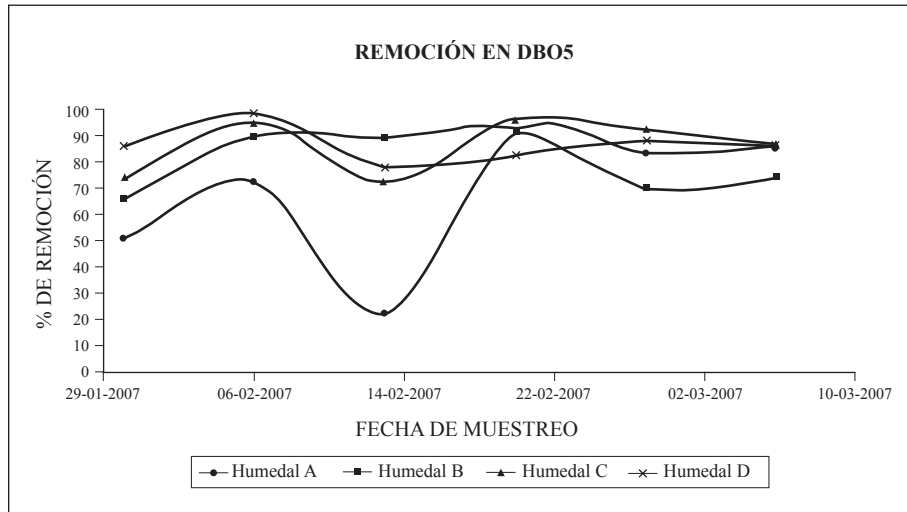


Figura 3. Porcentaje de remoción de DBO₅

Considerando las remociones, y aún teniendo presente la inmadurez de los humedales, la remoción en todos los humedales piloto está dentro de los rangos normales, (Aguirre, 2004, Arroyave, 1997; Axler et al, 2000; Barret; 2000, US. EPA.1993,; Davison et al.2000; Gerba *et al*, 1999, Kadlec & Knight, 1996 Nakamura.K, 2000, Salati et al, 2000, Vymazal, J, 2000) citados por García 2004).

Según las remociones de DBO₅ (figura 3), el humedal D que presentó la mejor remoción era el que tenía un tamaño de grava más fino (1/4-1/8 in) y una altura de agua de 40 cm. Las altas eficiencias en remoción radican en el menor tamaño de grava y en la mayor altura de agua. El humedal A que presentó la menor remoción tenía un tamaño de grava más grueso y una altura de agua de 20 cm. En los humedales de flujo subsuperficial la depuración del agua se lleva a cabo principalmente por la biopelícula que crece en el medio granular y en las raíces y rizomas de los macrófitos. Esta biopelícula es la responsable de la degradación de la materia orgánica y también está involucrada

en la eliminación de nutrientes, especialmente de nitrógeno (Aguirre, 2004).

3.4.3 Carbono orgánico total (COT)

En general para los humedales se obtuvieron remociones en materia orgánica como COT de 62% para el humedal A, 79% para el humedal B, 83% para humedal C y 84% para el humedal D. Con estos resultados se corrobora que el humedal A fue el de menor eficiencia de remoción de los compuestos orgánicos.

Debido a la actividad biodegradadora de los humedales, la concentración de carga orgánica, medida como COT se ve reducida hasta valores comprendidos entre 3 -26 ppm.

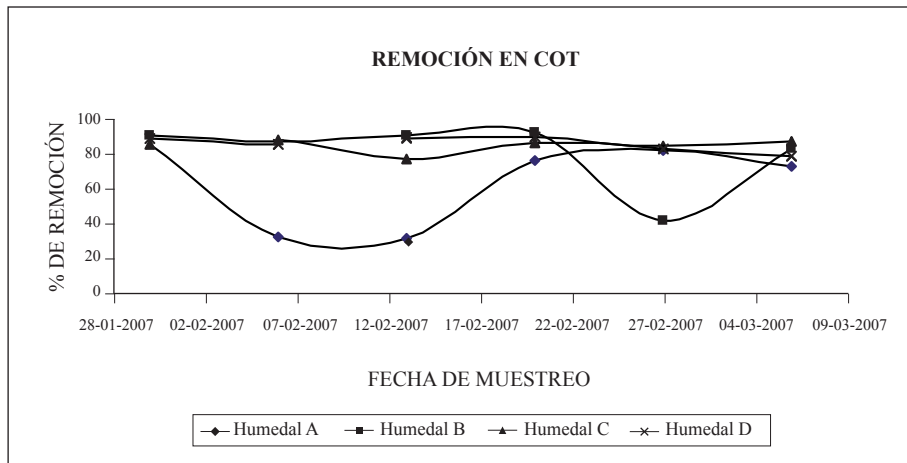


Figura 4. Evolución en remoción de materia orgánica medida como COT, para cada uno de los humedales.

Se han presentado remociones de COT que superan el 80% (García, 2005); en el presente trabajo se alcanzaron valores que incluso superan dicho porcentaje.

3.5 CONCLUSIONES

Las tendencias de los resultados en parámetros DBO_5 y COT son parecidos, mostrando estadísticamente mayor eficiencia de remoción en el humedal D, lo cual se debe a que este humedal contiene un tamaño de grava fino y mayor altura de agua mayor altura de grava, lo que proporciona mayor superficie de soporte a los microorganismos.

La lámina de agua aparentemente no tuvo una gran influencia en la remoción de materia orgánica, sin embargo, el humedal C que tuvo una gran remoción de DBO_5 y COT a pesar de tener un diámetro de grava grande (1-1/2 in) y por tanto lo que incidió que tuviese una gran remoción fue la altura de agua.

3.6 REFERENCIAS

- ABIRA, M. A.; NGIRIGACHA, H. W. and VAN BRUGGEN, J. J. A. (2005). Preliminary investigation of the potencial of four tropical emergent macrophytes for treatment of pretreated pulp and papermill wastewater in Kenya. *Wat. Sci. Tech.* 48. (05). 223-231.
- AGUIRRE, P. (2004). Mecanismos de eliminación de materia orgánica y nutrientes, GARCIA, J; MORATO, J; BAYONA, J. M., en humedales construidos de flujo subsuperficial. Nuevos criterios para el diseño y operación de humedales construidos. Barcelona.
- ARIAS, C.; BRIX, H.; y JOHANSEN, N. (2003). Phosphorus retention in subsurface constructed wetlands: investigations focused on calcareous materials and their chemical reactions. *Wat. Sci. Tech.*
- AXELROOD, P. E.; CLARKE, A. M.; RADLEY, R.; ZEMCOV, S. J. V. (1996). Douglas-fir root-associated microorganisms with inhibitory activity towards fungal plant pathogens and human bacterial pathogens. *Can. J. Microbiol.* 42, 690-700.

- AYAZ, S. C.; AKCA, L. (2001). Treatment of wastewater by natural systems. *Environ. Int.* 26, 189–195.
- BERNAL, D. P.; CARDONA, D. A y PEÑA, M. R. (2003). Guía de selección de tecnología para el tratamiento de aguas residuales domésticas por métodos naturales. Memorias del congreso internacional agua, seminario sobre métodos naturales para el tratamiento de aguas residuales. Instituto Cinara. Cartagena, Colombia.
- BRASKERUD, B. C and HAARSTAD, K. (2005). Pesticide retention in the watershed and in a small constructed wetland treating diffuse pollution. *Wat. Sci. Tech.* 51 (3-4), 143-150.
- BRIX, H. (1997). Macrophytes play a role in constructed treatment wetlands. *Water Sci. Technol.* 35 (5), 11-17.
- _____. (1994). Use of constructed wetlands in water pollution control: historical development, present status, and future perspectives. *Wat. Sci. Tech.* 30(8): 209-224.
- CENAGUA. (1999). Sistemas de tratamiento de aguas servidas por medio de humedales artificiales. OPS, societe quebecoise d` assanissement des eaux, Santa fe de Bogota D.C., Colombia.
- CEPIS/OPS. (2004). Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y ciencias del ambiente. Sistemas integrados de tratamiento y uso de aguas residuales en América latina: realidad y potencial. Julio Moscoso Cavallini y Luis Egocheaga Young. Marzo.
- CURT. F DE LA MORA.; BEASCOECHEA. M. D.; FERNÁNDEZ. E. M.; GONZÁLEZ, J.; MUÑOZ, J.; de M. (2004). Fitodepuración en humedales. Universidad Politécnica de Madrid.
- CHIVA, J. (2004). Hidráulica y fenómenos de transporte en humedales construidos. Nuevos criterios para el diseño y operación de humedales construidos. García, Joan., Morató, J., Bayona, J. Ediciones CPET. Ministerio de Educación y Ciencia. Barcelona, España. 63-69.
- EPA. (2000). Agency. Folleto informativo de tecnología de aguas residuales. Humedales de flujo libre superficial. United States Office of Water EPA 832-F-00-024 environmental protection Washington, D.C. Septiembre.

- FABREGAS, T. V; (2004). SBR Technology for water treatment: suitable gerational conditions for a nutrient removal; Ph. D. Tesis. Universitat de Girona, laborator d engingeria quimica I ambiental.
- GARCÍA, J.; AGUIRRE, P. BARRAGÁN, Jesús. (2004). Efect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface flow constructed wetlands: long-term performace pilot study. Universidad Politécnica de Cataluña.
- GARCÍA, T; paper. (2006). Diseño, construcción y evaluación preliminar de un humedal de flujo subsuperficial. Universidad de Los Andes, Bogotá, Colombia
- HUANG y ORTOZ L. (2004). Effect of design parameter in horizontal flow constructed wetlands on the behaviour of volatile fatty acids and volatile alkylsulfides.
- LARA, J. A. (1999). Depuración de aguas residuales municipales con humedales artificiales. Universidad Politécnica de Cataluña.
- KALLNER; S. BASTVIKEN; P. G. ERIKSSON; A. PREMROV; K. TONDERSKI. (2005). Potential denitrification in wetland sediments with, different plant species detritus. Ecological engineering. 25,183-190.
- KOHLER, E. A; V. L. POOLE; Z. J. REICHER; R. F. TURCO. (2004). Nutrient, metal, and pesticide removal during storm and nonstorm events by a constructed wetland on an urban golf course. Ecological engineering. 23, 285-298.
- METCALF & EDDY. (2003). Wastewater engineering treatment and reuse. Fourth edition, Mcgraw Hill.
- “Standar methods for examination of water and waster water”. (1989). Métodos normalizados para el análisis de agua potable y residuales. Edición 17.
- TCHOBANOGLIOUS G. y otros. (2000). Small and decentralized wastewater managment system. Mc Graw Hill International. Singapore.
- FABREGAS, T. V. (2004). SBR Tecnology for waterwater treatment: suitable gerational conditions for a nutrient removal; Ph. D. Tesis. Universitat de Girona, Laboratori d engingeria quimica I ambiental.

- GARCÍA, J.; MORATÓ, J.; y J. M. BAYONA. (2004). Nuevos criterios para el diseño y operación de humedales construidos. Ediciones CPETUPC. Barcelona, España.
- GARCÍA, M.; SÁNCHEZ, F.; MARÍN, R.; GUZMÁN, H.; VERDUGO, N. (2001). El medio ambiente en Colombia. El agua. Instituto de hidrología, meteorología y estudios ambientales, IDEAM. Segunda versión de la edición. Colombia. 76 pp.
- GARCÍA, J.; AGUIRRE, P.; MUJERIEGO, R.; HUANG, Y.; ORTIZ, L.; BAYONA, J. M. (2004a). Initial contaminant removal performance in horizontal flow reed beds treating urban wastewater. *Water res.* 38 (7), 1669-1678.
- GARCÍA, Joan. (2004b). Humedales construidos para controlar la contaminación: perspectiva sobre una tecnología en Expansión. (Nuevos criterios para el diseño y operación de humedales construidos. García, Joan., Morató, J., Bayona, J.). Ediciones CPET Ministerio de Educación y Ciencia. Barcelona, España. 10-11.
- GARCÍA, J. MORATO, J. M. BAYONA P. AGUIRRE. (2004c). Performance of horizontal subsurface flow constructed wetlands with different depth. 9th IWA intl conference on wetlands system for water pollution control. Avignon, Francia.
- GARCÍA, J.; CHIVA, J.; AGUIRRE, P.; ÁLVAREZ, E.; SIERRA, J. P.; MUJERIEGO, R. (2004d). Hydraulic behaviour of horizontal subsurface flow constructed wetlands with different aspect ratio and granular medium size. *Ecol. Eng.* 23, 177-187.
- GRÉGOIRE, C.; LEBEU, L.; REEB, G and GRIVEL E. (2006). Treatment of runoff waters and sediments from vineyard origin poly-contaminated by herbicides (glyphosate and diuron) and copper: constructed wetland design based on bioaugmentation/phytoremediation coupling. 10th international conference on wetland systems for water pollution control . September 23-29, 2006. Lisbon, Portugal. Page 1.653.
- HUANG, Y.; ORTIZ, L.; AGUIRRE, P.; GARCÍA, J.; MUJERIEGO, R.; BAYONA, J. M. (2005). Effect of design parameters in horizontal flow constructed wetland on the behaviour of volatile fatty acids and volatile alkylsulfides. *Chemosphere.* 59, 769-777.

HENCH, K.; BISSONNETTE, G.; SEXTONE, A. and COLEMAN, J. (2003). Fate of physical, chemical and microbial contaminants in domestic wastewater following treatment by small constructed wetlands. *Water research*. 37,921_927.

http://www.unesco.org/water/wwap/wwdr2/index_es.shtml

Instituto de hidrología, meteorología y estudios ambientales, IDEAM. (2005). Colombia, estudio nacional del agua balance hídrico y relaciones demanda-oferta en Colombia e indicadores de sostenibilidad, proyectados para los años 2015 y 2025. República de Colombia, Ministerio del Medio Ambiente. pp. 31-38.

Instituto de hidrología, meteorología y estudios ambientales, IDEAM. (2002). Sistema de información de Colombia, SIAC. Conceptos, definiciones e instrumentos de la información ambiental en Colombia. Tomo1, ISBN 958 8069-06-5. Colombia. pp 27.

KADLEC, R. H. y KNIGHT, R. L. (1996). *Treatment wetlands*. CRC Press, Florida, 893 pp.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L.; VYMAZAL J.; BRIX, H.; COOPER, P. y HABERL, R. (2000). *Constructed wetlands for pollution control: processes performance, design and operation*. IWA specialist group on use of macrophytes in water pollution control. IWA publishing. 156 pp

KADLEC, R. H. (2000t). The inadequacy of first-order treatment wetland models. *Ecol. Eng.* 15, 105-119.

KADLEC, R. H. (2003). Effects of pollutant speciation in treatment wetlands design. *Ecol. Eng.* (20),1-16.

LAHORA, A. (2001). *depuración de aguas residuales mediante humedales artificiales: la edar de los Gallardos (Almería)*.

LARA, J. (1999). *Depuración de aguas residuales urbanas mediante humedales artificiales*. Cataluña, monografía, trabajo de grado (Master en Ingeniería y contaminación ambiental). Universidad de Cataluña. Instituto Catalán de tecnología. 62 p.

LOYOLA, A. (2005). *Desarrollo de tecnologías mexicanas de aguas residuales: una experiencia*. Instituto de ingeniería Universidad Nacional autónoma de

- México. UNAM. Memorias taller nacional preparatorio al IV foro mundial del agua la innovación científica y tecnológica para enfrentar los retos en materia de agua en México: agua - saneamiento para todos.
- MADVT. (2004). Ministerio del Ambientedesarrollo y vivienda territorial. La infancia, el agua y el saneamiento básico en los planes de desarrollo departamentales y municipales. Informe panorama nacional, calidad del agua.
- MANTOVI, P.; MARMIROLI, M.; MAESTRI, E. (2003). Application of a horizontal subsurface flow constructed wetland on treatment of dairy parlor wastewater. *Bioresour. Technol.* 88, 85-94.
- Ministerio del Medio Ambiente, Colombia. Consejo nacional ambiental. Política nacional para humedales interiores en Colombia. Estrategias para su conservación y uso racional. Bogotá, diciembre. p.12-13. (2001).
- MORATO, J.; GARCÍA, J.; BAYONA, J. S.; (2004). Nuevos criterios para el diseño y operación de humedales construidos, una alternativa de bajo costo para el tratamiento de aguas residuales. Barcelona.
- MORATÓ, J.; SALCEDO, I.; CODONY, F.; DELGADO, S.; GARCÍA, J. (2005). “Eliminación de microorganismos y dinámica del biofilm en humedales construidos de flujo subsuperficial”. Encuentro internacional en fitodepuración international meeting on phytodepuration. Lorca, Murcia, España.
- MONJE L. E. (2000). Módulo humedales artificiales. Corporación autónoma regional de Cundinamarca. Bogotá.
- O’HOGAIN, Sean (2004). The desing of vertical and hibrid subsurface flor constructed wetlands for wastewater treatment. Nuevos criterios para el diseño y operación de humedales construidos. García, Joan., Morató, J., Bayona, J.. Ediciones CPET Ministerio de Educación y Ciencia. Barcelona, España. pp. 71-79.
- ONGLEY. E. D. (1997). Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. GEMS/Water collaborating centre. Canada centre for inland waters. Burlington, Canadá. (Estudio FAO riego y drenaje-55).
- OPS. (2001). Organización panamericana de la salud. Informe regional sobre la evaluación 2000 en la región de las américas: agua potable y saneamiento, estado actual y perspectivas. Washington, DC.

- PUNDSACK, J.; AXLER, R.; HICKS, R.; HENNECK, J.; NORDMANN, D.; MCCARTHY, B. (2001). Seasonal pathogen removal by alternative on-site wastewater treatment systems. *Water environ. Res.* 73, 204-212.
- PHAO. (2001). Regional report on the evaluation 2000 in the region of the americas: water supply and sanitation, current status and prospect. Washington. D.C.USA.
- PEÑA, M. R. (2003). Sistemas para el tratamiento de aguas residuales en Latinoamérica. Memorias del congreso internacional agua, seminario sobre métodos naturales para el tratamiento de aguas residuales. Instituto Cinara. Cartagena, Colombia.
- SARZOSA, C. (2005). Humedales artificiales o filtros biointegrados. Experiencias parte alta municipios de Timbio y Paispamba, departamento del Cauca. Memorias del curso humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales. SIU, Universidad de Antioquia.
- SSPD. (2003). Superintendencia de servicios públicos domiciliarios. colección documentos. Impacto sectorial de los diez años de la legislación marco de servicios públicos domiciliarios en Colombia. Pablo Roda, consultor. 112 pág.
- STEARMAN, G. Kim.; DENNIS B. George.; Kris CARLSON and Stacey LANSFORD, (2003). Pesticide removal from container nursery runoff in constructed wetland cells. *Journal of environmental quality.* 32:1548-1556.
- STEIN, O. R.; HOOK, P. B.; BIEDERMAN, J. A.; ALLEN, W. C.; and BORDEN, D. J. (2005). Does batch operation enhance oxidation in subsurface constructed wetlands, *wat. Sci.Tech.* 48. (05).149-156.
- SONG, Z.; BI, X.; CAO, J. (2002). Application of constructed wetlands in sewage treatment in small cities in China. *Chin. J. Ecol.* 22. (3), 74-78.
- US. EPA. (2000). Folleto informativo de tecnología de aguas residuales humedales de flujo subsuperficial.
- _____ (2000). Manual of constructed wetlands treatment of municipal wasterwater, Cincinnati. Ohio.

_____ (2004). A handbook of constructed wetlands, volume 2, domestic wastewater.

_____ (2000^a). Folleto informativo de tecnología de aguas residuales. Humedales de flujo libre superficial. United States Office of Water EPA 832-F-00-024. Environmental protection agency. Washington, D.C.

_____ (2000^b). Folleto informativo de tecnología de aguas residuales. Humedales de flujo subsuperficial. United States office of water EPA 832-F-00-023. Environmental protection agency. Washington, D.C.

_____ (2000). National primary drinking water regulations:ground water rule; proposed rules, vol. 65, No. 91.

VIDAL, C. (2005). Memorias, curso humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales, Medellín.

VYMAZAL, J.; LENKA, Kr"opfelov. (2005).Growth of *Phragmites australis* and *Phalaris arundinacea* in constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic. Ecological engineering. 25, 606-621.

CAPÍTULO 4

DESCRIPCIÓN DE LA DINÁMICA OCEANOGRÁFICA DEL GOLFO DE URABÁ UTILIZANDO MEDICIONES DE CAMPO

Luis Javier Montoya Jaramillo¹, Francisco Mauricio Toro Botero²

4.1 INTRODUCCIÓN

Los estuarios son zonas altamente dinámicas y se caracterizan por presentar un gran intercambio con el mar. Cuando la acción del río es dominante, las aguas del río se internan en el mar y forman una pluma turbia o un frente de agua dulce realizando la dispersión de contaminantes y otras especies químicas y biológicas, pues es en ella donde el agua que entrega el río se encuentra con el agua del mar y se mezcla. En esta zona se produce el mayor intercambio entre las aguas del río y el mar, cumpliendo un importante papel en las regiones cercanas a la costa por su productividad, transporte de sedimentos y contaminantes (ver Largnier, 1993).

El golfo de Urabá es un cuerpo de agua semicerrado en la costa Caribe colombiana, en cercanías a la frontera entre Colombia y Panamá; se ubica entre las latitudes $7^{\circ} 55' N$ y $8^{\circ} 40' N$ y las longitudes $-76^{\circ} 53' W$ y $-77^{\circ} 23' W$, como se presenta en la figura 1.

¹ Ingeniero Civil. Magíster en Aprovechamiento de recursos hidráulicos. Grupo de Investigaciones y Mediciones Ambientales GEMA - U de M

² Ingeniero Civil, Msc, Ph.D. Grupo OCEANICOS. Universidad Nacional de Colombia - Sede Medellín

El clima de la zona de influencia del golfo está afectado por la ubicación de la zona de convergencia intertropical (ZCIT) y se pueden identificar dos temporadas climáticas bien definidas: una temporada seca con vientos alisios del nordeste, provenientes del mar Caribe, cuando la ZCIT se encuentra al sur, ocupando una posición más septentrional en el Pacífico en los meses de diciembre, enero y febrero: y una temporada húmeda con vientos alisios del sudoeste, cuando la ZCIT se encuentra más al norte, entre mayo y noviembre. Según el INVEMAR, (INVEMAR, 2003) en el período seco, se tienen los mayores valores promedio para la magnitud del viento; en el período invernal las direcciones son variables, y las magnitudes promedio del viento, menores. La temperatura del aire se encuentra entre los 26 °C y los 28 °C, con máximos en los meses de marzo a junio y mínimos en febrero, agosto y octubre (INVEMAR, 2003). La humedad relativa media mensual fluctúan entre el 83% y 86% a lo largo del año (INVEMAR, 2003).

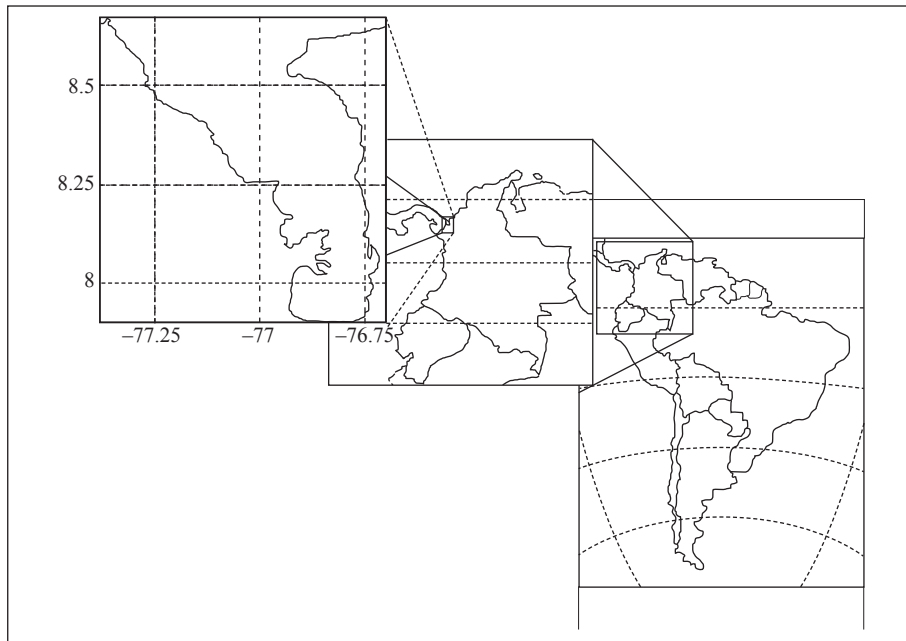


Figura 1. Ubicación de la zona de estudio.

Los principales ríos que desembocan en el golfo son: el Atrato, el León, el Turbo, el Caimán Viejo, el Caimán Nuevo y el Currulao. La descarga del río Atrato es muy superior a las otras, con un caudal promedio multianual medido en la estación Bellavista de 2740 m³/s y una carga de sedimentos de 11.26 millones ton/año (Restrepo y Kjerfve, 2000), hecho este que ha producido unos fondos lodosos de origen terrígeno en la mayor parte del golfo, tal como reportan Chevillot et al. (1993). La descarga del río Atrato se da a través de varias bocas de las cuales, las más importantes son la boca El Roto (que actualmente es la boca principal, Restrepo y Correa, 2002), boca Taena, boca Las Pavas, boca Maturungo, boca Coco Grande, boca Urabá y boca Leoncito.

El golfo de Urabá presenta un régimen micromareal, con amplitudes que no superan los 40 cm, (Restrepo y Correa, 2002). El mareógrafo más cercano está localizado en la estación San Cristóbal, Panamá, en 9.35° N y 79.9° W. Con los registros horarios de dicho mareógrafo se realizó un análisis de las frecuencias principales de la señal de marea para eliminar efectos meteorológicos y locales de la señal (utilizando el software Gnotide, Cardona y Fernández, 2002). Las principales componentes se presentan en la tabla 1 (Montoya y Toro, 2006).

Tabla 1. Frecuencias dominantes en para la estación San Cristóbal (Panamá)

<i>Frecuencia</i>	<i>Amplitud</i>	<i>Fase</i>
Mf 1.098032	14.062530	-12.480600
2.191423	5.565355	-118.707059
O1 13.94304	68.482313	-100.703974
K1 15.04107	95.159287	-110.354922
M2 28.98411	72.424266	-161.702042

Son pocos los estudios que se han realizado sobre la oceanografía física del golfo de Urabá. Son importantes los estudios de Molina et al. (1992) y de Chevillot et al. (1993) quienes realizan una descripción de las corrientes superficiales en el golfo y mencionan que en la época seca los vientos son particularmente activos, y del norte o nordeste, y confinan las aguas de los ríos al interior del golfo, mientras que en la época de lluvias los vientos ayudan a que las descargas de agua sean evacuadas. Estos autores también reportan fuertes variaciones en la salinidad superficial en las aguas del golfo entre la temporada de invierno y la de verano, variaciones que se explican por las fluctuaciones del régimen de vientos y su efecto sobre los aportes superficiales del río Atrato.

Sobre la dispersión de las aguas y sedimentos del río Atrato se conoce muy poco. Estas descargas afectan la hidrodinámica de la zona, generando un comportamiento de tipo estuarino, formando una capa superficial menos densa. Una adecuada caracterización del área de influencia de estas descargas contribuye a identificar sus efectos sobre la zona costera (vea Bernal et al.2005).

La estructura de la pluma estuarina formada por la descarga del río Atrato está influenciada por varios factores entre los que se podrían mencionar los vientos, las corrientes asociadas a las mareas, los caudales del río, el efecto de la contracorriente Panamá-Colombia, entre otros (Montoya y Toro, 2006). Estos factores físicos cumplen un importante papel en la dispersión de las aguas del río en el golfo. Montoya y Toro (Montoya y Toro, 2006), utilizando modelación matemática, encontraron que el agua dulce del río Atrato se dispersa y queda atrapada en las capas superficiales, formando un frente estuarino. Cuando los vientos soplan del suroeste, la circulación de dicha pluma es hacia el noreste, saliendo del golfo por el flanco oriental y dejando la zona sur (la bahía Colombia) con valores altos de salinidad. Por otro lado, cuando los vientos soplan del noroeste o no se presentan vientos, la pluma alcanza gran parte de la bahía Colombia.

Son pocos los estudios que se han realizado sobre la estratificación vertical en las aguas del golfo, la cual puede constituir un elemento importante para explicar la circulación hidrodinámica en esta zona, caracterizada por una gran variabilidad de regímenes de circulación y por unos fuertes gradientes en salinidad y temperatura.

En este artículo, utilizando las mediciones de campo realizadas en tres cruceros oceanográficos, se estudia la distribución espacial de la pluma del río y su variabilidad temporal. Se realiza una descripción de la metodología de medición utilizada, se presentan los datos recolectados y se hace una descripción de los mismos. Se discuten algunas de las implicaciones de la circulación hidrodinámica en la dispersión de sedimentos.

4.2 DATOS Y MÉTODOS

Se recolectaron datos en tres cruceros oceanográficos: el primero del 27 al 29 de octubre de 2004, el segundo del 5 al 8 de junio de 2005 y el tercero del 14 al 19 de junio de 2006. Los cruceros se realizaron a bordo del buque BI/Ancón, del Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras José Benito Vives de Andreis (INVEMAR). Se realizaron mediciones en un total de 117 estaciones (ver figura 2), algunas de ellas en los tres cruceros, en las que se tomaron perfiles de salinidad, temperatura y oxígeno disuelto utilizando un CDTO marca Seabird de propiedad del INVEMAR. Se tomaron también muestras de 3 litros de agua a diferentes profundidades mediante una botella tipo Nansen, para la medición de la concentración de sólidos suspendidos mayores a 6 micras (mediante filtración y peso del material retenido en filtros 595) y para la medición de la turbidez con un turbidímetro HACH modelo 2100A de la Universidad Nacional de Colombia.

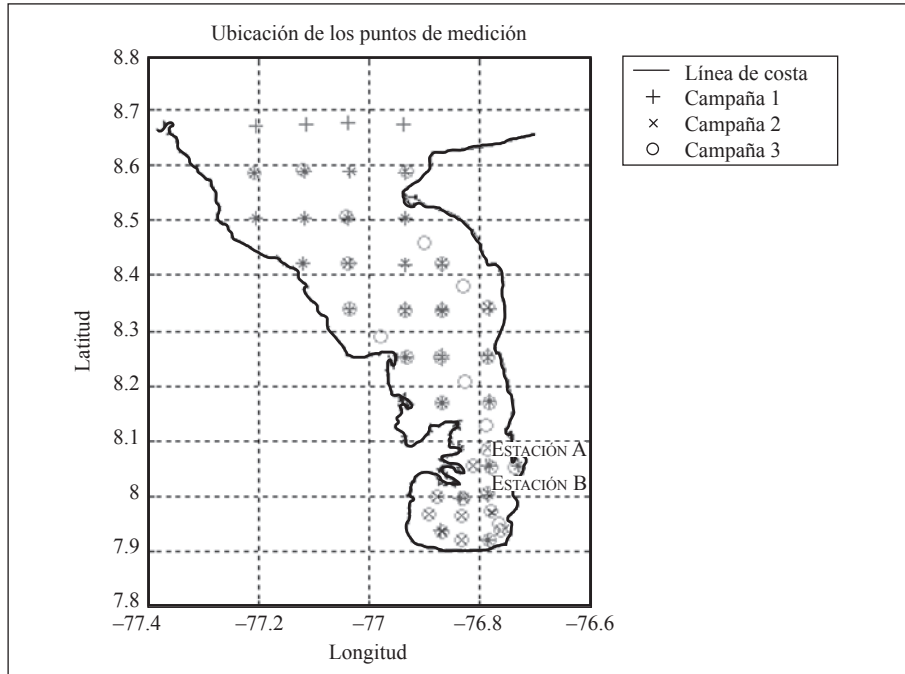


Figura 2. Ubicación de las estaciones de medición utilizadas.

Mediciones de campo

Datos recolectados en las campañas de medición

En la figura 3 se presentan los perfiles de salinidad, temperatura y oxígeno disuelto recolectados en la primera campaña. En la figura 4 se presentan estos perfiles para la segunda campaña y en la figura 5 los perfiles obtenidos para la tercera campaña. Se puede observar que las aguas del golfo presentan una fuerte estratificación salina, con variaciones medidas en la salinidad entre 2.3 y 36.4 para la primera campaña, entre 1.8 y 36.2 para la segunda campaña y entre 0.34 y 36.4 para la tercera campaña. Las temperaturas del mar medidas variaron entre 26.5 °C y 31.5 °C en la primera campaña, entre 26.8 °C y 32.4 °C para la segunda campaña y entre

26.9 °C y 31.9 °C para la tercera campaña. El oxígeno disuelto (OD) varió entre 8.33 mg/l y 3.41 mg/l para la primera campaña, entre 7.02 mg/l y 1.23 mg/l para la segunda campaña y 8.32 mg/l y 3.85 mg/l para la tercera.

Como se presenta en las figuras 3 a 5, las mayores variaciones de temperatura y salinidad se producen en la superficie, a profundidades menores de 2 m, y por debajo de dicha profundidad se observan pequeñas variaciones, presentándose valores de salinidad casi homogéneos con valores entre 34 y 36.

En las figuras 3 a 5 se puede observar, también, que las temperaturas presentan alta variabilidad en los primeros metros,

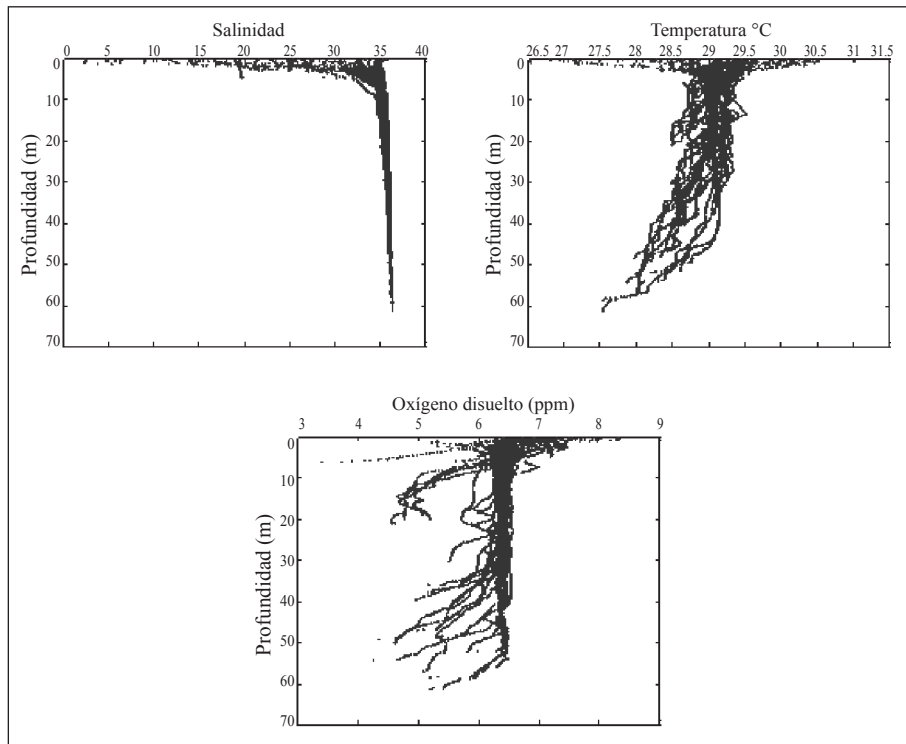


Figura 3. Perfiles de salinidad, temperatura y oxígeno disuelto obtenidos en la campaña 1 (octubre de 2004).

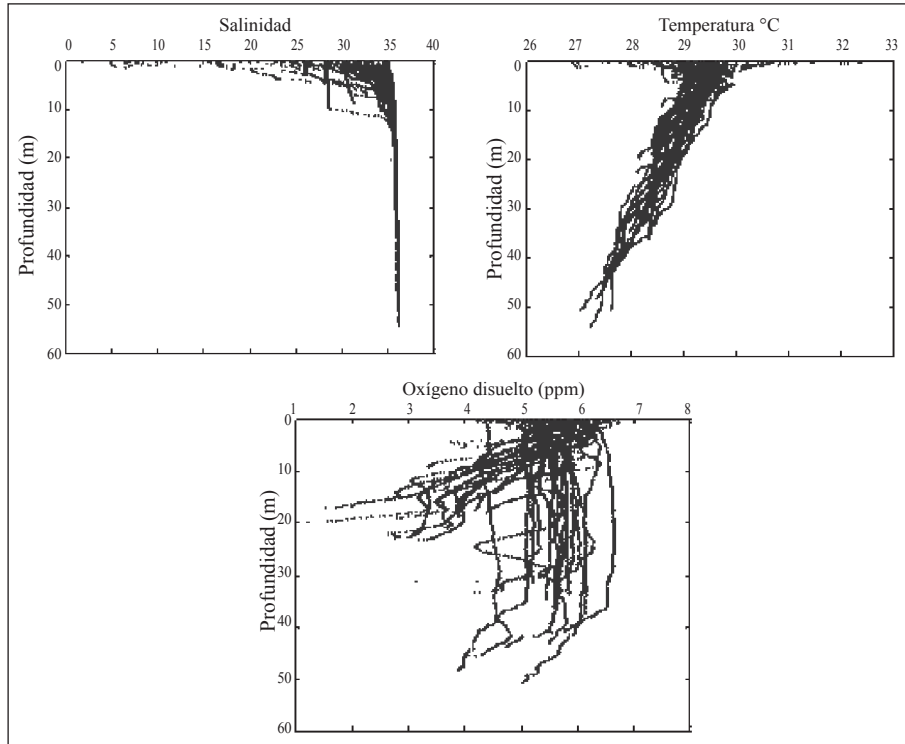


Figura 4. Perfiles de salinidad, temperatura y oxígeno disuelto obtenidos en la campaña 2 (junio de 2005).

debido al calentamiento de las aguas superficiales a lo largo del día. También se puede apreciar una disminución en la temperatura con la profundidad, a un gradiente más o menos constante, excepto en la primera campaña en la cual se observa una temperatura aproximadamente uniforme de 29 °C hasta los 40 m para luego disminuir hasta los 27.5 °C a profundidades oceánicas.

Los perfiles de OD presentan una alta variabilidad. En la primera campaña se presentan unos perfiles uniformes con OD de 6.5 mg/l y disminuyendo hasta valores de 4 mg/l, aproximadamente, cercano al fondo en las estaciones de poca profundidad. Este comportamiento presenta variaciones (mayores dispersiones) en las otras dos campañas, insinuándose un comportamiento muy uniforme a lo largo de la

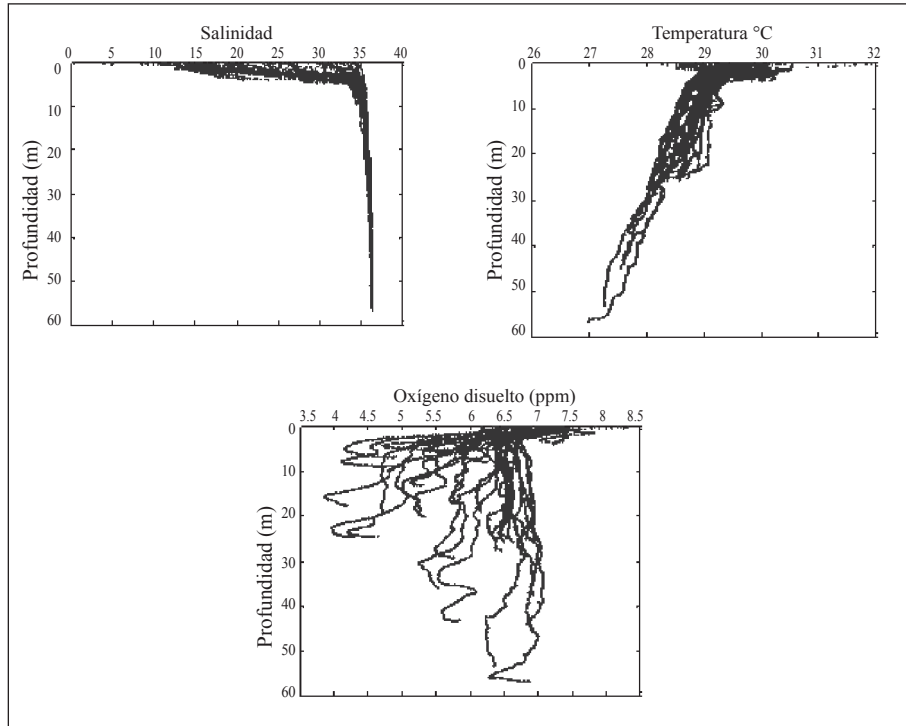


Figura 5. Perfiles de salinidad, temperatura y oxígeno disuelto obtenidos en la campaña 3 (junio de 2006).

profundidad hasta vecindades del fondo, donde varía rápidamente hasta valores mínimos de 4 mg/l .

En las figuras 6, 7 y 8 se presentan, para las tres campañas, las curvas salinidad-temperatura superpuestas con los contornos de profundidad en la que se realizaron las mediciones, con el fin de identificar la profundidad de las masas de agua. En estas figuras se puede observar que las aguas menos saladas ocupan los dos primeros metros, confirmando lo antes expuesto sobre la estratificación producida por las diferencias de densidad. Se puede observar, además, que existen variaciones de temperatura de casi 4 °C para todo el rango de salinidades. En estas curvas se pueden identificar dos zonas: una para las salinidades comprendida entre 0 y 34 y otra para salinidades

entre 34 y 36. En la primera zona se observa una mayor dispersión de los datos y una concentración de casi todas las mediciones por encima de la línea de contorno de 4 m de profundidad. En la otra zona los datos están menos dispersos y se encuentran distribuidos a lo largo de todas las profundidades.

El rango de variación de las temperaturas es muy estrecho. Durante la primera campaña se presentó el rango de variación más amplio (entre 26.5 °C y 30.5 °C) de las tres campañas, mientras que en la tercera campaña se presentó el rango de variación más estrecho (entre 27 °C y 30 °C con algunos valores a temperaturas superiores correspondientes a mediciones en la superficie). En todas las campañas, las aguas profundas presentaron temperaturas de 27 °C.

La dispersión de datos presente en estas figuras es mucho mayor en la primera campaña que en las dos últimas, dispersión que se asocia con la época del año. Para las temperaturas superficiales, el efecto de la radiación solar es evidente, mostrando mediciones alrededor los 32 °C, en la tercera campaña, donde se presentó una menor nubosidad.

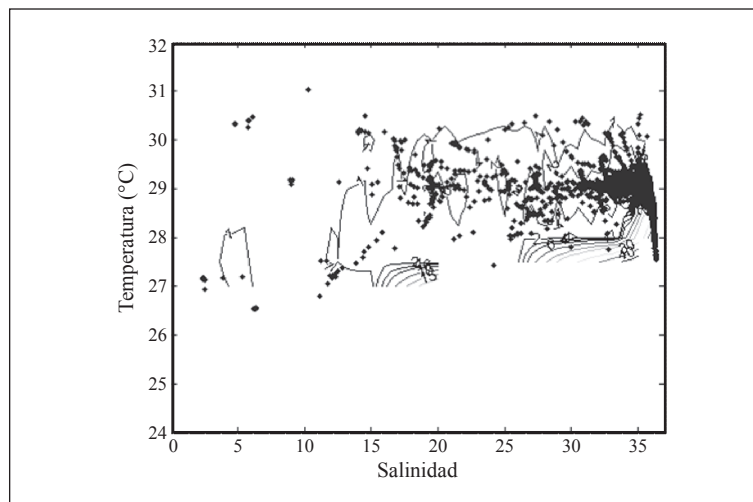


Figura 6. Curva de salinidad Temperatura con contornos de igual profundidad medidos en la campaña 1 (octubre de 2004).

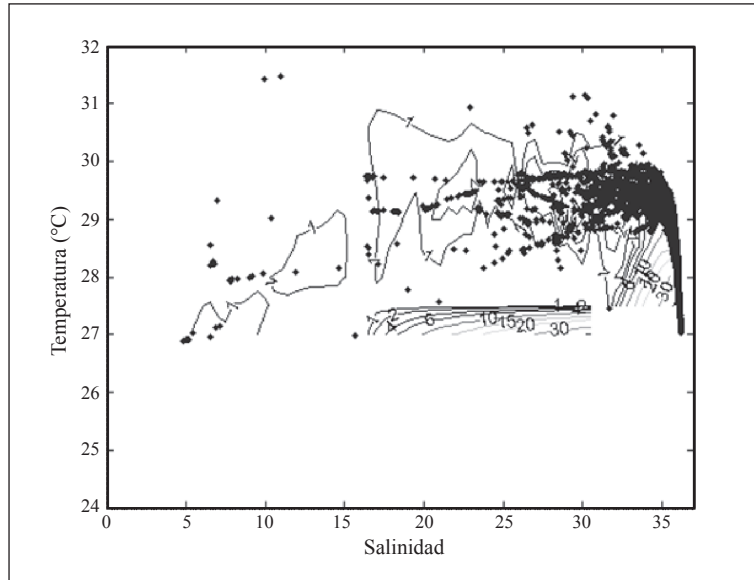


Figura 7. Curva de salinidad Temperatura con contornos de igual profundidad medidos en la campaña 2 (junio de 2005).

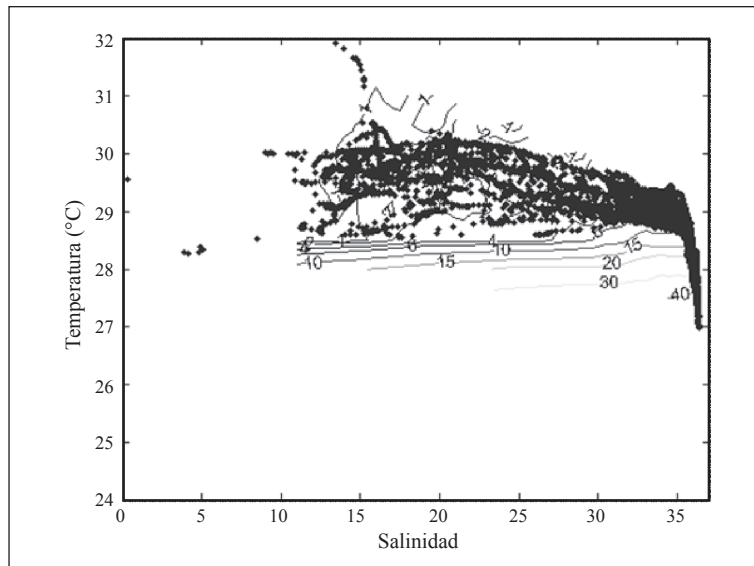


Figura 8. Curva de salinidad Temperatura con contornos de igual profundidad medidos en la campaña 3 (junio de 2006).

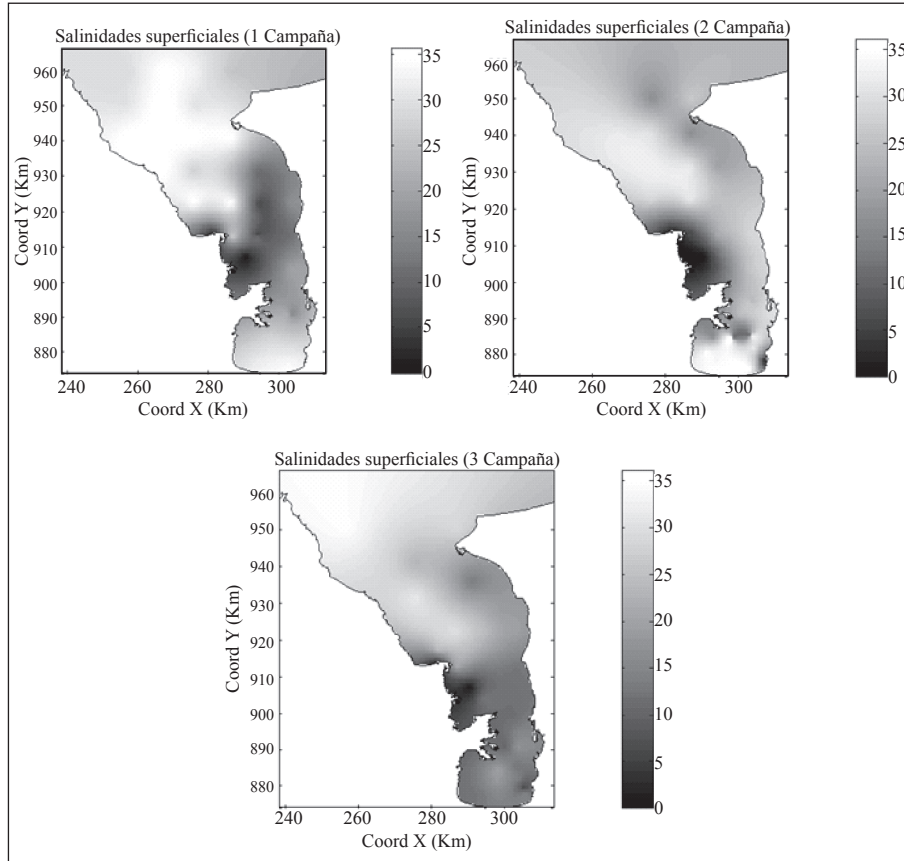


Figura 9. Salinidad superficial, interpolada, para las tres campañas

Para analizar la variabilidad espacial de la salinidad en la zona de estudio, la figura 9 muestra las interpolaciones de salinidad superficial para las tres campañas de medición. En ellas se puede observar que existen unos altos gradientes horizontales inducidos por las descargas de los ríos. Se midieron salinidades muy bajas en cercanías a las bocas de los ríos, especialmente en las bocas de los ríos Atrato y León.

En las tres campañas de medición se obtuvieron valores de la salinidad alta en la margen noroeste, mostrando un comportamiento

característicamente oceánico y con poco efecto de la pluma estuarina, pluma bien definida, con dirección norte en la primera campaña. En las tres campañas se pudo observar que al costado noreste los valores menores de salinidad (valores por debajo de 34) reflejan el efecto de la descarga de agua dulce del río Atrato, efecto menos notorio durante la segunda campaña. En bahía Colombia, se observaron valores altos de salinidad en las dos primeras campañas, mientras que en la tercera campaña se observaron valores bajos. Este comportamiento sugiere que existen variaciones en la dirección y amplitud de la pluma estuarina del río Atrato, variaciones que deberán estar asociadas al régimen de vientos. En las campañas 2 y 3 se puede apreciar claramente la pluma del río León (extremo sur oriental de la bahía Colombia).

En la figura 10 se presentan los perfiles longitudinales en dirección sur-norte, de la salinidad a lo largo de la longitud $-76^{\circ} 47.104' W$ entre las latitudes $7^{\circ} 54'$ y $8^{\circ} 36' N$. Estos cortes longitudinales muestran la existencia de una capa superficial, de unos pocos metros de espesor, con salinidades muy bajas, que se extiende a lo largo de la sección y que se mezclan completamente con las aguas saldas después de los 5 m de profundidad. En las zonas más profundas se observan valores de la salinidad oceánica, muy homogéneos. La figura ilustra cómo los efectos de la descarga de los ríos se limitan a los primeros metros de profundidad, presentándose un gradiente longitudinal en las capas superiores y observándose mezclado en dirección norte. Durante la campaña 2, la pluma del río Atrato no se muestra tan evidente como en las otras dos campañas; en su defecto se muestra una zona muy mezclada, hacia el norte, y la pluma del río muy cercana a la superficie. En la campaña 3, la pluma del río Atrato abarca toda la longitud de la sección mostrada con una profundidad constante.

Adicionalmente a las secciones de salinidad, la figura 10 muestra la concentración de sólidos suspendidos mayores a 6 micras, obtenidos por filtración y pesado del material retenido en filtros 595. La figura muestra cómo en las zonas con salinidades más bajas se midieron

las mayores concentraciones de sedimentos en suspensión, lo cual se puede explicar por la alta carga de sedimentos aportados por los ríos. Estos sólidos suspendidos se dispersan junto con la pluma turbia que se forma en las capas superficiales.

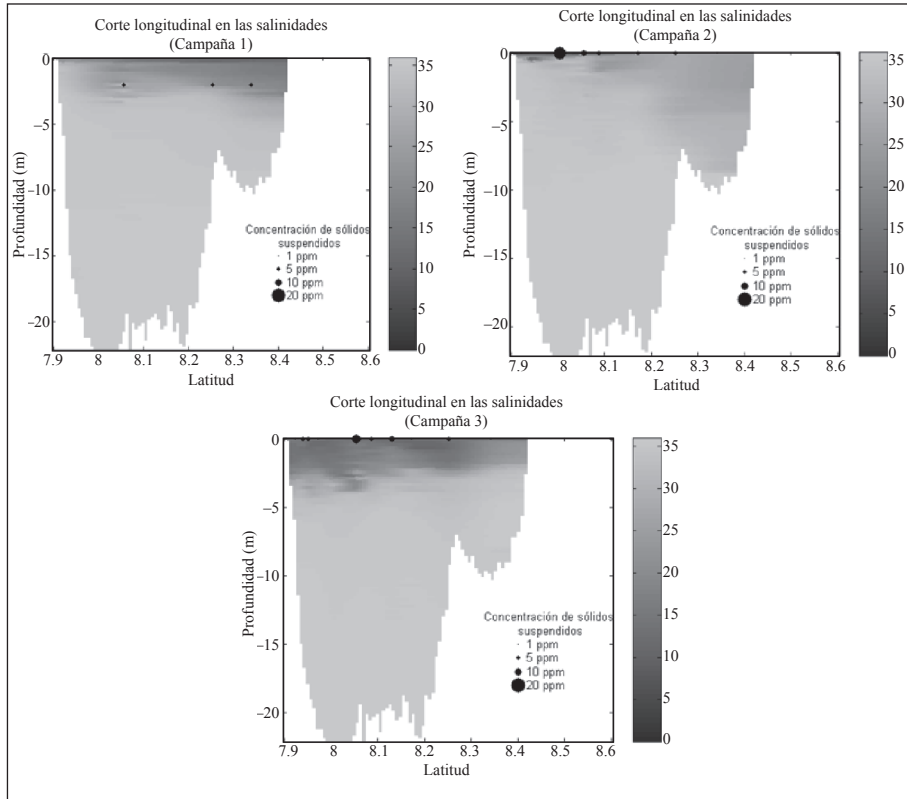


Figura 10. Perfiles longitudinales de la salinidad a lo largo de la longitud $-76^{\circ} 47.104' W$ interpolados para las tres campañas.

Para ilustrar la variabilidad temporal (ciclo diario) de la pluma del río Atrato, en la figura 11 se presentan los perfiles de salinidad y temperatura en las estaciones A y B (cuya ubicación se muestra en la figura 2) medidos a diferentes horas del día durante la campaña 2. En estos perfiles se observan variaciones de la salinidad y la temperatura entre la mañana y la tarde. Se puede ver cómo hay un calentamiento

de las capas superficiales a lo largo del día y un posterior enfriamiento en horas de la noche.

El efecto de la marea sobre los perfiles de salinidad depende de la localización de la estación de medición. En la estación A, localizada al frente de una de las bocas del río Atrato y muy cerca de ella, los perfiles de salinidad presentan pequeñas variaciones durante el día, indicando el dominio del río sobre el medio oceánico. En la estación B, por el contrario, el ciclo mareal se hace evidente observando que el río Atrato tiene muy poca influencia sobre esta estación. Las mareas inducen entonces un movimiento en el frente de agua dulce que ingresa al golfo, con lo que se pueden explicar las diferencias en salinidad en las mediciones a diferentes horas del día.

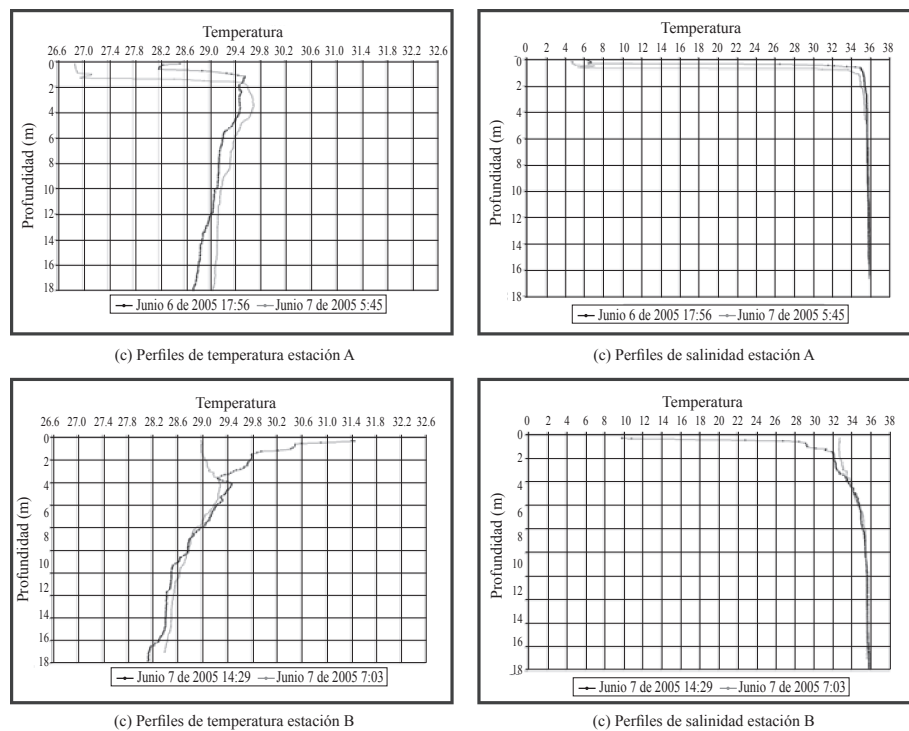


Figura 11. Perfiles de temperatura y salinidad en las estaciones A y B a diferentes horas del día, durante la segunda campaña de mediciones.

4.3 DISCUSIÓN

De la información recolectada durante las campañas de medición se puede inferir que el agua dulce se dispersa a lo largo del golfo; la distribución de la salinidad de las capas superficiales daría una idea de la dirección de las corrientes en superficie. Se observa que el agua de los ríos queda atrapada en las capas superiores, con una tendencia de circulación hacia el noreste, saliendo del golfo por el flanco oriental, recostada a punta Arenas.

Varios estudios sobre las plumas de los ríos Ródano (Marsaleix et al.1998, Periañes, 2005, Estournel et al. 2001), Rin (Kok, 1996, Kok et al.2001), Ebro (Xing y Davies, 2002, Sierra et al.2002), Columbia (Hickey et al.2005, Baptista et al.2005), Río de la Plata (Simionato et al.,2004) entre otros, han mostrado que estas plumas tienden a desviarse en la dirección norte (en el hemisferio norte) a lo largo de la costa, como resultado del efecto de la fuerza de Coriolis. En la zona de estudio esta fuerza no es significativa y, por lo tanto, es necesario analizar el papel de otros agentes físicos, como los vientos, que permitan explicar las variaciones en dicha pluma. Así, Nikiema et al. 2007 estudian la dinámica del río Amazonas utilizando observaciones de campo y modelación numérica analizando el papel del viento y su relación con la estructura de la pluma. Otros estudios al respecto son los de Piñones et al.2005, García et al.2002 y Chao, 1988.

De acuerdo con las mediciones de campo es posible determinar dos masas de aguas en el golfo de acuerdo con su origen: una proveniente de las descargas fluviales que producen una mezcla parcial con las aguas del golfo, y otra masa oceánica. La distribución de dichas masas de agua tiene variaciones principalmente en el plano horizontal. Durante las tres campañas, los efectos de las plumas de los ríos se limitaron a las aguas superficiales (los primeros 2 ó 3 metros). Para profundidades mayores a 2 m las salinidades se homogeneizan entre 34 y 36.

Durante las tres campañas se encontró que la estratificación halina permanece a lo largo del tiempo en las regiones de profundidades mayores a 4 m, aproximadamente. En regiones poco profundas y bajo la influencia de los ríos, se presenta un rompimiento de dicha estratificación durante un período de tiempo coincidente con el ciclo de mareas. No se encontraron evidencias que mostraran mezcla en toda la columna de agua. Para las condiciones de las campañas el efecto de las mareas y del viento que se presentó en la zona de estudio en estas épocas no es capaz de romper la estabilidad generada por las fuerzas de flotación inducidas por la diferencia de densidades en el agua.

Varios estudios han señalado que la distribución de la pluma estuarina cumple un rol importante en la distribución de sedimentos (vea Hoekstra, 1989), nutrientes (vea Sierra et al.2002) y otras sustancias contaminantes (vea Perriñez, 2005). La distribución de sedimentos y otras sustancias está afectada por la dinámica de la pluma del río. En la figura 12 se presentan dos imágenes del sensor MODIS en los meses de octubre de 2004 y febrero de 2005, con el fin de ilustrar la dirección de la pluma turbia del río. En ellas, se observa que la distribución de la pluma del río Atrato para el mes de octubre está orientada hacia el noreste, lo cual es coherente con las mediciones presentadas en las campañas (ver figura 9). La otra imagen del mes febrero de 2005 muestra una pluma que está circunscrita a la zona central del golfo, levemente orientada hacia el sur. Estas orientaciones de la pluma coinciden con la dirección principal del viento en estos meses.

En la zona de estudio, las aguas de los ríos, a pesar de su gran carga de sedimentos, son menos densas que las aguas oceánicas por lo que ocupan las capas superiores. Estas capas superficiales están sujetas a la acción del viento, que cumple una importante tarea en su dispersión. Por la gran cantidad de sólidos suspendidos, la radiación solar tiene poca capacidad de penetrar en la columna de agua por lo

que se favorece su calentamiento, afectando también su dispersión y favoreciendo aún más su estabilidad.

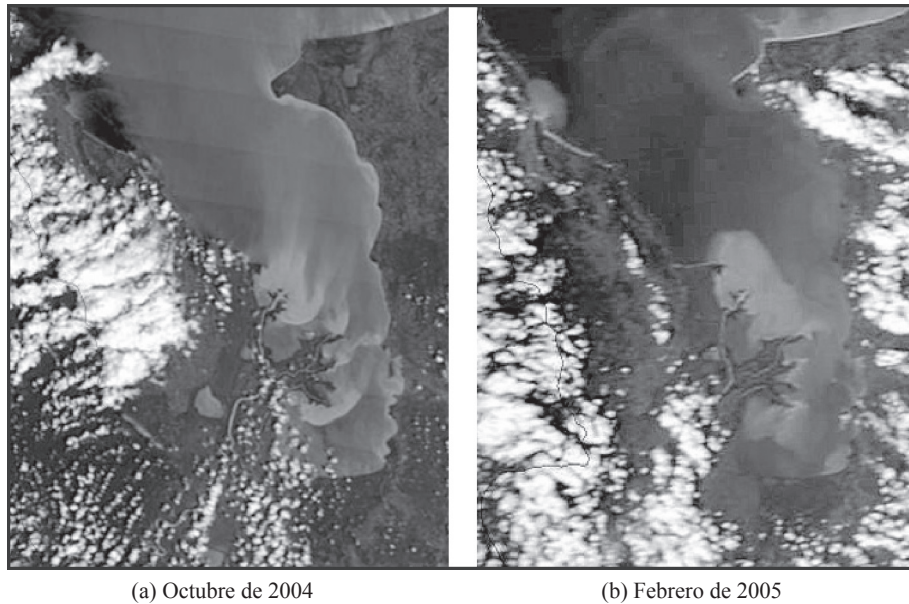


Figura 12. Ilustración de la pluma turbia del río. Imágenes del sensor MODIS (<http://oceancolor.gsfc.nasa.gov>)

4.4 CONCLUSIONES

Mediciones de campo revelan cómo en el golfo de Urabá se presenta una interacción dinámica entre los aportes del río Atrato y el mar Caribe. Las aguas menos saladas, de origen fluvial, ocupan las capas superficiales y las aguas de origen oceánico, más saladas, las más profundas. Se encontró que las aguas del golfo presentan una fuerte estratificación salina. Los efectos de la descarga del río Atrato se extienden por gran parte de la zona central del golfo y su influencia se limita a las capas superficiales. Se observó, además, que las mayores variaciones de temperatura y salinidad se producen en la superficie y que las capas inferiores se ven poco afectadas por dichas variaciones.

A lo largo del día se encontraron variaciones en los perfiles de salinidad y temperatura. Las variaciones en temperatura se explican por el calentamiento de las capas superiores a lo largo del día por efecto de la radiación solar. Las variaciones en salinidad son ocasionadas por el efecto conjunto de la marea y el viento.

Las mediciones de campo insinúan una tendencia de la circulación de las capas superficiales hacia el noreste; las aguas del río Atrato saldrían del golfo por dicho extremo. Sin embargo, en otras situaciones climáticas, gobernadas por el clima de vientos, el comportamiento podría ser diferente.

La pluma turbia del río Atrato cumple un importante papel en la dispersión de sedimentos en el interior del golfo. También se puede notar su efecto en la distribución del oxígeno disuelto, especialmente en las capas superiores.

4.5 AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el patrocinio para los cruceros oceanográficos de las siguientes instituciones: el fondo ISA de becas para la Universidad Nacional de Colombia, COLCIENCIAS y la Universidad de Medellín.

4.6 REFERENCIAS

BAPTISTA, A.; ZHANG, Y.; CHAWLA, A.; ZULAUF, M.; SEATON, C.; EDWARD, P. MYERS, E.P.; KINDLE, J.; WILKINA, M.; BURLA, M.; TURNER, P. 2005. A cross-scale model for 3D baroclinic circulation in estuary-plume-shelf systems: II. Application to the Columbia River. *Continental Shelf Research*, 25, 935-972.

- BERNAL, G.; MONTOYA, L. J.; GARIZABAL, C.; TORO, M. 2005. "La complejidad de la dimensión física en la problemática costera del golfo de Urabá, Colombia" *Gestión y ambiente*. Vol 8. No. 1. 123-135.
- CARDONA, Y.; FERNÁNDEZ, J. M. 2002. Análisis de mareas por el método de la descomposición en armónicos. Trabajo de grado. Universidad Nacional de Colombia (sede Medellín), Facultad de Minas, Medellín, 171.
- CHAO, S. Y., 1988. Wind-driven motion of estuarine plumes. *Journal of Physical Oceanography*, 18. Aug. 1144-1166.
- CHEVILLOT, P.; MOLINA, A.; GIRALDO, L.; MOLINA, C. 1993. Estudio geológico e hidrológico del golfo de Urabá. *Boletín científico CIOH*. 14. 79-89.
- ESTOURNEL, C.; BROCHE, P.; MARSALEIX, P.; DEVENON, J. L.; AUCLAIR, F.; y VEHL, R. 2001. The Rhone river plume in unsteady conditions: numerical and experimental results. *Estuarine, coastal and shelf science*. 53. 25-38.
- GARCIA, B.; HICKEY, B. M. y KAWASE, M. 2002, Influence of wind stress and ambient flow on a high discharge river plume. *J. Geophys. Res.* 107 (en: <http://coast.ocean.washington.edu/coastfiles/plumemodel.html>).
- HICKEY, B.; GEIER, S.; KACHEL, N.; MACFADYEN, A. 2005. A bi-directional river plume: The Columbia in summer. *Continental shelf research*. 25. 1631-1656.
- HOEKSTRA, P. 1989. Buoyant river plumes and mud deposition in a rapidly extending tropical delta. *Netherlands journal of sea research*. 23 (4). 517-527.
- INVEMAR. 2003. Diagnóstico, zonificación y definición de la estructura administrativa y de manejo de la unidad ambiental costera del Darién, caribe colombiano. Fase I. Caracterización y diagnóstico. Informe técnico. 698 p.
- KOK, J. M. 1996. A two-layer model of the Rhine plume. *Journal of marine systems*. 8.269-284.
- KOK, J. M.; VALK, C.; TH, J. H.; VAN KESTER, M.; GOEDE, E.; UITTENBOGAARD, R. E. 2001. Salinity and temperature stratification in the Rhine plume. *Estuarine, coastal and shelf science*. 53.467-475.

- LARGNIER, J. 1993, Estuarine fronts: how important are they? *Estuaries*. Vol. 16. No. 1. 1-11.
- MARSALEIX, P.; ESTOURNEL, C.; KONDRACHOFF, V.; VEHL, R. 1998. A numerical study of the formation of the Rhône river plume. *Journal of marine systems*. 14. 99-115.
- MOLINA, A.; MOLINA, C.; CHEVILLOT, P. 1992. La percepción remota aplicada para determinar la circulación de las aguas superficiales del golfo de Urabá y las variaciones de su línea de costa. *Boletín científico CIOH*. 11: 43-58.
- MONTOYA, L. J. y TORO F. M. 2006. Calibración de un modelo hidrodinámico para el estudio de los patrones de circulación en el golfo de Urabá. *Avances en Recursos Hidráulicos*. 13. 37-54.
- NIKIEMA, O.; DEVENON, J-L.; BAKLOUTI, M. 2007. Numerical modeling of the Amazon river plume. *Continental shelf research*. 27. 873-899.
- PERIÁÑEZ, R. 2005. Modelling the transport of suspended particulate matter by the Rhone river plume (France). Implications for pollutant dispersion. *Environmental pollution*. 133. 351-364.
- PIÑONES, A.; VALLE-LEVINSON, A.; NARVÁEZ, D. A.; VARGAS, C. A.; NAVARRETE, S. A.; YURAS, G.; CASTILLA, J. C. 2005. Wind-induced diurnal variability in river plume motion. *Estuarine, coastal and shelf science*. 65. 513-525.
- RESTREPO, J. D. y CORREA, I. D. (Editores). 2002. *Geología y oceanografía del delta del río San Juan: litoral pacífico colombiano*. Fondo editorial Universidad EAFIT. Medellín. 221.
- RESTREPO, J. D. y B. KJERFVE. 2000. Water discharge and sediment load from the western slopes of the colombian Andes with focus on river San Juan. *Journal of geology*. 108.17-33.
- SIMIONATO, C. G.; DRAGANI, W.; MECCIA, V.; NUÑEZ, M. 2004. A numerical study of the barotropic circulation of the río de la Plata estuary: sensitivity to bathymetry, the earth's rotation and low frequency wind variability. *Estuarine, coastal and shelf science*. 61. 261-273.

- SIERRA, J. P.; SÁNCHEZ-ARCILLA, A.; GONZÁLEZ DEL RÍO, J.; FLOS, J.; MOVELLÁN, E.; MOSSO, C.; MARTÍNEZ, R.; RODILLA, M.; FALCO, S. y ROMERO, I. 2002. Spatial distribution of nutrients in the Ebro estuary and plume. *Continental shelf research*. 22. 361-378
- XING, J. y DAVIES, A. M. 2002. Influence of topographic features and along shelf flow upon the Ebro plume. *Continental shelf research*. 22 (2).199-227.

SEGUNDA PARTE

**CONTAMINACIÓN ATMOSFÉRICA
Y CALIDAD DEL AIRE**

CAPÍTULO 5

IMPACTO DE LAS MOTOCICLETAS EN LA CALIDAD DEL AIRE. ESTUDIO DE CASO: MONTERÍA

Carlos Alberto Echeverri Londoño

5.1 INTRODUCCIÓN

El transporte y la industria juegan un papel fundamental en el desarrollo de los países y de las principales ciudades, al mismo tiempo son las actividades económicas que más afectan el ambiente, debido a que los vehículos automotores y la industria generan contaminación atmosférica, específicamente emisiones de monóxido de carbono (CO), hidrocarburos (HC), óxidos de nitrógeno (NO_x), óxidos de azufre (SO_x) y partículas suspendidas totales (PST), afectando la salud humana, la calidad de vida, los ecosistemas, el clima y los materiales. Los contaminantes atmosféricos son compuestos que, una vez añadidos al aire por medio de las actividades humanas, causan, ya sea daños al ambiente o enfermedades, y a veces la muerte.

Dentro de las condiciones necesarias para una buena calidad de vida, se encuentra precisamente una buena calidad del aire. La alta concentración de personas en las ciudades, el uso generalizado del automóvil como medio principal de movilización, la cercanía de los centros industriales a los centros residenciales y la falta de planeación urbana siguen deteriorando la calidad de vida de las personas en las grandes urbes. La contaminación del aire es la principal causa de

enfermedades, y de muertes, alrededor del mundo, especialmente en las áreas urbanas.

Especial atención merecen las emisiones de contaminantes provenientes de fuentes móviles, especialmente por motocicletas, cuyo número ha crecido de manera acelerada en todo el mundo y presentan el problema de ser variadas, complejas y encontrarse muy cercanas a los lugares donde habitan los seres humanos.

Aunque tanto las fuentes móviles, como las fijas emiten contaminantes al aire, se puede decir que la principal fuente de contaminación del aire es el parque automotor, pues produce grandes cantidades de contaminantes y altos niveles de ruido. Es importante destacar que no todos los vehículos lanzan los distintos tipos de contaminantes en las mismas proporciones; pues estas dependen del tipo de vehículo, combustible usado, de la tecnología del motor de combustión y del equipo de control de emisiones entre otros; por ejemplo, los vehículos que emplean gasolina como carburante emiten principalmente monóxido de carbono, óxidos de nitrógeno e hidrocarburos; otros vehículos como los que utilizan motores de ciclo diesel (camiones y buses, entre otros) emiten partículas sólidas en forma de hollín, hidrocarburos no quemados, óxidos de nitrógeno y dióxido de azufre procedente del azufre contenido en el combustible. Hoy, la principal fuente emisora de estos contaminantes son los vehículos, puesto que las emisiones industriales tienden a disminuir por la implantación de nuevas tecnologías menos contaminantes y por el desplazamiento progresivo de las industrias fuera de los núcleos urbanos (Onursal, B. y Surhid, G., 1997).

El transporte urbano, llámese público o privado, se realiza dentro de una estructura o componente de lo urbano y del espacio público denominada red vial, la cual es el elemento articulador de las diversas actividades y de las dinámicas propias de cada ciudad. Es esta red

entonces la que posibilita o limita el crecimiento urbano o de las actividades que se llevan a cabo por esta.

En los países en desarrollo, el sector transporte representa el 53% de las emisiones de monóxido de carbono (CO), y los sectores residencial y comercial el 46%. En los centros urbanos de las ciudades de América Latina, los vehículos automotores generan entre el 60% y más del 90% de las emisiones de CO. La emisión de los contaminantes tiene su mayor incidencia en vías de circulación urbana, donde pueden existir previamente niveles elevados de estos u otros contaminantes y superarse umbrales no deseables o producirse efectos sinérgicos (Onursal, B. y Surhid, G., 1997).

El ruido es otra causa importante de preocupación entre la población de las ciudades, ya que incide en el nivel de calidad de vida, y además, puede provocar efectos nocivos sobre la salud, el comportamiento y actividades del hombre, y provoca efectos psicológicos y sociales. La contaminación por ruido es una de las causas del deterioro de la calidad de vida de los ciudadanos en las ciudades. La mayor generación de ruido está asociada en diversos estudios, a las fuentes móviles y su interacción directa con las redes viales de cada localidad.

No obstante, desde sus inicios en la utilización del medio de transporte, se han manifestado impactos por el uso y abuso de los vehículos automotores, por lo que cada vez requieren de mayor atención de las autoridades del Gobierno por sus efectos en la salud de los pobladores de las zonas urbanas y del equilibrio ecológico. Los efectos se han medido en términos de aislamiento social y comunitario, destrucción del entorno, enfermedades relacionadas con la contaminación del aire (afectando a personas sensibles y en estados avanzados de enfermedad respiratoria y cardiovascular que pueden ocasionarles la muerte), y participación en cambios climatológicos.

El fenómeno del incremento en la producción de motocicletas es mundial. Los países asiáticos producen y utilizan este tipo de vehículos y, por lo tanto, deben cumplir con la reglamentación ambiental en los países que las producen. El motor de dos tiempos fue desarrollado por los ingleses en 1978, contribuyendo en la generación de un motor que entregara su potencia en una sola vuelta del cigüeñal y no en dos, como lo hace el motor de cuatro tiempos. Este tipo de motor tiene su aplicación en motores pequeños, en motocicletas y motores fuera de borda. Su gran desventaja es la de contribuir con altos índices de emisión de contaminantes a la atmósfera. Las altas emisiones de hidrocarburos en las motocicletas de dos tiempos es la característica particular de este tipo de motor, lo que se traduce en mayor consumo de combustible (García, J., 2006).

Las motocicletas no se encuentran entre las primeras opciones de transporte en muchos países desarrollados y, como consecuencia, la importancia de sus emisiones está siendo “subestimada” por las autoridades ambientales de un gran número de países para el cumplimiento del protocolo aprobado en Kyoto. Por ejemplo, en Estados Unidos, el inventario de emisiones de las motocicletas no había sido actualizado en los últimos veinticinco años, a pesar del hecho de que esos vehículos producen más gases contaminantes por kilómetro recorrido que los automóviles e incluso que vehículos más grandes, como las tractomulas (Vasic, A. y Weilemann, M., 2006).

El aumento en los precios de los combustibles ha conllevado a que la gente se desplace en vehículos que consuman menos cantidad de combustible, es así como la motocicleta se presenta como solución a esta llamada crisis de los combustibles en Colombia. El aumento exagerado en el índice de tenencia de motocicletas plantea un nuevo reto dentro de la contaminación atmosférica ya que los esfuerzos por controlar las emisiones se han centrado en los vehículos de motor que tengan por lo menos cuatro ruedas.

5.2 MATERIALES Y MÉTODOS

5.2.1 Selección de los sitios de medición

El área de influencia directa depende especialmente de la emisión de los contaminantes, el nivel de tráfico en las vías, las características de los vehículos, los datos climatológicos y de distribución del viento (velocidad y dirección), los factores topográficos, el tamaño y tipo de las vías, y la proximidad a núcleos urbanos. Es por esto que el área de estudio son algunas de las principales vías del municipio de Montería, por cuanto es en estos sitios donde se generan las emisiones. La tabla 1 presenta la ubicación de los sitios de medición de los niveles de presión sonora (ruido) y monóxido de carbono (CO).

Tabla 1. Ubicación de los sitios de medición de niveles de presión sonora (ruido) y monóxido de carbono (CO).

<i>Punto</i>	<i>Sitios de medición</i>
1	Centro (carrera 1 × calle 21)
2	Blanco y Amarillo (carrera 2 × calle 4)
3	Mercadito del Sur (circunvalar × carrera 9)
4	La Parrillada (circunvalar × calle 22)
5	Glorieta (circunvalar × calle 29)
6	Cantaclaro (vía Montería-Planeta Rica)
7	Centro (calle 28 × carrera 7)
8	Centro (calle 34 × carrera 6)
9	Centro (carrera 9 × calle 41)
10	La Castellana (circunvalar × calle 61)

5.2.2 Período de medición

Los muestreos se realizaron entre el 3 de marzo y 4 de abril de 2005. Como período de medición para los niveles de presión sonora y monóxido de carbono se escogió el comprendido entre las seis de

la mañana y las diez de la noche, en el cual se incluyen la horas de mayor circulación vehicular.

5.2.3 Parámetros seleccionados

En el presente estudio se consideró importante la determinación de los niveles de presión sonora (contaminación acústica) y la concentración de monóxido de carbono.

Según los estudios publicados por la Organización Panamericana de la Salud (OPS), casi un 80% de la contaminación acústica proviene de los automóviles, un 10% de las industrias, un 6% corresponde a ferrocarriles y el 4% restante a locales públicos, discotecas, comercios, etc.

Por otro lado, se determinaron las concentraciones de monóxido de carbono e hidrocarburos en el escape de varios tipos de vehículos y motocicletas, según la norma NTC 4983, con el propósito de verificar el cumplimiento de los niveles permisibles de emisión de contaminantes producidos por los vehículos a gasolina (resolución 5 del 9 de enero de 1996 del Ministerio del Medio Ambiente).

5.2.4 Equipos y materiales utilizados

Para la realización del trabajo de campo, se requirió de los equipos y materiales que se relacionan a continuación:

- Analizador portátil de gases de escape vehicular.
- Sonómetro.
- Analizador de monóxido de carbono.
- Calibrador acústico.
- GPS.
- Gases de calibración.

Las fotos 1 y 2 registran la forma en la cual se realizan las mediciones de campo empleando algunos de los equipos antes mencionados.

5.2.5 Índices de calidad del aire

Con el propósito de que las mediciones de la calidad del aire y sus resultados sean entendidos por el público en general con facilidad, se han desarrollado diferentes índices de calidad del aire. En un sentido más amplio un índice ambiental es un número o una clasificación descriptiva de una gran cantidad de datos o información ambiental cuyo propósito principal es simplificar la información para que pueda ser útil a las autoridades ambientales y al público en general (Conesa, 1995).



Foto 1. Medición de las emisiones vehiculares.

Los índices ambientales pueden ser útiles cuando cumplen uno o más de los siguientes objetivos:



Foto 2. Medición de la concentración de monóxido de carbono y niveles de ruido.

- Resumir los datos ambientales existentes.
- Comunicar información sobre la calidad del medio afectado.
- Evaluar la vulnerabilidad o susceptibilidad a contaminación de una determinada categoría ambiental.
- Centrarse selectivamente en los factores ambientales claves.
- Servir como base para la expresión del impacto al predecir las diferencias entre el valor del índice con proyecto y el valor del mismo índice sin proyecto.

5.2.5.1 *Índice de calidad del aire (ICA)*

Uno de los índices más conocidos es el índice de calidad del aire (ICA), desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA), llamado el Pollutan Standard Index (PSI) y ha sido utilizado exitosamente en muchos países.

El ICA fue desarrollado con base en estudios extensivos de los efectos de la contaminación del aire sobre la salud, llevados a cabo por más de 25 años, y no contempla la afectación al ecosistema. Los efectos sobre la salud humana sólo son evaluados a través de algunas enfermedades pulmonares. No hay ponderación de los contaminantes; todos son asumidos con el mismo peso. Los efectos sinérgicos sólo son considerados para el PST y el dióxido de azufre.

Por lo tanto, el PSI es útil para indicar peligro para el sistema pulmonar debido a la inhalación de aire urbano afectado por contaminantes convencionales. Su valor es limitado para las personas que toman decisiones políticas con base en información pertinente basada en datos validados.

El ICA considera ocho (8) criterios:

- Ser entendido por el público con facilidad,
- Incluir los principales contaminantes y ser capaz de incluir contaminantes nuevos,
- Estar relacionado con normas de calidad del aire,
- Estar basado en hipótesis científicas razonables,
- Ser consistente con los niveles perceptibles de contaminación del aire,
- Representar las variaciones espaciales,
- Mostrar las variaciones diarias y,
- Debe permitir predecir con anticipación de un día.

A partir de estos criterios se desarrolló la tabla 2 para presentar la información que directamente determinará el ICA. Originalmente se consideran seis contaminantes en el ICA (partículas suspendidas totales, partículas respirables, dióxido de azufre, monóxido de carbono, ozono y dióxido de nitrógeno); no se consideran los efectos combinados como, por ejemplo, el del dióxido de azufre y las partículas. Se podrían añadir otros contaminantes en el futuro.

Tabla 2. Índice de calidad del aire (ICA).

<i>ICA</i>	<i>Categoría Ambiental</i>	<i>CO (mg/m³)</i>	<i>Efectos sobre la salud</i>
0 - 50	Buena	0 - 5	
51 - 100	Aceptable	5 - 10	Potencialmente podría causar efectos crónicos en la salud.
101 - 150	Inadecuada	10 - 17	Leve agravamiento de los síntomas en las personas susceptibles, con síntomas de irritación en la población sana.
151 - 200	Mala	17 - 34	Significativo empeoramiento de los síntomas y disminución de la capacidad para realizar ejercicios en personas con enfermedades del corazón o pulmones, extensión amplia de los síntomas en la población sana.
201 - 300	Pésima	34 - 46	Aparición prematura de ciertas enfermedades, además de un empeoramiento significativo de los síntomas y disminución de la capacidad para realizar ejercicios en personas saludables.
301 - 500	Crítica	46 - 57.5	Muerte prematura de enfermos o personas de avanzada edad. La gente saludable experimentará síntomas adversos que afectan su actividad normal.

El ICA se establece definiendo un valor de 100 al índice, que equivale a las normas de calidad del aire a corto plazo (24 horas o menos). Las normas de calidad del aire representan la máxima concentración a la que no se han observado efectos sobre la salud. El procedimiento consiste en medir cada uno de los contaminantes y calcular el valor del subíndice a partir de las concentraciones, empleando para ello una tabla de conversión.

5.2.5.2 Índice de calidad acústica ambiental (ICAA)

La valoración acústica del ambiente se hizo mediante el índice de calidad acústica ambiental (ICAA). Los intervalos de valores que califican la calidad acústica del ambiente se presentan en la tabla 3.

Tabla 3. Valores del ICAA para calificar la calidad acústica del ambiente.

<i>ICAA</i>	<i>Categoría del Ambiente</i>
0.8 - 1.0	Óptima
0.6 - 0.8	Buena
0.4 - 0.6	Aceptable
0.2 - 0.4	Baja
0.0 - 0.2	Inaceptable

La figura 1 representa la función de transformación de los niveles sonoros encontrados en los índices de calidad acústica, y de acuerdo con la tabla 3 se define la categoría del ambiente.

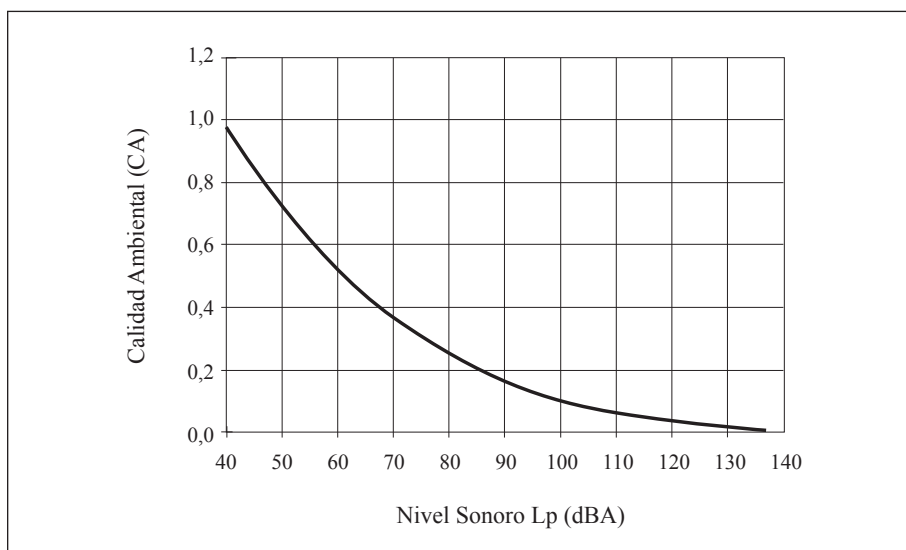


Figura 1. Función de transformación de la calidad acústica.

5.2.6 Legislación

5.2.6.1 Norma de calidad del aire

El artículo 4 de la resolución 601 del 4 de abril de 2006 del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial establece los niveles máximos permisibles en condiciones de referencia para los contaminantes criterio. Ver tabla 4.

Tabla 4. Niveles máximos permisibles para contaminantes criterio.

<i>Contaminante</i>	<i>Unidad</i>	<i>Límite máximo permisible</i>	<i>Tiempo de Exposición</i>
PST	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	100	Anual
		300	24 horas
PM10	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	70	Anual
		150	24 horas
SO ₂	ppm ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0.031 (80)	Anual
		0.096 (250)	24 horas
		0.287 (750)	3 horas
NO ₂	ppm ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0.053 (100)	Anual
		0.08 (150)	24 horas
		0.106 (200)	1 hora
O ₃	ppm ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)	0.041 (80)	8 horas
		0.061 (120)	1 hora
CO	ppm (mg/m^3)	8.8 (10)	8 horas
		35 (40)	1 hora

Nota: mg/m^3 o $\mu\text{g}/\text{m}^3$ a condiciones de referencia (298,15 K y 101,325 kPa).

5.2.6.2 Norma de ruido ambiental

La norma de ruido ambiental está consignada en la resolución 0627 del 7 de abril de 2006 del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.

La resolución 627, en su artículo 17, establece estándares máximos permisibles de niveles de ruido ambiental expresados en decibeles ponderados A [dB(A)] (ver tabla 5).

Tabla 5. Estándares máximos permisibles de niveles de ruido ambiental.

<i>Sector</i>	<i>Subsector</i>	<i>Nivel permisible dB(A)</i>	
		<i>Día</i>	<i>Noche</i>
Sector A. Tranquilidad y silencio	Hospitales, bibliotecas, guarderías, sanatorios, hogares geriátricos.	55	45
Sector B. Tranquilidad y ruido moderado	Zonas residenciales o exclusivamente destinadas para desarrollo habitacional, hotelería y hospedajes.	65	50
	Universidades, colegios, escuelas, centros de estudio e investigación		
	Parques en zonas urbanas diferentes a los parques mecánicos al aire libre		
Sector C. Ruido intermedio restringido	Zonas con usos permitidos industriales, como industrias en general, zonas portuarias, parques industriales, zonas francas.	75	70
	Zonas con usos permitidos comerciales, como centros comerciales, almacenes, locales o instalaciones de tipo comercial, talleres de mecánica automotriz e industrial, centros deportivos y recreativos, gimnasios, restaurantes, bares, tabernas, discotecas, bingos, casinos.	70	55
	Zonas con usos permitidos de oficinas.	65	50
	Zonas con usos institucionales.		
	Zonas con otros usos relacionados, como parques mecánicos al aire libre, áreas destinadas a espectáculos públicos al aire libre, vías troncales, autopistas, arterias, vías principales.	80	70

Sector	Subsector	Nivel permisible dB(A)	
		Día	Noche
Sector D. Zona suburbana o rural de tranquilidad y ruido moderado	Residencial suburbana.	55	45
	Rural habitada destinada a explotación agropecuaria.		
	Zonas de recreación y descanso, como parques naturales y reservas naturales.		

5.2.6.3 Normas de emisión para vehículos

La tabla 6 presenta las normas de emisión permisible para vehículos nuevos y usados. El artículo 8 de la resolución 005 del 9 de enero de 1996 de los Ministerios del Medio Ambiente y Transporte estipula que toda fuente móvil con motor a gasolina, durante su funcionamiento en condición de marcha mínima o ralenti y a temperatura normal de operación, no podrá emitir monóxido de carbono (CO) e hidrocarburos (HC) en cantidades superiores a las señaladas en la siguiente tabla:

Tabla 6. Normas de emisión permisible para fuentes móviles con motor a gasolina en condición de marcha mínima o *ralenti*.

Año modelo	Altura sobre el nivel del mar entre 0 y 1500 m	
	CO (%)	HC (ppm)
≥ 1002	1.0	200
2000-1998	2.5	300
1997-1996	3.0	400
1995-1991	3.5	650
1990-1981	4.5	750
1980-1975	5.5	900
≤ 4791	6.5	1000

5.2.7 Inventario de emisiones

Los cálculos para estimar las emisiones de los contaminantes seleccionados se realizaron con base en la metodología de estimación del programa de inventario de emisiones para México; para lo anterior, fue necesario determinar y recopilar todos los datos relacionados con las emisiones contaminantes y la actividad, además de seleccionar las técnicas y métodos de estimación de emisiones (Echeverri, 2006; y EPA, 2006).

El desarrollo del presente inventario se realizó conforme a las siguientes técnicas seleccionadas:

Muestreo de fuentes fijas. Aplicando este método y con base en los resultados de las mediciones directas en las chimeneas del caudal y las concentraciones de dióxido de azufre, óxidos de nitrógeno, monóxido de carbono y material particulado se estiman las emisiones de aquellas industrias que están obligadas a realizar la medición anualmente y reportarlas a la Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y San Jorge (CVS). También se realizaron muestreos isocinéticos en 10 empresas para determinar en forma directa la emisión de los dispositivos susceptibles de emitir contaminantes al aire.

Modelos de emisión (mecánicos). Se utilizó el modelo TANKS 4.0 para estimar las emisiones de los COV que se liberan al aire durante el almacenamiento masivo de combustibles en tanques; el BEIS 2.3 para calcular las emisiones de COV y NOx provenientes de la vegetación y del suelo; el modelo IVE 1.1 para el cálculo de las emisiones de CO₂, COV, NOx, CO, SO₂ y PM10 de algunas categorías de fuentes móviles y el modelo LANDFILL, para estimar las emisiones de CH₄, CO y compuestos orgánicos no metanogénicos generadas en los rellenos sanitarios.

Todos estos modelos fueron desarrollados por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de América “US-EPA” y adaptados para utilizarse en el municipio de Montería.

Encuestas. Se desarrollaron y aplicaron algunos formatos para la obtención y actualización de los datos de actividad, utilizados en el cálculo de las emisiones (combustible, materias primas, productos, entre otros), para los sectores industrial, comercial, transporte y de servicios.

Factores de emisión. La fuente de factores de emisión utilizada en este inventario fue el AirCHIEF versión 11 (US-EPA).

Balance de materiales. Para el cálculo de las emisiones de dióxido de azufre de las fuentes fijas, se partió del principio de que todo el azufre contenido en el combustible se incorpora en la formación del dióxido de azufre.

5.3 RESULTADOS

5.3.1 Calidad del aire y calidad acústica

El resultado de la medición de los niveles de presión sonora promedio y monóxido de carbono en los diferentes puntos de muestreo se presenta en la tabla 7. Todas las concentraciones de monóxido de carbono encontradas durante el período de medición en los diferentes puntos de muestreo superan la norma de calidad para un período de ocho horas (8.8 ppm).

Aunque es difícil hacer comparaciones por tipos de zonas (resolución 627 de 2006 del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial), ya que el uso del suelo no está muy bien definido y que en muchos sectores de Montería se presentan zonas con uso mixto, se puede decir lo siguiente:

- En todos los puntos se superan los límites permisibles para el Sector A (tranquilidad y silencio) durante el período diurno [55 dB(A)].
- En todos los puntos se superan los límites permisibles para el Sector B (tranquilidad y ruido moderado) en los subsectores “zonas residenciales”, “instituciones educativas” y “zonas de parques” durante el período diurno [65 dB(A)].
- En todos los puntos se superan los límites permisibles para el Sector C (ruido intermedio restringido) en los subsectores “zonas de oficinas” y “zonas con uso institucional” durante el período diurno [65 dB(A)].

Tabla 7. Niveles de presión sonora promedio (LEQ) y concentración de monóxido de carbono (CO).

<i>Punto</i>	<i>Estación</i>	<i>LEQ [dB(A)]</i>	<i>CO (ppm)</i>
1	Centro (carrera 1 × calle 21)	71.8	12.0
2	Blanco y Amarillo (carrera 2 × calle 4)	73.5	13.2
3	Mercadito del Sur (circunvalar × carrera 9)	75.7	14.3
4	La Parrillada (circunvalar × calle 22)	77.8	14.5
5	Glorieta (circunvalar × calle 29)	76.2	13.1
6	Cantaclaro (vía Montería-Planeta Rica)	76.2	11.5
7	Centro (calle 28 × carrera 7)	68.9	12.0
8	Centro (calle 34 × carrera 6)	70.9	12.9
9	Centro (carrera 9 × calle 41)	72.6	12.8
10	La Castellana (circunvalar × calle 61)	75.9	14.3

- Solamente un punto cumple el límite permisible para el sector C (ruido intermedio restringido) en el subsector “comercial” durante el período diurno [70 dB(A)].

- En el 50% de los puntos se supera el límite permisible para el sector C (ruido intermedio restringido) en el subsector “industrial” durante el periodo diurno [75 dB(A)].

La tabla 8 consigna las categorías ambientales en las que se encuentran los diferentes sitios de muestreo, según el índice de calidad acústica ambiental (ICAA), y las categorías ambientales por monóxido de carbono, según el Índice de Calidad del Aire (ICA). En promedio, todos los puntos de muestreo presentan una calidad del aire por monóxido de carbono que se encuentra en la categoría de calidad ambiental “inadecuada” y una calidad acústica que se encuentra en la categoría “inaceptable”.

Tabla 8. Categoría de calidad acústica del ambiente y calidad ambiental por CO.

<i>Punto</i>	<i>Estación</i>	<i>ICAA</i>	<i>ICA</i>
1	Centro (carrera 1 × calle 21)	Baja	Inadecuada
2	Blanco y Amarillo (carrera 2 × calle 4)	Baja	Inadecuada
3	Mercadito del Sur (circunvalar × carrera 9)	Baja	Inadecuada
4	La Parrillada (circunvalar × calle 22)	Baja	Inadecuada
5	Glorieta (circunvalar × calle 29)	Baja	Inadecuada
6	Cantaclaro (vía Montería-Planeta Rica)	Baja	Inadecuada
7	Centro (calle 28 × carrera 7)	Baja	Inadecuada
8	Centro (calle 34 × carrera 6)	Baja	Inadecuada
9	Centro (carrera 9 × calle 41)	Baja	Inadecuada
10	La Castellana (circunvalar × calle 61)	Baja	Inadecuada

La tabla 9 presenta los resultados de los niveles de presión sonora registrados en los diferentes sitios de medición durante dos jornadas del “día sin moto” programadas por el municipio de Montería. En dicha tabla se puede observar que los niveles de presión sonora registrados en los diferentes puntos de medición superan los límites permisibles para las zonas de tranquilidad [55 dB(A)], residencial e

institucional [65 dB(A)] y comercial [70 dB(A)] durante el período diurno. Todos los puntos, excepto el punto 6 (Cantaclaro) y el punto 10 (La Castellana), cumplen el límite permisible para la zona industrial [75 dB(A)].

Tabla 9. Niveles de presión sonora durante el “día sin moto”.

<i>Punto</i>	<i>LEQ [dB(A)]</i>		
	<i>16/mayo/05</i>	<i>14/junio/05</i>	<i>Promedio</i>
1	71.0	69.1	70.1
2	72.8	69.3	71.2
3	71.5	75.9	74.0
4	72.5	73.3	72.9
5	73.4	76.0	74.8
6	76.6	82.0	79.7
7	67.8	72.9	70.7
8	67.1	72.5	70.2
9	72.4	80.9	77.7
10	75.5	73.2	74.4

Tabla 10. Categoría de calidad acústica del ambiente durante el “día sin moto”

<i>Punto</i>	<i>ICAA</i>		
	<i>16/mayo/05</i>	<i>14/junio/05</i>	<i>Promedio</i>
1	Baja	Baja	Baja
2	Baja	Baja	Baja
3	Baja	Baja	Baja
4	Baja	Baja	Baja
5	Baja	Baja	Baja
6	Baja	Baja	Baja
7	Aceptable	Baja	Baja
8	Aceptable	Baja	Baja
9	Baja	Baja	Baja
10	Baja	Baja	Baja

Punto 1:	Centro (carrera 1 × calle 21)
Punto 2:	Blanco y Amarillo (carrera 2 × calle 4)
Punto 3:	Mercadito del Sur (circunvalar × carrera 9)
Punto 4:	La Parrillada (circunvalar × calle 22)
Punto 5:	Glorieta (circunvalar × calle 29)
Punto 6:	Cantaclaro (vía Montería – Planeta Rica)
Punto 7:	Centro (calle 28 × carrera 7)
Punto 8:	Centro (calle 34 × carrera 6)
Punto 9:	Centro (carrera 9 × calle 41)
Punto 10:	La Castellana (circunvalar × calle 61)

La tabla 10 consigna las categorías ambientales en las que se encuentran los diferentes sitios de muestreo durante el “día sin moto”, según el índice de calidad acústica ambiental (ICAA). Excepto los puntos 7 (calle 28 × carrera 7) y 8 (calle 34 × carrera 6) que presentan una calidad acústica que se encuentra en la categoría de “Aceptable” durante el “día sin moto” del 16 de mayo de 2005, todos los sitios de medición presentan una calidad acústica que se encuentra en la categoría de “baja”. En promedio, todos los sitios de medición presentan una calidad acústica que se encuentra en la categoría de “baja”.

La tabla 11 presenta los niveles de presión sonora equivalente promedio en forma comparativa entre los diferentes períodos de medición (marzo de 2005 y las dos jornadas del “día sin moto”), así como la variación en las presiones sonoras y los niveles de presión sonora. La variación en los niveles de presión sonora es la sensación que perciben los habitantes de Montería en la reducción o aumento en los niveles de ruido. En este caso se puede decir que la mejoría, en la mayoría de los puntos, no es muy significativa. Sin tener en cuenta los puntos 6 (Cantaclaro), 7 (calle 28 × carrera 7) y 9 (carrera 9 × calle 41), en los que hubo un aumento en el nivel de ruido para el “día sin moto”, la reducción promedio en los niveles de presión sonora fue del 2.69%. Es importante anotar que en el mes de marzo estaba en rigor la norma del “pico y placa” para las motos.

Tabla 11. Niveles de presión sonora equivalente promedio por periodos de muestreo.

Punto	LEQ [dB(A)]		Variación (%)	
	Marzo/05	Día sin moto	Presión sonora	Nivel sonoro
1	71.8	70.1	-17.78	-2.37
2	73.5	71.2	-23.26	-3.13
3	75.7	74.0	-17.78	-2.25
4	77.8	72.9	-43.11	-6.30
5	76.2	74.8	-14.89	-1.84
6	76.2	79.7	49.62	4.59
7	68.9	70.7	23.03	2.61
8	70.9	70.2	-7.74	-0.99
9	72.6	77.7	79.89	7.02
10	75.9	74.4	-15.86	-1.98

Punto 1:	Centro (carrera 1 × calle 21)
Punto 2:	Blanco y Amarillo (carrera 2 × calle 4)
Punto 3:	Mercadito del Sur (circunvalar × carrera 9)
Punto 4:	La Parrillada (circunvalar × calle 22)
Punto 5:	Glorieta (circunvalar × calle 29)
Punto 6:	Cantaclaro (vía Montería-Planeta Rica)
Punto 7:	Centro (calle 28 × carrera 7)
Punto 8:	Centro (calle 34 × carrera 6)
Punto 9:	Centro (carrera 9 × calle 41)
Punto 10:	La Castellana (circunvalar × calle 61)

Sin embargo, los seres humanos no reaccionamos al sonido en forma lineal. Esto es, doblando la intensidad del sonido no resulta en una percepción, por el cerebro, del doble de intensidad. Si bien es cierto que la intensidad depende de la frecuencia, es necesario aumentar la potencia en 10 dB para que el cerebro perciba un

incremento del doble de la potencia. Así, el incremento de 120 dB que podemos escuchar corresponde a sólo un intervalo de 12 a 1. En este orden de ideas, con la implementación del “día sin moto” en Montería se puede decir que la contribución promedio de las motos como fuentes de ruido, sin tener en cuenta los puntos 6 (Cantaclaro), 7 (calle 28 × carrera 7) y 9 (carrera 9 × calle 41), es del 20.06% y su inmovilización genera una mejoría en la calidad acústica del 2.69%.

La tabla 12 presenta los resultados de las mediciones de monóxido de carbono en los diferentes sitios de muestreo durante dos jornadas del “día sin moto” programadas por el municipio de Montería. Los puntos 4 (circunvalar × calle 22), 5 (circunvalar × calle 29) y 8 (calle 34 × carrera 6) superan la norma de calidad del aire para el monóxido de carbono durante un período de 8 horas.

Tabla 12. Concentración de CO durante el “día sin moto”

<i>Punto</i>	<i>CO (ppm)</i>		
	<i>16/mayo/05</i>	<i>14/junio/05</i>	<i>Promedio</i>
1	5.0	5.0	5.0
2	9.0	7.0	8.0
3	6.0	6.0	6.0
4	26.0	7.0	16.5
5	13.0	5.0	9.0
6	8.0	4.0	6.0
7	8.0	8.0	8.0
8	11.0	7.0	9.0
9	8.0	9.0	8.5
10	7.0	6.0	6.5

La tabla 13 consigna las categorías ambientales en las que se encuentran los diferentes sitios de muestreo durante el “día sin moto”, según el Índice de calidad del aire (ICA) para monóxido de carbono.

Excepto los puntos 1 (carrera 1 × calle 21) y 4 (circunvalar × calle 22) que presentan concentraciones de CO que se encuentra en la categoría “buena” e “inadecuada” durante el “día sin moto” del 16 de mayo de 2005, respectivamente, todos los sitios de medición presentan una calidad ambiental que se encuentra en la categoría “aceptable”.

Tabla 13. Calidad ambiental para CO durante el “día sin moto”.

<i>Punto</i>	<i>ICA</i>		
	<i>16/mayo/05</i>	<i>14/junio/05</i>	<i>Promedio</i>
1	Buena	Buena	Buena
2	Aceptable	Aceptable	Aceptable
3	Aceptable	Aceptable	Aceptable
4	Mala	Aceptable	Inadecuada
5	Inadecuada	Buena	Aceptable
6	Aceptable	Buena	Aceptable
7	Aceptable	Aceptable	Aceptable
8	Inadecuada	Aceptable	Aceptable
9	Aceptable	Aceptable	Aceptable
10	Aceptable	Aceptable	Aceptable

Punto 1:	Centro (carrera 1 × calle 21)
Punto 2:	Blanco y Amarillo (carrera 2 × calle 4)
Punto 3:	Mercadito del Sur (circunvalar × carrera 9)
Punto 4:	La Parrillada (circunvalar × calle 22)
Punto 5:	Glorieta (circunvalar × calle 29)
Punto 6:	Cantaclaro (vía Montería-Planeta Rica)
Punto 7:	Centro (calle 28 × carrera 7)
Punto 8:	Centro (calle 34 × carrera 6)
Punto 9:	Centro (carrera 9 × calle 41)
Punto 10:	La Castellana (circunvalar × calle 61)

La tabla 14 presenta la concentración promedio de monóxido de carbono en forma comparativa entre los diferentes períodos de medición (marzo de 2005 y las dos jornadas del “día sin moto”) y su variación temporal. En este caso se puede decir que la mejoría, en la mayoría de los puntos, es bastante significativa. Sin tener en cuenta el punto 4 (circunvalar × calle 22), en el que se presentó un aumento en el nivel de monóxido de carbono para el “día sin moto”, la reducción promedio en la concentración de monóxido de carbono fue del 43.0%.

5.3.2 Emisiones vehiculares

Para verificar el cumplimiento de los niveles permisibles de emisión de contaminantes producidos por los vehículos a gasolina se escogió una muestra aleatoria 1000 vehículos a gasolina para determinar las concentraciones de monóxido de carbono e hidrocarburos, dentro de los cuales se tuvieron en cuenta 174 motocicletas.

Las tablas 15 y 16 presentan los resultados de la medición de las concentraciones de monóxido de carbono e hidrocarburos con el propósito de verificar el cumplimiento de los niveles permisibles de emisión de contaminantes producidos por los vehículos a gasolina.

Tabla 14. Concentración promedio de monóxido de carbono por períodos de muestreo.

<i>Punto</i>	<i>CO (ppm)</i>		<i>Variación (%)</i>
	<i>Marzo/05</i>	<i>Día sin moto</i>	
1	12.0	5.0	-58.3
2	13.2	8.0	-39.4
3	14.3	6.0	-58.0
4	14.5	16.5	13.8
5	13.1	9.0	-31.3
6	11.5	6.0	-47.8

<i>Punto</i>	<i>CO (ppm)</i>		<i>Variación (%)</i>
	<i>Marzo/05</i>	<i>Día sin moto</i>	
7	12.0	8.0	-33.3
8	12.9	9.0	-30.2
9	12.8	8.5	-33.6
10	14.3	6.5	-54.5

Punto 1:	Centro (carrera 1 × calle 21)
Punto 2:	Blanco y Amarillo (carrera 2 × calle 4)
Punto 3:	Mercadito del Sur (circunvalar × carrera 9)
Punto 4:	La Parrillada (circunvalar × calle 22)
Punto 5:	Glorieta (circunvalar × calle 29)
Punto 6:	Cantaclaro (vía Montería-Planeta Rica)
Punto 7:	Centro (calle 28 × carrera 7)
Punto 8:	Centro (calle 34 × carrera 6)
Punto 9:	Centro (carrera 9 × calle 41)
Punto 10:	La Castellana (circunvalar × calle 61)

Tabla 15. Vehículos que incumplen la norma de emisión permisible por intervalos de antigüedad.

<i>Año modelo</i>	<i>Vehículos evaluados</i>	<i>Vehículos reprobados</i>		<i>Contribución (%)</i>
		<i>#</i>	<i>%</i>	
≤ 1974	21	12	57.1	3.4
1975 - 1980	53	38	71.7	10.9
1981 - 1990	145	91	62.8	26.0
1991 - 1995	156	78	50.0	22.3
1996 - 1997	111	63	56.8	18.0
1998 - 1900	158	37	23.4	10.6
≥ 2001	182	31	17.0	8.8
Total	826	350	42.4	100

Como se puede observar en la tabla 16, los vehículos monitoreados que más incumplen la norma de emisión son los de los modelos 1981-1990. Es importante anotar que este intervalo de antigüedad es el más amplio (10 años) según los intervalos estipulados en la resolución 5 del 9 de enero de 1996 del Ministerio del Medio Ambiente. Comparando dentro de cada intervalo de antigüedad, los vehículos que más incumplen la norma de emisión son los de los modelos 1975-1980, ya que de cada diez carros en este intervalo de antigüedad, 7 no cumplen con la norma de emisión.

Tabla 16. Cumplimiento de la norma de emisión permisible.

<i>Cumplimiento de la norma</i>	<i>Vehículos</i>	
	<i>(#)</i>	<i>(%)</i>
Monóxido de carbono		
No	262	31.7
Sí	564	68.3
Hidrocarburos		
No	218	26.4
Sí	608	73.7

Según la tabla 16, el monóxido de carbono es el parámetro que más incide en el incumplimiento de los niveles permisibles de emisión de contaminantes producidos por los vehículos a gasolina. Las causas que producen cantidades elevadas de monóxido de carbono son las siguientes:

- Mezcla mal ajustada.
- Presión del combustible demasiado elevada.
- El motor no ha alcanzado la temperatura de funcionamiento adecuada.
- Hay combustible en el aceite del motor.
- El filtro de aire se encuentra muy sucio.

- El nivel de flotador en el carburador está demasiado alto.
- Los pulverizadores (boquereles) en el carburador no son los correctos.

La válvula de enriquecimiento y los estranguladores en el carburador se encuentran defectuosos.

Si el vehículo es de inyección electrónica, la sonda térmica está defectuosa, el enchufe de codificación/conmutador está en una posición errónea y/o el aparato de medición del caudal de aire está defectuoso.

La tabla 17 presenta la comparación de las concentraciones medias de monóxido de carbono e hidrocarburos en los gases de escape entre automóviles y motocicletas durante la verificación vehicular de los niveles permisibles de emisión de contaminantes. La concentración de HC en los gases de escape de una moto es 12.8 veces mayor que la de los gases de escape de un vehículo. En cuanto al CO, los resultados no muestran una diferencia estadísticamente significativa.

Tabla 17. Concentración media de monóxido de carbono e hidrocarburos en los gases de escape.

<i>Vehículo</i>	<i>CO (%)</i>	<i>HC (ppm)</i>
Automóviles	3.10	511
Motos	2.85	6532

Los resultados anteriores coinciden bastante bien con los estudios realizados por Ana-Marija Vasic y Martin Weilemann en Suiza y Jorge García Gómez en el Área Metropolitana del Valle de Aburrá. En el estudio realizado en el 2005 (Vasic y Weilemann), se encontró que las motocicletas emiten dieciséis (16) veces más hidrocarburos que los automóviles y tres (3) veces más monóxido

de carbono. En el estudio de García, realizado también en el 2005, se encontró que las motocicletas de 2 tiempos emiten diecisiete (17) veces más hidrocarburos que los automóviles y las de 4 tiempos 30% más hidrocarburos que los automóviles. En cuanto al CO, los resultados no muestran una diferencia estadísticamente significativa (ver tabla 18).

Tabla 18. Concentraciones medias de monóxido de carbono e hidrocarburos en los gases de escape de las motocicletas (García, 2006).

<i>Tiempos</i>	<i>Marca</i>	<i>Prueba</i>	<i>HC (ppm)</i>	<i>CO (%)</i>
2	Yamaha	A	9884.3	3.37
		D	9275.5	3.20
	Kawasaki	A	8326.1	3.39
		D	8399.9	3.24
	Susuki	A	8479.0	3.16
		D	8610.8	3.23
Promedio		A	8896.5	3.31
		D	8762.1	3.22
4	Yamaha	A	606.6	5.01
		D	426.0	3.76
	Kawasaki	A	838.0	3.54
		D	681.9	2.45
	Susuki	A	689.6	1.94
		D	455.6	3.70
	Honda	A	892.1	3.85
		D	696.6	2.75
Promedio		A	756.6	3.59
		D	565.0	3.17

Notas:

A = Antes de la sincronización.

B = Después de la sincronización.

La tabla 19 presenta los factores de emisión vehicular en caliente para diferentes tipos de vehículos. En ella se observa que las motocicletas son los vehículos que más monóxido de carbono y más hidrocarburos (COV's) emiten por kilómetro recorrido.

5.3.3 Inventario de emisiones

En la tabla 20 se puede apreciar la contribución de cada contaminante inventariado por tipo de fuente, observándose que el mayor emisor de contaminantes son las fuentes de área (62.2%).

Tabla 19. Factores de emisión vehicular en caliente para diferentes tipos de vehículos (Toro, 2000).

Vehículo	Factor de emisión vehicular en caliente (g/km)				
	CO	NOx	VOC's	PST	SO ₂
< 1400 cc	17.27	1.83	1.79	0.05	0.01
1400 - 2000	17.27	2.19	1.79	0.07	0.01
> 2000 cc	17.27	2.86	1.79	0.09	0.01
Buses	3.65	11.95	0.94	0.90	1.67
Camiones	2.78	9.08	1.52	0.90	1.67
Motos	23.44	0.04	9.43	0.14	0.01

La emisión total de contaminantes en el área de estudio se estima en 256,479.6 toneladas para el año 2005, de las cuales el 34.3% corresponden a CO₂, el 30.3% a PST (0.12% de estas son PM10) y el resto a los demás contaminantes.

Tabla 20. Emisión de contaminantes en el municipio de Montería, 2005.

Contaminante	Unidad	Fuentes			Total
		Puntuales	Área	Móviles	
PST	(Ton/año)	299.4	77,466.5	13.1	77,779.0
	%	0.4	99.6	0.0	30.3

Contaminante	Unidad	Fuentes			Total
		Puntuales	Área	Móviles	
PM10	(Ton/año)	76.7	0.0	13.1	89.8
	%	85.4	0.0	14.6	
SO ₂	(Ton/año)	39.0	0.0	0.5	39.5
	%	98.8	0.0	1.2	0.0
NO _x	(Ton/año)	16.3	2,270.6	436.4	2,723.3
	%	0.6	83.4	16.0	1.1
CO	(Ton/año)	185.7	1.5	6,572.3	6,759.5
	%	2.7	0.0	97.2	2.6
COV's	(Ton/año)	524.1	39,624.7	762.0	40,910.8
	%	1.3	96.9	1.9	16.0
CH ₄	(Ton/año)	0.0	40,197.3	155.3	40,352.6
	%	0.0	99.6	0.4	15.7
CO ₂	(Ton/año)	44,939.4	0.0	42,975.5	87,914.9
	%	51.1	0.0	48.9	34.3
Subtotal	(Ton/año)	46,003.9	159,560.7	50,915.0	256,479.6
	%	17.9	62.2	19.9	100.0

El 62.2% de los contaminantes emitidos en el municipio de Montería proviene primordialmente de las fuentes de área. Las fuentes móviles y las puntuales aportan el 19.9% y el 17.9%, respectivamente.

Las fuentes móviles aportan alrededor de 256,479 toneladas al año de contaminantes. En la tabla 21 se puede observar que los contaminantes emitidos en mayor cantidad son el CO₂ (84.4%) y el CO (12.9%); y son generados principalmente por las motocicletas (46.8%), cuyo funcionamiento hace que se emitan alrededor de 19,995 y 3,262 ton/año, respectivamente. La figura 2 muestra la contribución porcentual de contaminantes por tipo de vehículo.

Tabla 21. Emisión de contaminantes por fuentes móviles en el municipio de Montería, 2005.

Contaminante	Unidad	Tipo de vehículo						
		Buses	Motos	Camionetas	Camiones	Particulares	Taxis	Total
PST	(Ton/año)	9.5	0.4	0.8	2.1	0.1	0.2	13.1
	%	72.8	3.2	6.2	15.8	0.5	1.5	0.0
PM10	(Ton/año)	9.5	0.4	0.8	2.1	0.1	0.2	13.1
	%	72.8	3.2	6.2	15.8	0.5	1.5	
SO ₂	(Ton/año)	0.1	0.1	0.2	0.0	0.0	0.0	0.5
	%	12.3	27.6	41.8	5.9	4.0	8.5	0.0
NOx	(Ton/año)	123.0	104.0	56.8	39.6	26.0	86.9	436.4
	%	28.2	23.8	13.0	9.1	6.0	19.9	0.9
CO	(Ton/año)	87.6	3,262.3	1,128.2	190.2	528.4	1,375.5	6,572.3
	%	1.3	49.6	17.2	2.9	8.0	20.9	12.9
COV's	(Ton/año)	16.8	408.7	111.5	15.1	68.6	141.3	762.0
	%	2.2	53.6	14.6	2.0	9.0	18.5	1.5
CH ₄	(Ton/año)	0.0	69.3	19.2	1.9	8.7	56.2	155.3
	%	0.0	44.6	12.4	1.2	5.6	36.2	0.3
CO ₂	(Ton/año)	5,492.0	19,995.1	6,559.9	2,313.1	2,779.0	5,836.5	42,975.5
	%	12.8	46.5	15.3	5.4	6.5	13.6	84.4
Subtotal	(Ton/año)	5,729.1	23,839.8	7,876.6	2,562.0	3,410.8	7,496.8	50,915.0
	%	11.3	46.8	15.5	5.0	6.7	14.7	100.0

A fin de calcular el efecto que tienen las motocicletas sobre la contaminación atmosférica, se puede ver que del total de las

emisiones de fuentes móviles, las motocicletas aportan el 53.6% de las emisiones de hidrocarburos (COV's), el 49.6% de las emisiones totales de monóxido de carbono (CO) y el 46.5% de las emisiones de dióxido de carbono (CO₂).

5.4 CONCLUSIONES

En la ciudad de Montería se encuentra una fuerte mezcla de actividades comerciales, institucionales, industriales y hasta residenciales, que hacen muy difícil la aplicación de las normas existentes, dada la confusión en la identificación del uso del suelo. De acuerdo con la clasificación existente para niveles de ruido en la resolución 627 de 2006 del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, los resultados del presente estudio muestran que se supera el límite permisible para la zona comercial de forma generalizada durante el periodo diurno. Lo anterior considerando la zona de estudio, en especial la zona céntrica, como un área comercial generalizada; consideración que busca no castigar este estudio al aplicar la norma para zonas residenciales o de tranquilidad, pero que tampoco le ofrece ventajas al no aplicar la norma para áreas industriales, todo esto debido a la mixtura en el uso del suelo en la ciudad de Montería.

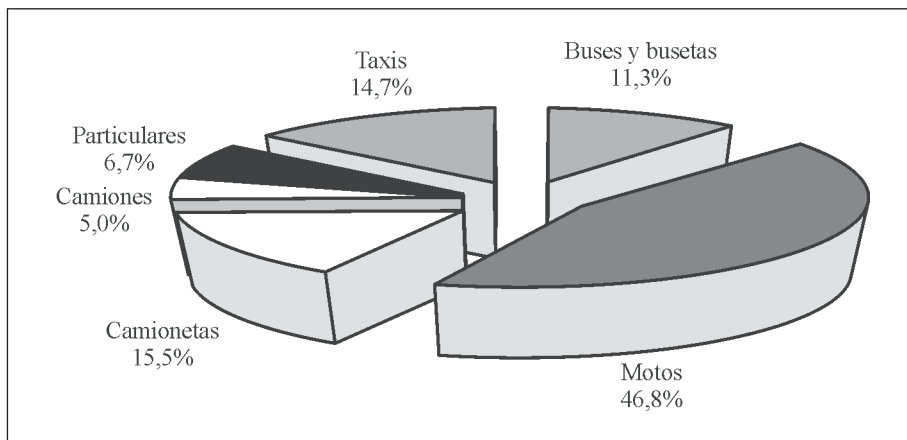


Figura 2. Contribución porcentual de contaminantes por tipo de vehículo.

El ruido atribuido al tráfico, medido en los diferentes sitios de medición, está influenciado por otras fuentes (establecimientos comerciales, peatones, ventas callejeras, etc.). El ruido de fondo en el municipio de Montería es alto [≈ 76 dB(A)] y no sólo se debe al tráfico vehicular, ya que los niveles de presión sonora no presentan una relación estrecha con el flujo vehicular. Es por eso que la mejoría en la calidad acústica, producto de la restricción en la circulación de motocicletas en la ciudad de Montería, no fue significativa.

Son muchas las causas que contribuyen al deterioro de la calidad acústica en la ciudad de Montería y entre ellas se encuentran los mototaxistas que, como única forma de diferenciarse de los motociclistas convencionales, acuden al uso de la bocina para conseguir pasajeros. También esta la falta de cultura ciudadana y las “costumbres” que se van imponiendo dentro de los conductores de vehículos, especialmente los taxistas, que por cualquier motivo utilizan las bocinas de los vehículos.

Los niveles de monóxido de carbono medidos permiten identificar que todos los puntos pueden ser considerados como críticos ya que en ellos se obtuvieron valores por encima de la norma colombiana.

De acuerdo con la clasificación del índice de calidad del aire (ICA) para monóxido de carbono, en promedio, todos los puntos de muestreo presentan una calidad del aire que se encuentra en la categoría de calidad ambiental “inadecuada”.

La restricción en la circulación de motocicletas en la ciudad de Montería (día sin moto) incide notoriamente en la calidad del aire con una reducción promedio en la concentración de monóxido de carbono del 43.0%.

El 42.4% de los vehículos monitoreados incumplen la norma de emisión permisible, ya sea para monóxido de carbono o para hidrocarburos.

El parámetro que afecta más el incumplimiento de la norma de emisión es el CO. El 31.7% de los vehículos reprueba por CO y el 26.4% por HC.

La concentración de HC en los gases de escape de una moto es 12.8 veces mayor que la de los gases de escape de un automóvil.

En general, las emisiones de área, en las que se incluyen las biogénicas, algunas actividades agrícolas y pecuarias, la disposición de residuos sólidos y la explotación de los bosques, representan el 62.2% del total de contaminantes emitidos en la zona de estudio, aportando 159,560.7 toneladas anuales.

Las fuentes móviles aportan alrededor de 50,915 toneladas al año, de las cuales el 84.4% es CO₂. Dentro de esta categoría, las motocicletas emiten aproximadamente 23,840 toneladas anuales (46.8%).

5.5 RECOMENDACIONES

A la luz de los resultados presentados, se puede decir que las motocicletas son responsables de un importante porcentaje de las emisiones estimadas en la ciudad de Montería, lo que da cuenta de la necesidad de incluir las motos en las normas de emisión vehicular y exigirles el certificado de gases de acuerdo con su cilindraje, los tiempos del motor y el modelo. Sin embargo, el establecer una norma para este tipo de vehículos sólo en el ámbito regional presenta una serie de problemas, derivados de la propia naturaleza de las fuentes reguladas. En efecto las fuentes móviles, a diferencia de las fuentes fijas, no pueden ser restringidas en su ubicación y desplazamiento, razón por la cual sería muy sencillo eludir esta norma si la misma no se aplicara a las demás regiones del país. Si a esto se agrega la necesidad de cuidar el medio ambiente y la calidad de vida de todos los habitantes de Colombia, y la falta de exigencias respecto de las

emisiones de las motocicletas que ingresan al país, se concluye la conveniencia de normatizar las emisiones de las motocicletas con un alcance nacional y no sólo regional. Cabe señalar que éste ha sido el criterio de otras regulaciones de emisiones para fuentes móviles, como, por ejemplo, el caso de los vehículos livianos y medianos, cuyas normas tienen vigencia en todo el territorio nacional.

Respecto a los contaminantes a controlar, el inventario de emisiones indica que las motocicletas aportan al ambiente principalmente dióxido de carbono (CO₂), monóxido de carbono (CO) e hidrocarburos (COV's). Por lo anterior, se propone incluir estos contaminantes como referencia para las normas nacionales en materia de emisiones.

5.6 BIBLIOGRAFÍA

Decreto 948 de junio 5 de 1995 del Ministerio del Medio Ambiente. República de Colombia.

Resolución 5 del 9 de enero de 1996 del Ministerio del Medio Ambiente. República de Colombia.

CONESA Fdz-Vitora, Vicente. Guía metodológica para la evaluación del impacto ambiental. 2ª edición. España, ediciones Mundi-Prensa, 1995.

ECHEVERRI, L. Carlos. Estimación de la emisión de gases de efecto invernadero en el municipio de Montería (Córdoba, Colombia). Revista de ingenierías, Vol. 5, N° 9. Universidad de Medellín, ISSN 1692-3324. Medellín, 2006.

GARCÍA GÓMEZ, Jorge. Prevención y control de emisiones contaminantes generadas por motocicletas matriculadas en municipios de la jurisdicción del área metropolitana del Valle de Aburrá. En: producción + limpia. Vol. 1, N° 1. Área metropolitana del Valle de Aburrá, ISSN 1909-0455. Medellín, 2006.

Manuales del programa de inventario de emisiones en México. En: http://epa.gov/ttn/catc/cica/other3_s.html (fecha de consulta 13/06/2006).

MCBEAN, E. y ROVERS, F. *Statistical procedures for analysis of environmental monitoring data & risk assessment*. New Jersey: Prentice Hall PTR, 1998. Volume 3.

Norma técnica colombiana NTC 4983. Instituto colombiano de normas técnicas y certificación. Bogotá, 2004.

ONURSAL, B. y SURHID, G. *Contaminación atmosférica por vehículos automotores: experiencias recogidas en siete centros urbanos de Latinoamérica*. Banco Mundial, Washington D.C. 1997.

Resolución 627 de 2006 del Ministerio de ambiente, vivienda y desarrollo territorial. República de Colombia.

Resolución 601 de 2006 del Ministerio de ambiente, vivienda y desarrollo territorial. República de Colombia.

TORO G., María Victoria et al. *Cálculo de la emisión vehicular de contaminantes atmosféricos en la ciudad de Medellín mediante factores de emisión CORINAIR*. En: <http://www.cepis.ops-oms.org/bvsci/e/fulltext/medellin/vehiculos.pdf>. (fecha de consulta 13/06/2006).

VASIC, Ana-Marija y WEILEMANN, Martin. En: <http://fisicaysociedad.es/view/default.asp?cat=705&id=2949>. (fecha de consulta 13/06/2006).

CAPÍTULO 6

ROMPIMIENTO DE LA INVERSIÓN TÉRMICA EN EL VALLE DE ABURRÁ

Ángela M. Rendón¹, José F. Jiménez y Carlos Palacio²

6.1 INTRODUCCIÓN

En condiciones típicas y de cielo despejado la temperatura troposférica disminuye con la altura, dando lugar al transporte vertical de humedad y de contaminantes desde la superficie hacia la alta atmósfera. Sin embargo, bajo ciertas condiciones atmosféricas, existen capas en las que la temperatura aumenta con la altura, dando lugar al fenómeno conocido como “inversión térmica”. Su importancia se encuentra justificada en términos del papel que juega en el transporte de humedad, de componentes de la atmósfera y de contaminantes emitidos desde la superficie.

Diversos estudios se han realizado para explicar la génesis y evolución de este fenómeno. Entre ellos se destacan los estudios clásicos realizados por Whiteman a partir de los años 80, de los cuales se mencionan los estudios clásicos [Whiteman, 1980], [Whiteman, 1981a] y [Whiteman, 1981b], en los que se plantea un modelo que representa el rompimiento de la inversión térmica. En la medición de variables atmosféricas se mencionan los estudios [Dayan and Rodnizki, 1998], [Whiteman et al., 2004a], [Kolev et al., 2000], [Pino et al., 2004] y [Whiteman [1988], Unger et al. [2001], Tong et al. [2005]]

¹ Grupo de Investigación y Gestión Ambiental – GIGA, Universidad de Antioquia

² Escuela de Geociencias y Medio Ambiente, Universidad Nacional de Colombia

en los cuales se caracteriza la evolución del fenómeno de inversión térmica, su relación con el fenómeno de Isla de Calor y su influencia en la retención y transformación de contaminantes en la baja atmósfera.

En cuanto a la modelación del fenómeno se cuenta, además, con estudios como Pino et al., [2004], Moreiraa et al., [2005], Sailor and Fan [2002], Fan and Sailor [2005], Tong et al. [2005] y Whiteman et al., [2004b], en los cuales se simula de manera general el rompimiento de la inversión térmica, su evolución dependiendo de las condiciones particulares de la superficie, y su relación con el transporte y concentración de contaminantes.

En este trabajo se revisa el estado del arte en el estudio y simulación del fenómeno de inversión térmica en valles montañosos; se identifican patrones de comportamiento de la temperatura atmosférica en un valle tropical, montañoso y altamente urbanizado; se desarrolla el nuevo modelo involucrando variantes fundamentales que permiten realizar una simulación más realista del fenómeno; se simula el rompimiento de la inversión térmica utilizando la información experimental de las variables atmosféricas.

6.2 MEDICIÓN DE VARIABLES ATMOSFÉRICAS

Las variables atmosféricas registradas en las campañas de medición son temperatura, humedad relativa, presión atmosférica, y dirección y velocidad del viento, en los primeros 1000 metros de la atmósfera. La zona en la cual se concentra el trabajo es el Valle de Aburrá, particularmente en la zona correspondiente al municipio de Medellín.

Observaciones indirectas del fenómeno se han realizado mediante vídeos y fotografías, como se muestra en la figura 1. Estas fotografías permiten caracterizar de manera inicial la capa de inversión térmica, de donde puede decirse: su altura nunca está por encima de los puntos topográficos máximos alrededor del valle, es una capa de

poco mezclado y transporte vertical, se rompe primero en la ladera occidental del valle y las condiciones de inestabilidad atmosférica se alcanzan alrededor de las 9:30 a.m.

6.3 CAMPAÑAS DE MEDICIÓN

Se realizaron tres campañas de medición en época de verano (5, 12 y 19 de febrero), con periodicidad de registro de 15 segundos y en los primeros 1000m de la atmósfera. Este esquema de medición se encuentra basado en la caracterización del fenómeno reportada en la literatura. Los equipos utilizados en las campañas se muestran en la figura 2.

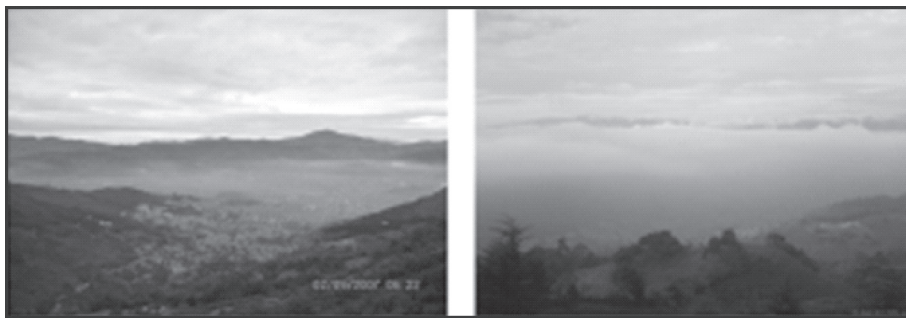


Figura 1: Fotografías del Valle de Aburrá en condiciones aparentes de inversión térmica. La foto izquierda tomada en 17-01-2007 y la foto derecha tomada en 14-12-2006.

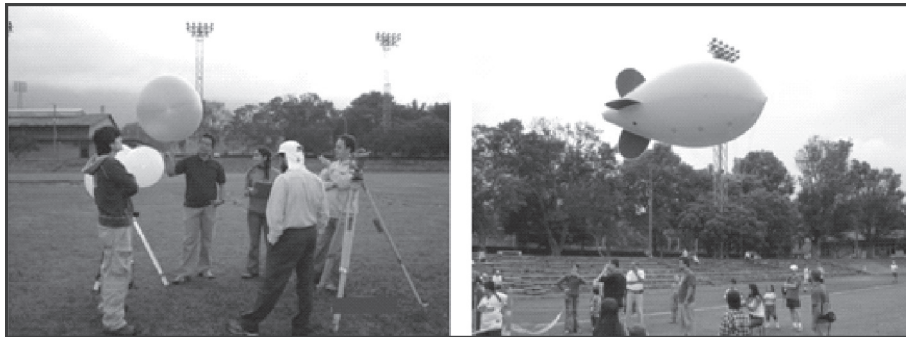


Figura 2: Equipo utilizado en las campañas de medición; a la izquierda globos y teodolitos meteorológicos, a la derecha zeppelin. Dispositivo de medición ubicado en instalaciones de la Universidad de Antioquia.

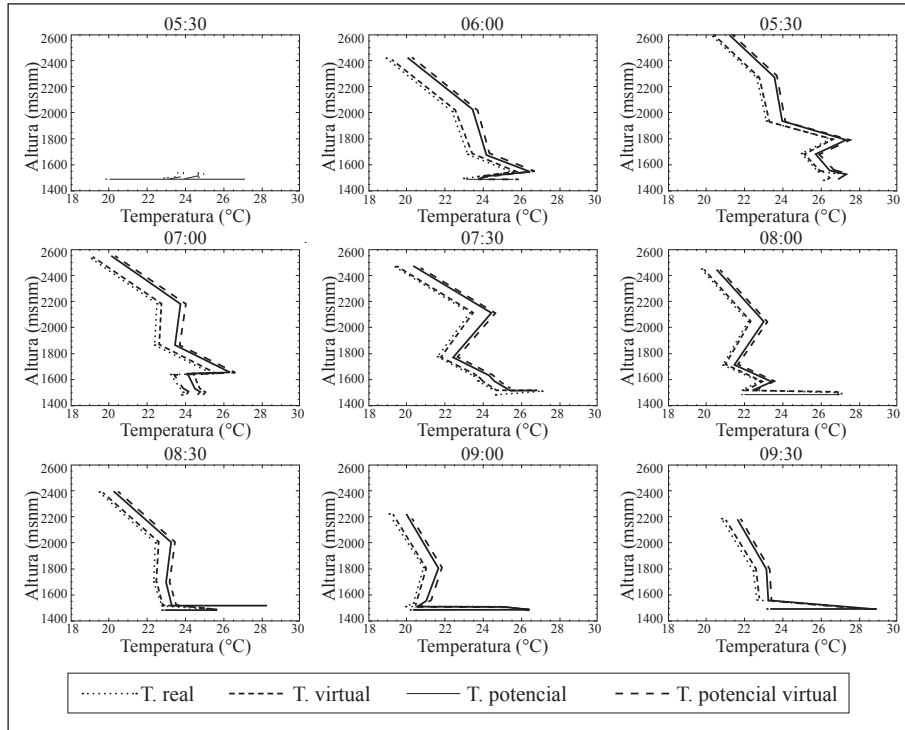


Figura 3: Perfil de temperatura, campaña 12 de Febrero 2006. Registro entre las 5:30 - 9:45 horas.

6.4 RESULTADOS

Con la información registrada para la temperatura (T), se construyeron perfiles verticales cada 30 minutos, a partir del supuesto de una variación lineal de la temperatura con la altura [Jacobson, 1999, p.6-51]. En la figura 3 se muestra el perfil de temperatura correspondiente al día 12 de febrero, donde se evidencian gradientes positivos de la temperatura con la altura.

El punto donde la temperatura es máxima, llamado tope de la inversión térmica, exhibe considerable variabilidad en el tiempo y su gradiente positivo asociado desaparece alrededor de las 9:00 a.m.,

donde se alcanzan condiciones de inestabilidad atmosférica. Para la información correspondiente a las primeras horas del día 12 de febrero se determinaron las condiciones de estabilidad atmosférica a partir del gradiente de temperatura (G) y del número de Richardson, ratificando las condiciones de inversión térmica para la madrugada de este día [Jacobson, 1999, p.6-51], [Wallace and Hobbs, 1977, p.47-84], [McGuffie and A.Henderson-Sellers, 2005, p.30] y [Webster and Curry, 1999, p.253].

Modelo de rompimiento de la inversión térmica en el Valle de Aburrá, MITVA.

El modelo MITVA representa el rompimiento de la inversión térmica, partiendo de hipótesis de similares a [Whiteman, 1980]. Para la aplicación del modelo al caso de estudio –Valle de Aburrá–, se utilizó la información de temperatura correspondiente a la campaña realizada el día 12 de febrero entre las 7:05 y las 9:03 a.m.

Planteamiento del modelo

El modelo MITVA es un modelo de condiciones iniciales que se resuelve mediante un esquema de diferencias finitas explícito hacia adelante. Se basa en el modelo de Whiteman, [1980], pero incorpora modificaciones relacionadas con el planteamiento general del modelo y con las características particulares de la zona de estudio.

Este modelo permite involucrar la variabilidad topográfica definiendo volúmenes de control diferenciales a partir del modelo de elevación digital, a diferencia de los modelos clásicos, en los cuales se define una sección transversal de geometría simple. En el modelo MITVA, se define el volumen de control como una columna de atmósfera de área superficial correspondiente con el tamaño de la celda, con frontera superior horizontal móvil e inferior en la superficie del terreno [Hartmann [1994], Peixoto and Oort [1992]]. En este

volumen de control se plantea el balance de energía ignorando los flujos horizontales de energía, y de manera similar a la planteada por Szilder et al., [1998] en el desarrollo de modelos climáticos y por Whiteman, [1990] en el desarrollo de balances de energía en la superficie. Este balance de energía se plantea considerando los albedos reales de la superficie, la variación temporal y espacial de la radiación solar y la influencia de los procesos atmosféricos que tienen lugar en el interior y por fuera del volumen de control.

Para la aplicación del modelo, se plantean dos etapas de simulación: en la etapa 1 se aplica el modelo al punto ubicado en la Universidad de Antioquia; en la etapa 2 se utilizan los resultados obtenidos en la etapa 1 para simular la evolución de la capa de inversión térmica para todo el Valle de Aburrá.

Etapas 1: Universidad de Antioquia

La calibración del modelo se realizó comparando los resultados obtenidos en la simulación, con la información de la temperatura registrada en la campaña de medición del día 12 de febrero. Se simuló la evolución del rompimiento de la inversión entre las 7:05am y las 9:30am, y se evaluó la representación del fenómeno a partir de las alturas del tope de inversión registradas en la campaña de medición. Se seleccionaron las diez simulaciones que mejor representan el rompimiento de la inversión térmica. En la figura 4, se muestran algunos resultados obtenidos: a la izquierda las diez mejores combinaciones de parámetros involucrados en el modelo, y a la derecha cuatro perfiles asociados a cuatro de estas combinaciones.

Los resultados sugieren que el proceso de rompimiento de la inversión térmica en el Valle de Aburrá estudiado es dominado por el descenso del tope de inversión, y que el modelo MITVA representa de manera adecuada la evolución del perfil de temperaturas en el proceso de rompimiento de la inversión térmica.

f_e	γ	k	a_n	$EAPM$
1.00	1.50	0.10	0.20	12.55
2.00	3.50	0.10	0.10	12.38
3.00	5.50	0.10	0.00	12.33
4.00	3.50	0.00	0.90	12.34
5.00	6.50	0.10	0.50	12.34
6.00	11.00	0.10	0.00	12.33
7.00	13.50	0.00	0.10	12.33
8.00	11.50	0.00	0.50	12.33
9.00	16.50	0.10	0.00	12.33
10.00	10.50	0.10	0.70	12.33

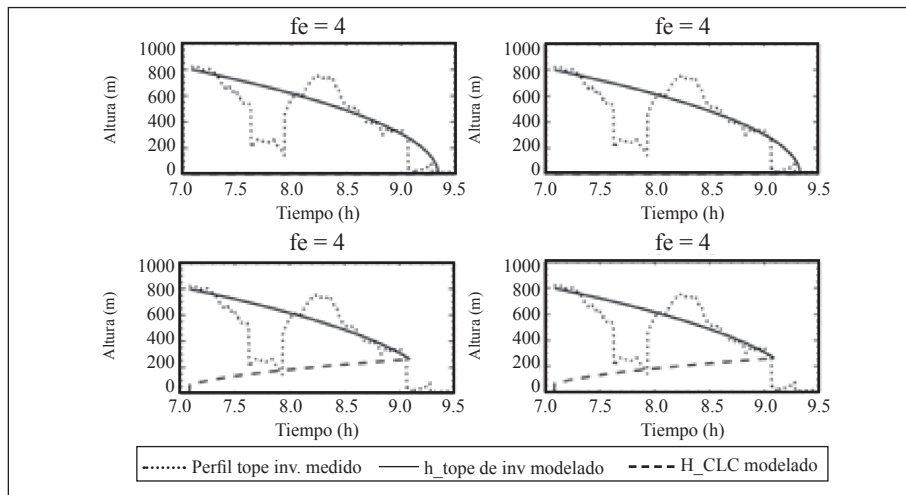


Figura 4: Resultados etapa 1 de simulación. Izquierda, diez mejores combinaciones de parámetros; derecha, perfiles obtenidos a partir de cuatro de las diez combinaciones de parámetros.

Etapa 2: Valle de Aburrá

En la etapa 2 se realizaron diez simulaciones para todo el valle, entre las 7:05 y las 9:30 a.m., partiendo de los resultados obtenidos en la etapa 1. Los resultados se presentan como superficies de la evolución de la capa de inversión térmica.

Además, se presenta la sección transversal correspondiente al corte realizado la Universidad de Antioquia. En la figura 5 se muestran los resultados obtenidos para una combinación de parámetros del modelo. La escala de colores asocia los colores más azules con puntos más bajos y los colores más rojos con valores más altos, ambos a partir del nivel del mar, como se indica en la parte superior de cada imagen.

6.5 CONCLUSIONES

Las condiciones de estabilidad atmosférica y de inversión térmica al amanecer son comprobadas a partir de la información registrada en la campaña de medición del día 12 de febrero.

Los perfiles de humedad relativa registrados en la campaña del 12 de febrero (no mostrados) sugieren una relación entre el comportamiento de esta variable con el comportamiento de la temperatura en condiciones de inversión térmica.

Los resultados sugieren que el proceso que más influye en el rompimiento de la inversión térmica en el Valle de Aburrá es el descenso del tope de inversión.

Ventajas principales del modelo MITVA son: *(i)* se hace explícito el balance de energía, *(ii)* se plantea el modelo de manera distribuida a partir del modelo de elevación digital; *(iii)* se libera la condición de que el tope de inversión y la capa límite convectiva son planos horizontales de igual temperatura; *(iv)* se considera la influencia del recorrido del Sol sobre el valle. El proceso de rompimiento de la inversión térmica en el Valle de Aburrá se da como resultado del balance de energía en el valle, que depende de sus características propias, representadas en el modelo mediante diferentes parámetros. Esto permite que el modelo sea aplicado para otros valles con una mejor representación de la variabilidad espacial y temporal de las características de la inversión térmica.

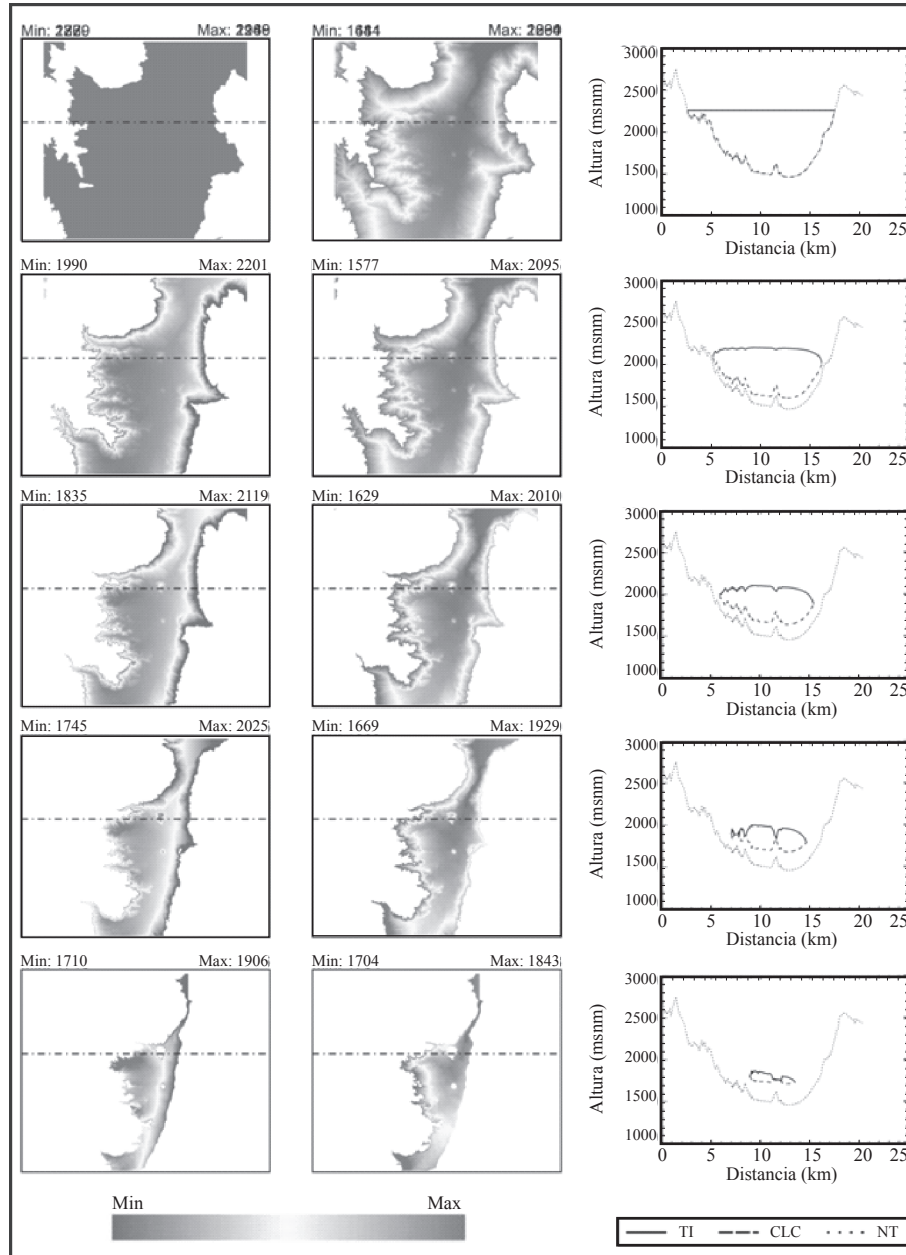


Figura 5: Evolución del tope de inversión (TI) a la derecha, de la capa límite convectiva (CLC) en el centro y de la sección transversal asociada al corte en la Universidad de Antioquia a la derecha, en msnm y entre las 7:05 y las 9:10 a.m.

6.6 REFERENCIAS

- U. DAYAN and J. RODNIZKI. The temporal behavior of the atmospheric boundary layer in Israel. *Journal of applied meteorology*. 38:830-836, 1998.
- H. FAN and D. SAILOR. Modeling the impacts of anthropogenic heating on the urban climate of philadelphia: a comparison of implementations in two pbl schemes. *Atmospheric environment*. 39:73-84, 2005.
- D. HARTMANN. *Global physical climatology*. Academic press. 1994.
- M. JACOBSON. *Fundamentals of atmospheric modeling, volume 1*. Cambridge University Press. 1999.
- I. KOLEV; P. SAVOV; B. KAPRIELOV; O. PARVANOV and S. V. Lidar observation of the nocturnal boundary layer formation over Sofia, Bulgaria. *Atmospheric environment*. 34:3223-3235, 2000.
- K. MCGUFFIE and A. HENDERSON-Sellers. *A climate modelling, volume 1*, p.30. John Wiley. 2005.
- D. MOREIRAA, T.I, and C.J. PLUME dispersion simulation in low wind conditions in stable and convective boundary layers. *Atmospheric environment*. 2005.
- J. PEIXOTO and A. OORT. *Physics of climate*. American institute of physics. 1992.
- D. PINO, A. J.; A, COMERÓN and F. ROCADENBOSCH. The boundary layer growth in a urban area. *Science of the total environment*. 334-335:207-213, 2004.
- D. SAILOR and H. FAN. Modeling the diurnal variability of effective albedo for cities. *Atmospheric environment*. 36:713-725, 2002.
- K. SZILDER; E. LOZOWSKY and G. REUTER. A stochastic model of global atmospheric response to enhanced greenhouse warming with cloud feedback. *Atmospheric research*. 47-48:475-489, 1998.
- H. TONG; A. WALTON; J. SANG and J. CHAN. Numerical simulation of the urban boundary layer over the complex terrain of hong kong. *Atmospheric environment*. 2005.

- J. UNGER, Z.; SÜMEGHY and J. ZOBOKI. Temperature cross-section features in an urban area. *Atmospheric research*. 58:117-127, 2001.
- J. M. WALLACE and P. V. HOBBS. *Atmospheric science*, volume 1, p. 47-84. Cambridge University press. 1977.
- P. WEBSTER and J. CURRY. *Thermodynamics of atmospheres and oceans*, volume 65. Academic press. 1999.
- C. WHITEMAN. Morning transition tracer experiments in a deep narrow valley. *Journal of applied meteorology*. 28:626-635, 1988.
- _____. Observations of thermally developed wind system in mountainous terrain. In W. Blumen, editor, *atmospheric processes over complex terrain*, volume 1, pages 5-41. American meteorology society. 1990.
- C. WHITEMAN; S. EISENBACH; B. POSPICHAL and R. STEINACKER. Comparison of vertical soundings and sidewall air temperature measurements in a small alpine basin. *Journal of applied meteorology*, 43, 2004a.
- C. WHITEMAN; B. POSPICHAL; S. EISENBACH; P. WEIHS; C. CLEMENTS; R. STEINACKER; E. MURSCH-RADLGRUBER and M. DORNINGER. Inversion breakup in small rocky mountain and alpine basins. *Journal of applied meteorology*. 43:82-94, 2004b.
- C. D. WHITEMAN. Breakup of temperature inversions in Colorado Mountain Valley. PhD thesis, Colorado state University. June, 1980.
- _____. Breakup of temperature inversions in deep mountain valleys: Part i. observations. *Journal of applied meteorology*. 21:270-289, 1981a.
- _____. Breakup of temperature inversions in deep mountain valleys: part ii thermodynamic model. *Journal of applied meteorology*. 21:290-302, 1981b.

TERCERA PARTE

**TECNOLOGÍAS AMBIENTALES
PARA LA RECUPERACIÓN Y
CONSERVACIÓN DE SUELOS**

CAPÍTULO 7

ESTRUCTURA MODELO DE LA PARTÍCULA FUNDAMENTAL DEL COMPOST

Carlos E. Arroyave M¹; Carlos A. Peláez J².

7.1 INTRODUCCIÓN

El uso de técnicas inadecuadas en la agricultura han conducido al empobrecimiento de los suelos agrícolas. De la misma manera, la disposición inadecuada de los residuos generados por la actividad humana se ha convertido en una problemática ambiental para la cual el compostaje resulta ser una alternativa de solución, pues permite transformar la materia orgánica hasta obtener un material denominado compost el cual presenta características adecuadas para ser usado como abono y acondicionador de suelos (GIEM, 2000).

Se han realizado múltiples investigaciones encaminadas a definir las características del material que permitan establecer su madurez y estabilidad, recurriendo para ello a variables físicas, químicas y biológicas, entre las cuales se pueden contar capacidad de retención de agua (CRA), densidad, capacidad de intercambio catiónico (CIC), carbono orgánico (CO), pH, conductividad eléctrica (CE), relación carbono-nitrógeno (R C:N), fitotoxicidad, poblaciones microbianas,

¹ Químico, MSc en Química – U de A

² Biólogo, MSc en Química, PhD en Bioquímica. Grupo Interdisciplinario de estudios Moleculares GIEM- U de A

entre otras; que periten definir la calidad del material. De igual manera se han definido algunas relaciones que se pueden interpretar desde el punto de vista del análisis instrumental con el mismo objetivo (Röben, 2002; Huang et al., 2004; Sakasi et al., 2003; Inbar et al., 1992; Pullicino, 2002).

Sin embargo, es poco lo que se ha avanzado en el sentido de una interpretación de los resultados obtenidos por todos estos métodos para tratar de definir la estructura para el compost, debido posiblemente a la complejidad del material, porque de igual manera que en el caso de las sustancias húmicas (SH) tal vez no es posible dar una estructura única e inequívoca para una partícula de compost; sin embargo, de igual manera que lo hizo Pauli con las SH, es posible generar una estructura modelo para una partícula de compost que explique y tenga en cuenta las principales propiedades fisicoquímicas, biológicas e instrumentales

En el presente trabajo se realizó un estudio sobre un proceso de compostaje de RSUs, el cual fue seguido cinéticamente hasta que el material se puede considerar como compost según lo consignado en la norma técnica colombiana (NTC-5167, 2003), junto a estos datos, se utiliza una base de datos formada por cerca de 200 muestras de compost de diferentes fuentes, los resultados de estos estudios son interpretados para sugerir una estructura modelo para una partícula de compost.

7.2 MATERIALES Y EQUIPOS

7.2.1 Materias primas y planta de compostaje

Para el proceso de compostaje se utilizaron RSUs: residuos de MO domiciliarios y comerciales que provienen de una planta de compostaje comercial ubicada en el relleno sanitario de una

empresa prestadora de servicios públicos (ESP) del municipio de Marinilla (Antioquia), ubicado al oriente de Medellín km 42 en la autopista Medellín-Bogotá, a 1800 m sobre el nivel del mar.

La mezcla de partida es compleja, presenta un tamaño de partícula adecuado para su biotransformación y además posee gran variedad de fuentes de nitrógeno y carbono por lo que no fue suplementada con ningún otro material de partida. Dado que el proceso de compostaje es aerobio, en todos los casos se controló la humedad y la aireación por volteo mecánico para mantener estas *variables de proceso* en los niveles adecuados.

Se tomaron muestras semanales desde la semana 2 hasta la 12, además de una última muestra de material en semana 16; cada muestreo consistió de 4 a 6 submuestras tomadas a diferentes profundidades de la misma pila de compost se combinaron en la misma bolsa, se rotularon y se llevaron al laboratorio para los respectivos análisis los cuales se realizaron por triplicado.

Variables Físicoquímicas

El análisis de las variables físicoquímicas y microbiológicas se realizó mediante los protocolos establecidos en la norma técnica colombiana (NTC-5167), los resultados se expresan en base seca con las unidades resumidas en la tabla 1; la determinación de la humedad se realizó por secado de la muestra a 105°C por 4h; algunos de los análisis requirieron secado al aire por 48h, la muestra seca se pasó por malla 100 (149 μm) se homogeneizó y a partir de ella se realizaron los diferentes análisis físicoquímicos, los cuales permitieron realizar un seguimiento del proceso y definir en que momento se podía considerar el material como estable y maduro.

Tabla 1. Análisis fisicoquímicos para material en proceso de compostaje

<i>Parámetro</i>	<i>Expresión</i>	<i>Método</i>	<i>Norma</i>	<i>Unidades</i>
Capacidad de Retención de Agua	CRA	Gravimétrico	NTC 5167	%
Capacidad de Intercambio Catiónico	CIC	Volumétrico	NTC 5167	cmol / kg
Humedad	Humedad	Gravimétrico	NTC 5167	%
pH	pH	Potenciométrico	NTC 5167	-
Conductividad	Conductividad	Potenciométrico	NTC 5167	uS / cm
Carbono orgánico	%C.O	Oxidación	NTC 5167	%
Cenizas	%Cenizas	Gravimetría	NTC 5167	%
Densidad	Densidad	Gravimetría	NTC 5167	g / cc

Acidez orgánica

Para la determinación de la acidez orgánica se sigue el protocolo sugerido por Chen, Senesi y Schnitzer (1997) en el cual se pesan aproximadamente 0.25 ± 0.01 g del material homogenizado, se suspenden y agitan en solución 0.08 M de NaOH por 30 minutos y se titula la suspensión con HCl 0.1M usando pH-metro, en el rango de pH de 8.0-10.0 se titula el 50% de los fenoles y en el rango de pH de 3.0-8.0 se titulan los ácidos carboxílicos.

Tamaño de partícula

Para los experimentos de determinación del tamaño de partícula se emplearon las técnicas de cernido en mallas de diferente diámetro, equipo de medición de tamaños de partícula Mastersizer y microscopías óptica y electrónica. Las características de las mallas empleadas se presentan en la tabla 2.

Tabla 2. Mallas usadas para la determinación de tamaños de partícula

<i>Número de malla</i>	<i>Rango de tamaño de partícula (μm)</i>
Residuo	> 2000
10	1410-2000
14	1000-1410
18	425-1000
40	250-425
60	149-250
100	< 149

El protocolo para la preparación de muestras y mediciones de tamaño de partícula es el siguiente:

Se pesan 100 g de material, se colocan en una torre de mallas organizadas de mayor a menor tamaño de poro sobre la malla 10 (2000 μm), se lleva al agitador horizontal por 1 hora, luego se pesa el material retenido en cada malla y se reporta como porcentaje en peso. A partir del material homogeneizado se siguió el protocolo de extracciones con diferentes solventes, con lo cual se buscó definir como se constituía el material más estabilizado en el compost.

Mastersizer Siroco 2000

El material que pasó malla 100 (149 μm) se llevo a una determinación de la distribución de los tamaños de partícula en el equipo Mastersizer unidad Siroco 2000 marca Malvern, para la medición de los tamaños de partícula las muestras se trataron así: el primer tratamiento consistió en tomar el material seco que pasó la malla 100 y se midió directamente, para el segundo tratamiento, parte del material seco se humectó con vapor de agua por 30 minutos y se midió el tamaño de partícula; por último, una porción del material

humectado se llevó a ultrasonido por 30 minutos y luego se midieron los tamaños de partícula; cada muestra que se llevó a medición es de aproximadamente 5.0 g y el análisis se realizó por triplicado.

Microscopía

Para la observación del material homogeneizado seco se utilizó un estereomicroscopio BAUSH & LOMB; para la microscopía óptica del compost fue utilizado un microscopio compuesto binocular OLYMPUS CH30-100.

Para determinar la forma de la partícula en función del tamaño modal se utilizó un microscopio electrónico de barrido HITACHI S 510.

Instrumentales

Se consideraron las técnicas (infrarrojo) IR, (ultravioleta–visible) UV/VIS y (Electroforesis Capilar) EC con las cuales se siguieron los cambios estructurales y los tamaños de partícula a lo largo del proceso.

7.2.2 Obtención de fracciones.

El material homogeneizado se sometió a la medición del tamaño de partícula, con el objeto asignar un tamaño modal a la partícula modelo; a partir del protocolo de extracciones al igual que de la muestra fresca se colectaron diferentes fracciones que se usaron para los protocolos de análisis instrumental (IR), (UV/VIS) (EC), para obtener información estructural.

Infra Rojo con transformada de fourier (FTIR)

Las evaluaciones espectroscópicas se realizaron para material sólido fresco proveniente del proceso de compostaje, material sólido después de

realizar las extracciones con diferentes solventes (matriz) y material del fraccionamiento en SH. Se hicieron pastillas de KBr en una proporción 5 mg de las fracciones sólidas por cada 100 mg de KBr grado espectroscópico. Se usó un sistema Perkin-Elmer 19 FT-IR TMSpectrometer, el control del instrumento y el procesamiento de datos fue realizado con el Software Spectrum BX a un intervalo de longitud de onda de 4000 a 1000 cm^{-1} y a 64 scanner para cada muestra (Acevedo y Peláez, 2004).

UV/VIS

UV-285: Muestras de aproximadamente 30 mg del material sólido fresco proveniente del proceso de compostaje semanas 2 y 12, se disolvieron en 100 ml de buffer borato 0.02 M pH 9.0 y la solución se pasó a través de filtros de membrana de 0.45 μm . La absorción del filtrado en el UV a 285 nm fue determinada en un espectrómetro GENESYS 10 UV. (Veeken et al., 2000; Domeizel et al., 2004)

VISIBLE (E4/E6): Las muestras provenientes de la fracción hidrosoluble del compost, al igual que las provenientes del fraccionamiento de SH fueron utilizadas para determinar la relación E4/E6: se prepararon en NaOH al 0.5% (p/v) y se ajustó el pH para que fuera mayor de 7.0, el pH fue medido con un pH-metro SCHOTT: Se midieron las absorbancias de las soluciones a 465 nm y 665 nm en un espectrómetro GENESYS 10 UV.

EC

El contenido de cationes en las muestras tomadas del proceso de compostaje de RSUsf, fue determinado por medio de EC, se usó un sistema de electroforesis capilar Hewlett-Packard HP^{3D}-CE equipado con un detector de UV/Vis de arreglo de diodos (190-600 nm). El control del instrumento y el procesamiento de datos fue realizado con el Software Chemstation HP^{3D}-CE revisión A.06.03, con la metodología propuesta por Vargas (2001)

Hewlett-Packard HP3D-CE. Detector UV/VIS de arreglo de diodos. Capilar: sílice fundida de 50 μm de diámetro interno con 64.5 cm de longitud total y 56 cm de longitud efectiva, con celda de paso extendido.

7.2.3 Análisis estadístico

Se realizaron análisis estadísticos para obtener correlaciones entre el tiempo del proceso y los diferentes parámetros fisicoquímicos, realizando en cada caso el ajuste al mejor modelo; de igual manera relaciones entre algunas variables del compost. El análisis estadístico se llevó a cabo con el software STATGRAFICS plus v. 4.0.

7.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

7.3.1 Caracterización fisicoquímica del material de RSUsf

Se realizó un seguimiento cinético de las principales variables fisicoquímicas y biológicas hasta que el material se consideró estable y maduro para ser usado en suelos agrícolas los valores de las variables se encuentran consignadas en la norma técnica colombiana (NTC-5167), los resultados de las variables fisicoquímicas para el compost al igual que las unidades correspondientes aparecen en la tabla 3.

Tabla 3. Resultados para variables fisicoquímicas y biológicas

<i>Variable</i>	<i>Promedio (Semana 2)</i>	<i>Promedio (Semana 12)</i>	<i>Unidades</i>
Fenoles	0,66 \pm 0,11	0,64 \pm 0,12	mmol/g
Ac. Carboxílicos	1,89 \pm 0,11	4,06 \pm 0,23	mmol/g
Ac. Total	2,55 \pm 0,21	4,70 \pm 0,34	mmol/g
CIC	25,44 \pm 1,92	33,86 \pm 2,80	cmol/kg

<i>Variable</i>	<i>Promedio (Semana 2)</i>	<i>Promedio (Semana 12)</i>	<i>Unidades</i>
Cenizas	34,89 ± 1,18	55,02 ± 3,19	%
C.O.	22,00 ± 0,58	14,35 ± 0,43	%
pH	6,32 ± 0,05	8,06 ± 0,02	
Conductividad	1606 ± 12	2275 ± 21	μS/cm
CRA	57,02 ± 4,85	155,05 ± 10,12	%
Densidad	0,122 ± 0,096	0,415 ± 0,003	g/cm ³
Mesófilos	2.9E+10	2E+10	u.f.c.
Termófilos	6,4E+7	2E+08	u.f.c.
Mohos	908,265	63,341	u.f.c.
Levaduras	196,078	0	u.f.c.
Enterobacterias	63,341	0	u.f.c.

7.3.2 Tamaño de partícula

El tamaño de partícula tuvo un comportamiento dual, que dependiendo de la fracción estudiada puede disminuir o aumentar. Tal y como se observa en la figura 1, el porcentaje de material que se ha denominado residuo (material que no atraviesa ninguna de las mallas, < 2000 μm), disminuye a lo largo de todo el proceso y por ende los aumenta el porcentaje de material de los tamaños de partícula inferiores. Esto es, las partículas en rangos entre 149 y 250 μm y el material con tamaño de partícula inferior a 149 μm aumentan de manera recíproca a la disminución de la fracción residuo. Este comportamiento contribuye a la explicación del incremento cinético de la densidad. De las características morfológicas del material con tamaño inferior a 149 μm no se ha reportado nada significativo, por lo que se evaluaron las distribuciones observadas, encontrándose una distribución modal.

En la figura 2 se puede observar como para el material seco (RSU_{SP}) que atraviesa malla 100 y por tanto con tamaño de partícula

inferiores a 149 μm , la distribución presenta un comportamiento modal para partículas de aproximadamente 120 μm en diámetro. Cuando el material se humecta, se observa un comportamiento bimodal. El primero con un valor ligeramente superior al original de alrededor de 138 μm , y el segundo muy superior con un valor cercano a 1000 μm en diámetro. Cuando la distribución de tamaños de partícula del material humectado se evalúa posterior al tratamiento con ultrasonido, se observa que la señal correspondiente a 1000 μm desaparece, conservándose la correspondiente a 138 μm .

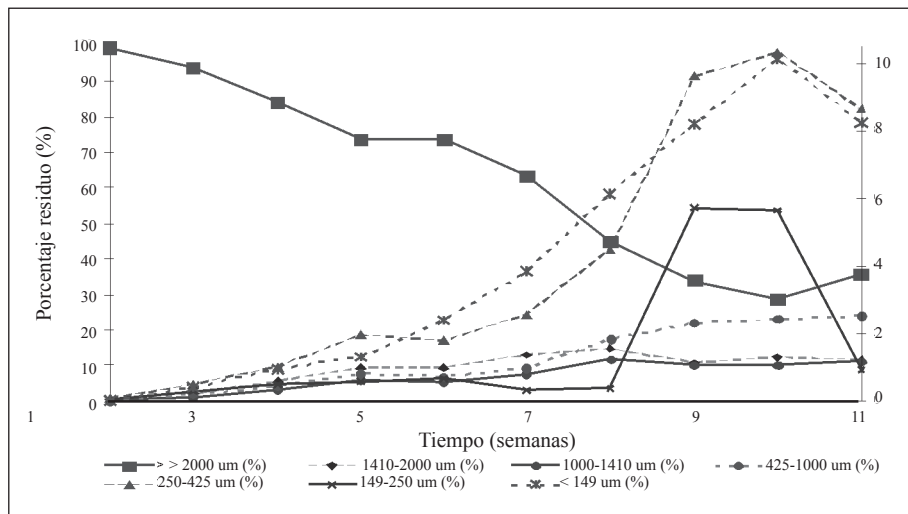


Figura 1. Variación de los tamaños de partícula en el proceso de compostaje de RSUs.

El comportamiento observado en la figura 2 puede sustentarse mediante el comportamiento diferencial por la incorporación de agua. El material seco al hidratarse sufre dos procesos: En el primero al absorber agua la partícula sufre un proceso de hinchamiento, que se manifiesta en el incremento de tamaño en el valor promedio de la partícula fundamental que pasa de 120 μm a 138 μm . En el segundo caso se observa un material que presenta 1000 μm de valor promedio y que se interpreta como el resultado de la aglomeración

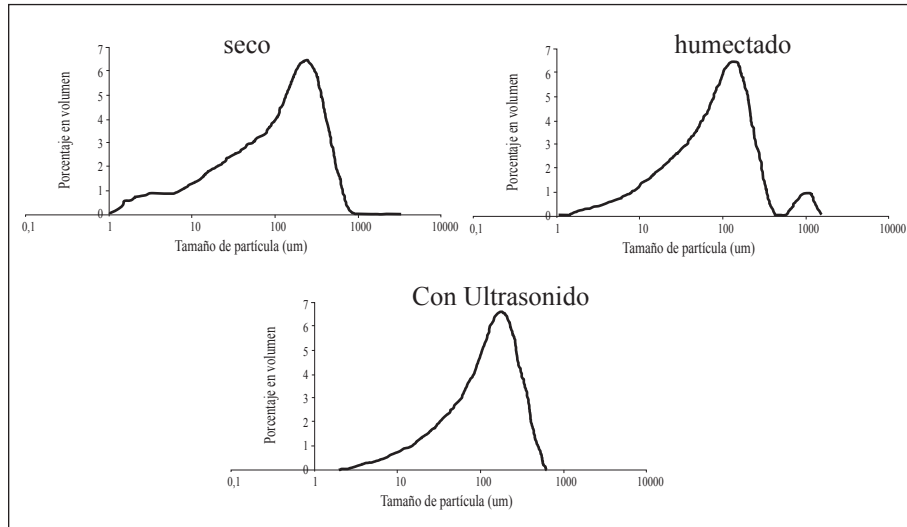


Figura 2. Estudio de la distribución del tamaño de partícula de compost de RSU con diferentes tratamientos

de partículas fundamentales. Esto último se soporta mediante un tratamiento con ultrasonido dado que la señal correspondiente a 1000 μm desaparece.

De igual manera, una vez que el material ha sido sometido a extracción (matriz del compost) esta tiene un comportamiento muy similar en el cual el único cambio se registra en los valores iniciales del material seco que ahora son de 100 μm aproximadamente.

Tabla 4. Tamaño de partícula promedio de compost de RSU para diferentes tratamientos

<i>Tratamiento</i>	<i>Tamaño de partícula (μm)</i>	
	<i>R_{susf extraído}</i>	<i>R_{susf total}</i>
Ninguno	100	120
Humectación	138 Y (1000)	138 Y (1000)
Humectación y ultrasonido	138	138

Los resultados obtenidos hasta este punto dan información de los tamaños de partícula, sin embargo, la forma de la misma no puede ser definida por este método; por lo que el estudio microscópico de la partícula permitió definir su forma y determinar algunos detalles de su superficie como se muestra en la figura 3; donde se observa que hay dos morfologías principales para las partículas con diámetros cercanos a los 120 μm . La primera, alargada, y la segunda se define como esférica irregular que a su vez, es predominante y, por tanto, se puede considerar como representativa de la partícula fundamental. Sobre la partícula fundamental se aglomeran otras de menor o de igual tamaño, dándose entonces una doble condición: Absorción (transición 120 μm a 138 μm) y aglomeración (1000 μm). Con el análisis morfológico vía microscopía electrónica se evidencia la presencia de poros en la superficie irregular, que, a su vez, pueden ser considerados como soporte adicional para explicar la absorción intersticial de agua y el cambio de tamaño.

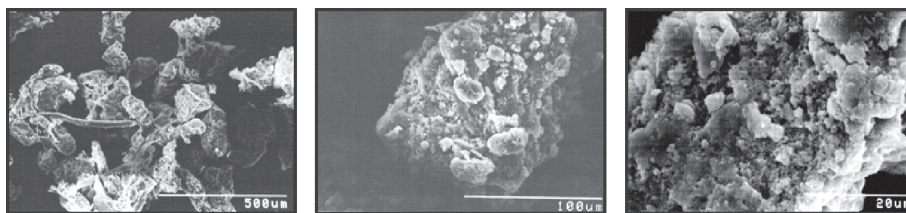


Figura 3. *Izquierda:* Microscopía panorámica; *Centro:* Microscopía partícula fundamental. *Derecha:* Microscopía superficie de partícula fundamental.

7.3.3 Análisis instrumental

La determinación de los parámetros fisicoquímicos durante el proceso de compostaje es de suma importancia, si se pretende estimar el momento en el cual el material se considera estable y maduro para ser aplicado en suelos. Determinada la estabilidad, se puede proceder a la aplicación de técnicas instrumentales que permitan interpretar los cambios estructurales ocurridos durante el proceso y avanzar en la elucidación estructural del compost.

Chen et al (1977) comprobaron que un aumento en la relación E4/E6 podría correlacionarse con aumento en el contenido de grupos carboxílicos (-COOH), disminución en los tamaños de partícula y en el contenido de carbono orgánico. Los resultados reportados para el seguimiento de la relación E4/E6 a lo largo del proceso de compostaje se muestran en la figura 4. Esta evolución cinética está en consonancia con lo reportado para las variables fisicoquímicas y del tamaño de partícula. En consecuencia, el resultado de la relación en el visible corrobora que un material compostado presenta un contenido de carbono orgánico bajo pero muy oxidado y que los tamaños de partícula son inferiores a los iniciales.

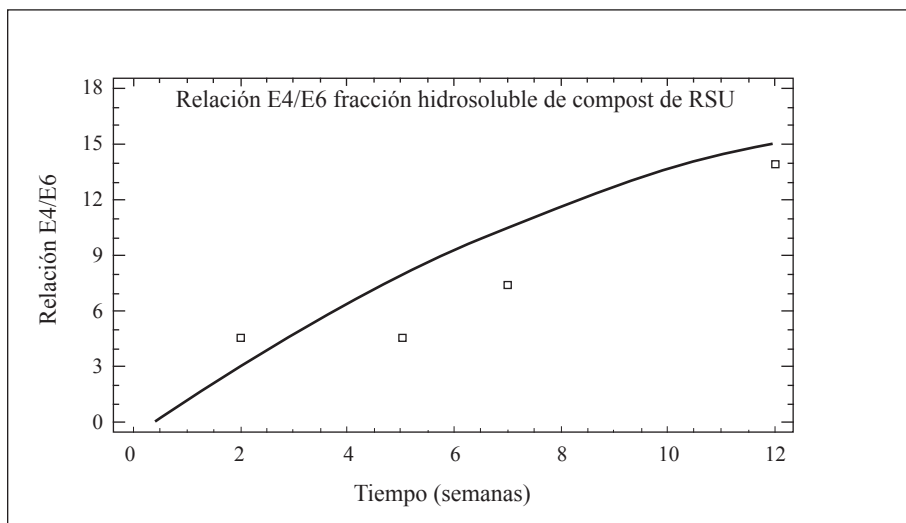


Figura 4. Variación de la Relación E4/E6 durante el proceso de compostaje de RSU para la fracción hidrosoluble

Los resultados del UV (285 nm) presentan menores absorbancias para el material en etapas iniciales del proceso que para el material compostado; dicho cambio da indicios de la condensación y oxidación de MO porque se puede explicar por el aumento de grupos aromáticos, especialmente benceno-carboxílicos (Veeken, 2000). Estos resultados concuerdan con los obtenidos para acidez total en la

cual se observa aumento de los grupos oxidados (carboxílicos), con la relación E4/E6 que sugiere oxidación de carbono orgánico el cual disminuye por oxidación y CIC que incrementa debido a la presencia de mayor cantidad de MO oxidada y estable.

Tabla 5. Resultados de absorbancia en UV a 285nm para semanas 2 (R2) y 12 (R12) del proceso de compostaje a partir de RSUsf

<i>Muestra</i>	A_{285nm}
R 2	0,293±0,003
R 12	0,408±0,001

Los resultados para el análisis elemental han sido usados para definir algunas relaciones entre elementos en las semanas inicial y final del proceso, los cuales se presentan en la figura 5. Los valores indican un aumento de la relación C/H indicio de condensación de materia orgánica, por otro lado hay evidencia de oxidación de la materia orgánica sugerida por la disminución de la relación C/O y aumento de la relación O/H, de manera que se puede concluir que los resultados fisicoquímicos efectivamente están mostrando que el compostaje es un proceso que evoluciona hasta obtener un material condensado y oxidado.

Debido a la complejidad del material en el proceso de compostaje y en el compost, se pueden observar señales en los espectros IR que dan indicios de los diferentes grupos funcionales, sin embargo, no es muy claro lo que ocurre con dichas bandas a lo largo del proceso; por ello, algunos autores han generado relaciones intraespectro, que pueden aumentar o disminuir en el proceso de compostaje; algunas de ellas, al aumentar, serán indicio de condensación y oxidación de la materia orgánica o, por el contrario serán indicio de mineralización (Pullicino 2002; Acevedo y Peláez 2004).; en este caso se estudian algunas relaciones particulares que permiten comparar las variaciones

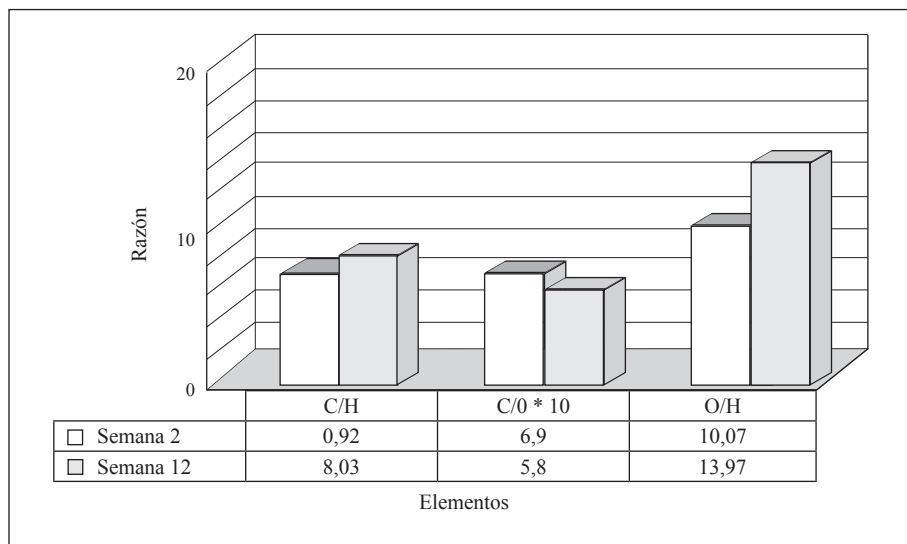


Figura 5. Relaciones entre los elementos C, O y H obtenidas a partir de análisis elemental para Semana 2 (fresco) y Semana 12 (compostado) del proceso de compostaje de RSUs

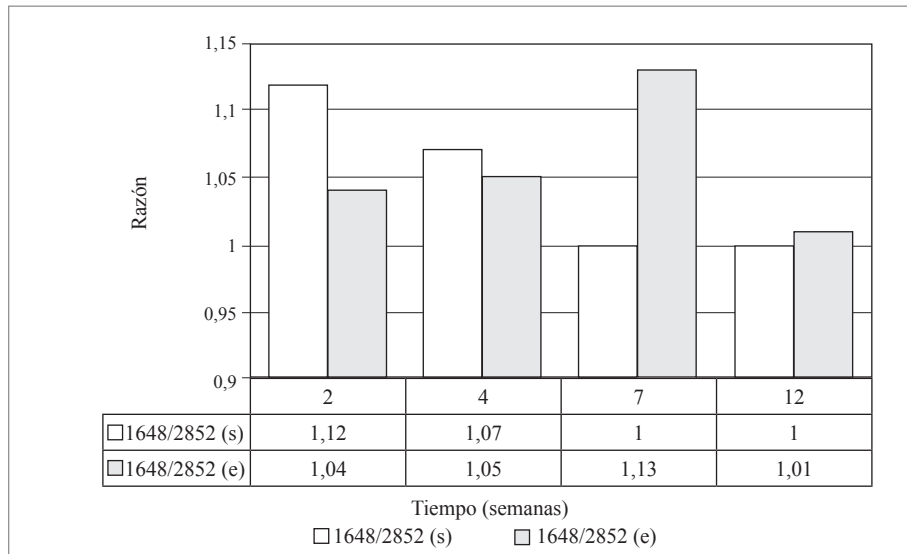


Figura 6. Relación de bandas aromáticas y alifáticas del IR para materia orgánica en proceso de compostaje antes y después de las extracciones con solventes de diferente polaridad.

de bandas aromáticas con respecto a alifáticas, como se observa en las figuras 6 y 7, al igual que algunas de grupos carboxilato, y permiten corroborar que a lo largo del proceso aumenta en la matriz de la partícula el componente aromático, mientras que los polisacáridos van disminuyendo y no hacen parte de la matriz.

En la figura 7 se puede observar como la relación de bandas aromáticas/alifáticas disminuye en el tiempo para el material que no ha sido sometido a extracción, lo cual es indicio de que hay un aumento del material alifático y que posiblemente el contenido de aromáticos a lo largo del proceso puede considerarse prácticamente constante; sin embargo, cuando se observa lo que ocurre con la misma relación para el material que ha sido sometido a extracciones, esta relación ya no disminuye de manera tan marcada; además, la relación se hace mayor para el material extraído hacia el final del proceso; el material aromático presente aunque es poco, está concentrado en la matriz del material.

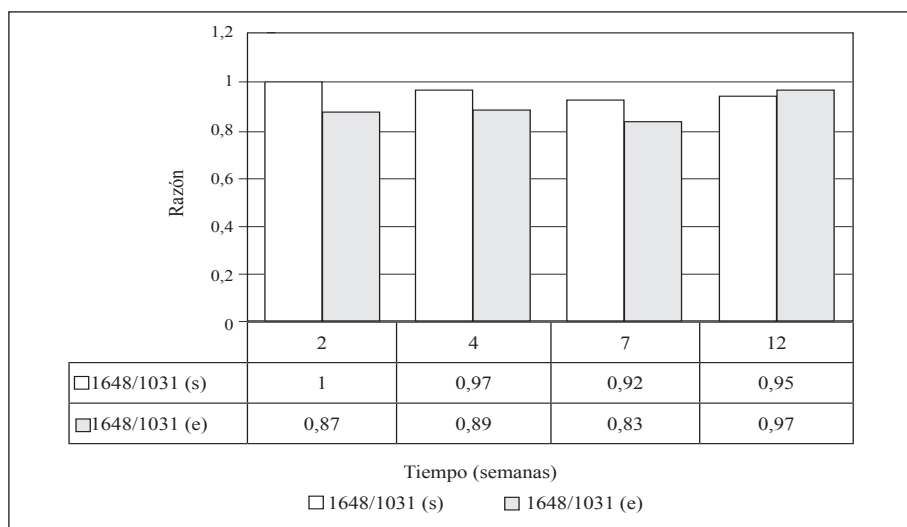


Figura 7. Relación de bandas aromáticas y polisacáridos del IR para materia orgánica en proceso de compostaje antes y después de las extracciones con solventes de diferente polaridad

Al observar los resultados de la comparación de las bandas aromáticas/polisacáridos, se comprueba que hay una disminución en las primeras semanas, y posteriormente un leve aumento hacia el final del proceso para el material que no ha sido sometido a extracción, lo cual es comprensible si se interpreta en términos de la disminución inicial de los polisacáridos y un posible incremento del contenido de aromáticos al final del proceso. Nuevamente se puede observar que al final del proceso la relación se hace mayor en el material extraído, lo cual es indicativo de que el material aromático se encuentra concentrado en la matriz del compost.

El análisis de los microorganismos presentes en el proceso de compostaje, tabla 3, muestra que las bacterias son más importantes (en términos de cantidad) que los hongos, y dentro de las bacterias, las mesófilas, dado que el contenido de estos microorganismos mesófilos es mayor que el de termófilos durante todo el proceso, como se observa en la figura 8.

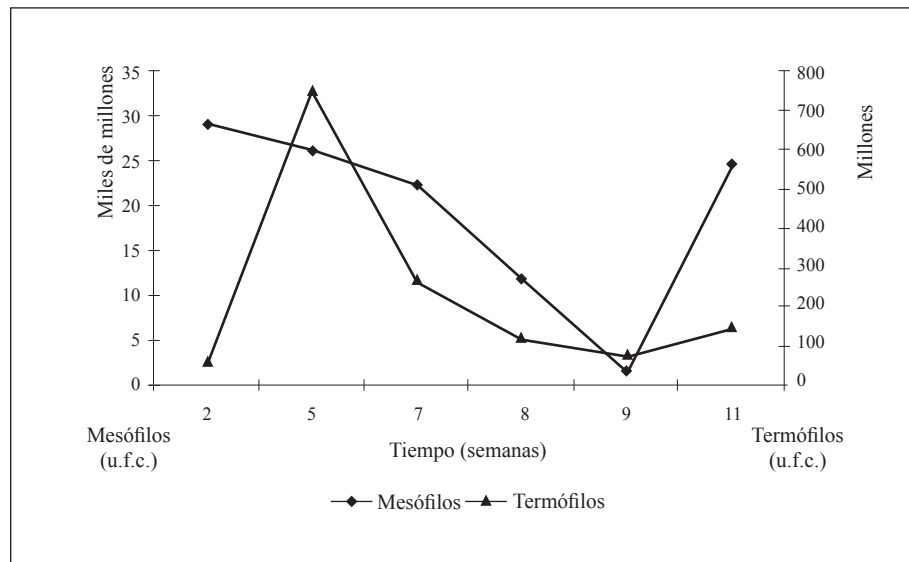


Figura 8. Comparación entre las ufc de termófilos y mesófilos a lo largo del proceso de compostaje

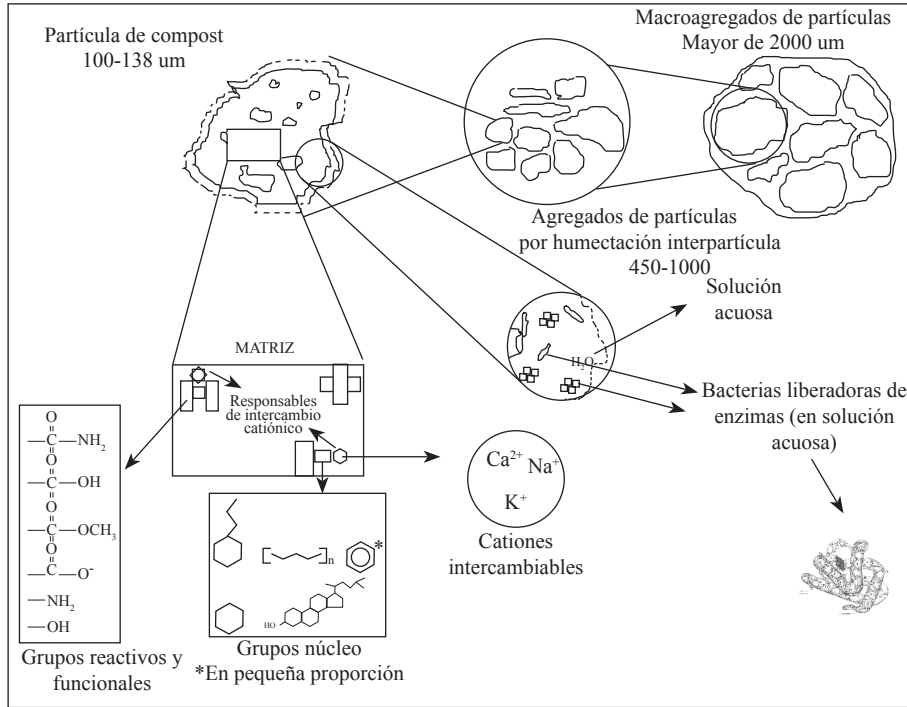


Figura 9. Propuesta de una estructura modelo para una partícula de compost.

7.3.4 Modelo de partícula

La partícula de compost tiene tamaños modales de 100-138 µm dependiendo del grado de humedad; está constituida por dos componentes principales: uno biótico y otro abiótico; en el componente abiótico se encuentran dos fracciones, una inorgánica, representada en forma de cenizas; aquí observamos el agua, los aniones y cationes; y la fracción orgánica en la cual se encuentra un material más estabilizado el cual se puede denominar matriz que presenta pequeños contenidos de aromáticos así como sustancias alifáticas de difícil ataque por parte de los microorganismos; allí se encuentran moléculas de tipo huminas y funcionales, especialmente los grupos carboxilatos los cuales, al unirse con los componentes de la fracción inorgánica, puede formar

complejos organominerales responsables de la capacidad de intercambio catiónico.

La partícula de compost puede absorber agua por hinchado o aglomeración, lo que explica la gran capacidad de retención de agua del compost, en el ambiente acuoso generado alrededor de la partícula, se encuentran los microorganismos principalmente de tipo mesófilo que atacan la fracción orgánica en la interfase sólido líquido; ese ataque es generado por los enzimas que liberan al medio acuoso y degrada el material. Todos estos detalles se presentan en la figura 9 en la cual se representa una estructura modelo para la partícula.

7.4 CONCLUSIONES

El compost se puede considerar como un complejo de partículas esféricas irregulares, que, a su vez, presentan un tamaño que fluctúa en el intervalo 100-138 μm . El material seco presenta un tamaño modal de 120 μm , que al humectarse incorpora dentro de sus intersticios moléculas de agua que modifican el tamaño hasta alcanzar un nuevo tamaño modal correspondiente a 138 μm . La humectación conduce a la aglomeración de un pequeño porcentaje de partículas dando origen a una segunda distribución modal que en este caso corresponde a 1000 μm .

La partícula de compost tiene una fracción de materia orgánica, la cual está mucho más condensada y estabilizada que el resto del material; a dicha fracción se le puede denominar matriz de compost; en ella se encuentra un material estabilizado y oxidado el cual es el responsable de fenómenos como la capacidad de intercambio catiónico. El material orgánico que no hace parte de la matriz de la partícula es el material más susceptible a sufrir transformaciones por ataque microbiano y a ser lavado por lixiviación.

La partícula de compost está compuesta por dos componentes principales, uno abiótico, en el cual se encuentra todo el material orgánico e inorgánico junto con el agua presente, y uno biótico conformado principalmente por bacterias mesófilas, las cuales son las responsables del ataque y degradación del material orgánico, mediante enzimas.

7.5 BIBLIOGRAFIA

- ACEVEDO L, PELÁEZ C. Evidencias de la transformación estructural de las fracciones solubles de la materia orgánica en procesos de compostaje, mediante técnicas instrumentales. *Tesis de Maestría*. Universidad de Antioquia: Medellín. 2004
- ARROYAVE, Carlos y PELÁEZ, Carlos. Determinación de una estructura modelo para una partícula de compost. Trabajo experimental. Trabajo de investigación. Mayo de 2006. Instituto de Química de la Universidad de Antioquia.
- CHEN, Y., N. SENSEI and M, SCHNITZER. Information provide on humic substances by E4/E6. *Soil. Sci. Soc. a.m.. J.* 1977, 41, 352-358
- DOMEIZEL, M; KHALIL, A. y PRUDENT, P. UV spectroscopy: a tool for monitoring humification and for proposing an index of the maturity of compost. *Bioresource Technology* 2004, 94, 177-184
- GIEM. Producción de Abono en la Industria Avícola; *Cuadernos Avícolas II*. FENAVI: Bogotá, 2000; 32 p
- HUANG G. F., J. W. C. WONG, Q. T. WU and B. B. NAGAR. Effect of C/N on composting of pig manure with sawdust. *Waste Management*. 2004, 24, 805-813
- INBAR, Y., Y. CHEN y Y. HADAR. Characterization of humic substances formed during the composting of solid wastes from wineries. *Sci. Total Environ*. 1992, 113, 35-48.
- NTC, Norma Técnica Colombiana. 1ª ed.; Instituto de Normas Técnicas y Certificación (ICONTEC): Bogotá Col, 2003; 39 p.

- PÉREZ, S., RUÍZ, O., ZAPATA, R., ACEVEDO, L. y PELÁEZ, C. Evidencias estructurales de la estabilización de la materia orgánica (maduración) en el proceso de compostaje.
- PULLICINO, Said. Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformations during composting of municipal solid waste: a review. *J. Environ. Qual*, 2002
- RÖBEN E. Manual de Compostaje Para Municipios. Ecuador. 2002
- SASAKI, NAOZUMI; SUEHARA, KEN-ICHIRO; KOHDA, JIRO; NAKANO, YASUHISA and YANO TAKUO. Effects of C/N Ratio and pH of Raw Materials on Oil Degradation Efficiency in a Compost Fermentation Process. *Journal of bioscience and bioengineering*. 2003, 96, (1), 47-52.
- VARGAS J, QUINTERO M, VILLA G, MORENO M, ACEVEDO, MORALES G, PELÁEZ C. Desarrollo de un método para el análisis de aniones y cationes en compost por electroforesis capilar en zona (CZE). *Trabajo de grado*. Universidad de Antioquia. Medellín. 2001.
- VEEKEN, Adrie. NIEROP, Klaas. DE WILDE, Vinnie y HAMELERS, Bert. Characterisation of NaOH-extracted humic acids during composting of a biowaste. *Bioresource Technology* 2000. 72:33-41

CAPÍTULO 8

DEGRADACIÓN DE HEXACLOROCICLOHEXANO (HCH) CON HONGOS DE PODREDUMBRE DE LA MADERA

Juan Carlos Quintero Díaz¹

Gumersindo Feijoo²

Juan Manuel Lema²

8.1 INTRODUCCIÓN

Muchos compuestos orgánicos halogenados, en particular los clorados, han sido utilizados como pesticidas, principalmente como insecticidas y herbicidas (Peter and Cherian 2000). En la figura 1 se muestran algunos de los pesticidas más representativos, siendo

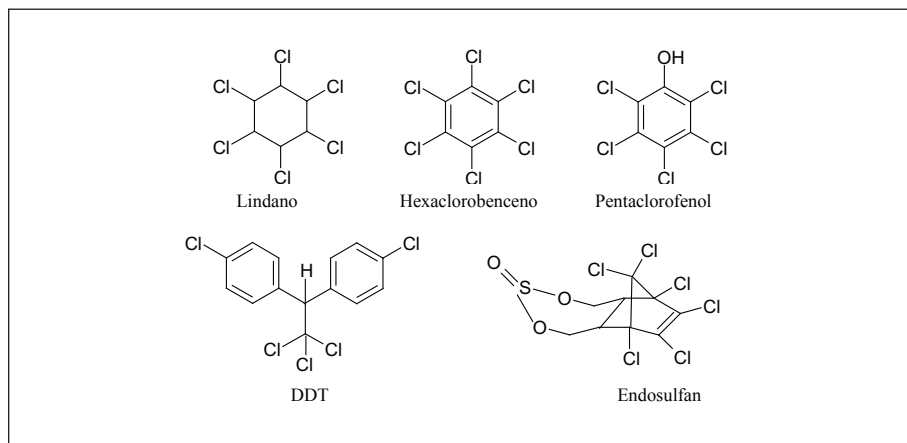


Figura 1. Estructuras químicas de algunos pesticidas organoclorados.

¹ Grupo de Bioprocesos, Dpto. de Ingeniería Química. Universidad de Antioquia, Colombia

² Departamento de Ingeniería Química. Universidad de Santiago de Compostela, España

el hexaclorociclohexano (HCH) uno de los que han sido más extensamente usados en el campo agrícola y médico. Se ha estimado que el empleo global histórico de HCH entre 1948 y 1997 ha sido aproximadamente de 10.000.000 de toneladas (Li 1999), de las cuales más de 450.000 toneladas se usaron en Europa entre 1970 y 1996 (Breivik, Pacyna, and Münch 1999).

El HCH es un término que colectivamente identifica a los ocho isómeros del 1,2,3,4,5,6-hexaclorociclohexano. La síntesis de HCH se realiza por cloración fotoquímica del benceno; el producto de esta reacción es una mezcla de ocho estereoisómeros que difieren en la posición axial-ecuatorial de los átomos de cloro alrededor del anillo de ciclohexano, los cuales se denotan por las letras griegas: α , β , γ , δ , ϵ , η y θ . De estos isómeros, γ -HCH, conocido como lindano, es el único con propiedades insecticidas. Simultáneamente a la producción de lindano, se obtiene un 85% correspondiente a los otros isómeros, principalmente α -, β - y δ -HCH (Braun, Maurette, and Oliveros 1991). En la figura 2 se muestra la distribución espacial de los átomos de cloro de los cuatro isómeros de HCH más abundantes. Las formulaciones comerciales están constituidas por una mezcla de cuatro isómeros (60-70% de α -HCH; 5-12% de β -HCH; 10-12% de γ -HCH y 6-10% de δ -HCH), denominada HCH-grado técnico, o bien por el isómero γ -HCH purificado. Estas formulaciones se han empleado para la conservación de semillas, para el control de plagas sobre cultivos de frutas y vegetales, de árboles ornamentales, césped y productos de la madera. γ -HCH también se ha empleado en el área médica para el tratamiento tópico contra ácaros y piojos (Singh et al. 2000).

El amplio uso del HCH, su elevada persistencia en el ambiente y su baja biodegradación son las características principales que generan un peligro potencial para la salud. Además de la exposición directa, uno de los mecanismos de asimilación de los pesticidas en el organismo es a través de la cadena alimentaria. Los pesticidas, entre

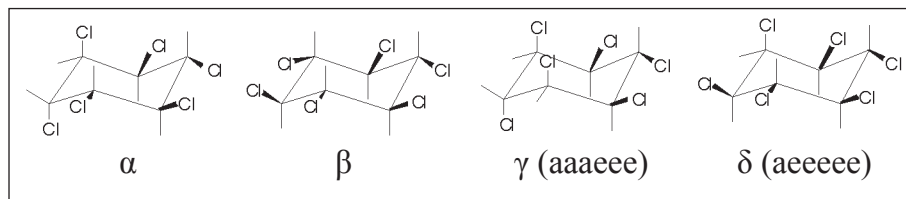


Figura 2. Disposición espacial de los átomos de cloro en los cuatro isómeros más abundantes del HCH. La letra “a” indica la posición axial de un átomo de cloro, y la letra “e” la posición ecuatorial.

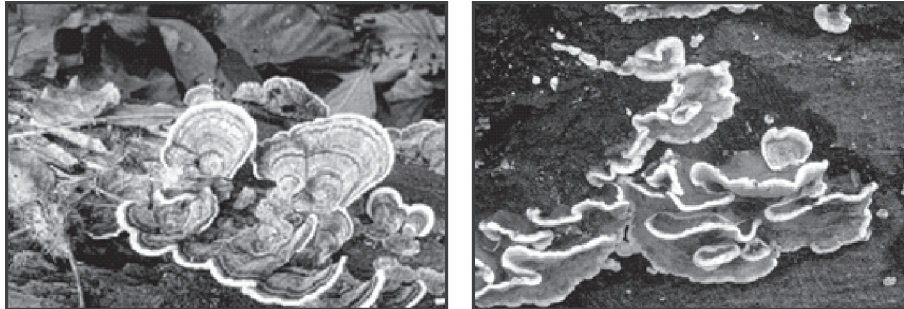
ellos el lindano, son sustancias neurotóxicas que afectan el sistema nervioso central (SNC) y periférico, causando una hiperexcitabilidad de los nervios y los músculos. Paralelamente, se ha encontrado que β -HCH atrofia el sistema reproductor de ratas y es considerado como un estrógeno ambiental que puede estar implicado en la etiología de varios tumores (Willett, Ulrich, and Hites 1998). Basados en pruebas donde se suministró HCH a la dieta de ratones, la Agencia para la Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos (EPA) ha estimado que estos compuestos son potencialmente cancerígenos de acuerdo con las siguientes dosis de γ , α , β y δ -HCH: 1,3; 6,3; 1,8 y 1,8 mg·kg·d, respectivamente. A efectos comparativos, la dosis asignada al benzo(a)pireno y el DDT son 7,3 y 0,34 mg/kg·d, respectivamente (Willett, Ulrich, and Hites 1998).

Debido a la amplia biodiversidad microbiana, durante mucho tiempo se creyó que los microorganismos eran capaces de degradar cualquier sustancia si se mantenían condiciones ambientales favorables. Sin embargo, el incremento masivo en la síntesis de compuestos químicos orgánicos de origen xenobiótico y antropogénico originó el problema de una elevada persistencia (Singleton 1994). Una de las principales causas de la persistencia de los compuestos químicos en la naturaleza se ha atribuido a la inhabilidad o baja capacidad de los microorganismos para degradarlos (Alexander 1981). Por esto se requiere investigar con nuevos agentes microbianos y explorar sus capacidades biodegradadoras sobre las sustancias denominadas recalcitrantes.

Los hongos de podredumbre blanca de la madera también llamados hongos ligninolíticos, (figura 3) han recibido una considerable atención durante los últimos 20 años, debido a su capacidad para degradar una amplia variedad de contaminantes ambientales como hidrocarburos poliaromáticos, pesticidas, tintes, plásticos y explosivos, entre otros (Aust and Benson 1993; Bumpus et al. 1985; Field et al. 1992; Field et al. 1993). Estos hongos poseen un mecanismo enzimático oxidativo extracelular que emplean naturalmente para degradar la lignina de la madera (Tien and Kirk 1988). Las enzimas ligninolíticas más importantes son manganeso peroxidasa (MnP), lignino peroxidasa (LiP) y lacasa, las cuales se han implicado en los mecanismos de degradación de diversos contaminantes orgánicos (Bucke 1998; Mester and Tien 2000). Estas enzimas se producen en condiciones de limitación de sustratos (Couto et al. 2002; Moreira, Feijoo, and Lema 2000) y no son inducidas por la presencia de los contaminantes (Barr and Aust 1994). Otros mecanismos enzimáticos empleados por estos microorganismos para la degradación de contaminantes ambientales involucran a la enzima citocromo P-450 (Masaphy, Henis, and Levanon 1996; Mougín et al. 1996) y la deshalogenación reductiva (Reddy, Gelpke, and Gold 1998).

Existe un importante número de referencias bibliográficas donde se evalúa la degradación del insecticida lindano (γ -hexaclorociclohexano) empleando hongos ligninolíticos. Sin embargo, los estudios acerca de su potencial degradativo con otros isómeros del hexaclorociclohexano (α -, β - y δ -HCH) han recibido escasa atención.

El hongo más estudiado para la degradación de γ -HCH es *P. chrysosporium*. Con este hongo, los porcentajes de degradación en medio líquido oscilan entre 10,6% (Arisoy 1998) y 90% (Singh and Kuhad 1999), y los valores de mineralización entre 3,9% (Mougín et al. 1996) y más de 90% (Bumpus et al. 1985). Por otra parte, en ensayos de biorremediación de suelos contaminados, se ha observado que los valores de eliminación de



Trametes versicolor

Bjerkandera adusta

Figura 3. Fotos de los cuerpos fructíferos producidos por dos hongos de podredumbre de la madera. Tomado de: <http://www.ftns.wau.nl/imb/research/wrf.html#photos>

γ -HCH son menores que en medio líquido (Mougin et al. 1997), debido probablemente a la reducción de su biodisponibilidad o a limitaciones de transferencia de materia. En los tratamientos en fase sólida, la inoculación de los hongos se ha realizado, mediante la combinación con residuos de materiales lignocelulósicos (ej. viruta de madera, paja de trigo, carozo de maíz, etc.) brindando así, una abundante y disponible fuente de nutrientes para los hongos, que favorezca su crecimiento y la producción de enzimas ligninolíticas (Bumpus et al. 1988b). El tratamiento de suelos contaminados en fase suspensión permite reducir los efectos de la baja biodisponibilidad y la transferencia de materia, sin embargo esta tecnología ha sido menos estudiada.

La investigación realizada en este capítulo consistió en explorar el potencial degradativo de diferentes hongos de podredumbre de la madera, sobre los isómeros de HCH (α -, β -, γ - y δ -HCH), en medio acuoso y sobre suelos contaminados en fase sólida y en fase suspensión. Se evaluaron nueve hongos de podredumbre de la madera observando su velocidad de crecimiento, su capacidad para tolerar diferentes concentraciones de HCH, su actividad ligninolítica y degradación de HCH.

8.2 MATERIALES Y MÉTODOS

Los isómeros α -, β -, y δ -HCH (98-99% de pureza) fueron adquiridos a Riedel-de Haën-Fluka y el isómero γ -HCH y el tinte poly R-478 (color violeta) (99% de pureza) proceden de Sigma-Aldrich.

8.2.1 Microorganismos

Se usaron las cepas *Bjerkandera adusta*, *Irpex lacteus*, *Lentinus tigrinus*, *Phanerochaete chrysosporium*, *Phanerochaete sordida*, *Phlebia radiata*, *Pleurotus eryngii*, *Poliporus cialatus* y *Stereum hirsutum* de la colección de cultivos del Departamento de Ingeniería Química de la USC. Los medios que se emplearon para la conservación, mantenimiento y cultivo de los hongos son los descritos por (Tien and Kirk 1988).

8.2.2 Ensayos de selección de los hongos de podredumbre de la madera

Con el fin de seleccionar los hongos con mayor potencial para la biodegradación de HCH, se realizaron ensayos tendientes a observar el efecto de la concentración de los isómeros de HCH sobre la velocidad de crecimiento de los hongos y ensayos para evaluar la actividad de su sistema ligninolítico.

Efecto de los isómeros de HCH: se prepararon placas de agar con los isómeros de HCH (α -, β -, γ - y δ -HCH) en concentraciones de 0, 1, 5 y 10 mg/L, se inocularon con cada uno de los hongos y se incubaron a 30°C. Cada día, fue medido el halo de crecimiento de los hongos sobre las placas de agar con el fin de determinar la velocidad de crecimiento (figura 4).

Potencial ligninolítico: se prepararon placas de agar con el tinte Poly R-478 a una concentración de 200 mg/L. El potencial ligninolítico se evaluó indirectamente determinando la velocidad

de decoloración del tinte Poly R-478 (Freitag and Morrell 1992). Cada día, fue medido el halo de decoloración del agar con el fin de determinar la velocidad de decoloración (figura 4).

8.2.3 Ensayos de degradación de HCH en medio líquido

Estos ensayos se realizaron por duplicado en matraces Erlenmeyer de 100 mL con 20 mL de volumen total. Se contaminaron 18 mL de medio Tien & Kirk, con 25 μ L de una solución stock de HCH de 2 g/L en acetona. Posteriormente los frascos se inocularon con 2 mL del hongo homogeneizado y se incubaron a 30°C sin agitación. La concentración inicial de cada isómero en el líquido fue de 2,5 mg/L. Se realizaron controles abióticos de cada uno de los isómeros de HCH. El tiempo de tratamiento sobre el medio líquido fue de 10 días. Los análisis se realizaron sobre todo el volumen de medio tomando frascos de cultivo completos para extraer y analizar el grado de degradación de los contaminantes.

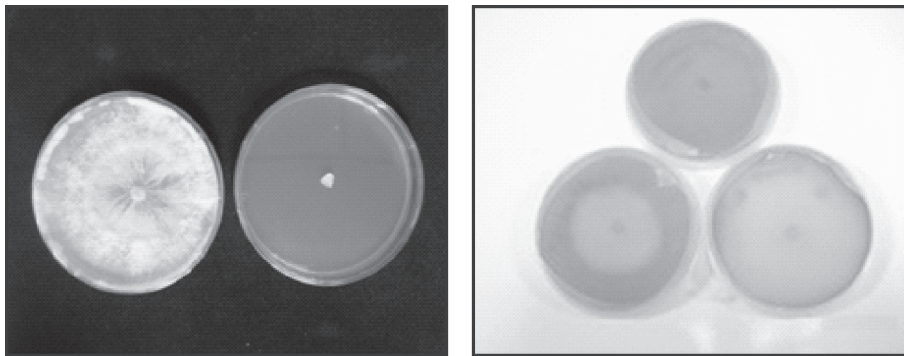


Figura 4. Halos de crecimiento (izquierda) y de decoloración del tinte violeta Poly R-478 (derecha) con hongos de podredumbre de la madera.

8.2.4 Ensayos de degradación de HCH en sobre suelo contaminado

Estos ensayos se realizaron con los hongos *P. chrysosporium* y *B. adusta* seleccionados de acuerdo con los resultados de los

anteriores ensayos. Se emplearon dos formas de inoculación de los hongos sobre el suelo: *i)* micelio libre, suspensión del hongo proveniente de una fermentación en fase líquida mezclado directamente con el suelo contaminado; o *ii)* micelio inmovilizado, mezclando el suelo contaminado con una cantidad de un material lignocelulósico previamente colonizado con el hongo. En este último caso, la degradación de HCH se evaluó con suelo estéril y no estéril.

Ensayos con micelio inmovilizado: 10 g de suelo seco y contaminado a una concentración de 2,5 mg HCH/kg, de se humedecieron con 4,5 mL de medio Tien & Kirk para ajustar la humedad del suelo al 31%. Los ensayos con hongo se realizaron mezclando 1,25 g de trozos (0,5 cm. aproximadamente) de los residuos lignocelulósicos previamente colonizados entre 5 y 7 días. Los controles abióticos se realizaron mezclando 1,25 g del material estéril sin colonizar. Los frascos se incubaron a 30 °C durante 5 semanas por triplicado. La humedad se controló adicionando agua estéril a cada frasco de acuerdo con su pérdida de peso. La toma de muestras se realizó tomando frascos de cultivo periódicamente para extraer y determinar la biodegradación de los isómeros de HCH y la actividad ligninolítica en el suelo. Se realizaron ensayos control con el fin de evaluar la pérdida abiótica de los diferentes isómeros de HCH.

Los residuos lignocelulósicos empleados fueron viruta de madera y carozo de maíz, los cuales fueron evaluados y seleccionados de acuerdo con su biodegradabilidad como sustratos y con su capacidad para soportar el crecimiento y la producción de enzimas ligninolíticas.

Ensayos de laboratorio. Estos ensayos se realizaron por triplicado, en erlenmeyers de 100 mL A 2 g de suelo seco se le adicionaron 25 µL de una solución de los cuatro isómeros de HCH en acetona (con una concentración individual de 2 g/L), para alcanzar una concentración en el suelo de 25 mg/kg. Una

hora después de la contaminación, durante la cual se permitió la evaporación de la acetona, se adicionaron 20 mL de un cultivo del hongo *B. adusta* de 5 días de edad (ver sección 2.2), con una concentración de biomasa de 4 g/L y una actividad ligninolítica cerca a 250 U de MnP/L. La proporción de suelo en el sistema (carga de sólidos) fue de 10%. Los frascos se incubaron a 30 °C y 170 rpm durante 4 semanas. La toma de muestras consistió en retirar periódicamente algunos frascos de la incubadora para extraer y analizar la concentración residual de HCH. Se evaluaron las siguientes condiciones experimentales:

- i)* Controles abióticos sin hongo y con suelo esterilizado (ensayo CTA).
- ii)* Ensayos con suelo no esterilizado, realizados con el objetivo de evaluar la capacidad degradadora de la microflora indígena del suelo (ensayo A).
- iii)* Ensayos con suelo no esterilizado inoculado con hongo esterilizado, realizados con el objetivo de evaluar la absorción de los isómeros de HCH en la biomasa del hongo (ensayo B).
- iv)* Ensayos con suelo no esterilizado inoculados con el hongo *B. adusta*, realizados con el objetivo de evaluar la acción combinada del hongo y la microflora del suelo sobre la degradación de HCH (ensayo C).
- v)* Ensayos con suelo esterilizado inoculado con el hongo *B. adusta*, realizados con el objetivo de evaluar la acción individual del hongo sobre la degradación de HCH (ensayo D).

La actividad enzimática de las enzimas manganeso peroxidasa (MnP), lignina peroxidasa (LiP) y lacasa fue valorada a 30 °C en un espectrofotómetro Shimadzu UV-1603 con control de temperatura.

La unidad de actividad (U) se definió como la cantidad de enzima necesaria para transformar 1 μmol de sustrato por minuto (Field et al. 1992; Wariishi, Valli, and Gold 1992).

8.2.5 Extracción y análisis de los isómeros de HCH

Para extraer los residuos de HCH en los ensayos de laboratorio, se adicionaron a cada frasco 40 mL de una solución de hexano-acetona 1:1, se sellaron con tapones de teflón y se agitaron durante dos horas a 300 osc/min. Después de separar las fases se tomó una alícuota de la fase orgánica para su análisis por cromatografía de gases (GC-MS). Los porcentajes de extracción fueron superiores al 80%.

Los isómeros de HCH y sus metabolitos de la biodegradación, se detectaron por medio de un cromatógrafo de gases Varian-Saturn GC/MS (CP 3900), equipado con un puerto de inyección split-splitless y un inyector automático (CP-8400) conectado a un espectrómetro de masas con trampa de iones (Varian Saturn 2100). Se usó una columna capilar CP-Sil 8 CB Low Bleed/MS fused sílica WCOT (30 m longitud y 0.25 mm ID). El volumen de inyección fue de 1 μL vía una inyección split-less a 280°C. Se usó gas helio como fase móvil a un flujo de 1 mL/min.

Se programó una rampa de temperatura para cuantificar y detectar los residuos de los isómeros de HCH y sus metabolitos intermedios de degradación: 2 minutos de tiempo de sostenimiento a 60 °C, incremento de temperatura a 20 °C/min hasta 180 °C; incremento de temperatura a 5 °C/min hasta 200 °C y, finalmente, otro incremento de temperatura a 10 °C/min hasta 310 °C. Bajo estas condiciones los isómeros y sus metabolitos intermedios fueron detectados en los siguientes tiempos de retención: Tiempos de retención: α -HCH (8,90 min); β -HCH (9,50 min); γ -HCH (9,8 min); δ -HCH (10,60 min).

8.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

8.3.1 Selección de los microorganismos

Se evaluaron 9 cepas de hongos de podredumbre de la madera en función de su crecimiento y potencial ligninolítico. Estas cepas también se evaluaron en función de su capacidad para degradar los isómeros de HCH en medio acuoso. Por último, siete de estas cepas se analizaron acerca de la capacidad para tolerar diferentes concentraciones de los isómeros de HCH.

P. chrysosporium, *P.sordida*, *I. lacteus* y *B. adusta* fueron los que alcanzaron una mayor velocidad de crecimiento, con una tasa de colonización en placas de Petri superior a 1,5 cm/d (figura 5). *I. lacteus*, sin embargo, mostró una baja velocidad de decoloración del tinte Poly R-478, mientras que las otras tres cepas con mayor tasa de crecimiento, también mostraron altas tasas de decoloración, indicando que tienen una alta capacidad de producción de enzimas ligninolíticas.

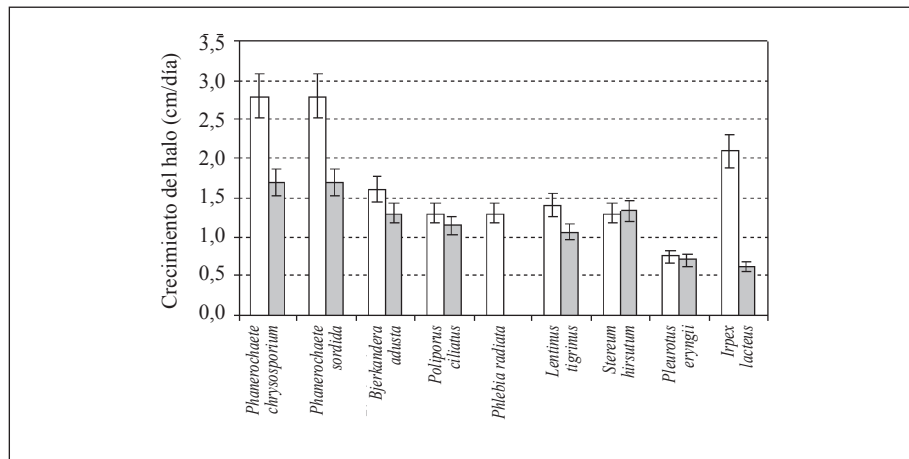


Figura 5. Velocidad de crecimiento (barras blancas) y de decoloración del Tinte Poly R-478 (barras grises) de diferentes hongos de podredumbre blanca de la madera a 30 °C. Resultados obtenidos por la medición el diámetro del halo de la colonia del hongo y del diámetro del halo de decoloración en cultivos sobre agar.

En el otro extremo, se puede observar a *P. radiata* con escaso potencial ligninolítico, puesto que no decoloró el tinte. El potencial ligninolítico hace referencia a la capacidad para producir las enzimas LiP, MnP y lacasa y también a la cantidad producida de estas enzimas. Esto explica los resultados observados en la figura 6.5, donde *P. sordida* decolora el tinte Poly R-478 a la misma velocidad que *P. chrysosporium* y sin embargo, sintetiza solamente la enzima MnP mientras que *P. chrysosporium* sintetiza las tres enzimas (Palma 1998).

8.3.2 Degradación de HCH en medio líquido

Se realizaron ensayos en medio líquido, con el fin de evaluar el potencial de los hongos de podredumbre blanca de la madera para degradar los isómeros de HCH. En la tabla 6.1 se muestran los porcentajes de degradación de los isómeros de HCH tras 10 días de tratamiento con las diferentes cepas de hongos evaluadas. Se observa que la mayoría de los hongos degrada los isómeros γ - y δ -HCH. Los mayores porcentajes de degradación para γ -HCH se lograron con *B. adusta* (42,4%) y *P. eryngii* (48,5%); para δ -HCH con *P. eryngii* (70,8%), *P. ciliatus* (60,4%), *B. adusta* (54,2%) e *I. lacteus* (53,8%). El isómero β -HCH fue el más recalcitrante y sólo fue parcialmente degradado por *B. adusta* (56,6%), *P. ciliatus* (26,5%) y *P. eryngii* (22,7%).

En los ensayos en medio líquido, se observó un importante descenso en la concentración de α -HCH y en menor grado de γ -HCH en los controles abióticos, probablemente debido a su volatilización. La presión de vapor de α -HCH ($1,6 \times 10^{-2}$ Pa) es tres órdenes de magnitud superior que β -HCH ($4,2 \times 10^{-5}$ Pa).

Cuando en los ensayos con hongo se observó un descenso en la concentración de los isómeros, equivalente al observado en los

Tabla 1. Porcentajes de degradación de los isómeros de hexaclorociclohexano en medio líquido mediante diferentes hongos de podredumbre de la madera.

Cepas de hongos	α -HCH	β -HCH	γ -HCH	δ -HCH
<i>P. chrysosporium</i>	ND	0,0	ND	0,0
<i>P. sordida</i>	ND	0,0	ND	0,0
<i>B. adusta</i>	ND	56,6 \pm 7,1	42,4 \pm 9,4	54,2 \pm 12,4
<i>P. ciliatus</i>	10,8 \pm 2,5	26,5 \pm 3,8	32,5 \pm 1,8	60,4 \pm 9,1
<i>P. radiata</i>	ND	0,0	ND	24,9 \pm 5,9
<i>L. tigrinus</i>	ND	0,0	15,1 \pm 5,1	39,5 \pm 4,3
<i>S. hirsutum</i>	ND	0,0	24,6 \pm 1,9	29,9 \pm 2,5
<i>P. eryngii</i>	23,9 \pm 0,5	22,7 \pm 2,6	48,5 \pm 0,0	70,8 \pm 1,4
<i>I. lacteus</i>	ND	0,0	33,7 \pm 1,3	53,8 \pm 2,1

ND: No determinado

controles, no se pudo determinar si este descenso fue de origen abiótico o debido a la biodegradación; por tanto, en estos casos se registró en la tabla 1 la identificación de ND. Cuando la concentración de los isómeros en los ensayos con hongo fue significativamente menor que en los controles, su diferencia se atribuyó a degradación biológica. De acuerdo con lo anterior, sólo se logró identificar la degradación de α -HCH con los hongos *P. ciliatus* (10,8%) y *P. eryngii* (23,9%).

Se han encontrado trabajos en la bibliografía acerca de la degradación de lindano (γ -HCH) con hongos de podredumbre blanca de la madera, pero no de los isómeros α -, β - y δ -HCH. Debido a las pérdidas abióticas, en este trabajo no se pudo determinar la capacidad de degradación de α - y γ -HCH con *P. chrysosporium*, el hongo de podredumbre blanca que más se ha empleado para degradar distintos tipos de contaminantes; sin embargo, se observó que no tiene la capacidad para degradar β - y δ -HCH. Los resultados observados en la bibliografía para la degradación de γ -HCH en medio líquido con *P. chrysosporium* son bastante heterogéneos. Así,

los valores de porcentaje de degradación oscilan entre 10,6% (Arisoy 1998) hasta 90% (Singh and Kuhad 1999). Se ha informado que el lindano también es degradado por hongos del género *Pleurotus*, (Arisoy 1998; Arisoy and Kolankaya 1997), por *Trametes hirsutum* (Singh and Kuhad 1999) y *Cyathus bullery* (Singh and Kuhad 2000).

En los ensayos de degradación de γ -HCH con hongos de podredumbre blanca de la madera, se han encontrado algunos metabolitos intermedios de la degradación como tetraclorociclohexeno (TCCHe-no) y tetraclorociclohexenol (TCCOL) (Mougin et al. 1996; Singh and Kuhad 2000). En este trabajo, no se detectó ningún compuesto derivado del HCH, no obstante, durante los ensayos de biodegradación con *B. adusta*, se identificó, por GC-MS en extractos de sobrenadantes de los cultivos, la presencia de los compuestos organoclorados 3-cloro-4-metoxifenil etanona y 2,4-dicloro-3-metoxibenceno cloruro de carbonilo (figura 6). Algunos autores han señalado que los hongos basidiomicetos producen un amplio número de compuestos organoclorados como metabolitos secundarios (Field, Verhagen, and de Jong 1995) y *B. adusta* es uno de los hongos que produce estos metabolitos en mayor concentración (Mester et al. 1997). Una importante línea de investigación consistiría en identificar la fuente de cloro que emplean estos hongos para la síntesis de este tipo de metabolitos halogenados, los cuales podrían provenir de la destrucción de las moléculas de HCH.

8.3.3 Degradación de HCH en fase sólida

Para este estudio se seleccionaron las cepas *P. chrysosporium* y *B. adusta*. Los ensayos se realizaron sobre suelo contaminado con HCH, previamente esterilizado por autoclave, con el fin de eliminar la acción de los microorganismos del suelo. Se probaron dos formas de inoculación del hongo: en forma libre y en forma inmovilizada sobre dos materiales lignocelulósicos, viruta de madera y carozo

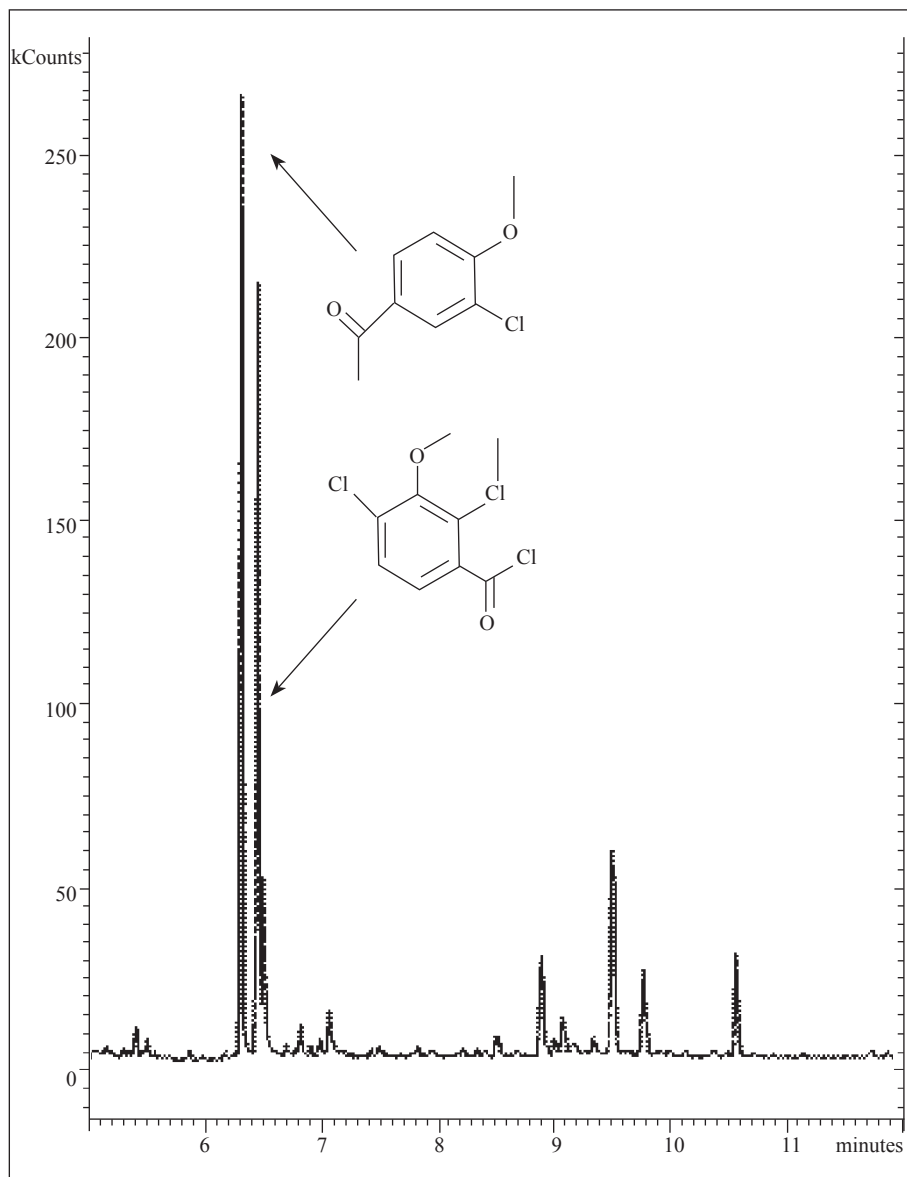


Figura 6. Cromatograma de los compuestos organoclorados presentes tras 10 días de tratamiento, durante la degradación de los isómeros de HCH en medio líquido empleando *Bjerkandera adusta*. Tiempos de retención: α -HCH (8,90 min); β -HCH (9,50 min); γ -HCH (9,8); δ -HCH (10,60), 3-cloro-4-metoxifenil etanona (6,32 min) y 2,4-dicloro-3-metoxibenzeno cloruro de carbonilo (6,46 min).

de maíz. Por último, se evaluó la degradación de HCH en suelos contaminados sin esterilizar.

En los suelos inoculados con los hongos en forma libre, no se observó la degradación de ninguno de los isómeros de HCH tras cinco semanas de tratamiento. Mougin, et al., (1997) tampoco detectaron degradación de HCH con *P. chrysosporium* empleando este mismo sistema de inoculación. En la figura 7 se muestran los resultados de la aplicación de hongo inmovilizado con carozo de maíz y viruta de madera a suelos contaminados con HCH. Se permitió que los hongos colonizaran estos materiales entre 4 y 7 días, antes de inocularlos en el suelo, período en el cual se observó la mayor producción de enzimas ligninolíticas. En los suelos inoculados con *P. chrysosporium* inmovilizado sobre los dos materiales lignocelulósicos evaluados, no se observó ninguna diferencia significativa en las concentraciones de los contaminantes con respecto a los controles abióticos.

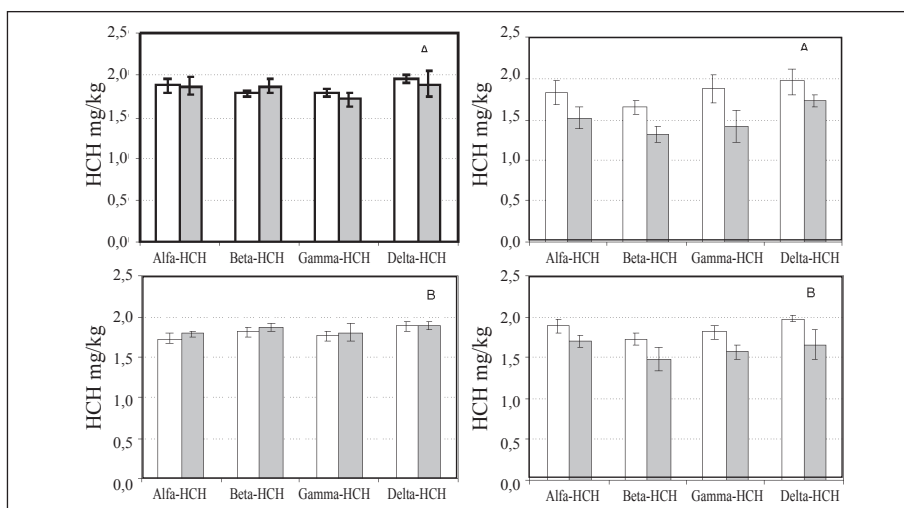


Figura 7. Degradación de HCH en suelo esterilizado y contaminado, empleando los hongos *P. chrysosporium* (izquierda) y *B. adusta* (derecha) tras 35 días de tratamiento. El suelo fue inoculado con el hongo inmovilizado sobre carozo de maíz (A) y viruta de madera (B).

Símbolos: □ Controles abióticos; ■ Cultivos con hongo.

Sin embargo, nuevamente se detectó actividad LiP (0,03 U/g de suelo). Estos resultados contrastan con los encontrados por Kennedy *et al.* (1990) quienes consiguieron mineralizar un 22,8% del γ -HCH presente en suelo empleando *P. chrysosporium* inmovilizado sobre carozo de maíz. Sin embargo, estos investigadores emplearon una relación carozo colonizado: suelo contaminado de 4:1 mientras que en este trabajo la relación fue de 0,125:1, lo que indica que para alcanzar niveles de eliminación aceptables, se requieren altas cantidades de biomasa de hongo.

Con *B. adusta* inmovilizada sobre carozo de maíz y viruta de madera (Quintero, Feijoo, and Lema 2007), todos los isómeros de HCH presentes en el suelo fueron parcialmente degradados entre un 8 y 17% con viruta de madera, y entre 13 y 17% con carozo de maíz, tras 5 semanas de tratamiento (figura 7). En estos ensayos se observó una abundante colonización del suelo por el hongo y también se detectó actividad MnP (0,02 U/g de suelo). Un resumen de los resultados de degradación con *B. adusta* se muestra en la tabla 2.

Tabla 2. Porcentaje de degradación de los isómeros de HCH en suelo contaminado empleando *B. adusta*.

Sistema	α -HCH	β -HCH	γ -HCH	δ -HCH
CM + suelo estéril	15,9 ± 4,7	13,8 ± 4,1	17,4 ± 4,4	15,7 ± 5,1
VM + suelo estéril	10,1 ± 3,7	14,5 ± 8,1	8,2 ± 5,3	17,5 ± 9,0
VM + suelo no estéril	12,1 ± 5,4	0,0	62,0 ± 4,6	0,0
Suelo no estéril sin hongo	16,1 ± 2,7	0,0	62,8 ± 8,5	0,0

CM: Carozo de maíz; VM: Viruta de madera

De la tabla 2, se puede deducir que el carozo de maíz es un ligeramente mejor sustrato que la viruta de madera para los procesos de biorremediación. El carozo de maíz se ha empleado para soportar el crecimiento de los hongos de podredumbre de la madera sobre suelos contaminados con diversas sustancias. Empleando este material lignocelulósico, *P.chrysosporium* ha logrado mineralizar hasta un 35% de TNT en 18 días (Tudor, Bumpus, and Aust 1990), un 62% de ácido 2,4,5-triclorofenoxiacético en 30 días (Ryan and Bumpus 1989), un 10% de DDT en 60 días (Bumpus et al. 1988a), un 23% de clordano en 60 días (Kennedy, Aust, and Bumpus 1990), entre otros. Sin embargo, en estas mismas condiciones, *P.chrysosporium* no degrada a los insecticidas mirex, aldrin, heptaclor y dieldrin (Kennedy, Aust, and Bumpus 1990).

Degradación de HCH en fase suspensión. La degradación de HCH se evaluó primero en un volumen de 20 mL, con el fin de determinar los efectos de la absorción de los contaminantes sobre la biomasa del hongo y la degradación debida a la microflora autóctona del suelo, al hongo *B. adusta* y a la mezcla de estas dos fuentes bióticas. En la figura 8 se presentan los resultados de los diferentes factores evaluados tras 30 días de tratamiento (Quintero et al. 2007). Las dos primeras columnas de cada gráfica corresponden a los controles abióticos de los isómeros de HCH. Allí se observa que durante el tiempo del ensayo, hubo una importante pérdida abiótica de los contaminantes, la cual fue más significativa para los isómeros α - y γ -HCH que para β - y δ -HCH. Esta pérdida se atribuye principalmente a volatilización provocada por arrastre con vapor de agua. En unos ensayos abióticos realizados en medio acuoso, se vio que efectivamente los isómeros de HCH se volatilizan o se evaporan por arrastre durante la evaporación del agua (datos no mostrados), de un modo similar a resultados encontrados por otros investigadores (Deo, Karanth, and Karanth 1994; Siddaramppa and Sethunathan 1976).

Los resultados correspondientes a los ensayos con suelo no estéril (barra A), permiten determinar que la microflora indígena del suelo no degradó ninguno de los isómeros de HCH; de la misma manera, se observa que la biomasa del hongo no absorbe irreversiblemente a los contaminantes, es decir, de ser absorbidos los contaminantes por la biomasa, el tratamiento con solventes orgánicos permite extraerlos. Por otro lado, se observa que se alcanzó una degradación parcial de todos los isómeros de HCH con *B. adusta* en suelos esterilizados y no esterilizados (barras C y D). En suelos esterilizados, las degradaciones de los isómeros α -, β -, γ - y δ -HCH fueron del $30,0 \pm 5,0$; $17,7 \pm 6,3$; $31,4 \pm 6,0$ y $25,8 \pm 4,1\%$ respectivamente, mientras que en suelos no esterilizado fueron de $22,4 \pm 3,9$; $21,3 \pm 3,3$; $24,9 \pm 5,8$, $41,7 \pm 3,9\%$. Los resultados de degradación para los isómeros α -, β -, γ -HCH no son estadísticamente diferentes, por lo tanto, se puede concluir que la microflora del suelo no afectó la acción degradadora del hongo *B. adusta*, mientras que para el isómero δ -HCH, los microorganismos del suelo y *B. adusta* actuaron de forma sinérgica.

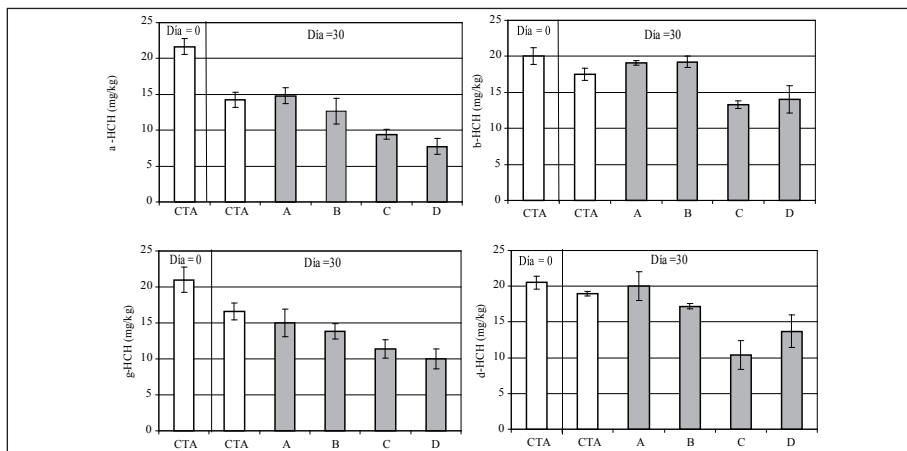


Figura 8. Degradación de los isómeros de HCH en un sistema con suelo contaminado en fase suspensión tras 30 días de tratamiento empleando el hongo *Bjerkandera adusta*. Las condiciones experimentales fueron las siguientes: (CTA) Control abiótico; (A) Suelo no estéril; (B) Suelo no estéril con biomasa de hongo esterilizada; (C) Suelo no estéril con biomasa de hongo viva; (D) Suelo estéril con biomasa de hongo viva

En muchos casos, la absorción de los contaminantes sobre la biomasa de los microorganismos degradadores es la primera etapa en los procesos de biodegradación (Benoit, Barriuso, and Calvet 1998), y la absorción ocurre en la pared celular sobre sitios carboxilo, hidroxilo, sulfidrilo, amino y fosfato (Denizli et al. 2005). Se ha encontrado que el lindano se absorbe siguiendo un modelo lineal, con un coeficiente 2,5 L/g sobre la biomasa del hongo *R. arrhizus* y de 1,5 L/g sobre lodos activos (Bell and Tsezos 1988). Los hongos de podredumbre blanca de la madera también absorben el HCH, aunque en estos microorganismos, la absorción no es uno de los pasos que conducen a su degradación (Singh and Kuhad 1999; Singh and Kuhad 2000). Sin embargo, es importante conocer la capacidad de absorción irreversible de los contaminantes en la biomasa microbiana, con el fin de cuantificar adecuadamente la biodegradación. Los resultados de la figura 8 permiten observar un ligera pérdida de capacidad de recuperación de los isómeros α -, γ - y δ -HCH en los ensayos con biomasa de hongo muerta, sin embargo, no son estadísticamente significativos salvo para δ -HCH, aunque la retención irreversible en la biomasa no supera el 5%.

La degradación de los isómeros α -, β -, γ - y δ -HCH en fase suspensión fue superior en un 15, 6, 14 y 10% respectivamente, en relación con los valores encontrados en ensayos en fase sólida sobre suelo contaminado; sin embargo, fueron menores que los ensayos en medio líquido. Esto indica que un sistema en fase suspensión no elimina totalmente las limitaciones por transferencia de materia. Esta conclusión se correlaciona con el trabajo de Rijnaarts et al. (1990) quienes demostraron que la transferencia de materia fue el factor limitante en la biomineralización de α -HCH en un sistema en fase suspensión con un 10% de suelo. La degradación de algunos de los isómeros de HCH ha sido estudiada en sistemas en suspensión con cultivos bacterianos aerobios y anaerobios (Bachmann et al. 1988; Okeke et al. 2002; Van Eekert et al. 1998), consiguiendo importantes tasas de degradación; sin embargo, con el sistema en fase suspensión, no se han encontrado

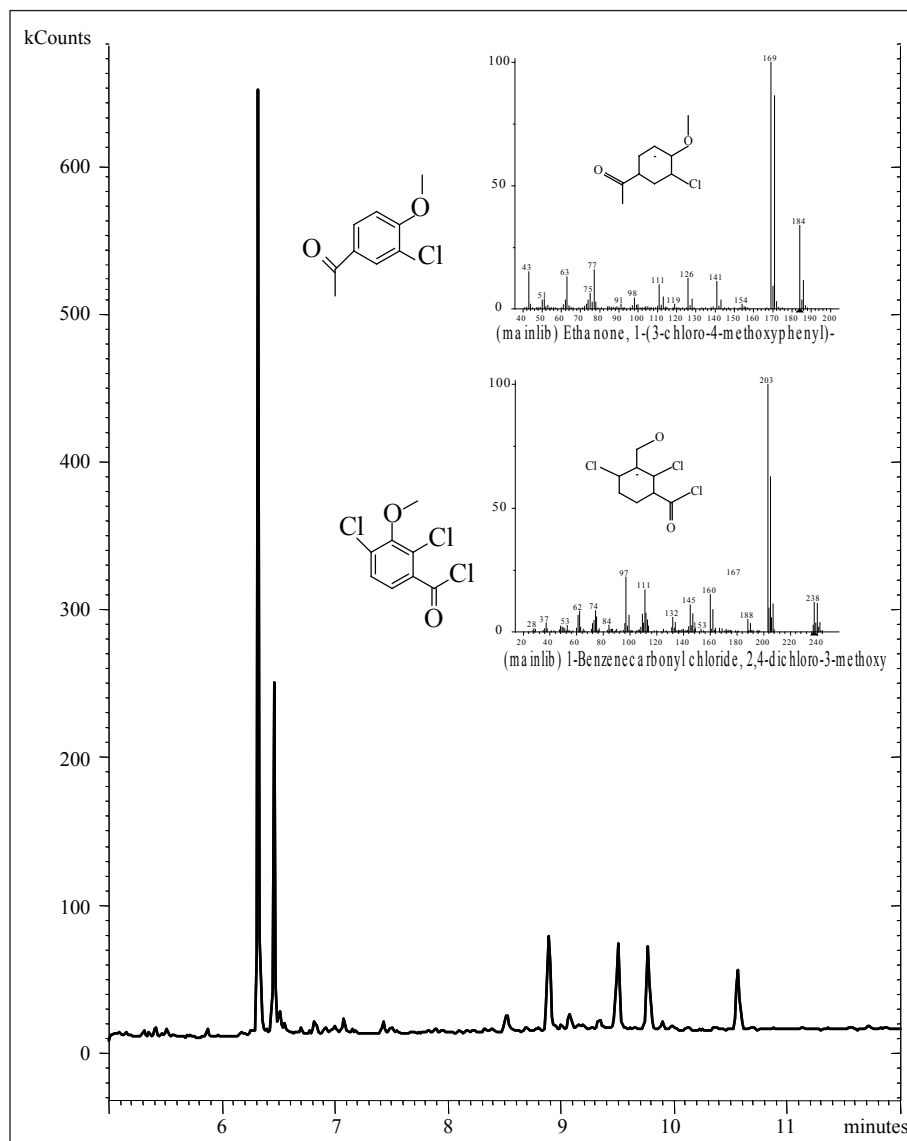


Figura 9. Cromatograma de los compuestos organoclorados presentes tras 30 días de tratamiento, durante la degradación de los isómeros de HCH con suelo en fase suspensión, empleando *Bjerkandera adusta*. Tiempos de retención: α -HCH (8,9 min); β -HCH (9,5 min); γ -HCH (9,8); δ -HCH (10,6), 3-cloro-4-metoxifenil etanona (6,3 min) y 2,4-dicloro-3-metoxibenzeno cloruro de carbonilo (6,5 min). Se muestran los espectros de masas que identifican a los metabolitos sintetizados.

trabajos empleando hongos para la degradación de HCH. Con estos sistemas, los hongos han degradado otros contaminantes como fluoreno (Garon, Sage, and Seigle-Murandi 2004) o benzopireno y fluorantreno (Zheng and Obbard 2001).

Durante la degradación de HCH en el ensayo D (figura 8), se observó en los extractos de los cultivos, la presencia de algunos compuestos organoclorados que se identificaron mediante sus espectros de masas como 2,4-dicloro-3-metoxibenzeno cloruro de carbonilo y 3-cloro-4-metoxifenil etanona. En la figura 9 se muestra el cromatograma y los espectros de masas que los identifican.

Se conocen cerca de 20 compuestos cloroaromáticos producidos por *B. adusta*. Algunas funciones fisiológicas de estos compuestos incluyen propiedades antibióticas y como mediadores redox durante la degradación de la lignina. Las vías de síntesis de los metabolitos organoclorados aún no se conocen claramente; se cree que los átomos de cloro son proveídos naturalmente del humus o de las dioxinas y furanos del ambiente (Silk et al. 2001). Es posible que durante la degradación de HCH, los átomos de cloro participen en la síntesis de estos compuestos organoclorados.

8.4 CONCLUSIONES

Los hongos de podredumbre blanca de la madera tienen capacidad para degradar los isómeros de HCH en medio líquido; entre ellos, los de mayor potencial degradativo fueron *B. adusta*, *P. ciliatus* y *P. eryngii*. Los isómeros γ -HCH y δ -HCH fueron con los que se observó un mayor porcentaje de degradación, mientras que β -HCH fue el más recalcitrante. En la mayoría de ensayos en fase acuosa no se pudo valorar la degradación de α -HCH debido a su alta volatilidad. Se encontró que residuos lignocelulósicos como viruta

de madera y carozo de maíz son materiales adecuados para soportar el crecimiento los hongos y su producción de enzimas ligninolíticas y además favorecen la colonización del suelo y la degradación de los contaminantes. Con estas condiciones, *B. adusta* logró degradar los isómeros de HCH entre un 8,2 y un 17,5%.

Durante la degradación de HCH en fase suspensión, se observó una pérdida significativa de los isómeros α - y γ -HCH debido a la volatilización por arrastre con vapor de agua. La microflora indígena del suelo no mostró capacidad para degradar ninguno de los isómeros de HCH debido a una posible inhibición ejercida por la toxicidad de los contaminantes. La biomasa de los hongos de podredumbre de la madera absorbe reversiblemente los isómeros de HCH puesto que la extracción con disolventes orgánicos permite su recuperación. *B. adusta* degrada significativamente los isómeros α -, β -, γ - y δ -HCH y la presencia de la microflora del suelo no ejerce ningún efecto adicional en la degradación, salvo con el isómero δ -HCH, donde la degradación aumentó del 25,8% con el hongo, a 41,7% en presencia simultánea de la microflora del suelo y el hongo.

8.5 REFERENCIAS

- ALEXANDER, M. 1981. "Biodegradation of chemicals of environmental concern." *Science* 211:132-138.
- ARISOY, M. 1998. "Biodegradation of chlorinated organic compounds by white-rot fungi." *Bulletin of environmental contamination and toxicology* 60:872-876.
- ARISOY, M.; and N. KOLANKAYA. 1997. "Biodegradation of lindane by pleurotus sajor-caju and toxic effects of lindane and its metabolites on mice." *Bulletin of environmental contamination and toxicology*. 59:352-359.
- AUST, D.; and J. BENSON. 1993. "The fungus among us: Use of white rot fungi to biodegrade environmental pollutants." *Environmental health perspectives* 101:1-3.

- BACHMANN, A.; P. WALET; P. WIJNEN; W. DE BRUIN; J. L. HUNTJENS; W. ROELOFSEN and A. J. ZEHNDER. 1988. "Biodegradation of alpha- and beta-hexachlorocyclohexane in a soil slurry under different redox conditions." *Applied and environmental microbiology* 54:143-149.
- BARR, D. P.; and S. D. AUST. 1994. "Mechanisms white-rot fungi use to degrade pollutants." *Environmental science & technology* 28:78A-87A.
- BELL, J. P.; and M. TSEZOS. 1988. "The selectivity of biosorption of hazardous organics by microbial biomass." *Water research* 22:1245-51.
- BENOIT, P.; E. BARRIUSO; and R. CALVET. 1998. "Biosorption characterization of herbicides, 2,4-D and atrazine, and two chlorophenols on fungal mycelium." *Chemosphere* 37:1271-1282.
- BRAUN, A. M.; M. T. MAURETTE and E. OLIVEROS. 1991. "Photochlorination." In *photochemical technology*, Chichester, England: wiley & sons, incorporated, John.
- BREIVIK, K.; J. M. PACYNA and J. MÜNCH. 1999. "Use of alpha-, beta- and gamma-hexachlorocyclohexane in Europe, 1970-1996." *Science of the total environment* 239:151-163.
- BUCKE, C. 1998. "Biochemistry of bioremediation of fungi." *Journal of chemical technology and biotechnology* 71:356-357.
- BUMPUS, J. A.; M. TIEN; D. WRIGHT and S. D. AUST. 1985. "Oxidation of persistent environmental pollutants by a white rot fungus." *Science* 228: 1434-1436.
- BUMPUS, J. A.; F. TUDOR; JUREK M. A.; and S. D. AUST. 1988a. "Factors affecting biodegradation of xenobiotics by the white rot fungus *Panerochaete chrysosporium*." In *biotechnology applications in hazardous waste treatment*, New York: engineering foundation.
- BUMPUS, J. A.; F. TUDOR; M. JUREK; G. J. MILESKI and S. D. AUST. 1988b. "Biological treatment of hazardous wastes by *Panerochaete chrysosporium*." In *Biotechnology applications in hazardous waste treatment*, New York: engineering foundation.

- COUTO, S. R.; G. FEIJOO; M. T. MOREIRA and J. M. LEMA. 2002. "Evaluation of the environmental conditions for the continuous production of lignin peroxidase by *Phanerochaete chrysosporium* in fixed-bed bioreactors." *Biotechnology letters*. 24:791-794.
- DENIZLI, A.; CIHANGIR, N.; TUZMEN and G. ALSANCAK. 2005. "Removal of chlorophenols from aquatic systems using the dried and dead fungus *pleurotus sajor caju*." *Bioresource technology* 96:59-62.
- DEO, P. G.; N. G. KARANTH and N. G. K. KARANTH. 1994. "Biodegradation of hexachlorocyclohexane isomers in soil and food environment." *Critical reviews in microbiology* 20:57-78.
- FIELD, J. A.; E. DE JONG; G. FEIJOO and J. A. M. DE BONT. 1992. "Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by new isolates of white-rot fungi." *Applied and environmental microbiology* 58:2219-2226.
- FIELD, J. A.; E. DE JONG; G. FEIJOO and J. A. M. DE BONT. 1993. "Screening for ligninolytic fungi applicable to the biodegradation of xenobiotics." *Trends in biotechnology* 11:44-49.
- FIELD, J. A.; F. J. M. VERHAGEN and E. D. DE JONG. 1995. "Natural organo-halogen production by basidiomycetes." *Trends in biotechnology* 13: 451-456.
- FREITAG, M.; and J. J. MORRELL. 1992. "Decolorization of the polymeric dye poly R-478 by wood-inhabiting fungi." *Canadian journal of microbiology* 38:811-822.
- GARON, D.; L. SAGE and F. SEIGLE-MURANDI. 2004. "Effects of fungal bioaugmentation and cyclodextrin amendment on fluorene degradation in soil slurry." *Biodegradation* 15:1-8.
- KENNEDY, D.; S. AUST and A. BUMPUS. 1990. "Comparative biodegradation of alkyl halide insecticides by the white rot fungus, *Phanerochaete chrysosporium* (BKM-F-1767)." *Applied and environmental microbiology* 56:2347-2353.
- Li, Y.F. 1999. "Global technical hexachlorocyclohexane usage and its contamination consequences in the environment: from 1948 to 1997." *Science of the total environment* 232:121-158.

- MASAPHY, S.; Y. HENIS and D. LEVANON. 1996. "Manganese-enhanced biotransformation of atrazine by the white rot fungus *Pleurotus pulmonarius* and its correlation with oxidation activity." *Applied and environmental microbiology* 62:3587-3593.
- MESTER, T.; H. J. SWARTS; S. SOLE; J. A. DE BONT and J. A. FIELD. 1997. "Stimulation of aryl metabolite production in the basidiomycete *Bjerkandera* sp. strain BOS55 with biosynthetic precursors and lignin degradation products." *Applied and environmental microbiology* 63:1987-1994.
- MESTER, T.; and M. TIEN. 2000. "Oxidation mechanism of ligninolytic enzymes involved in the degradation of environmental pollutants." *International biodeterioration & biodegradation* 46:51-59.
- MOREIRA, M. T.; G. FEIJOO and J. M. LEMA. 2000. "Manganese peroxidase production by *Bjerkandera* sp. BOS55. 1. Regulation of enzymatic production." *Bioprocess and biosystems engineering* 23:657-661.
- MOUGIN, C.; C. PERICAUD.; J. DUBROCA and M. ASTHER. 1997. "Enhanced mineralization of lindane in soils supplemented with the white rot basidiomycete *Phanerochaete chrysosporium*." *Soil biology & biochemistry* 29:1321-1324.
- MOUGIN, C.; PERICAUD, C.; MALOSSE, C.; LAUGERO and M. ASTHER. 1996. "Biotransformation of the insecticide lindane by the white rot basidiomycete *Phanerochaete chrysosporium*." *Pesticide science* 47:51-59.
- OKEKE, B. C.; T. SIDDIQUE; M. C. ARBESTAIN and W. T. FRANKENBERGER. 2002. "Biodegradation of gamma-hexachlorocyclohexane (lindane) and alpha-hexachlorocyclohexane in water and a soil slurry by a *Pandoraea* species." *Journal of agricultural and food chemistry* 50:2548-2555.
- PALMA, T. C. 1998. "Caracterización cinética de MnP de *Phanerochaete chrysosporium* y *Bjerkandera* sp. BOS55 y aplicación a la decoloración de fluentes industriales." Tesis doctoral. Universidad de Santiago de Compostela. España.
- PETER, J. V.; and A. M. CHERIAN. 2000. "Organic insecticides." *Anaesthesia and intensive Care* 28:11-21.

- QUINTERO, J. C.; G. FEIJOO and J. M. LEMA. 2007. "Producción de enzimas ligninolíticas con hongos basidiomicetos cultivados sobre materiales lignocelulósicos." *Vitae* 13:61-67.
- QUINTERO, J. C.; T. L. LÚ-CHAU; M. T. MOREIRA; G. FEIJOO and J. M. LEMA. 2007. "Bioremediation of HCH present in soil by the white-rot fungus *Bjerkandera adusta* in a slurry batch bioreactor." *International Biodeterioration & Biodegradation* Accepted.
- REDDY, G. V. B.; M. D. S. GELPKE and M. H. GOLD. 1998. "Degradation of 2,4,6-trichlorophenol by *Phanerochaete chrysosporium*: involvement of reductive dechlorination." *Journal of bacteriology* 180:5159-5164.
- RIJNAARTS, H.; A. BACHMANN; J. JUMELET and A. ZEHNDER. 1990. "Effect of desorption and intraparticule mass transfer on the aerobic biomineralization of alfa-hexachlorocyclohexane in a contaminated calcareous soil." *Environmental science & technology* 24:1349-54.
- RYAN, T. P.; and J. A. BUMPUS. 1989. "Biodegradation of 2,4,5-trichlorophenoxyacetic acid in liquid culture and in soil by the white rot fungus *Phanerochaete chrysosporium*." *Applied microbiology and biotechnology* 31:302-307.
- SIDDARAMPPA, R.; and N. SETHUNATHAN. 1976. "Volatilization of lindane from water in soil-free and flooded soil systems." *Journal of environmental science and health part B*, 11:119-127.
- SILK, P. J.; C. AUBRY, G.; C. LONERGAN, and J. B. MACAULAY. 2001. "Chlorometabolite production by the ecologically important white rot fungus *Bjerkandera adusta*." *Chemosphere* 44:1603-1616.
- SINGH, B. K.; and R. C. KUHAD. 1999. "Biodegradation of lindane (gamma-hexachlorocyclohexane) by the white-rot fungus *trametes hirsutus*." *Letters in applied microbiology* 28:238-241.
- SINGH, B. K.; and R. C. KUHAD. 2000. "Degradation of insecticide lindane (gamma-HCH) by white-rot fungi *Cyathus bulleri* and *Phanerochaete sordida*." *Pest management science* 56:142-146.

- SINGH, B. K.; R. C. KUHAD; A. SINGH; K. K. TRIPATHI and P. K. GHOSH. 2000. "Microbial degradation of the pesticide lindane (gamma-hexachlorocyclohexane)." *Advances in applied microbiology* 47:269-298.
- SINGLETON, I. 1994. "Microbial-metabolism of xenobiotics-fundamental and applied-research." *Journal of chemical technology and biotechnology* 59:9-23.
- TIEN, M.; and T. K. Kirk. 1988. "Lignin peroxidase of *Phanerochaete chrysosporium*." In *methods enzymology*. Vol. 161, ed Wood, W. and S. T. Kellog. London: academic Press, Inc.
- TUDOR, F.; J. BUMPUS and S. AUST. 1990. "Biodegradation of TNT (2,4,6-trinitrotoluene) by *Phanerochaete chrysosporium*." *Applied and environmental microbiology* 56:1666-1671.
- VAN EEKERT, M.; N. J. P. VAN RAS; G. H. MENTINK; H. H. M. RIJNAARTS; A. J. M. STAMS; J. A. FIELD and G. SCHRAA. 1998. "Anaerobic transformation of beta-hexachlorocyclohexane by methanogenic granular sludge and soil microflora." *Environmental science & technology* 32:3299-3304.
- WARIISHI, H.; K. VALLI and M. H. GOLD. 1992. "Manganese(II) oxidation by manganese peroxidase from the basidiomycete *Phanerochaete-Chrysosporium* kinetic mechanism and role of chelators." *Journal of biological chemistry* 267:23688-23695.
- WILLETT, K. L.; E. M. ULRICH and R. A. HITES. 1998. "Differential toxicity and environmental fates of hexachlorocyclohexane isomers." *Environmental science & technology* 32:2197-2207.
- ZHENG, Z. M.; and J. P. OBBARD. 2001. "Effect of non-ionic surfactants on elimination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in soil-slurry by *Phanerochaete chrysosporium*." *Journal of chemical technology and biotechnology* 76:423-429.

CAPÍTULO 9

AVANCES EN LA PROPAGACIÓN ASIMBIÓTICA IN VITRO DE ORQUÍDEAS CON ESPECIAL ÉNFASIS EN EL GÉNERO CATTLEYA

*Liliana Rocío Botero¹, María Adelaida Jaramillo¹, Óscar Orlando Ossa Ramirez¹,
Tatiana Saldarriaga Fernández¹, Estefanía Ortiz Restrepo¹*

9.1 INTRODUCCIÓN

La flora es la primera gran riqueza de nuestro país, ya que Colombia posee entre 45.000 y 55.000 especies de plantas, de las cuales aproximadamente la tercera parte son endémicas (propias de nuestro territorio), y dentro de esta gran riqueza, se destacan las orquídeas, representadas en cerca de 3.500 especies, es decir, 15% del total de especies de orquídeas del mundo (Humboldt, 2004).

Según datos de la Unión Mundial para la Conservación (UICN), la lista de plantas amenazadas de Colombia abarca cerca de 1.000 especies y, en ellas, uno de los grupos más amenazados lo constituye, precisamente, el de las orquídeas, las cuales en Colombia, se encuentran en veda, pero se permite el aprovechamiento a través de propagación artificial (Humboldt, 2001).

En condiciones naturales, las orquídeas se propagan a través de la producción y dispersión de diminutas semillas. Sin embargo, a pesar de que cada cápsula de orquídea puede contener entre 200.000

¹ Universidad de Medellín. Grupo de Investigaciones y Mediciones Ambientales - GEMA

y 600.000 semillas dependiendo del género y la especie (Echeverri, Jaramillo y Villegas, 2001), sólo unas cuantas germinan y tienen la posibilidad de alcanzar la edad adulta dificultando así su producción masiva (Cañas, 1991).

Debido al potencial económico asociado a la diversidad y belleza de las flores de estas plantas son muchos los investigadores que se han enfocado en su estudio, reproducción y alternativas para la generación de nuevas variedades (Kano, 1965; Knudson, 1922; Kusumoto, 1969; Kusumoto y Furukawa, 1977; Kusumoto, 1979; Kusumoto, M. 1980; Kusumoto y Takeda. 1997).

Desde el punto de vista biotecnológico, existen dos formas generales como se ha logrado la propagación de estas plantas: 1. Asexualmente mediante la resiembra de rizomas (Echeverri, Jaramillo y Villegas, 2001) o a través del cultivo *in vitro* de meristemas con la cual se ha logrado obtener gran número de plantas y variedades mejoradas (Morel 1960); y 2. Sexualmente utilizando las semillas (Knudson, 1946; Pérez, Luna, y Barba, 2001), esta última técnica permite la obtención de mayor número de plántulas, y la más empleada.

La productividad en la micropropagación de muchas especies y cultivares de orquídeas ha sido la base de la próspera industria mundial productora de vitroplantas (Murashige, 1974). Sin embargo, se ha observado que la tasa de multiplicación, y con ello el rendimiento de los cultivos, depende en gran medida de la metodología utilizada. La producción de cuerpos protocórmicos a partir de semillas presenta rendimientos sustancialmente superiores a los de la brotación axilar; sin embargo, en contraposición, en esta última se observa menor incidencia de variación (Murashige, 1974; Huang, 1984), lo cual es un requisito indispensable para la calidad de un programa de propagación con fines comerciales. De allí que se han concentrado esfuerzos para la optimización de los procesos de micropropagación por brotación axilar.

La propagación por semilla puede ser lograda en condiciones *in vitro* mediante el cultivo asimbiótico (sin cocultivo con el hongo asociado) o simbiótico (cocultivando las semillas o plántulas con el hongo asociado). Knudson demostró que era posible la germinación sobre un medio simple que contuviera minerales y azúcares, sin la presencia de hongos. La investigación desarrollada por Knudson (1922) supuso una conmoción en el mundo de las orquídeas, al demostrar que las semillas de *Cattleya*, *Epidendrum* y otras orquídeas eran capaces de germinar asimbióticamente *in vitro*. A pesar del descubrimiento de Knudson, se comprobó que no siempre es posible hacer un medio en el que una determinada especie de orquídea pueda germinar y desarrollarse. Se han descrito muchos medios nutritivos, para muchos géneros y especies diferentes (Arditti 1967, 1982, Arditti y Ernst, 1982 y Fast, 1980).

En todos los casos las semillas se esterilizan y cultivan en recipientes de vidrio o plástico sobre un medio de agar nutritivo que contiene los azúcares y minerales necesarios para que las semillas germinen y crezcan, y en muchos casos se recomienda el uso de hormonas vegetales tipo auxina tales como ANA (ácido naftalenacético) y el AIA (ácido indol acético) en combinación con hormonas tipo citocinina, de las cuales la más recomendada es la BAP (Bencil amino purina) (Echeverri, Jaramillo y Villegas, 2001; Pérez, Luna y Barba, 2001; Jardinería, 2002).

La germinación asimbiótica es comúnmente usada en la propagación de orquídeas tropicales debido al poco conocimiento que se tiene de los hongos micorrizantes asociados; en términos generales, el medio usado para la germinación asimbiótica es más complejo que para la germinación simbiótica, ya que todos los nutrientes orgánicos e inorgánicos y los azúcares deben estar disponibles para la orquídea en una forma apropiada, puesto que ya no existe la intermediación del hongo que facilite su nutrición.

En la germinación simbiótica, las semillas se siembran con una pequeña porción del hongo micorrizante apropiado o se inoculan en las primeras etapas de germinación cuando estas alcanzan una coloración verde (Pérez, Luna, y Barba, 2001) lo que lleva a que el hongo crezca en el medio y colonice las semillas durante el proceso de germinación, haciendo posible que se genere una relación simbiótica que se espera alimente al protocormo (masa celular amorfa que se forma en los primeros estadios de germinación de la orquídea) hasta que éste produzca hojas y se vuelva autotrófico y, como resultado, las plantas micorrizadas suelen ser más fuertes y resistentes a las condiciones ambientales.

En los estudios presentados en el Congreso Mexicano de Botánica en el año 2001 por Raquel Pérez y colaboradores, realizados con el fin de comparar las respuestas de germinación *in vitro* de semillas de *Bletia macristhmochila* en cultivos simbióticos utilizando medios suplementados con avena con asimbiótico, utilizando el medio de Knudson, se obtuvo el 100% de germinación en los medios de cultivo simbiótico a los 42 días, mostrando que la presencia del endófito micorrízico en el medio de cultivo influye favorablemente sobre la velocidad del desarrollo del embrión e incrementa el porcentaje de germinación de esta especie.

Alarcón y Angarita (1984) compararon la germinación simbiótica y asimbiótica de especies de orquídeas nativas en la Sabana de Bogotá, logrando establecer un procedimiento adecuado para la germinación.

En todos los casos de propagación *in vitro* ya sea asexual, o sexual, simbiótico o asimbiótico, luego de la germinación y obtención de las plántulas, se requiere un proceso posterior de trasplante y adaptación a condiciones *ex Vitro*; algunos estudios ha experimentado con diferentes materiales como sustrato de cultivo, entre ellos fibra de coco y carbón veget al.(Maldonado, M. 1984); finalmente, las plantas son

transferidas a los sitios definitivos de cultivo; este paso es uno de los más críticos en el proceso de propagación, porque si las condiciones del lugar donde se planten no son idóneas para la colonización fúngica de las raíces de las plántulas, pueden ser desplazadas por los hongos nativos causando la muerte de las plantas.

Este proyecto ha pretendido generar alternativas biotecnológicas que permitan la multiplicación y sobrevivencia de las semillas, para apoyar los programas de repoblamiento de orquídeas de parques naturales de Colombia mediante la implementación de alternativas biotecnológicas.

9.2 MATERIALES Y MÉTODOS

9.2.1 Evaluación de la metodología de desinfección de cápsulas de orquídeas

9.2.1.1 Preparación de medios de cultivo

El medio basal seleccionado para la primera siembra (tabla 1) fue el medio de Murashige y Skoog (MS) en concentración completa, suplementado con mio-inositol, tiamina, ácido nicotínico, piridoxina y glicina y con glucosa (30 g/L), preparado según las especificaciones presentadas en la tabla 1. Posteriormente se ajustó el pH a 5, y se adicionaron cantidades de agar 2,5 g/L para generar una consistencia semisólida; la mezcla obtenida fue calentada a ebullición hasta la completa dilución del agente gelificante y el medio fue repartido en los recipientes de cultivo.

9.2.1.2 Condiciones de esterilización

Luego de tener el medio repartido en los recipientes de cultivo, se procedió a taparlos con papel aluminio, posteriormente envueltos

Tabla 1. Composición nutricional del medio de cultivo MS usado para evaluar inicialmente el proceso de desinfección

<i>Reactivo</i>	<i>Concentración [mg/L]</i>
Nitrato de amonio (NH_4NO_3)	1658
Acido bórico (H_3BO_3)	6.2
Cloruro de calcio anhidrido ($\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)	440
Cloruro cobalto hexahidratado ($\text{CoCl}_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$)	0.026
Sulfato cúprico pentahidratado ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$)	0.026
Na-EDTA	37.3
Sulfato de magnesio ($\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)	370
Sulfato de manganeso hidratado ($\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$)	22.3
Molibdeno de sodio ($\text{Na}_2\text{MoO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$)	0.25
Yoduro de potasio ((KI)	0.83
Nitrato de potasio (KNO_3)	1900
Fosfato de potasio monobásico (KH_2PO_4)	170
Sulfato de zinc pentahidratado ($\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)	8.6
Sulfato de hierro pentahidratado ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$)	27.8
Tiamina HCl	0.4
Mio-Inositol	0.1
Ácido nicotínico	0.1
Glycina	1.0
Sacarosa	30000.0
Agar	3000.0
pH	5.0
<i>Nota:</i> Extracto de banano (para medios enriquecidos)	30.0

en papel periódico y finalmente se llevaron al autoclave, donde fueron esterilizados con vapor húmedo bajo presión a 15 libras por 20 minutos.

9.2.1.3 Siembra

9.2.1.3.1 Condiciones generales de manejo de la cámara de flujo laminar

Antes de iniciar cualquier procedimiento se realizó el proceso de limpieza de la cámara con etanol del 70-90%, se introdujeron todos los implementos requeridos para el trabajo (guantes, pinzas, bisturí, mechero, encendedor, agua estéril, jeringas, medios de cultivo, paquetes de papel, recipiente con alcohol, entre otros) previamente desinfectados con etanol y se encendió la luz UV por un espacio mínimo de media hora para la esterilización superficial.

9.2.1.3.2 Material vegetal

Para evaluar los procesos de desinfección, los ensayos fueron realizados con semillas extraídas de cápsulas maduras, las cuales aunque han cumplido el tiempo de maduración no se han abierto naturalmente. Se utilizaron inicialmente orquídeas de otros géneros tales como: *Comparettia macroleptum* (CM), *Epidendrum Ibaguense x secundum* (EI), *Epidendrum radicans* (ER), *Odontoglossum crocydopterum* (OC), *Epidendrum elongatum* (EIH), *Pleurothallis sp* (Psp), *Stellis sp.* (Ssp) *Cyrtocillum sp.*(Csp), *Rodriguesia granadensis* (RG), *Liparis elatta* (LE) *Dryadella simula* (DS) *Dryadella sp.* (Dsp) las cuales presentaban variabilidad de tamaños de plantas, flores y cápsulas (ver fotografías 1-12 a y b con cápsulas y plantas). Posteriormente se aplicó el proceso de desinfección a las cápsulas maduras de orquídeas del género *Cattleya*, trabajando específicamente con *Cattleya warscewiczii* y *Cattleya trianae* (ver fotografías 13-14 a y b con cápsulas y plantas).

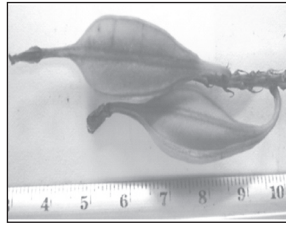


Foto 1. (a) y (b). *Epidendrum Ibaguense x secundum* (EI)

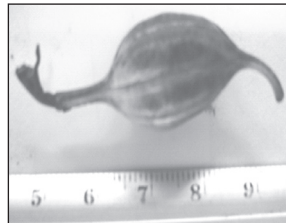


Foto 2. (a) y (b). *Epidendrum radicans* (ER)

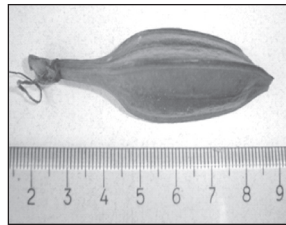


Foto 3. (a) y (b). *Comparettia macroplectum* (CM)

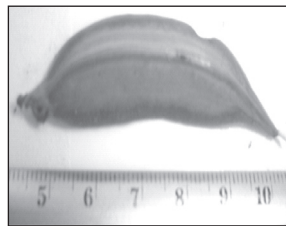


Foto 4.(a) y (b). *Pleurothallis sp* (Psp)

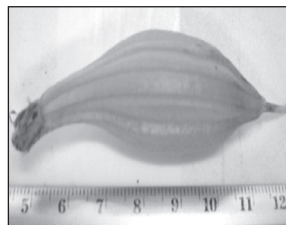


Foto 5. (a) y (b). *Odontoglossum Crocydipterum* (OC)

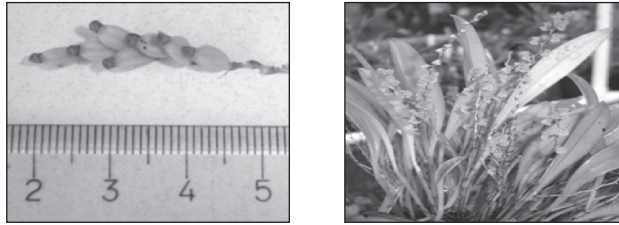


Foto 6. (a) y (b). *Stellis sp.* (Ssp)

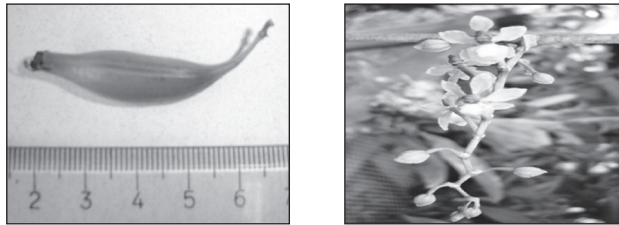


Foto 7. (a) y (b). *Cyrtochillum sp.* (Csp)

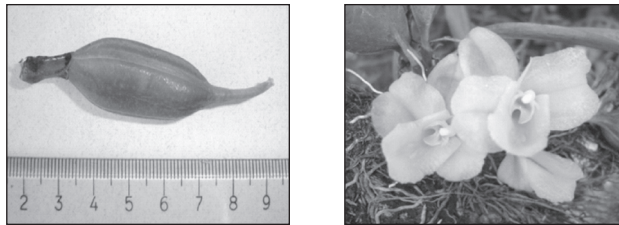


Foto 8. (a) y (b). *Rodriguesia granadensis* (RG)

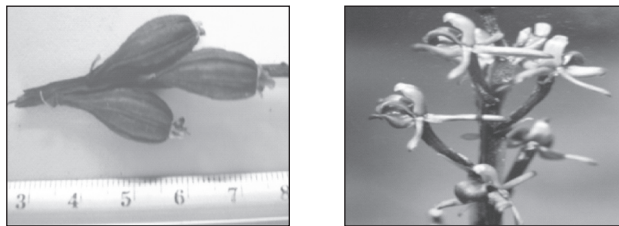


Foto 9. (a) y (b). *Liparis elatta* (LE)

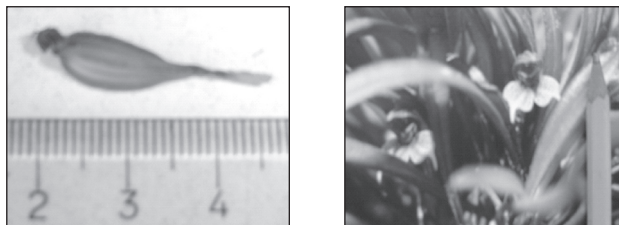


Foto 10. (a) y (b). *Dryadella simula* (DS)

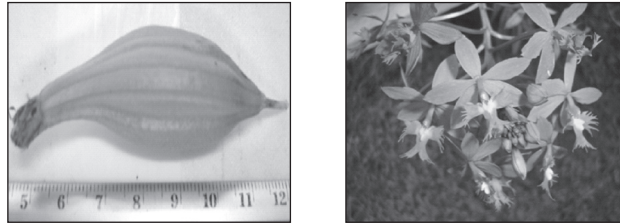


Foto 11. (a) y (b). *Epidendrum elongatum* (EHI)..

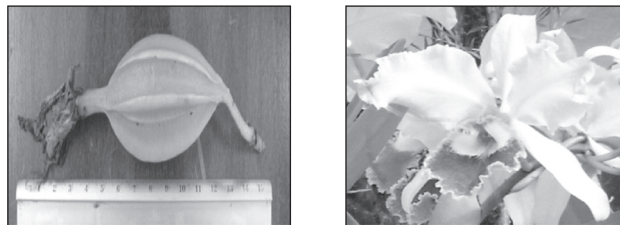


Foto 13. (a) y (b). *Cattleya warscewiczii*

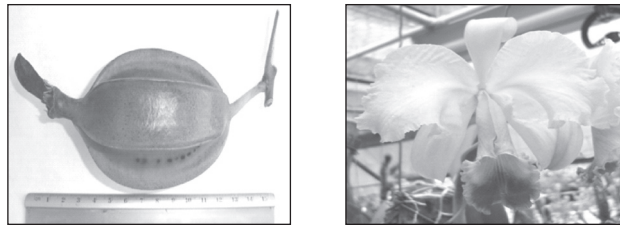


Foto 14. (a) y (b). *Cattleya trianae*

9.2.1.3.3 Desinfección de cápsulas verdes

Debido al uso de cápsulas verdes, la desinfección solo se efectuó en el exterior de las cápsulas ya que las semillas permanecen en su interior bajo condiciones de esterilidad. Para la desinfección, las cápsulas fueron lavadas rigurosamente con detergente líquido industrial, posteriormente se les retiró con un bisturí la flor muerta y se les introdujo en una solución comercial de hipoclorito de sodio (NaOCl) al 1%, a la cual se le adicionó como agente tensoactivo jabón industrial (2 gotas por cada 100 ml); las cápsulas permanecieron sumergidas en la solución desinfectante por un períodos de 10 minutos sometidas a agitación permanente.

Una vez finalizado el tiempo de desinfección química, el recipiente fue introducido en la cámara de flujo laminar, se transfirieron las cápsulas de la solución desinfectante a una solución de etanol al 70% usando pinzas estériles y posteriormente fueron flameadas; este procedimiento final de flameado fue repetido solo en el caso de las cápsulas de mayor tamaño como las de las cattleyas.

9.2.1.3.4 Extracción y siembra de semillas

Luego del proceso de esterilización de las cápsulas, estas fueron colocadas sobre una superficie de papel estéril y con el bisturí (una hoja nueva por cápsula) se realizó un corte longitudinal que permitió la exposición de las semillas y un fácil manejo de la cápsula. Cabe mencionar que si las semillas hacia el interior de la cápsula están suficientemente maduras presentan una apariencia suelta, lo cual facilita su manipulación con pinzas o bisturí y su distribución dentro del recipiente de cultivo; en los casos en los cuales la cápsula no estaba lo suficientemente madura, las semillas presentaban mayor resistencia a la dispersión y a la disposición dentro de los recipientes de cultivo, formando conglomerados de semillas dentro de los recipientes, por lo que fue necesaria la adición de suficiente agua destilada estéril sobre la superficie del agar, para homogeneizar las semillas. Luego de depositar las semillas en los recipientes de cultivo, estos fueron cerrados usando papel plástico (vinilpel) y posteriormente marcados, incluyendo especie, medio utilizado y fecha de siembra.

9.2.1.4 *Cultivo y mantenimiento*

Los cultivos fueron mantenidos con iluminación permanente bajo condiciones de temperatura no controlada por falta de los acondicionamientos necesarios en el espacio asignado (foto 15). En consecuencia, debido a las altas temperaturas presentes en el sitio, se hizo necesario llevar a cabo procesos de hidratación periódica

entre los subcultivos los cuales eran realizados aproximadamente cada 1-2 meses.

Para realizar los procesos de hidratación del material vegetal, se procedió a limpiar muy bien la cámara con etanol al 70%, se introdujeron todos los elementos necesarios para la hidratación (jeringas, agua destilada estéril y papel plástico tipo vinilpel) y se encendió la luz UV por un período mínimo de media hora. Posteriormente se introdujeron en la cámara de flujo los frascos a hidratar, que fueron previamente desinfectados con etanol al 70%. Finalmente se comenzaron a hidratar los cultivos inyectando más o menos 5 ml de agua destilada estéril con una jeringa perforando el recubrimiento plástico, y finalmente tapando nuevamente el orificio generado a los recipientes por la punción con otra capa de vinilpel; el material fue monitoreado periódicamente usando el estereomicroscopio para determinar la germinación.



Foto 15. Condiciones de cultivo del material vegetal

9.2.2 Evaluación del efecto de un abono comercial y un suplemento comercial de banano

Uno de los objetivos de este proyecto fue buscar alternativas que permitieran a las comunidades de bajos recursos acceder a tecnologías *in vitro* para propagar las especies de orquídeas de tal manera que les permitiera encontrar alternativas económicas sin necesidad de acceder a los especímenes que se encuentran en estado silvestre en espacios tales como parques o reservas naturales. Se planteó entonces la evaluación de otras posibles fuentes de sales minerales de bajo costo que pudieran brindar los macro y microelementos que se requieren para el desarrollo de las orquídeas del género *Cattleya* en las etapas iniciales de su desarrollo.

Para la selección del abono comercial, se visitó un centro de venta de productos agrícolas que presta servicio de asesoría técnica con agrónomos, se indagó sobre los abonos disponibles y aquellos que presentaban mejores resultados con especies de orquídeas en estado adulto, y se seleccionó el producto comercial “*Plantosan*” (ver composición en la tabla 2); para disminuir aún más los costos, se evaluó la factibilidad de sembrar las semilla de *Cattleya* en medios líquidos sin la adición de agentes gelificantes comerciales tales como el agar. Para este ensayo se sembraron dos especies de *cattleyas*: *C. trianae* y *C. warscewiczii*.

Tabla 2. Composición del abono comercial *Plantosan* (20-10-15-6) + microelementos

<i>Elemento</i>	<i>Cantidad (%)</i>	<i>Elemento</i>	<i>Cantidad (%)</i>
Nitrógeno total (N)	20.0	Potasio soluble en agua (K ₂ O)	15.0
Nitrógeno amoniacal	2.10	Magnesio (MgO)	6.00
Nitrógeno nítrico	1.70	Azufre total (S)	0.74

<i>Elemento</i>	<i>Cantidad (%)</i>	<i>Elemento</i>	<i>Cantidad (%)</i>
Nitrógeno úrico	16.2	Boro (B)	0.56
Fósforo asimilable (P ₂ O ₅)	10.0	Cobre (Cu)	0.09
Hierro (Fe)	0.05	Molibdeno (Mo)	0.08
Manganeso (Mn)	0.11	Zinc (Zn)	0.02

9.2.2.1 Preparación de los medios de cultivo

9.2.2.1.1 Abono comercial

Considerando la concentración recomendada por el productor de plantosan (7 g/l), se prepararon 5 diferentes concentraciones: 28, 14, 7, 3,5 y 1,7 g/l, y se adicionaron a los medios 30 g/L sacarosa como fuente de carbono; se homogeneizó para permitir la solubilización de los minerales y la sacarosa y se ajustó el pH del medio a 5.0 con NaOH o HCl, según la necesidad.

En los ensayos de cultivo líquido se distribuyeron aproximadamente 10 ml en recipientes de vidrio de 25 ml de capacidad tapa pequeña, estos fueron esterilizados con calor húmedo (15 lb/ 20 min) y, finalmente, el medio fue depositado en los recipientes de cultivo en volumen suficiente para humedecer las semillas (aproximadamente 4-5 ml) evitando que estas quedaran inundadas con la solución.

Para los ensayos en medio de cultivo sólido, a los medios preparados se les adicionó agar (2.5 g/l) y se calentaron hasta homogeneizar. Se repartió el medio en los recipientes de cultivo (aprox. 20 ml/ recipiente), luego se taparon, empaquetaron y esterilizaron con calor húmedo (15 lb/ 20 min).

Como control de la experimentación, se sembraron semillas en medio MS en concentración completa suplementado con

mio-inositol, tiamina, ácido nicotínico, piridoxina y glicina según las especificaciones del numeral 9.2.1.1 y solidificado con una concentración de agar de 2,5 g/l.; para el mantenimiento, se mantuvieron las condiciones descritas en el numeral 9.2.1.4.

9.2.2.1.2 Extracto de banano

Mucha de la literatura reporta el uso de extractos de banano para el cultivo de orquídeas por lo que se implementó la adición de un producto comercial de extracto de banano.

Para los ensayos se implementó el medio de cultivo MS preparado según el numeral 9.2.1.1, enriquecido con 30g/l de extracto de banano comercial el cual fue previamente diluido para lograr su máxima homogeneización ya que es un producto difícil de diluir, y posteriormente se procedió a ajustar el pH a 5.0, a adicionar 2,5 g/l de agar y a calentar el medio, el cual finalmente se repartió en los recipientes de cultivo (aprox. 20 ml/ recipiente); estos se taparon, empacaron y esterilizaron con calor húmedo (15 lb/ 20 min).

Como control de la experimentación, se sembraron semillas en medio MS en concentración completa suplementado con mio-inositol, tiamina, ácido nicotínico, piridoxina y glicina, según las especificaciones del numeral 9.2.1.1, y solidificado con una concentración de agar de 2,5 g/l. para el mantenimiento, se mantuvieron las condiciones descritas en el numeral 9.2.1.4.

9.2.2.2 *Cultivo y mantenimiento*

Los Cultivos fueron mantenidos con iluminación permanente bajo condiciones de temperatura no controladas por falta de los acondicionamientos necesarios en el espacio asignado (foto 15). En consecuencia, al igual que en los demás ensayos se hizo necesario

llevar a cabo procesos de hidratación periódica como se describió previamente en el numeral 9.2.1.4 entre subcultivos.

9.2.2.3 *Unidades experimentales evaluadas*

El material biológico sembrado fue examinado periódicamente para analizar su respuesta a cada tratamiento, fueron descartados aquellos en los cuales los materiales no presentaron respuesta o su respuesta fue tan baja que no debería ser tomada en cuenta como alternativas de cultivo. De los resultados con respuestas significativa de crecimiento, se presentarán resultados cualitativamente, incluyendo la información correspondiente al número de unidades experimentales tenidas en cuenta para el efecto de los análisis, el total de plantas implicadas en el análisis, las réplicas analizadas, y se considerarán parámetros de sobrevivencia y desarrollo de las plántulas en los niveles caulinar y radicular.

9.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

9.3.1 Ensayos de desinfección

9.3.1.1 *Desinfección de cápsulas*

El conjunto de procesos implementados para la desinfección de las cápsulas fue suficiente para garantizar la desinfección del material en un 100%, sin embargo, se presentaron problemas posteriores de contaminación siendo los procesos de manipulación para la hidratación una de las principales causas de contaminación.

9.3.1.2 *Germinación y desarrollo*

Realizar el recuento de semillas no germinadas por recipiente fue una tarea difícil debido: 1) La alta densidad de semillas por

recipiente sembrado; 2) Al tamaño tan pequeño de las semillas y 3) A la presencia de la cubierta plástica de vinilpel permanente sobre los recipientes de cultivo para garantizar las condiciones de esterilidad y que dificultaba la lectura con el estereomicroscopio (foto 16a), razón por la cual para ensayos futuros que pretendan evaluar el porcentaje de germinación, se aconseja el uso de cajas de petri, aunque por la pequeña distancia entre el medio y la tapa de vidrio de la caja de petri se requiera la transferencia del material en desarrollo. Es de anotar que el número de semillas por cápsula de orquídea es tan alto que es factible lograr el establecimiento de gran cantidad de plántulas (como puede ilustrarse en la foto 16 correspondiente a semillas germinadas de la orquídea *Cattleya warscewiczii* en estadio de protocormos de diferentes tamaños luego de 30 días de cultivo); aún sin obtener porcentajes de germinación superiores al 90%, el requisito fundamental para el establecimiento de los cultivos es lograr la desinfección y siembra inicial del material vegetal, y evitar la contaminación microbiana.

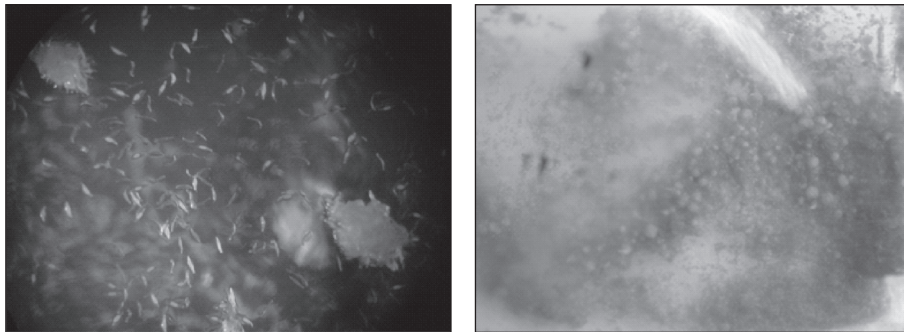


Foto 16. Inicio de la germinación de las semillas de *Cattleya* y formación de protocormos de diferentes tamaños de *Cattleya warscewiczii*

Luego de 30 días de cultivo, se observó germinación para la especie *Epidendrum radicans* (ER), donde 21 de los 22 recipientes sembrados con semillas maduras y secas presentaban germinación y buen desarrollo (foto 17).

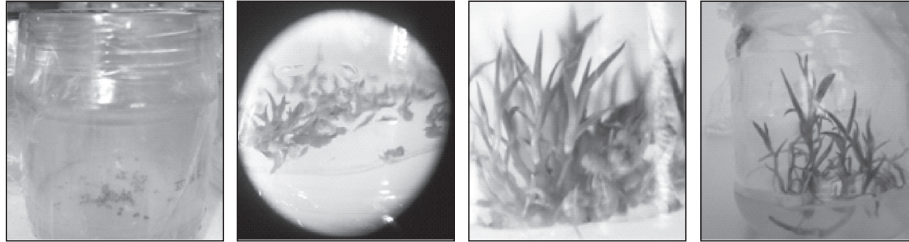


Foto 17 a, b, c y d. Desarrollo de plántulas de *Epidendrum radicans* (ER) desde los estadios de protocormos a los 30 días de cultivo hasta la formación de plántulas a los 60 (vista al estereomicroscopio) 120 y 160 días de cultivo.

Para *Odontoglossum crocydopterum* (OC) de la cual se sembraron semillas inmaduras, se observó germinación luego de 44 días de cultivo, la cual fue identificada como una masa verdosa (fotografía 18), que nunca alcanzó el desarrollo caulinar o radicular.

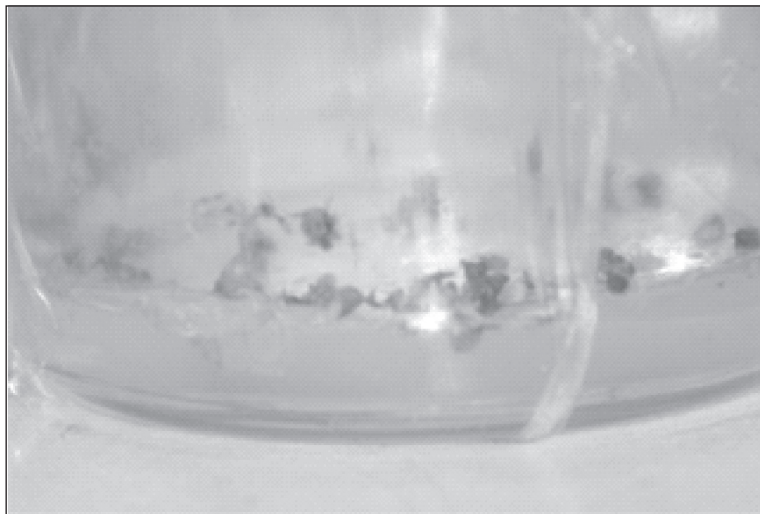


Foto 18. Protocormos e inicio del desarrollo de plántulas de *Odontoglossum crocydopterum* (OC)

Para *Epidendrum elongatum* (EIH) se sembraron semillas secas y maduras; esta especie presentó germinación en los 8 recipientes de cultivo sembrados en aproximadamente 30 días de cultivo.

En los casos de las cápsulas de *Cattleya trianae* y *Cattleya warscewiczii* la germinación fue superior al 90%; en ocasiones fue tan alta la densidad de siembra y tan alto el porcentaje de germinación que se dificultó el conteo de semillas no germinadas.

No germinaron luego de un tiempo de espera de 2.5 meses las especies *Pleurothallis* sp (P) de la cual se sembraron semillas húmedas inmaduras, *Liparis elatta* (LE) de la cual se sembraron semillas semihúmedas maduras, *Epidendrum ibaguense x secundum* (EI) de la cual se sembraron semillas húmedas maduras y *Compantia macroplectum* (CM) de la cual se sembraron semillas húmedas inmaduras.

Es importante considerar que a pesar de que las especies de *Cattleya* respondieron bien a las etapas de desinfección y establecimiento, no todas las especies de orquídeas sembradas germinaron, y no todas las semillas sembradas por recipiente de cultivo germinaron. Existen varias razones que explicarían esta falta de germinación:

1. Madurez de las semillas. La falta de madurez de las semillas en el interior de las cápsulas verdes utilizadas para la siembra es la más factible, ya que es difícil saber cuándo las semillas en el interior de una cápsula están maduras y listas para ser sembradas. El proceso de maduración de las cápsulas es muy largo, y difiere entre las distintas especies sembradas; esto se evidenció con la facilidad para individualizar las semillas sembradas en los recipientes de cultivo; el problema es que una vez las cápsulas están abiertas debe realizarse la siembra. Esta es la razón más aceptada para aquellas especies en las que no se presentó germinación alguna o en aquellas en las que la germinación presentó un gran retardo.
2. El proceso de flameado. El flameo de las cápsulas luego del proceso de inmersión en alcohol llevado a cabo durante el proceso de desinfección pudo haber sido excesivo, especialmente para las

cápsulas pequeñas, ya que no todas las cápsulas de las orquídeas adquiridas para los ensayos iniciales poseían igual tamaño. Este proceso pudo haber generado calor en el interior de la cápsula afectando las semillas en su interior. Esta pudo ser la razón para el caso de especies con baja germinación, o con resultados muy diferentes entre recipientes de cultivo.

3. La inmersión en hipoclorito. Este proceso pudo afectar las cápsulas que tuvieran alguna perforación, lo cual llevaría al ingreso de esta solución desinfectante, altamente agresiva, al interior de la cápsula, causando la sobre exposición y muerte a las semillas antes de su siembra.

9.3.2 Resultados del efecto de un abono comercial y un suplemento de banano comercial

9.3.2.1 Germinación y desarrollo

Se observaron grandes diferencias frente a las diferentes concentraciones del abono comercial. Para la especie *Cattleya trianae* (foto 19), los cultivos utilizados como control, sembrados en medio MS presentaron una germinación, crecimiento y desarrollo muy similares a aquellas semillas sembradas a concentraciones de 1,7 de plantosan; la concentración 3,5 g/l presentó una menor respuesta, pero en esta igualmente se observó desarrollo; sin embargo, las concentraciones superiores de plantosan, como 7, y 28 g/l, no mostraron buena respuesta y solo se presentó germinación luego del inicio de la adición del agua de hidratación.

Con el fin de comparar la factibilidad real del uso del plantosan como alternativa económica para el cultivo de orquídeas, se evaluó la concentración 1,7 g/l de plantosan enriquecido tan solo con sacarosa (azúcar común de cocina) sin la incorporación adicional de aminoácidos y vitaminas. Luego de cuatro meses de subcultivo y

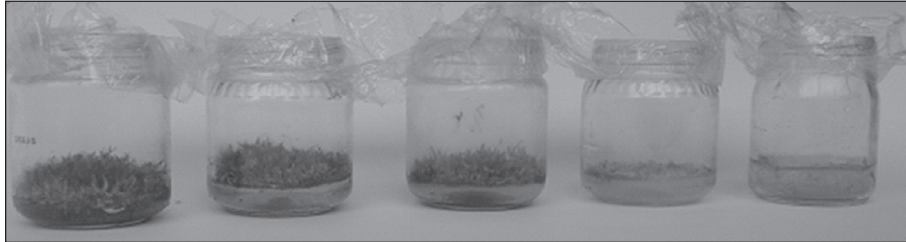


Foto 19 *Cattleya trianae* luego de 4 meses de cultivo en los medios de cultivo MS, y Plantosan en concentraciones de 1.7, 3.5, 7.0 y 14 g/l (en su orden de izquierda a derecha)

mantenimiento del material vegetal, se tomaron todos los recipientes generados a partir de dos cultivos sembrados inicialmente para *C.trianae* con plantosan en la concentración 1,7 g/l (con mejores resultados) y MS simple como control, el análisis se hizo evaluando los porcentajes de sobrevivencia en los recipientes de cultivo generados (tabla 3).

Tabla 3. Valores comparativos obtenidos para la especie *C. trianae* (CT) luego de cuatro meses de cultivo en los medios MS y plantosan 1,7 g/l

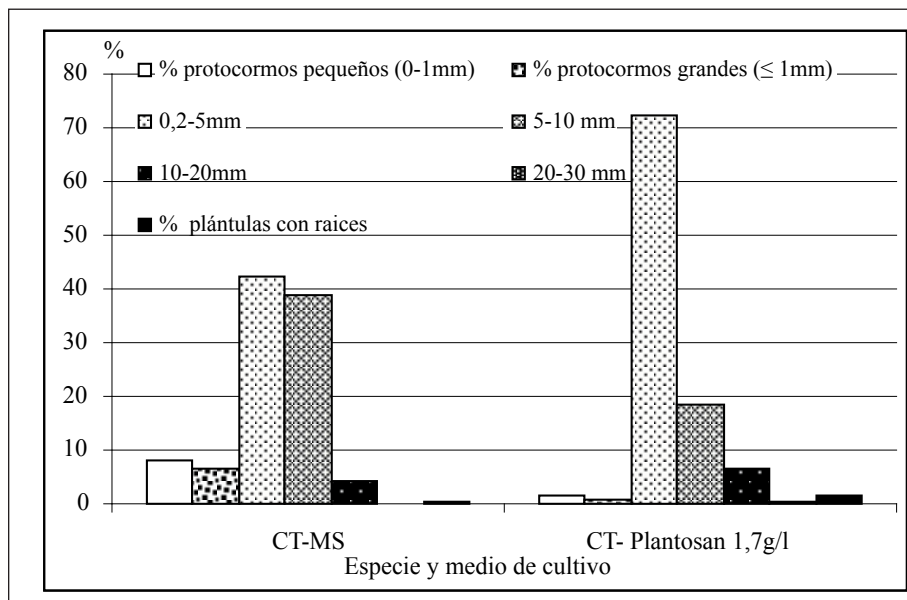
Medio	Réplica inicial	Total semillas siembra inicial por cultivo	% sobrevivencia	Número promedio de semillas por recipiente de cultivo luego de germinación	Número de recipientes de cultivo totales
MS	1	671	76 ± 7	72 ± 19	7
	2	1518	92 ± 7	88 ± 28	16
Plantosan 1,7 g/l	1	810	83 ± 9	83 ± 9	9
	2	1034	68 ± 15	64 ± 22	10

A pesar de que la sobrevivencia es un poco mayor en los cultivos sembrados en MS, que en plantosan, los resultados obtenidos muestran que es factible sembrar a *C trianae* en un medio simple económico como es el plantosan aún sin suplementos adicionales de

aminoácidos y vitaminas y que el material vegetal logra desarrollarse solo con la sacarosa una fuente de carbono y obtener buena cantidad de material vegetal disponible para el cultivo *ex vitro* posterior aun en condiciones de altas densidades como las obtenidas en estos ensayos en los que como se observa en la tabla 3, la densidad inicial de siembra en ambos medios (MS y Plantosan) la fue muy alta (entre 671-1034 semillas obtenidas luego de la siembra) debido a la incertidumbre en la eficiencia de los procesos previos al cultivo ya que se deseaba obtener buena cantidad de material vegetal y se desconocía tanto la eficiencia del proceso de desinfección utilizado como la sobrevivencia de las semillas en los medios de cultivo.

Los resultados obtenidos del análisis de más de 5000 plántulas del material vegetal de *C. trianae* luego de 4 meses de cultivo (gráfica 1), apoya igualmente la factibilidad de usar abonos comerciales, aun sin el suplemento de vitaminas y con tan solo una fuente de carbono, mostrando que a pesar de que el material vegetal puede presentar menor sobrevivencia en las etapas iniciales de germinación, su desarrollo y formación de plántulas son relativamente buenos; incluso, se observa el inicio del desarrollo radicular a una edad más temprana con plantosan en comparación con el medio MS, permitiéndoles de esta manera lograr las condiciones de autosuficiencia más rápidamente; sin embargo, es de anotar que en términos generales las plántulas mostraron mayor vigor (hojas más fuertes y verdes) en los cultivos sembrados en el medio MS que en el de plantosan, lo cual favorecería su adaptabilidad, una vez alcanzada la formación radicular.

En el caso de *C. warszewiczii* el control de crecimiento con medio de cultivo MS presentó una respuesta superior con relación a los medios preparados con plantosan como fuente de minerales. De los ensayos realizados con diferentes concentraciones de plantosan, el mejor crecimiento se presentó en la concentración más baja utilizada de 1,7 g/l; esta respuesta fue similar a la obtenida con la especie *C. trianae*, siendo de todas maneras mejor la respuesta de *C. trianae*.



Gráfica 1. Porcentajes de material vegetal para la especie *C. trianae* en estadio de protocormos y de plántulas con desarrollo caulinar únicamente o con formación adicional de raíces en los medios de cultivo MS y Plantosan (1,7 g/l) (para el la determinación de los porcentajes solo fue considerado el material germinado y vivo luego de 4 meses de cultivo).

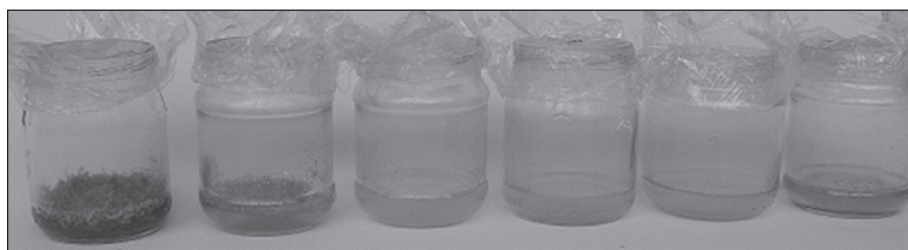


Foto 20. *Cattleya warscewiczii* luego de 4 meses de cultivo en los medios de cultivo MS, y Plantosan en concentraciones de 1.7, 3.5, 7.0 y 14 g/l (en su orden de izquierda a derecha)

En términos generales el trabajo realizado con ambas especies mostró que la especie *C. warscewiczii* presenta mayor susceptibilidad a las condiciones ambientales que *C. trianae*.

Luego de 12 meses de cultivo se realizó el análisis cuantitativo al desarrollo caulinar y radicular del material vegetal obtenido para las dos especies de *Cattleya* incluidas en el estudio (tabla 5), para lo cual se seleccionaron más de 3.000 plántulas ubicadas en 75 recipientes de cultivo seleccionados de forma aleatoria de entre los tres mejores tratamientos (MS, MS con el suplemento de Banano y Plantosan en concentración 1,7 g/l).

Tabla 5. Especies, medios de cultivo, total de plántulas por ensayo analizadas, número total de réplicas y de recipientes de cultivo por réplica y promedio de plántulas por recipiente de cultivo.

<i>Especie</i>	<i>Medio</i>	<i>Total plántulas</i>	<i>Número de réplicas analizadas</i>	<i>Número de recipientes de cultivo por réplica</i>	<i>Promedio plantas/ recipiente de cultivo</i>
<i>C. warscewiczii</i>	MSB	563	3	5	43 ± 10
<i>C. warscewiczii</i>	MS	575	3	5	38 ± 7
<i>C. trianae</i>	MSB	526	3	5	34 ± 8
<i>C. trianae</i>	MS	530	3	5	44 ± 12
<i>C. trianae</i>	Plantosan 1,7g/l	134	3	5	22 ± 8

Los resultados obtenidos (gráfico 2) muestran que en todos los casos la respuesta de *C. trianae* es mejor que la de *C. warscewiczii*, la cual solo en muy poca proporción ha alcanzado tallas superiores a los 20 mm, y para la cual no se incluyó el análisis de plantosan por no ser efectivo para su crecimiento; al menos en las condiciones mínimas usadas para estos ensayos, los resultados mostraron que en todos los casos el desarrollo caulinar es mayor en aquellos ensayos en los cuales se utilizó el suplemento de banano, siendo estos cultivos los que permitieron obtener materiales vegetales con mayores tamaños, y si

observamos las fotografías 21 a, b y c, podemos ver que este tamaño es apoyado igualmente por el vigor caulinar que en orden decreciente va de MS enriquecido con extracto de banano, posteriormente el MS, y finalmente el plantosan en concentración 1,7 g/l.

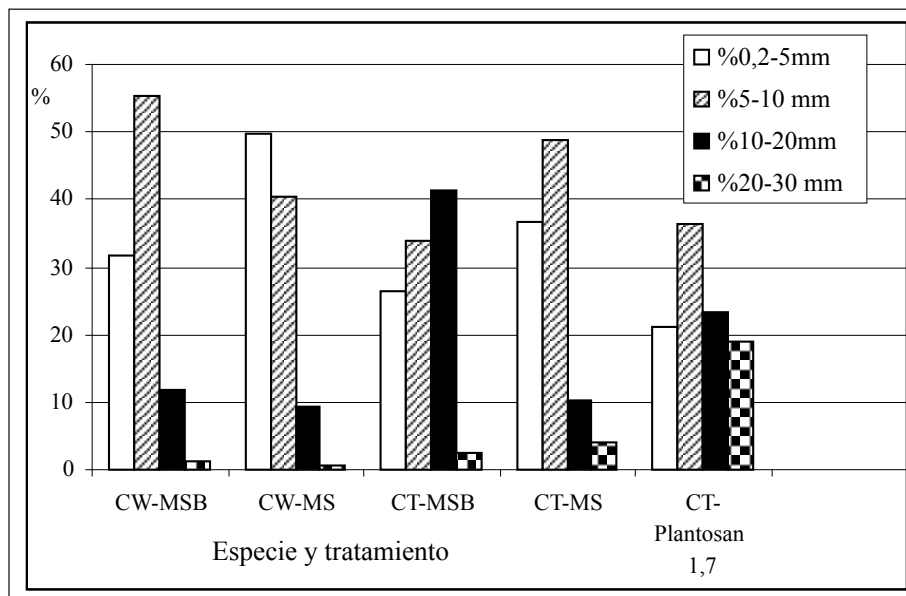


Gráfico 2. Porcentaje de plántulas de las especies *C. warscewiczii* y *C. trianae* con desarrollo caulinar entre 0,2-5mm, 5-10 mm, 10-20 mm, 20-30 mm luego de 12 meses de cultivo en los diferentes medios: Murashige y Skoog (MS), MS enriquecido con extracto de banano (MSB) y con plantosan en la concentración efectiva de 1,7 g/l.

Los resultados obtenidos para el desarrollo radicular, luego de un año de cultivo, muestran que *C. warscewiczii* presenta menor proporción de plántulas con desarrollo radicular, alcanzando valores superiores al 70% para los cultivos en medio MS y presentando una respuesta un poco mayor en aquellos medios con MS suplementado con banano. En el caso de *C. trianae*, sin embargo, los mejores resultados de enraizamiento se obtuvieron en los ensayos con plantosan en los cuales más del 80% del material estaba enraizado luego de 12 meses de cultivo. A pesar de que el aspecto visual de estos materiales es un poco

menos vigoroso y menos verde, su desarrollo es más homogéneo. Con relación a los resultados obtenidos con el extracto de banano, podemos observar que este igualmente favorece el enraizamiento, permitiendo alcanzar valores de casi el 70% en comparación con los obtenidos con tan solo MS en los cuales no se alcanza el 50% de enraizamiento.

Los análisis realizados al desarrollo radicular de las plantas (gráfica 4) mostraron que de igual forma es el medio Plantosan el que permite mayor crecimiento de las raíces, desplazando la gráfica hacia los valores más altos en comparación con los otros tratamientos. Vemos que la especie *C. warscewiczii* (CW) posee solo un 25% luego de un año de cultivo por lo que puede decirse que su desarrollo radicular es apenas incipiente. No debe descartarse la falta de control de algunos parámetros ambientales, tales como la temperatura en la baja respuesta de *C. warscewiczii* a todos los ensayos.

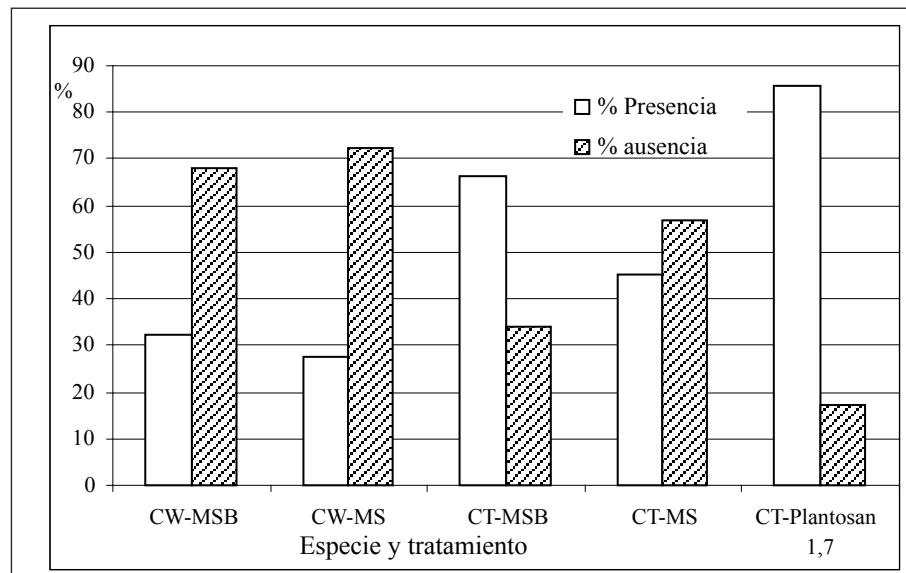


Gráfico 3. Porcentaje de plántulas de las especies *C. warscewiczii* y *C. trianae* con presencia o ausencia de desarrollo radicular luego de 12 meses de cultivo en los diferentes medios: Murashige y Skoog (MS), MS enriquecido con extracto de banana (MSB) y con plantosan en la concentración efectiva de 1,7 g/l.

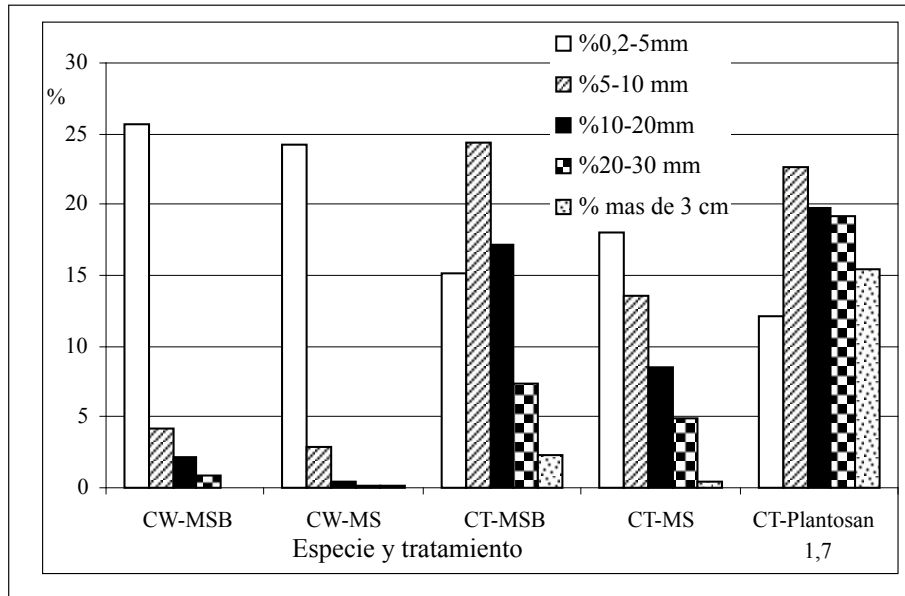


Gráfico 4. Porcentaje de plántulas de las especies *C. warscewiczii* y *C. trianae* con desarrollo radicular entre 0,2-5 mm, 5-10 mm, 10-20 mm, 20-30 mm o mayor de 3 cm luego de 12 meses de cultivo en los diferentes medios: Murashige y Skoog (MS), MS enriquecido con extracto de banana (MSB) y con plantosan en la concentración efectiva de 1,7 g/l.

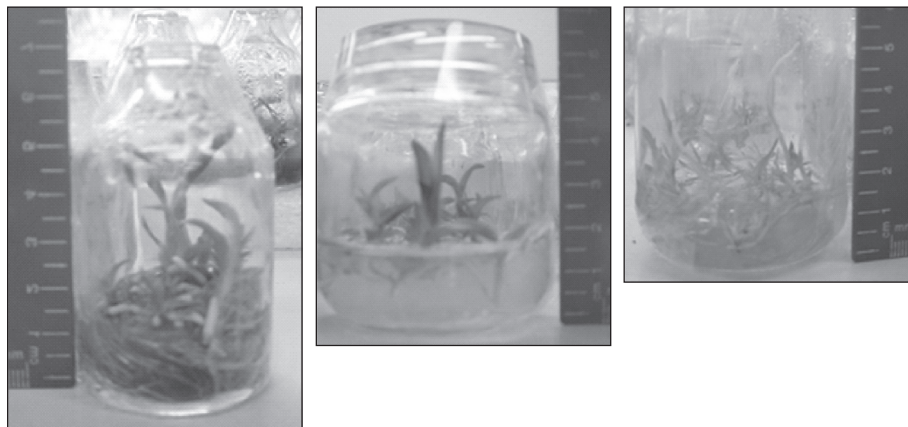


Foto 21 a, b y c. Material vegetal de *C. trianae*, en los tres medios de cultivo MS suplementado con banana, MS y Plantosan en concentración 1,7 g/l

Para futuros ensayos se recomienda evaluar el plantosan como fuente de minerales enriquecido con suplementos de bajo costo que proporcionen vitaminas y minerales extractos para mejorar la respuesta del material vegetal y así ofrecer una alternativa económica para la producción de orquídeas.

Los ensayos previos de adaptación *ex vitro* (fotos 22 a y b) mostraron, que el estiércol de res en mezclas 1:1 con sustrato comercial para siembra de orquídeas (mezcla de madera, carbón y otros componentes) puede ser una buena alternativa para lograr la adaptación de los materiales obtenidos *in vitro*.

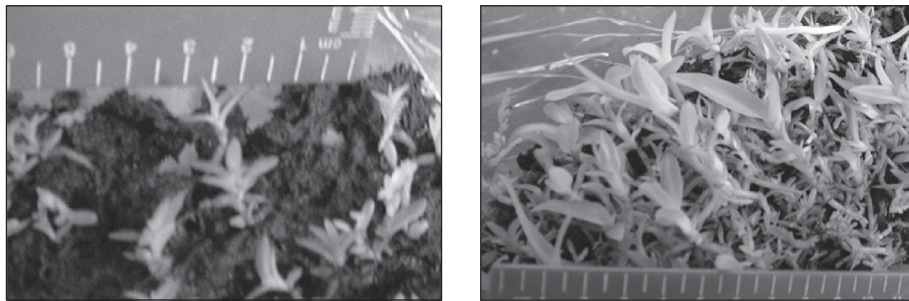


Foto 22 a y b. Plántulas de cattleyas en los ensayos previos de adaptación *ex vitro* usando estiércol de res y sustrato comercial de madera y carbón luego de 1 y 5 meses de cultivo (de izquierda a derecha).

9.4 CONCLUSIONES

Los procesos de desinfección planteados son suficientes para garantizar la desinfección de las cápsulas de orquídeas no solo de *Cattleya* sino de otras especies, aunque se requiere más evaluación en el caso de las cápsulas de menor tamaño en las que pudieron presentarse o afectarse la sobrevivencia debido a la penetración del agente desinfectante al interior de la cápsula o al efecto del flameado.

En términos generales el trabajo realizado con ambas especies mostró que la especie *C. warscewiczii* presenta una mayor

susceptibilidad a las condiciones ambientales que la *C. trianae* en los trabajos de propagación *in vitro* bajo los parámetros descritos.

El extracto de banano en concentración de 30 g/l mostró ser un buen suplemento tanto para el desarrollo caulinar como radicular para ambas especies de *Cattleya*.

El plantosan en bajas concentraciones mostró ser un buen candidato para disminuir los costos de producción de material de orquídeas *in Vitro*.

9.5 REFERENCIAS

- ADELBERG J.; etal. (1992). Orchid micropropagation on polypropylene membranes. Amer. Orchid Soc. Bull. 61(7): 688-695.
- ALARCON, C.; y ANGARITA, A. (1984). Estudios de los medios simbióticos y asimbióticos para la propagación sexual de orquídeas nativas de la sabana de bogota. Primer congreso nacional de cultivo de tejidos vegetales.
- ARDITTI, J.; y ERNEST, R. (1993). Micropropagation of orchids. John Wiley and Sons, INC. New York. 682 p.
- American Orchid Society (1993). Growing orchids. (rev. Ed.). U.S.A.
- AMES, O.; y CORREL, H. (1985). Orchids from Guatemala and Belize. (rev. Ed.). Dover Publications, New York.
- BOULLARD, B. (1968). Les Mycorrhizes. Belgique. Masson y C. editeurs. 131p.
- Cañas, B. M. (1991). Cultivo asimbiótico. *In Vitro* en orchidaceae. Rev UIS. 20(1): 35-44..
- CASTRO, R. (1995). Memorias del primer curso de micorrizas. Unidad de biotecnología vegetal. Rionegro.

- CASTRO, D.; RÍOS, D.; y GIRALDO, M. (1997). Establecimiento de bancos de micorrizas vesículo arbusculares en viveros del oriente antioqueño. Cuadernos de Investigación y desarrollo regional. Universidad Católica de Oriente, CORNARE. Número 11. Junio.
- CATARREÑO, N.; y GARCÍA, A. 1997. El comercio de especies amenazadas en el mundo. disponible en: <http://web.minambiente.gov.co/biogeo/menu/educacion/Noticias.htm>.
- Edgar Jardinería. (2002). Manual para la germinación in vitro de las orquídeas. (<http://www.grancanariaweb.com/edgar/orquidea/>).
- FANFANI, A.; y ROSSI, W. (1989). Simon and Schuster's guide to orchids. (English translation Gilbert, Y.). Artes gráficas Toledo, S.A. España.
- HUANG, L. (1984). Alternative media and method for *Cattleya* propagation by tissue culture. Amer. Orchid Soc. Bull. 53(2): 167-170.
- HUMBOLDT. (2002). Plan de acción para la conservación de orquídeas de género *Cattleya* en Colombia. Instituto de investigación de recursos biológicos Alexander Von Humboldt. Boletín No. 30. Septiembre 2002 * ISSN - 0123-7896. Disponible en: http://216.239.53.104/search?q=cache:eW0WIZqtLCEJ:araneus.humboldt.org.co/download/bol30.pdf+Cattleyas&hl=es&lr=lang_es&ie=UTF-8.
- _____.(2004) Plan estratégico 2000- 2004. Resumen ejecutivo. Disponible en: www.humboldt.org.co/humboldt/homeFiles/Descargas/plan_estrategico.pdf
- Kano, K. (1965). Studies on the media for orchid seed germination. Memoirs Faculty Agri. Kagawa. Univ. 20: 1-68.
- KNUDSON, L. (1922). Nonsymbiotic germination of orchid seeds. Bot. Gaz. 73: 1-25.
- KNUDSON, L. (1946). A new nutrient solution for germination of orchid seed. American orchid society bulletin.
- KUSUMOTO, M. (1969). Effect of banana on the growth of *Cymbidium* protocorms cultured in vitro. Studies of the Greenhouse. I 1:13-19.

- KUSUMOTO, M.; y FURUKAWA, J. (1977). Effect of organic matter on the growth of *Cymbidium* protocorms cultured in vitro. *J. Japan. Sec. Hort. Sci.* 45:421-426.
- KUSUMOTO, M. (1979^a). Effects of combinations of growth regulators, and organic supplements on the growth of *Cattleya* plantlets cultured in vitro. *J. Japan Hort. Sci.* 47:492-501.
- _____. (1979^b). Effects of combination of growth regulators, and organic supplements on the proliferation and organogenesis of *Cattleya* protocorm-like bodies cultured in vitro. *J. Japan Soc. Hort. Sci.* 47:502-510.
- _____. (1980). Effects of coconut milk, agar, and sucrose concentrations, and media pH on the proliferation of *Cymbidium* protocorm-like bodies cultured in vitro. *Japan. Sec. Hort. Sci.* 48 503-509.
- KUSUMOTO, M.; and Y. TAKEDA. (1997). The effects of the basal medium, and the addition on the growth of *oncidium* plantlets cultured in vitro. *Comb. Proc. Intel. Plant Prop. Soc.* 47:678-680.
- LEROY, G.; y PARISOT, J. (1996). *Orchids care and cultivation*. Larousse-Bordas. Milan.
- MALDONADO, M. (1984). *Cultivo y propagación de orquídeas en Guatemala*. Tesis de técnico. Facultad de ciencias agrícolas y ambientales, Universidad Rafael Landívar (URL). Guatemala.
- MCKENDRICK, S. (2000). *Manual para la germinación in vitro de orquídeas*. Ceiba Foundation for Tropical Conservation.
- MURASHIGE, T. (1974). Plant propagation through tissue cultures. *Ann. Rev. Plant Physiol.* 25: 135-166.
- MURASHIGE, T. y SKOOG, F. (1962). A revised medium for rapid growth bioassays with tabaco tissue cultures. *Physiol. Plant*, 15: 473- 497.
- Noticias de la República China. (1994). *Las Orquídeas de Taiwan*. China.
- PEREZ, R., et al. (2001). Cultivo simbiótico in vitro de *Bletia macristhmochila* greenman. XV congreso mexicano de botánica. México.

- SERNA, L. (1999). Propagación in vitro de orquídeas a partir de semilla sexual. Universidad de Caldas. Manizales.
- Smitsonian Magazine. 1985. Orquídeas, las flores que nos afectan con una cierta locura. (Traducción Mitelstead, O.). Asociación guatemalteca de orquideología (AGO). Guatemala.
- Tri-Ton. Estimulación de la floración y del crecimiento de plantas con base puramente biológica disponible en: (<http://www.umwelt-triton.de/SP/22-mykorrhiza-s.html>)
- VAIDES, A. (1986). Algunos aspectos sobre las orquídeas. Dirección técnica de sanidad vegetal.(DIGESA). Unidad de comunicación social. Guatemala.

CAPÍTULO 10

MOVILIDAD DEL BRAVONIL 720 (CLOROTALONILO) A TRAVÉS DE LA ZONA NO SATURADA DE UN ACUÍFERO LIBRE SIMULADO

Idalia Jacqueline López Sánchez¹

Gustavo Antonio Peñuela Mesa²

10.1 INTRODUCCIÓN

El objeto de esta investigación fue evaluar la movilidad del plaguicida Bravonil 720 en la zona no saturada de un acuífero de tipo libre simulado.

Un acuífero libre está conformado por una zona no saturada (ZNS), la cual está compuesta por suelo, cuyos poros contienen aire y algún porcentaje de humedad sin alcanzar la saturación. Esta condición permite la movilidad del agua y de algún tipo de contaminante que haya sido aplicado o derramado en la superficie. En la parte inferior de ésta ZNS, se encuentra la zona saturada (ZS), compuesta también por suelo, pero en condiciones de saturación. Esta propiamente es la zona que almacena las aguas subterráneas, que son aprovechadas por el hombre.

¹ Profesora tiempo completo Programa Ingeniería Ambiental, Facultad de Ingenierías, Universidad de Medellín. ilopez@udem.edu.co.

² Profesor vinculado Departamento de Ingeniería Sanitaria, Facultad de Ingenierías Universidad de Antioquia.

La contaminación de estas aguas es un tema de interés general, por las implicaciones que esto puede tener sobre su disponibilidad en el presente y en el futuro.

La zona no saturada, en un acuífero libre, se constituye en una defensa natural contra la contaminación, debido a su posición estratégica entre la superficie y los acuíferos, y además es un ambiente favorable para atenuar o eliminar contaminantes (Foster, S. et al. en www.cepis.ops-oms.org/eswww/fulltext/repind46/contami/contami.html, 13 de junio de 2005).

Existen diferentes factores que influyen en la movilidad o retención de los contaminantes; entre las de mayor importancia se tienen: las propiedades físicas y químicas del medio poroso, las condiciones hidráulicas del sistema acuífero, formas de recarga, la precipitación, y las propiedades químicas de los contaminantes (Instituto tecnológico de España, 1992).

El empleo de plaguicidas en la agricultura es una de las principales fuentes de contaminación de los sistemas acuíferos, por ello es de gran importancia conocer su persistencia y la movilidad de los mismos en la ZNS, el rango en el que se encuentran las concentraciones del contaminante al alcanzar la zona saturada e inferir el tiempo que tardará un contaminante determinado en alcanzar dicha zona.

Uno de estos plaguicidas es el clorotalonilo (Bravonil 720), fungicida, utilizado en la fumigación contra la sigatoka negra y amarilla. Dicho pesticida es aplicado en las plantaciones de banano con una concentración máxima recomendada de 2.06 litros de la suspensión concentrada por cada hectárea, con una frecuencia entre aplicaciones de 9 a 11 días, buscando que el hongo generado de la sigatoka negra no cumpla su ciclo y se interrumpa la esporulación y diseminación.

En este artículo se presentan los resultados obtenidos en la evaluación de la movilidad del Bravonil 720, en un acuífero libre simulado mediante un modelo físico en un tanque experimental, en dos fases, con condiciones experimentales iguales, excepto por la variación en los contenidos de humedad que presentó la ZNS antes de la contaminación con el fungicida.

10.2 MATERIALES Y MÉTODOS

A continuación se presenta la metodología empleada para evaluar la movilidad del clorotalonilo en un acuífero libre simulado, en dos fases experimentales, para hallar los tiempos de viaje del agua y del contaminante en un medio arenoso de media a alta permeabilidad y finalmente se mencionan los métodos utilizados en el proceso experimental.

Metodología empleada para evaluar la movilidad del clorotalonilo

Montaje experimental

Para la evaluación de la movilidad del contaminante, se construyó el modelo experimental en dos tanques, de forma que se estableciera un sistema limitado que permitiera controlar el flujo, garantizar la existencia de un acuífero y evitar la interacción del fungicida con otros suelos y una eventual migración lateral, lo que podría afectar la presencia y concentraciones del contaminante, una vez alcanzara el acuífero.

En ambos tanques se generó una zona saturada (ZS) compuesta por arena con cierto grado de compactación, y otra zona no saturada (ZNS) conformada por tres horizontes: arena, suelo con contenido

orgánico y feldespatos. Los espesores y disposición pueden observarse en la figura 1 que se muestra a continuación.

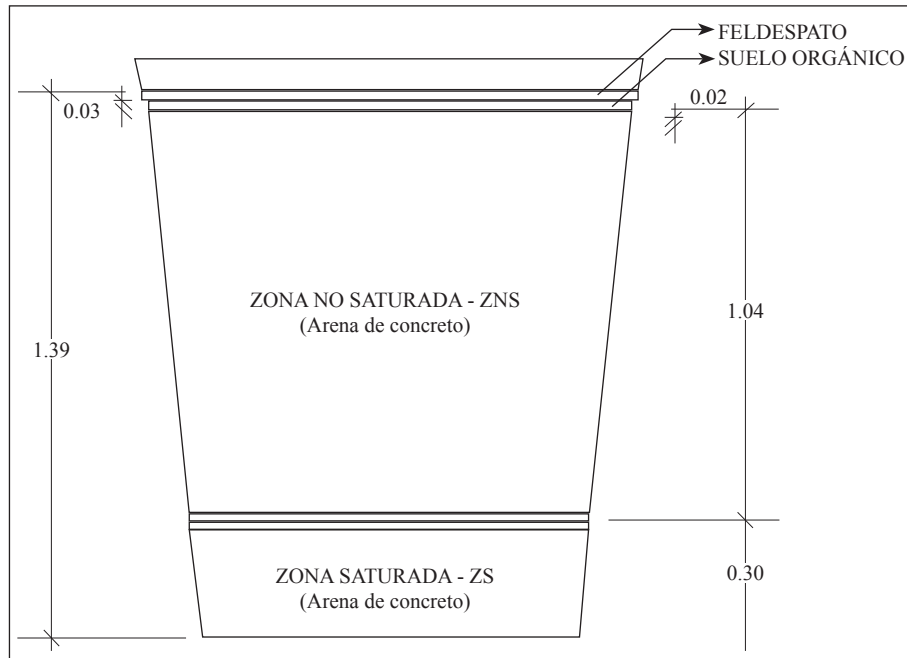


Figura 1 Esquema general del montaje experimental.

Algunas de las características más relevantes de los tanques son: el tanque tiene una altura de 1,39 m, un diámetro superior de 1.14 m y 0.84 m de diámetro inferior, un volumen de 1 m³. Se emplea comúnmente en el almacenamiento de agua, es de color negro. Su interior se hizo recubrir con dos capas de pintura blanca referencia 1070 de Pintuco (base y catalizador), con el fin de evitar la adsorción del fungicida en el plástico.

A este tanque se le realizaron 8 orificios de 2" los cuales se denominaron salidas, y se numeraron del 1 al 8 comenzando por la más baja hasta la más alta la cual esta ubicada a 1,17 m de altura. Se realizaron, además, 4 perforaciones adicionales también de 2", para ubicar en ellos dos piezómetros horizontales, distribuidos así: El Ph1

a 30 cm, altura hasta la cual llega la zona saturada, y el segundo piezómetro horizontal Ph2 se ubicó en la zona no saturada, a 1 m de altura (ver figuras 2 y 3).

En la parte exterior de todas las salidas y en uno de los extremos de los dos piezómetros horizontales se colocaron mangueras, con el fin de evitar fugas de agua; estas mangueras también facilitaron los muestreos de agua y suelo requeridos. A medida que se llenaba el tanque con la arena de concreto, se colocaron 4 piezómetros verticales ubicados en las siguientes alturas: piezómetro vertical 1 (Pv1) a 0.14 m, Pv2 a 1.10 m, Pv3 a 0.50 m y el Pv4, a 0.60 m. Con estos piezómetros verticales se buscó tomar muestras de agua, controlar el nivel freático, y permitir la toma de muestras de arena en caso de requerirse.

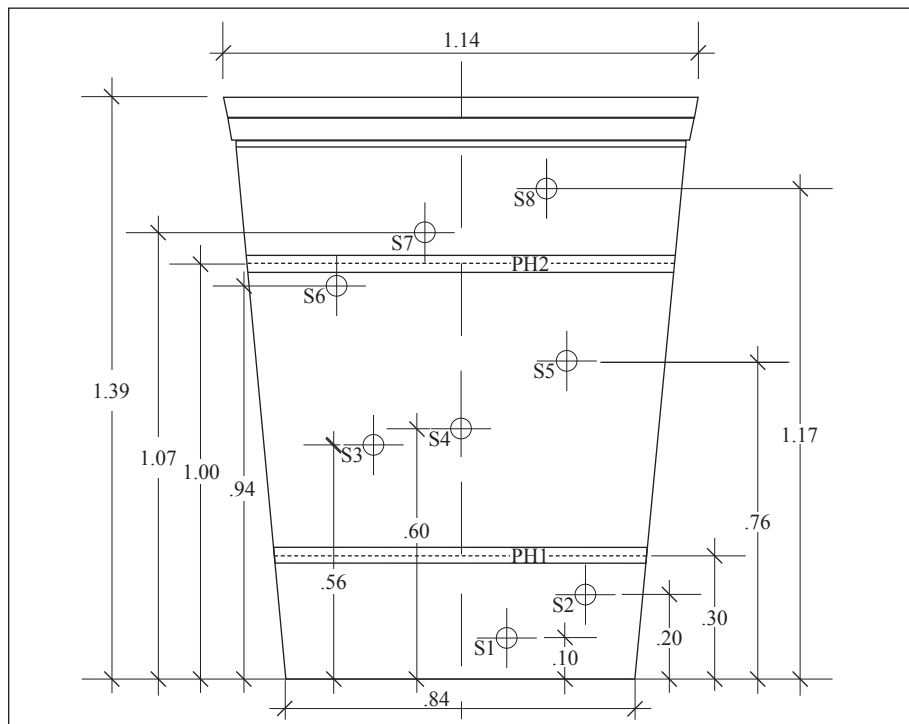


Figura 2. Tanque experimental salidas. Ubicación de las salidas y piezómetros horizontales (líneas horizontales punteadas).

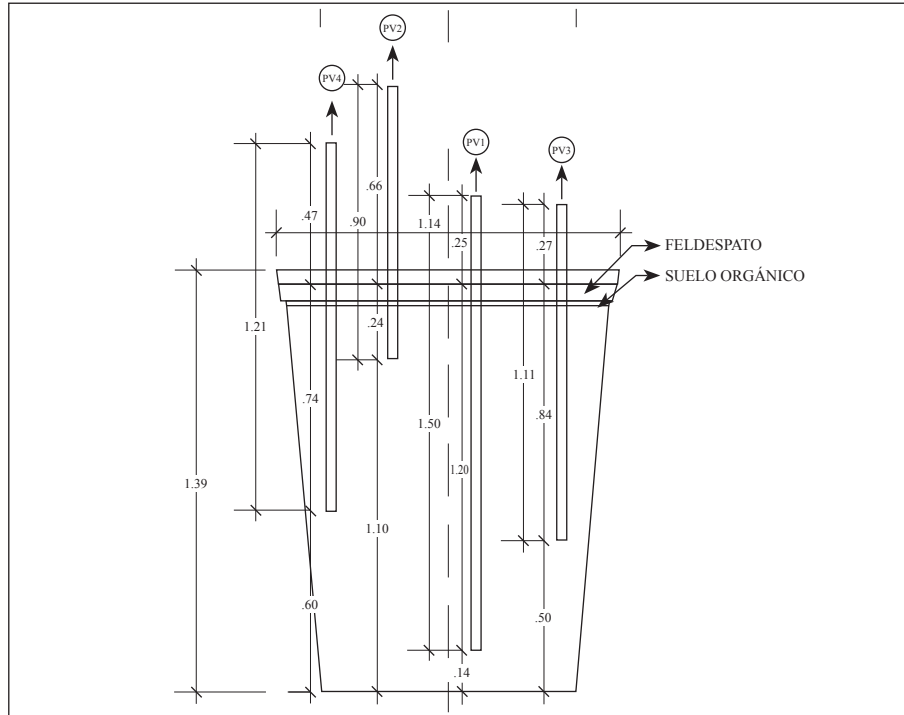


Figura 3. Tanque experimental piezómetros. Ubicación de los piezómetros verticales.

Algunas de las características de los materiales empleados en el llenado son: la arena se considera como limpia, con una permeabilidad media³ (0.0029 cm/s, ò 10,6 cm/h), su densidad seca óptima fue de 2.020 g/cm³ y el porcentaje de humedad óptimo fue 5.62%; estos datos, al igual que la tasa de infiltración hallada (2,79 cm/h), son importantes en la determinación de la cantidad de energía con la que se debía compactar la arena para simular una depositación similar a la natural, para la simulación física del acuífero libre.

En cuanto a sus propiedades químicas más relevantes se tiene una muy baja CIC y contenido de materia orgánica ausente.

³ Márquez C. Propiedades ingenieriles de los suelos. Universidad Nacional de Colombia. Seccional Medellín. Facultad de Minas. Medellín. 1982. p. 243.

El suelo orgánico es una arena arcillosa de baja compresibilidad, de color café oscuro con raíces, permeabilidad baja ($5.518E-05$ cm/s, 0.1865 cm/h) (Márquez 1982).

Metodología experimental fases 1 y 2

Ambas fases experimentales se planearon con base en la información recopilada sobre las características del clorotalonilo, media a alta permeabilidad de la arena a emplear, las condiciones específicas de evaluación establecidas en el laboratorio para valoración de muestras de agua y suelo y siguiendo un diseño experimental.

Se realizó un solo riego con el fungicida al inicio de cada una de ellas; el riego se hizo con el Bravonil 720 mezclado en 5 litros de agua destilada, quedando en una concentración de 30 mg/L; inmediatamente después, se inició un riego con agua, mediante un dispositivo apoyado en la parte superior del tanque y que facilitó el suministro de agua hasta 20 días después para la fase 1, y 19 días para la fase 2. Mediante este sistema se simuló una lluvia promedio de 1 mm por hora. Posterior al riego con el contaminante se tomaron muestras de agua en la ZS en los piezómetros PV1 y PH1, y en la ZNS en las alturas: S3, S5, S6, S7, S8 y Suelo orgánico, S.O. El cronograma de los muestreos realizados se muestra en las tablas 1 y 2.

Tabla 1. Cronograma muestreos realizados Fase 1

<i>Muestreo</i>	<i>Tiempo (horas)</i>	<i>Salidas muestreadas</i>
1	1	S0, S3, S5, S7, S7, S8, PH1, PV1
2	2	S0, S3, S5, S7, S7, S8, PH1, PV1
3	4	S0, S3, S5, S7, S7, S8, PH1, PV1
4	8	S0, S3, S5, S7, S7, S8, PH1, PV1
5	12	S0, S3, S5, S7, S7, S8, PH1, PV1
6	24	S0, S3, S5, S7, S7, S8, PH1, PV1
7	36	S0, S3, S5, S7, S7, S8, PH1, PV1

Para la fase 2 se realizaron algunas modificaciones en el cronograma con base en los resultados obtenidos en la fase 1 y con el fin de ampliar el tiempo de medición.

Tabla 2. Cronograma muestreos realizados Fase 2

<i>Muestreo</i>	<i>Tiempo (horas)</i>	<i>Salidas</i>
1	0.5	S0, PH1, S1
2	1	SO, PHI, S1
3	2	S0, S3, S5, S7, S7, S8, PH1, S1
4	4	S0, S3, S5, S7, S7, S8, PH1, S1
5	12	S0, S3, S5, S7, S7, S8, PH1, S1
6	24	S0, S3, S5, S7, S7, S8, PH1, S1, PH1
7	36	S0, S3, S5, S7, S7, S8, PH1, PV1
8	48	S0, S3, S5, S7, S7, S8, PH1, PV1
9	72	S0, S3, S5, S7, S7, S8, PH1, S1, PH1
10	192	S0, S3, S5, S7, S7, S8, PH1, S1, PH1
11	3050	S0, S3, S5, S7, S7, S8, PH1, S1, PH1

De esta forma se obtuvieron 58 datos en la fase experimental 1(43 de muestras de suelo y 15 de muestras de agua). En la fase experimental 2, se obtuvieron 82 datos (56 de muestras de suelo y 26 de muestras de agua), para un total de 140 datos en ambas fases.

Métodos utilizados

Para determinar la concentración del clorotalonilo se empleó la técnica de cromatografía gaseosa. En la muestras líquidas se utilizó la

técnica de extracción en fase sólida; para las muestras sólidas se empleó la extracción sólido-líquido con agitación mecánica. Previamente se validó el método para la extracción del clorotalonilo.

Se evaluó, además, la posible adsorción del fungicida en los diferentes materiales que constituyen el modelo físico; todas las muestras se prepararon por duplicado.

Los solventes empleados fueron: acetato de etilo, hexano y acetona, todos ellos grado cromatográfico.

Metodología para hallar tiempo de viaje del contaminante

El tiempo de viaje de un contaminante se puede calcular mediante el centro de masa de la curva que relaciona la concentración del contaminante contra tiempo de aplicación⁴.

Se debe tener en cuenta, además, un factor de retardo que indica el retraso de la velocidad de transporte del plaguicida en comparación con la velocidad del agua, el cual depende de las características de adsorción del mismo en el medio a través del cual se mueve, la volatilidad, persistencia, etc.

En las dos fases experimentales se midió la concentración del contaminante en agua y suelo, evaluando dichas concentraciones en el tiempo y con respecto a la profundidad. Con base en los datos obtenidos se construyeron gráficas que permitieron evaluar el comportamiento del contaminante en la ZNS e inferir el tiempo de viaje del mismo hasta alcanzar la ZS. A modo de ejemplo, a continuación se hace un cálculo para hallar estos centroides en la fase 1 (ver tabla 3).

⁴ Araguás, L. Curso de hidrogeoquímica aplicada. Primer Congreso Colombiano de Hidrogeología. Agua subterránea recurso estratégico para Colombia. 2004.

Tabla 3. Cálculo del tiempo de viaje fase 1.

	<i>Horas</i>	<i>PHI</i>	<i>Área</i>	<i>Base</i>	<i>Centroide Rectángulo</i>	<i>Centroide Triángulo</i>	<i>Centroide Trapecio</i>	<i>Área por Centroide</i>
<i>Piezómetro horizontal 1 (PHI)</i>	1	1,8						
	2	0,62		1	1,5			
	4	0,37		2	3			
	8	0,56	1,86	4	6	6,66	4,98	9,26
	12	2,62	6,36	4	10	10,66	4,17	26,52
	24	0,81	20,58	12	18	20	26,97	555,06
	36	1,26						
			28,8					590,84
							Centroide	20,51
	<i>Horas</i>	<i>PVI</i>	<i>Área</i>	<i>Base</i>	<i>Centroide Rectángulo</i>	<i>Centroide Triángulo</i>	<i>Centroide Trapecio</i>	<i>Área por Centroide</i>
<i>Piezómetro Vertical 1 (PVI)</i>	1	1						
	2	0,43	0,715			1	0,00	0
	4	2,46	2,89	2	3	3,33	1,60	4,61
	8	0,79	6,5	4	6	6,66	8,57	55,7
	12	1,09		4	10	10,66		
	24	1,01		12	18	20		
	36	0,88						
			10,11					60,31
							Centroide	5,96

Entonces, el centroide promedio para la fase 1 es 13,2 horas. De este mismo modo se determinó el centroide promedio para la fase 2 el cual fue 12,14 horas.

Una vez hallado un valor estimado para el tiempo de viaje del contaminante, mediante la metodología antes planteada, se debe considerar el factor de retardo que indica el retraso de la velocidad de transporte del plaguicida en comparación con la velocidad del agua.

Considerando la ecuación para tiempo de viaje del contaminante (Jury et al. (1983, 1984), se tiene:

$$tvc = (TH * RF * L)/q$$

Donde:

tvc: Tiempo de viaje del contaminante. (s)

TH: Contenido volumétrico de humedad. (%)

L: Espesor de la zona no saturada. (cm ó m)

RF: Factor de retardo. Por adsorción y partición del pesticida en fase vapor y líquido (adimensional).

q: Tasa de carga neta. (cm/s ó m/día)

Despejando *RF*

$$RF = (tvc * q) / (TH * L)$$

Este factor de retardo se debe calcular para el modelo experimental y con base en él y en la ecuación antes presentada, se calcula el tiempo de viaje del contaminante.

10.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En este numeral se presentan los resultados obtenidos en la evaluación del clorotalonilo en las fases experimentales 1 y 2, con lo que se buscó estudiar la movilidad del pesticida en la zona no saturada y estimar el tiempo de viaje del fungicida y los resultados de los ensayos realizados para determinar la adsorción del fungicida en los materiales a emplear.

10.3.1 Resultados y discusión de la evaluación del clorotalonilo hallado en el acuífero

A continuación, se presentan los datos obtenidos en la evaluación del clorotalonilo en el suelo orgánico, y en la arena de concreto, correspondientes a las zonas no saturada y saturada del acuífero, en las fases 1 y 2; y la interpretación de las gráficas que relacionan la concentración contra tiempo y concentración contra profundidad, para cada fase, en las figuras 3.1 a 3.9. Se hace, además, la respectiva discusión de los resultados, con el fin de determinar la movilidad del contaminante y desarrollar insumos para la inferencia del tiempo de viaje del mismo.

10.3.1.1 Resultados y discusión fase 1

En las tablas 4 y 5, se presentan los resultados de las concentraciones de clorotalonilo halladas en el suelo orgánico y en la arena en los diferentes muestreos en las ZNS y ZS en la fase 1.

Con base en los resultados obtenidos, se realizaron gráficas que relacionan la concentración contra el tiempo a lo largo de la experimentación en la fase 1.

En la figura 4, se observa la variación de la concentración del clorotalonilo en el tiempo, en el suelo orgánico.

En el suelo orgánico se encontraron las concentraciones más altas del clorotalonilo con respecto a las evaluadas en ambas fases experimentales, cuyos valores oscilaron entre 1 y 8.65 ug/g de suelo.

En dicha figura se observa un pico más alto en la primera hora luego de aplicado el riego; posteriormente, se observa un descenso, que podría deberse a la presencia de microorganismos asociados

Tabla 4. Concentraciones de clorotalonilo halladas en la ZNS fase 1.

<i>Día</i>	<i>Hora</i>	<i>Punto de muestreo</i>	<i>Altura (m)</i>	<i>Concentración (µg/g de suelo)</i>
1	1	S0	1.37	8.653
		S8	1.17	<LDD
		S7	1.07	<LDD
		S6	0.94	<LDD
		S5	0.76	<LDD
		S3	0.56	<LDD
	2	S0	1.37	1.006
		S8	1.17	0.001
		S7	1.07	<LDD
		S6	0.94	<LDD
		S5	0.76	<LDD
		S3	0.56	<LDD
	4	S0	1.37	2.016
		S8	1.17	0.004
		S7	1.07	0.004
		S6	0.94	<LDD
		S5	0.76	<LDD
		S3	0.56	<LDD
	8	S0	1.37	3.229
		S8	1.17	<LDD
		S7	1.07	<LDD
		S6	0.94	<LDD
		S5	0.76	<LDD
		S3	0.56	<LDD
12	S0	1.37	3.212	
	S8	1.17	0.002	
	S7	1.07	<LDD	
	S6	0.94	<LDD	
	S5	0.76	<LDD	
	S3	0.56	<LDD	

<i>Día</i>	<i>Hora</i>	<i>Punto de muestreo</i>	<i>Altura (m)</i>	<i>Concentración (µg/g de suelo)</i>
2	24	S0	1.37	2.416
		S8	1.17	0.0002
		S7	1.07	<LDD
		S6	0.94	<LDD
		S5	0.76	0.002
		S3	0.56	0.0004
	36	S0	1.37	3.256
		S8	1.17	0.008
		S7	1.07	<LDD
		S6	0.94	0.0003
		S5	0.76	0.0011
		S3	0.56	0.0002

Tabla 5. Concentraciones de clorotalonilo halladas en la zona saturada (ZS) fase 1

<i>Día</i>	<i>Hora</i>	<i>Punto de muestreo</i>	<i>Altura (m)</i>	<i>Concentración (µg/l de agua)</i>	
1	1	PH1	0.30	1.80	
		PV1	0.14	1.00	
	2	PH1	0.30	0.62	
		PV1	0.14	0.43	
	4	PH1	0.30	0.37	
		PV1	0.14	2.46	
	8	PH1	0.30	0.56	
		PV1	0.14	0.79	
	12	PH1	0.30	2.62	
		PV1	0.14	1.09	
	2	24	PH1	0.30	0.81
			PV1	0.14	1.01
36		PH1	0.30	1.26	
		PV1	0.14	0.88	

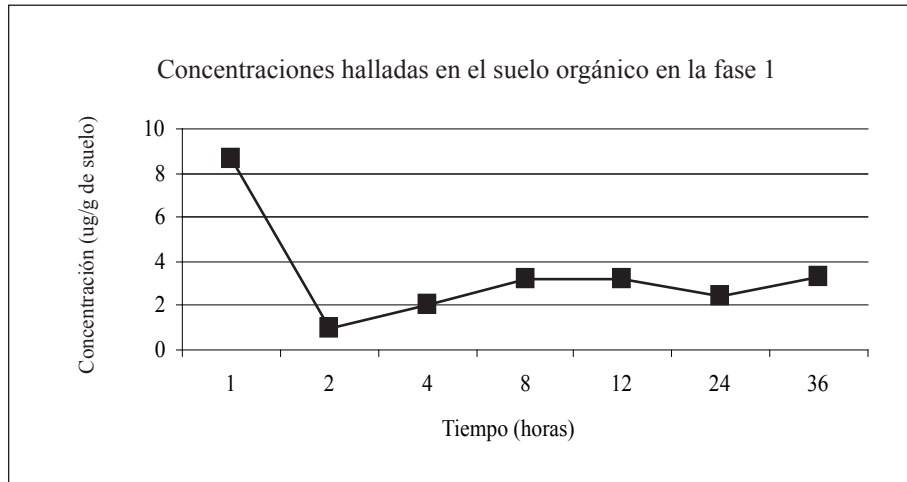


Figura 4. Concentración de clorotalonilo en la ZNS (suelo orgánico) fase 1

a la materia orgánica los cuales degradan el contaminante. Y finalmente se muestra una tendencia a estabilizarse en el tiempo con concentraciones que toman valores entre 2 y 4 ug/g.

En la figura 5 se presenta la concentración del clorotalonilo hallado en la ZNS en la capa correspondiente a la arena.

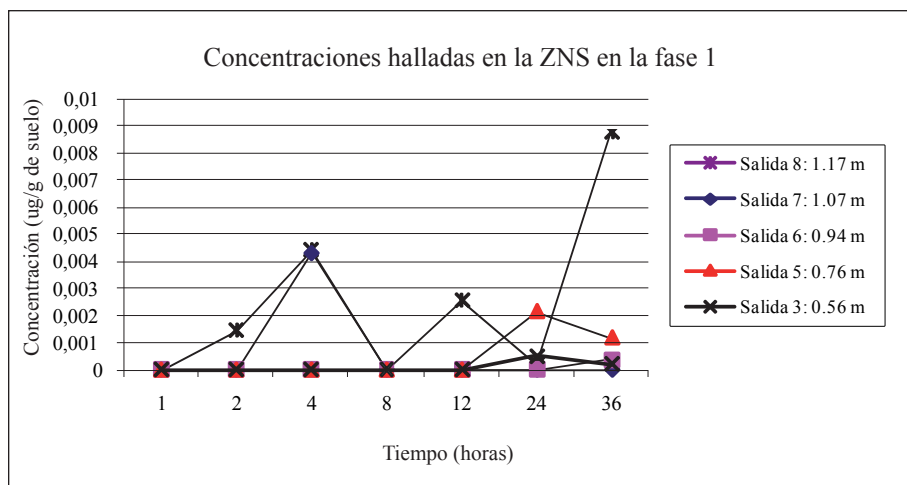


Figura 5. Concentración de clorotalonilo en la ZNS fase 1

Comparando las concentraciones halladas en las figuras 4 y 5, se observa que las concentraciones de Clorotalonilo presentes en el suelo orgánico (1 y 8.65 ug/g de suelo) son superiores a las halladas en la arena (zona no saturada y saturada), las cuales varían entre 0.0002 y 0.0087 ug/g de suelo.

Estas variaciones en las concentraciones pueden indicar la acción de retención que ejerce la materia orgánica sobre los pesticidas (Instituto Tecnológico Geominero de España, 2001⁵). Por tanto la presencia de esta capa tiene una gran importancia en los procesos de movilidad de este fungicida.

Al observar la figura 5 se tiene que los tiempos que muestran una mayor presencia del contaminante en la zns son a las 4, 12 y 36 horas, luego de aplicado el fungicida. Estas concentraciones más altas se aprecian en la salida 8, la cual está ubicada en la parte más alta del acuífero y más cercana a la capa de suelo orgánico. Es probable que dicha ubicación sea la que favorezca la presencia de una mayor concentración del fungicida a dicha altura.

En figura 6, se observa cómo el fungicida se detectó en los piezómetros PH1 y PV1 (30 y 14 cm), una hora después de aplicado. Se observa una concentración más alta en PH1, ubicado a una mayor altura. Dos horas después ambas concentraciones disminuyeron, y luego, a las 4 horas, se presenta un aumento en la concentración del piezómetro PV1 con respecto a PH1, para luego tender a descender durante el resto de la fase experimental. El piezómetro PH1 ubicado a mayor altura presenta unos niveles de concentración similares al anterior, sólo 12 horas después.

Este comportamiento no es el esperado ya que se considera que el fungicida debería haber sido detectado inicialmente en PH1 que

⁵ Instituto Tecnológico Geominero de España. Las aguas subterráneas y los plaguicidas. Colección Informes Aguas Subterráneas. 2001.

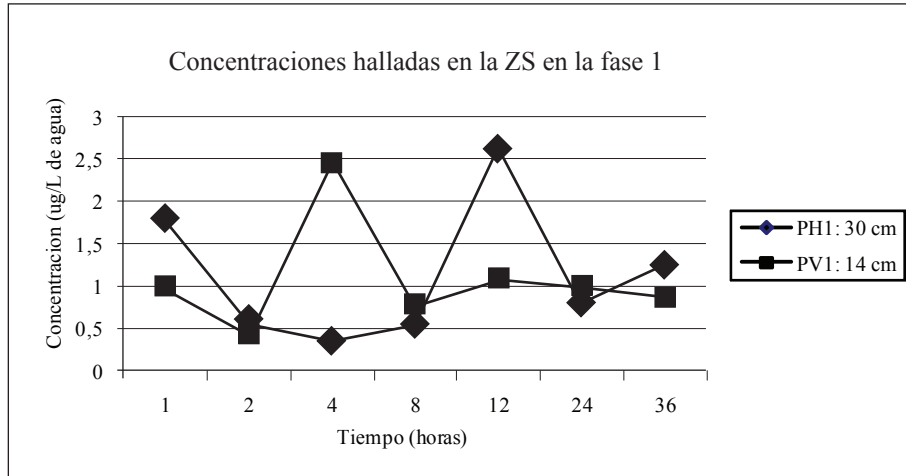


Figura 6. Concentración de clorotalonilo en la ZS fase 1

está ubicado a una mayor altura. Esto podría deberse a diferentes causas como que se haya establecido un flujo preferencial cerca de PV1 y por éste haya viajado la suspensión con el fungicida, o que simplemente en el momento de la toma de muestra no se encontró fungicida en la cantidad de agua tomada, mientras que pudo haber estado en esta misma altura en suspensión pero en otro tiempo.

Las variaciones antes descritas también pueden deberse a que la suspensión formada por el Clorotalonilo y el agua no desciende en forma homogénea a través de las capas de suelo, y por ello podría encontrarse el fungicida en un mismo tiempo a 14 cm con respecto al nivel del piso y no haberse encontrado nada de él a 30 cm.

Se afirma que la suspensión no desciende en forma homogénea debido a que, entre otros factores, el suelo no es homogéneo en todas sus propiedades y dimensiones, a la influencia de la humedad, y a las propiedades del contaminante.

Independiente de las interpretaciones anteriores, observando la figura 6, se tiene que para ambos piezómetros, la movilidad del

clorotalonilo presenta un comportamiento muy similar. Inicialmente se presenta un descenso en la concentración, luego un aumento manteniéndose entre 0.5 y 2.5 ug/L de agua, para luego descender y permanecer constante.

En la figura 6 se encuentra el fungicida durante todo el tiempo de muestreo, y se observan variaciones en el comportamiento de la concentración en el tiempo, por lo que se infiere que puede ocurrir adsorción y/o degradación del fungicida, o que simplemente viaja hasta el fondo del tanque donde no se muestreó.

Además es importante tener en cuenta que la concentración del contaminante en la zona saturada no debe ser homogénea, ya que no ocurre una dilución completa.

Observando la figura 6 se tiene que en la ZS las concentraciones halladas varían entre 0.37 y 2.62 ug/l. Según el artículo 11 del decreto 475/98 sobre calidad de agua para consumo humano: *“La concentración máxima admisible para cada uno de los siguientes plaguicidas...Clorotalonilo y otras sustancias no consideradas en los demás artículos del presente decreto es de 0.0001 mg/litro”*. Las concentraciones del pesticida expresadas en mg/L serían 0.00037 y 0.00262, valores que superan la norma. Es importante recordar que la concentración de aplicación del fungicida fue la máxima recomendada por el fabricante, de 2,06 L/ha para combatir sigatoca negra y amarilla en cultivos de banano y plátano.

Resultados y discusión de la concentración del clorotalonilo en función de la profundidad del acuífero

En las figuras 7 y 8 se muestra la concentración de Clorotalonilo contra profundidad para las zonas saturada y no saturada.

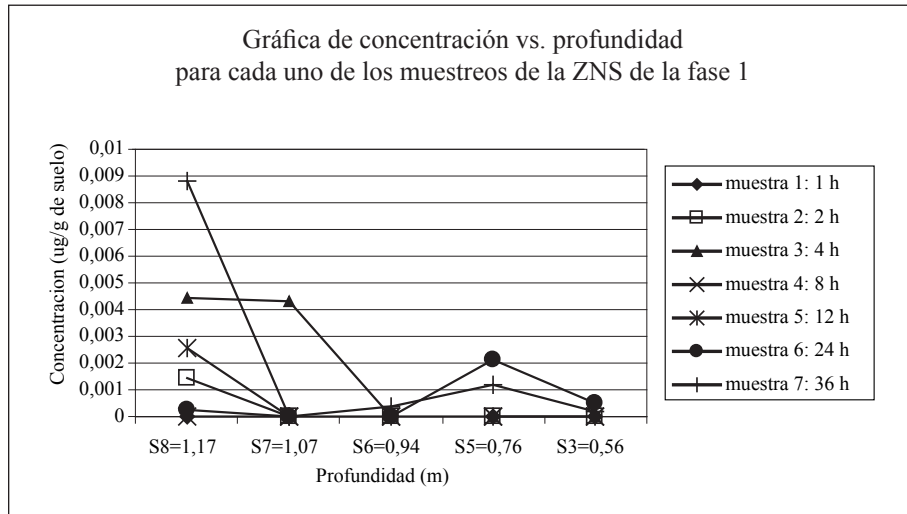


Figura 7. Concentración del Clorotalonilo contra la profundidad en la ZNS Fase 1

Observando la figura 7 se tiene que la tendencia general es que la concentración del clorotalonilo tiende a disminuir con la profundidad a medida que pasa el tiempo.

Observando el proceso más al detalle, se tiene que en los puntos de muestreo ubicados a mayor altura, con respecto al nivel del piso, es decir para S8 y S7 (1.17 y 1.07m respectivamente) las concentraciones son mayores. Es probable que estos valores más altos se deban a que su ubicación es más cercana a la zona en la que se realizó el riego con el contaminante. La concentración está por debajo del límite de cuantificación en S6 ubicado a 0.94 m con respecto al nivel del piso. Luego en S5 se presenta un aumento en la concentración, para luego disminuir tendiendo a cero. Este aumento en la concentración en S5 es probable que se deba a que se estableció un flujo preferencial cercano al piezómetro PV1, ya que las salidas S8, S5 y el muestro en este mismo piezómetro presentan concentraciones más altas a las otras salidas. Para comprender más fácilmente esta interpretación sería de utilidad observar las figuras 2 y 3.

En la figura 7 también se puede observar que el flujo de la suspensión no es continuo y homogéneo. Es decir, no se encuentran concentraciones similares en el tiempo en todos los puntos de muestreo en forma escalonada o secuencial a medida que se aumenta la profundidad.

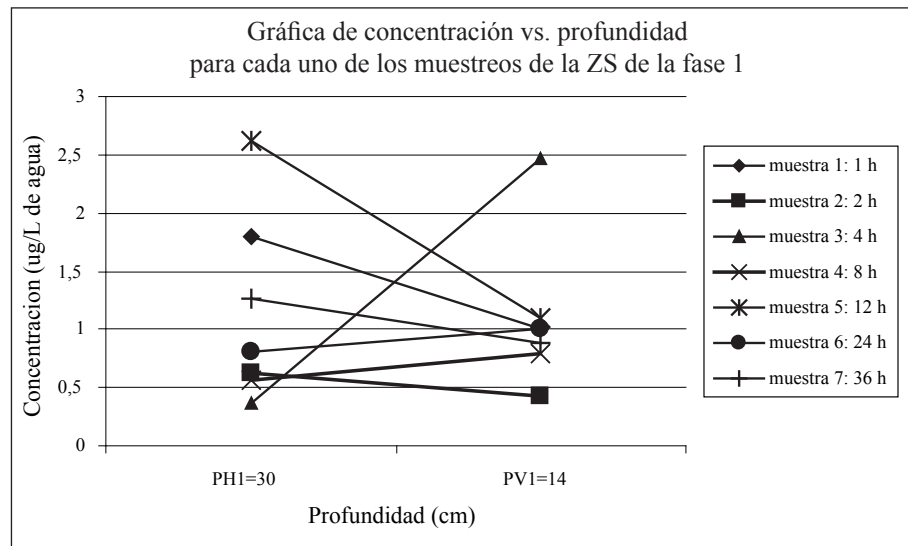


Figura 8 Concentración de clorotalonilo en función de la profundidad en la ZS Fase 1.

Observando la figura 8 se tiene que el comportamiento general de la concentración del fungicida hallada en los diferentes muestreos presenta una tendencia a la disminución con respecto a la profundidad; sin embargo, de los 7 muestreos realizados, 3 de ellos (muestreos 3, 4 y 5) presentan una tendencia contraria, es decir, a aumentar. Por tanto, con base en los datos obtenidos no se puede inferir un resultado concreto. Lo que sí es claro es la presencia de clorotalonilo en la zona saturada para la fase 1 en todos los muestreos.

Como una observación general de la fase experimental 1, se tiene que se encontró contaminante en la ZNS y en la ZS durante todo el tiempo de muestreo.

10.3.1.2 Resultados y discusión fase 2

En las tablas 6 y 7, se presentan los resultados de las concentraciones de clorotalonilo halladas en el suelo orgánico y la arena en los diferentes muestreos en las ZNS y ZS en la fase 2.

Tabla 6. Concentraciones de clorotalonilo halladas en la ZNS fase 2.

<i>Día</i>	<i>Hora</i>	<i>Punto de muestreo</i>	<i>Altura (m)</i>	<i>Concentración (µg/g de suelo)</i>	
1	0.5	S0	1.37	6,630	
	1	S0	1.37	6,619	
	2		S0	1.37	5,699
			S8	1,17	<LDD
			S7	1,07	<LDD
			S6	0,94	<LDD
			S5	0,76	<LDD
			S3	0,56	<LDD
	4		S0	1.37	7,15
			S8	1,17	<LDD
			S7	1,07	<LDD
			S6	0,94	<LDD
			S5	0,76	<LDD
			S3	0,56	<LDD
	12		S0	1.37	4,160
			S8	1,17	<LDD
			S7	1,07	0,009
			S6	0,94	<LDD
			S5	0,76	<LDD
			S3	0,56	<LDD
	2	24	S0	1.37	3,093
S8			1,17	<LDD	
S7			1,07	<LDD	
S6			0,94	<LDD	
S5			0,76	<LDD	
S3			0,56	<LDD	

<i>Día</i>	<i>Hora</i>	<i>Punto de muestreo</i>	<i>Altura (m)</i>	<i>Concentración (µg/g de suelo)</i>
2	36	S0	1,37	1,708
		S8	1,17	<LDD
		S7	1,07	<LDD
		S6	0,94	<LDD
		S5	0,76	<LDD
		S3	0,56	<LDD
3	48	S0	1,37	1,265
		S8	1,17	<LDD
		S7	1,07	<LDD
		S6	0,94	<LDD
		S5	0,76	<LDD
		S3	0,56	<LDD
4	72	S0	1,37	5,078
		S8	1,17	<LDD
		S7	1,07	<LDD
		S6	0,94	<LDD
		S5	0,76	<LDD
		S3	0,56	<LDD
8	192	S0	1,37	0,862
		S8	1,17	0,003
		S7	1,07	0,014
		S6	0,94	<LDD
		S5	0,76	<LDD
		S3	0,56	<LDD
762	3050	S0	1,37	<LDD
		S8	1,17	0,009
		S7	1,07	0,010
		S6	0,94	<LDD
		S5	0,76	<LDD
		S3	0,56	<LDD

Los valores presentes en la tabla 6 corresponden a la concentración de clorotalonilo encontrado en la ZNS (suelo orgánico y arena), en los diferentes muestreos en la fase 2.

Tabla 7. Concentraciones de clorotalonilo halladas en la zona saturada (ZS) fase 2

<i>Día</i>	<i>Hora</i>	<i>Punto de muestreo</i>	<i>Altura (m)</i>	<i>Concentración (µg/L de agua)</i>
1	0.5	S1	0.10	0.81
		PH1	0.30	0.96
	1	PH1	0.30	1.66
		S1	0.10	1.13
	2	PH1	0.30	1.83
		S1	0.10	1.30
	4	PH1	0.30	2.10
		S1	0.10	1.74
12	PH1	0.30	1.00	
	S1	0.10	0.81	
2	24	PH1	0.30	0.97
		PV1	0.14	1.20
		S1	0.10	<LDD
	36	PH1	0.30	0.83
		PV1	0.14	<LDD
		S1	0.10	<LDD
3	48	PH1	0.30	<LDD
		PV1	0.14	<LDD
		S1	0.10	<LDD
4	72	PH1	0.30	<LDD
		PV1	0.14	<LDD
		S1	0.10	0.00
8	192	PH1	0.30	0.00
		PV1	0.14	1.89
		S1	0.10	0.86

Los valores presentes en la tabla 7 corresponden a la concentración de clorotalonilo hallado en la ZS (arena), en los diferentes muestreos en la fase 2.

10.3.1.2.1 Resultados y discusión de la concentración del clorotalonilo en función del tiempo fase 2

Con base en los resultados obtenidos se realizaron los gráficos que relacionan concentración contra tiempo para la ZNS y la ZS.

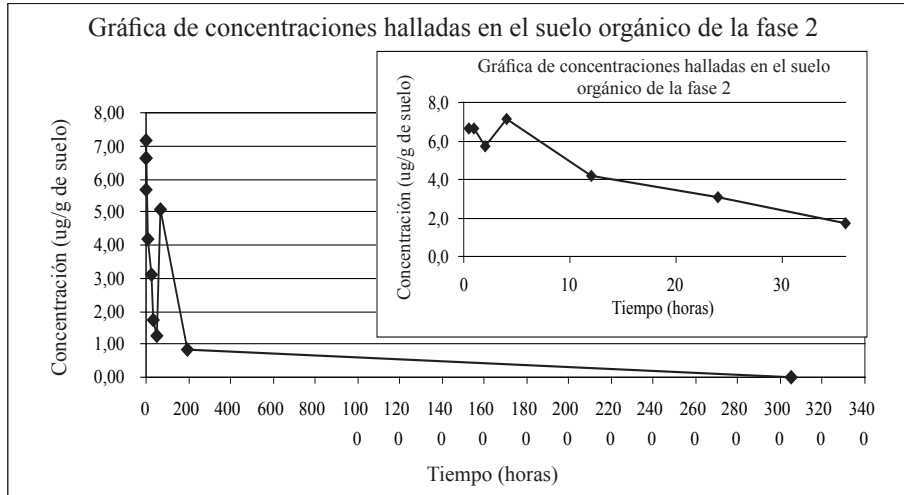


Figura 9. Concentración de clorotalonilo en la ZNS (Suelo orgánico) Fase 2

En la figura 9 se observa que a través de la fase 2 se hallaron concentraciones de Cclorotalonilo en el suelo orgánico entre 1.26 y 7.15 ug/g, las cuales son superiores a los valores hallados en la arena que también hace parte de la ZNS, en esta misma fase, como se puede observar en la figura 10.

Al igual que en la fase 1, es en el suelo orgánico, donde se encuentra una mayor concentración del fungicida. En las primeras horas se presentan valores más altos, y posteriormente una tendencia al descenso, con un pico a las 72 horas luego de aplicado el fungicida. La tendencia general de la concentración en el suelo orgánico fue descendente. Esto puede deberse a procesos de degradación por microorganismos o químicos, este último muy difícil en dichas condiciones.

En la figura 10, a diferencia de la fase 1 (ver figura 5), no se encontró fungicida en las S3, S5 y S6. Solo se hallaron concentraciones en S7 y S8 a partir de las 192 horas con tendencia a presentar un aumento entre las 72 y 192 horas luego de aplicado el fungicida.

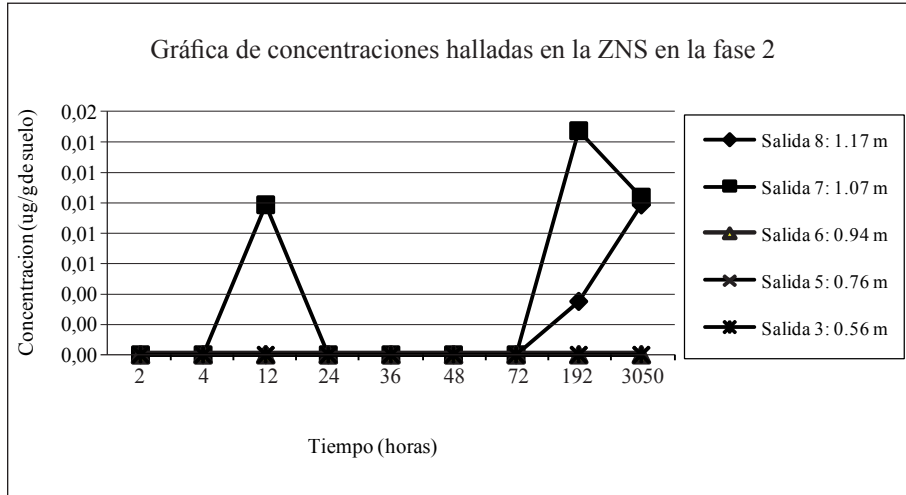


Figura 10. Concentración de clorotalonilo en la ZNS Fase 2

Se observa, además, un aumento en la concentración en S7 a las 12 horas, y que los valores más altos de concentración se encuentran en S8 y S7, es decir, en los puntos de muestreo ubicados más cerca de superficie en la que se realizó el riego con el fungicida. Este mismo comportamiento se observó en la fase 1 para la ZNS (ver figura 5).

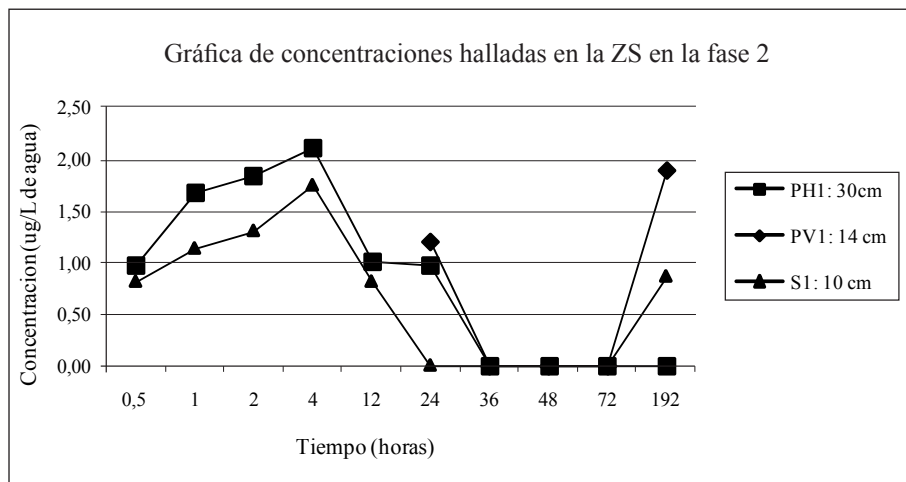


Figura 11. Concentración de Clorotalonilo en la ZS Fase 2

En la figura 11, se muestran concentraciones desde 0.5 horas después de aplicado el contaminante, hasta 36 horas después, para PH1 y hasta 24 horas para S1.

Para ambos piezómetros el valor máximo en la concentración se alcanza a las 4 horas. Y en ambos se observa un descenso en el tiempo (hacia las 72 horas).

Como puede observarse, en la figura 11 se muestra una tendencia ascendente para ambos piezómetros para luego hacerse cero y volver a incrementarse hacia el final del muestreo sólo en S1. El hecho de que se presenten nuevos picos pasadas 72 horas podría indicar la movilidad del contaminante a pulsos.

De otro lado, la tendencia hacia la disminución en la concentración puede deberse a que el fungicida probablemente se degrada o se transforma en metabolitos.

10.3.1.2.2 Resultados y discusión de la concentración del Clorotalonilo en función de la profundidad del acuífero fase 2

En las figuras 12 y 13 se muestra la relación entre concentración y profundidad para ambas zonas.

Como puede observarse en la figura 12, se encontraron valores de concentración en los muestreos 1 y 3 que corresponden a las 2 y 12 horas, respectivamente, luego de aplicado el contaminante, ambos muestreos presentan una mayor concentración a una profundidad de 1.07 m (S7). Se observa, además, que en los otros muestreos no se presentaron valores en la concentración.

El comportamiento descrito anteriormente puede deberse a que el contaminante aplicado forma una suspensión con el agua; el

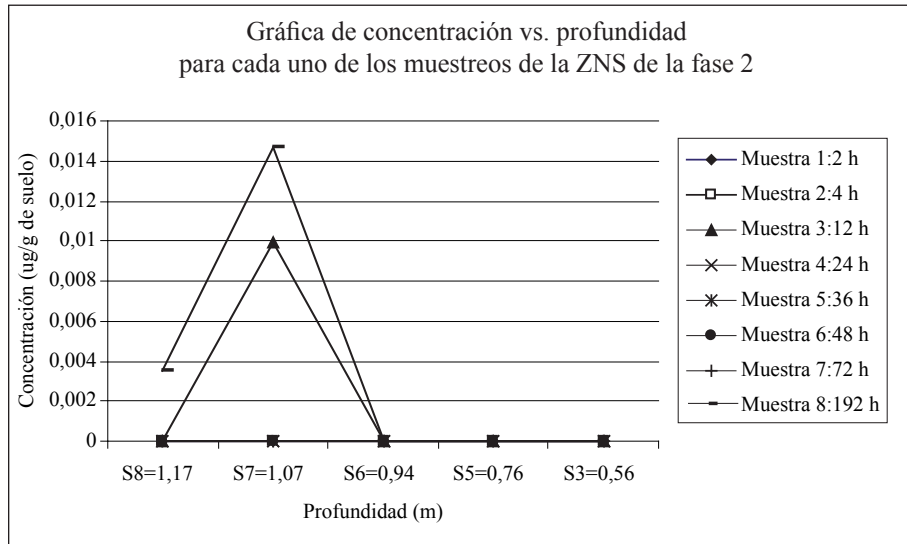


Figura 12. Concentración de clorotalonilo en función de la profundidad en la ZNS Fase 1

hecho de que el plaguicida se encuentre en dicha suspensión hace que no se mueva en forma homogénea en la ZNS. Esta afirmación se basa en los datos obtenidos, es decir: en los muestreos realizados en el punto S7, a las 12 horas, se encontró plaguicida (0,009 ug/g), a las 4 horas los valores estuvieron por debajo del límite de detección y a las 192 horas nuevamente se encuentra plaguicida en el mismo punto de muestreo (0,014 ug/g). Esto muestra, además, la movilidad del mismo a través de la ZNS. Sin embargo, es importante mencionar que es también probable que los aditivos y surfactantes que se agregan en el producto comercial Bravonil 720 tengan una influencia en la solución del contaminante y en la movilidad del mismo.

Observando la figura 13 se tiene que para los muestreos 2, 3, 4 y 5, se presenta una disminución en la concentración del fungicida, con respecto a la profundidad, y un aumento en la misma a medida que pasa el tiempo luego de hasta el muestreo 4 realizado a las 4h luego de aplicado el pesticida, posteriormente para los muestreos 5 y 6 (12

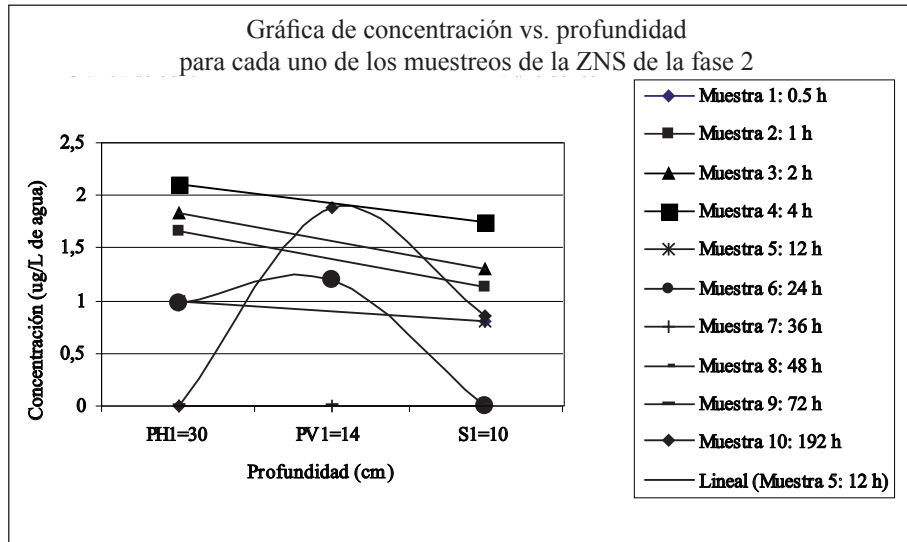


Figura 13. Concentración del clorotalonilo en función de la profundidad en la ZS fase 2

y 24 horas) se observa un descenso en la concentración con respecto a la profundidad y al tiempo de muestreo.

Esto podría deberse a que por tratarse de una sustancia no conservativa las concentraciones varían a medida que el contaminante viaja a través del suelo saturado. El hallazgo de valor de concentración por encima del límite de detección en el muestreo 10 (192 horas después de aplicado el pesticida podrían evidenciar que el viaje del contaminante no es homogéneo y las concentraciones en las que se moviliza en la ZS no son tampoco homogéneas, ya que los estratos que recorre en su viaje y las propiedades del contaminante influyen en su desplazamiento. En términos generales, en la figura se observa una tendencia a la disminución en la concentración con la profundidad.

Comparando los muestreos 6 (24 horas) y 10 (192 horas), se observa una variación en la concentración con respecto a la profundidad en el tiempo: a los 30 cm a las 24 horas la concentración hallada es de

0.97 ug/L de agua, mientras que a esta misma profundidad a las 192 horas, es decir, 8 días después, la concentración está por debajo del límite de detección. Observando estas mismas curvas a una profundidad de 10 cm a las 192 horas, la concentración hallada es de 0.86 ug/L de agua, mientras que a esta misma altura en el muestreo 6 realizado a las 24 horas, la concentración hallada fue 0. Esto indica la movilidad del clorotalonilo, y permite hacer inferencias sobre los tiempos que tarda en recorrer ciertas distancias.

10.3.1.3 *Comparación de los resultados obtenidos en ambas fases*

10.3.1.3.1 Comparación de los resultados obtenidos en ambas fases para ZNS

Observando las figuras 4 y 9 correspondientes a la concentración del clorotalonilo en el suelo orgánico en las fases 1 y 2, respectivamente, se observa que en ambas figuras los valores de las concentraciones son similares; además, se presenta una tendencia al descenso. Esta tendencia se debe probablemente a la degradación del contaminante por la acción de los microorganismos, o a la degradación del mismo, etc. En términos generales este estrato es el que presenta una mayor retención del fungicida.

Luego de comparar las figuras 5 y 10 se observa un descenso en la concentración de clorotalonilo a través del tiempo. Con un aumento en el valor de la concentración en S8 para ambas fases hacia el final del muestreo (36 horas después de aplicado el pesticida), en la fase 1 se presenta un aumento, además, en S5. En ambas figuras se muestra cómo varía la concentración con respecto al tiempo en dos puntos de muestreo ubicados a diferentes alturas en la ZNS, lo que nos indica como se desplaza el fungicida en ambos escenarios (con condiciones diferentes de humedad, fase 1 mayor humedad que fase 2); en ambas casos se presenta una tendencia a la disminución en la concentración,

a medida que se aumenta la profundidad y transcurre el tiempo con aumentos hacia el momento de finalización de ambos muestreos y en los puntos de muestreo ubicados en la parte superior del tanque, lo podría indicar un movimiento discontinuo del clorotalonilo.

De la comparación de las figuras 7 y 12 correspondientes a la concentración del clorotalonilo en función de la profundidad en la ZNS en ambas fases se tiene que en ambas figuras la concentración tiende a disminuir con respecto a la profundidad; esto puede deberse a que el contenido de humedad aumenta y puede diluir el contaminante diluyendo la concentración.

10.3.1.3.2 Comparación de los resultados obtenidos en ambas fases para ZS

Luego de comparar las figuras 6 y 11 correspondientes a las concentraciones halladas en la ZS en las fases 1 y 2 se observa en ambas la presencia de clorotalonilo en la zona saturada del acuífero libre simulado desde el primer momento del muestreo, es decir, a partir de los 30 minutos posteriores al riego con el funguicida y manteniéndose hasta 36 horas después, lo cual es un indicador de la velocidad con que viaja el contaminante bajo las condiciones simuladas de una arena de media a alta permeabilidad, aunque se cuente con una capa de suelo orgánico que puede actuar como retenedor del funguicida⁶ como se infiere de los datos obtenidos y graficados en las figuras 4 y 9, correspondientes a las concentraciones de clorotalonilo halladas en el suelo orgánico en las fases 1 y 2.

En la fase 2 el movimiento del contaminante se muestra más uniforme, ya que ambos piezómetros describen las mismas trayectorias.

⁶ Instituto Tecnológico Geominero de España. Las agua subterráneas y los plaguicidas. Colección Informes Aguas Subterráneas. 2001.

En la fase 1 se evidencia el movimiento discontinuo o a pulsos, ya que aunque el contaminante aparece en ambos piezómetros desde el inicio del muestreo, lo hace con una mayor concentración en el piezómetro ubicado a 14 cm, y en este mismo momento la concentración es más baja en el que está ubicado a 30 cm; sin embargo, para el muestreo realizado 12 horas después el comportamiento se hace inverso.

En las figuras 6 y 11 se observan rangos de valores de concentración del clorotalonilo similares.

10.3.2 Determinación del tiempo de viaje del clorotalonilo

Aunque se es conciente de que los datos experimentales obtenidos son escasos, se realizó el ejercicio de estimar un tiempo de viaje para el contaminante, con el fin de hacer un valor que pudiera indicar el riesgo al que está sometido el acuífero simulado en esta investigación.

Como se explicó anteriormente, se obtuvo el tiempo de viaje del clorotalonilo en el modelo experimental calculando el centro de masa de las primeras cimas de las curvas de concentración del clorotalonilo contra tiempo.

Tabla 8. Cálculo del centro de masa de las primeras cimas fase 1.

<i>Tiempo de viaje de fase 1</i>	<i>Zona saturada</i>
Centroide	13
TH	26.33
L	1.05
q	2.79
Factor de retardo	1.31
Tiempo real de viaje	13 horas

Tabla 9. Cálculo del centro de masa de las primeras cimas fase 2.

Tiempo de viaje fase 2	Zona saturada
Centroide	12
TH	25
L	1,04
q	2,79
Factor de retardo	1,37
Tiempo real de viaje	12 horas

El tiempo de viaje del clorotalonilo está entre 12 y 13 horas en el modelo experimental. Observando las tablas 3.5 y 3.6 encontramos un tiempo de viaje muy similar en ambas fases experimentales; es importante recordar que el acuífero libre se simuló en tanques independientes.

10.3.3 Resultados y discusión de la adsorción del fungicida en los materiales a emplear

Los resultados obtenidos en la evolución de la adsorción del fungicida en los diferentes materiales a emplear se muestran a continuación:

Tabla 10. Adsorción de clorotalonilo en materiales.

<i>Suelo Orgánico</i>		<i>Arena</i>	
<i>Tiempo (días)</i>	<i>Concentración (µg/g)</i>	<i>Tiempo (días)</i>	<i>Concentración (µg/g)</i>
0	3,81	0	3,09
1	1,70	1	2,82
2	1,76	2	2,78
3	1,26	3	2,73
4	0,94	4	2,78
5	0,05	5	2,35

La tabla 10 muestra los resultados encontrados al evaluar la adsorción del clorotalonilo en el suelo orgánico y arena en el tiempo.

En la figura 14 se grafican los resultados obtenidos.

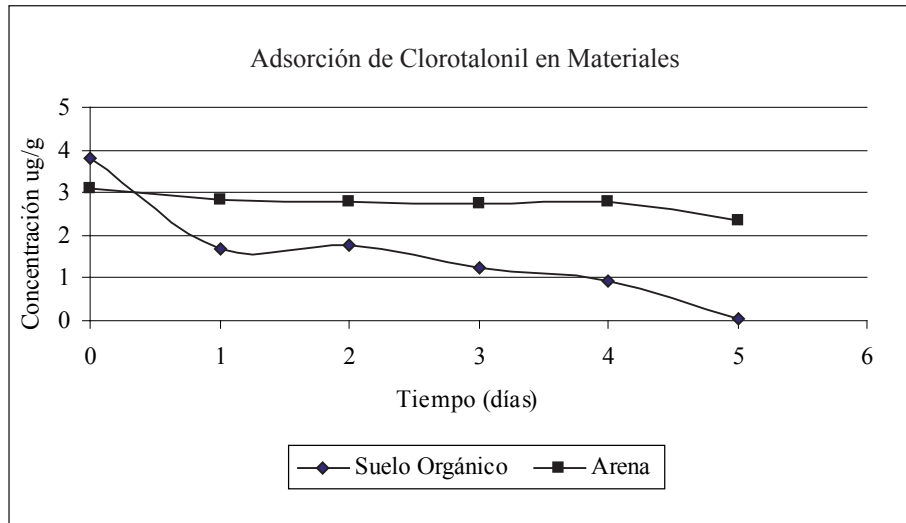


Figura 14. Adsorción de clorotalonilo en suelo orgánico y arena en el tiempo.

La figura 14 muestra la concentración de fungicida encontrada en función del tiempo, donde puede notarse la disminución de la concentración de clorotalonilo encontrada en el suelo orgánico. Este comportamiento se da bien por aumento de la absorción del fungicida en el suelo orgánico o por degradación del mismo. Esto sugiere que la capa orgánica presenta alta afinidad por fungicida y actuará como un estrato retenedor del pesticida disminuyendo su tiempo de viaje y desfavoreciendo la llegada del fungicida al acuífero.

En el caso de la arena, la absorción del fungicida no varió en el tiempo y puede descartarse degradación del clorotalonilo, ya que su concentración permaneció prácticamente invariable. Podría decirse que la arena no ejerce oposición en el movimiento del fungicida, permitiendo su fácil llegada al acuífero.

Estos resultados indican que la movilidad del pesticida dependerá principalmente de la movilidad de este en la capa orgánica que presenta mayor absorción y/o degradación del clorotalonilo que la arena.

La tabla 11 muestra los resultados encontrados para la absorción del fungicida en el feldespató y el plástico. Observando los datos obtenidos para el feldespató, se tiene que la concentración del pesticida en el solvente disminuyó ligeramente en el tiempo, lo que indica que se presentó una adsorción de 0.078 a 0.064, lo que equivale a un 18%. Esto evidencia la importancia de contar con una material más inerte en próximas investigaciones. Adicionalmente no debe descartarse la posibilidad de evaporación del fungicida y posiblemente la degradación, siendo este último factor menos probable por las características del feldespató (poca probabilidad de materia orgánica).

Observando en esta misma tabla los resultados obtenidos para el plástico, no se encontró fungicida en los extractos recogidos, lo que indica que no se hubo adsorción del plaguicida en el plástico.

Tabla 11. Adsorción de clorotalonilo en otros materiales utilizados.

<i>Feldespató</i>		<i>Plástico</i>	
<i>Tiempo (días)</i>	<i>Concentración (µg/g)</i>	<i>Tiempo (días)</i>	<i>Concentración (µg/g)</i>
0	0,078	0	<LD
1	0,074	1	<LD
5	0,064	5	<LD

10.4 CONCLUSIONES

El fungicida Bravonil 720 (Clorotalonilo) viaja a través de la ZNS y alcanza la ZS contaminando las aguas subterráneas, en el

modelo físico en el que se simuló un acuífero libre, incluso con concentraciones superiores a las establecidas en el artículo 11 del decreto 475/98, cuando el producto comercial se dispone en la superficie del suelo con las concentraciones máximas sugeridas por el fabricante para cultivos de banano y plátano y para combatir la sigatoca negra y amarilla.

Los resultados obtenidos en la evaluación del clorotalonilo en la ZNS indican que la movilidad del pesticida dependerá principalmente de la movilidad de éste en la capa orgánica, en la que presenta mayor adsorción y/o degradación del clorotalonilo que en el horizonte compuesto por arena. Probablemente el contenido de materia orgánica presente es la principal causa de dicha retención.

En el caso de la arena, la adsorción del fungicida no varió en el tiempo y puede descartarse degradación del clorotalonilo ya que su concentración permaneció prácticamente invariable. Podría decirse que la arena no ejerce oposición en el movimiento del fungicida, permitiendo su movimiento hacia las aguas subterráneas.

En ambas fases, en los resultados obtenidos en la ZNS se halló una tendencia a la disminución en la concentración del clorotalonilo con respecto al tiempo y a la profundidad en la ZNS compuesta por arena. Esto puede deberse a que el fungicida se desplaza no con un frente homogéneo y continuo sino que lo hace mediante un movimiento discontinuo.

Aunque se cuenta con pocos datos se podría inferir un tiempo de viaje del contaminante en de una ZNS simulada con una arena de alta permeabilidad. Los tiempos de viaje hallados en la ZNS en las fases y 2 son respectivamente de 12 y 13 horas, son valores obtenidos a partir de condiciones específicas y controladas para facilitar el viaje del contaminante, aun así, son valores bajos que

podrían indicar el riesgo en que podría encontrar un acuífero libre, que presente condiciones similares a las empleadas en esta investigación.

Se tiene que la ZNS presentó mayor humedad, cercana a la saturación, encontrándose un número mayor de muestras con contenidos detectables del contaminante, mientras que en la ZNS con menor contenido de humedad, el número de datos hallados fue menor, esto podría deberse a que el agua contribuye a retener el contaminante por atracción física. En la zona más seca, pero con algún contenido de humedad, el viaje puede hacerse más expedito y, por tanto, en el momento del muestreo no se encontró clorotaniolo en muchos de los puntos evaluados. Es importante recordar que luego de regar con el contaminante se mantuvo una simulación de lluvia suave, la cual contribuye a la movilidad.

10.5 REFERENCIAS

- ARAGUÁS, L. Curso de hidrogeoquímica aplicada. Primer congreso colombiano de hidrogeología. Agua subterránea recurso estratégico para Colombia. 40 horas. Marzo 8-12. 2004.
- ARANGO, V. A. Manual de laboratorio de mecánica de suelos. Universidad Nacional de Colombia. Seccional Medellín. Facultad de Minas. Segunda edición. Medellín. 1985. p.276.
- BEDIANT, P.; RIFAI, H.; NEWELL, CH. Ground water contamination. Transport and remediation. Prentice Hall. Second edition. 1999.
- BETANCUR, T. Modelamiento de acuíferos utilizando sistema de información geográfica para la región de Urabá. Tesis Magíster en aprovechamiento de recursos hidráulicos. Universidad Nacional de Colombia. Medellín, 1996.
- BETANCUR, T.; WILLS, B.; RUEDA, M. La vulnerabilidad de los acuíferos libres utilizando funciones de tiempo de viaje. gestión y ambiente. Revista del posgrado en gestión ambiental. Facultad de minas. Instituto de estudios

- ambientales IDEA. Universidad nacional de Colombia seccional Medellín. Diciembre 3 de 1999.
- British crop protection council. The pesticide manual. 10 Ed. Royal society of chemistry. 1994.
- Centro panamericano de ingeniería sanitaria y ciencias del ambiente (CEPIS). Determinación del riesgo de contaminación de aguas subterráneas. Una metodología basada en datos existentes. Foster e Hirata. Lima, Perú. 1988.
- Candela, L. Varela, M. La zona no saturada y la contaminación de las aguas subterráneas (CEPIS). Teoría, medición y modelos. Cimne. Barcelona, 1993.
- CHARBENEAU, R. Grounwater hydraulics and pollutant transport. Prentice Hall. 1999.
- CUSTODIO, E.; LLAMAS, J. R. Hidrología subterránea. Vols. 1 y 2. Ediciones Omega. Barcelona. 1996.
- Departamento de Antioquia. Anuario estadístico de Antioquia 2002.
- GÓMEZ, G. A. Vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos. Prueba de validez de algunas funciones para medir tiempo de viaje en medios porosos no saturados. Trabajo de grado, Maestría en Ingeniería Ambiental. Universidad de Antioquia. Medellín, 2003.
- GUYMON, G.L. Unsaturated zone hydrology. PTR PRENTICE HALL, New Jersey U.S.A., 1994
- Instituto Tecnológico GeoMinero de España. Editorial Gardela, Madrid, 1992. Las aguas subterráneas y los plaguicidas. Colección informes aguas subterráneas. 2001.
- Instituto Tecnológico GeoMinero de España. Jornadas sobre las aguas subterráneas. Importancia y Perspectivas. Madrid 1993.
- JURY, W. A.; GARDNER, W. R.; and GARDNER, W. H. Soils physics. Fifth edition. John Wiley & Sons, Inc. U.S.A., 1991.

- LÓPEZ, S. J. Aplicación de una función de tiempo de viaje para la evaluación de la vulnerabilidad de un acuífero libre. Trabajo de grado Maestría en Ingeniería Ambiental. 2004
- MÁRQUEZ, C. Propiedades ingenieriles de los suelos. Universidad Nacional de Colombia. Seccional Medellín. Facultad de Minas. Medellín. 1982. p. 243.
- The agrochemicals handbook Second Edition. The royal society of chemistry. Information services. Thomas GrahamHouse science park, Milton road Cambrige CB44WF England. June 1990.
- Organización de las naciones unidas para la agricultura y para la salud. 1988. www.fao.org/docrep/S8684E/s8684e0a.htm. Última revisión: 11 de julio de 2007.
- FOSTER Stephen, VENTURA Miguel, HIRATA Ricardo. OMS / OPS-HPE / CEPIS 1987. www.cepis.ops-oms.org/eswww/fulltext/repind46/contami/contami.html, Última revisión: 12 de Julio de 2007.
- Dr. CALDERÓN LABS. 2005 www.drcalderonlabs.com/Aparatos/Medidor_de_Humedad/Medidor_de_Humedad_00400_Catalogo.pdf. Revisado: 1 de junio de 2007

CUARTA PARTE

**SOSTENIBILIDAD AMBIENTAL
DEL TERRITORIO**

CAPÍTULO 11

LA RESPONSABILIDAD SOCIAL EMPRESARIAL COMO COMPONENTE DE SOSTENIBILIDAD AMBIENTAL

John Fredy López Pérez¹

11.1 INTRODUCCIÓN

Es usual que por épocas, existan términos que en ciertos ámbitos son de obligatoria mención. Lo “social” y lo “ambiental” han tenido la virtud, como pocos, de estar presentes en discursos de mucha índole: líderes comunitarios, políticos profesionales, funcionarios, empresarios, etc. La gran pregunta seguirá siendo siempre por su trasfondo.

Con el tema de responsabilidad social empresarial viene sucediendo algo similar. Ha bastado conque la fuerza de la globalización y el papel de los medios de comunicación cumplan con su papel divulgador, para que el término ocupe cada vez más la aparente preocupación de una gran cantidad de personas.

Este corto escrito trata de dilucidar algunos aspectos conceptuales que buscan arrojar precisión sobre el uso y el alcance del concepto de responsabilidad social empresarial en nuestro país, a la vez que reflexionar sobre la manera como una adecuada utilización del mismo puede traducirse en una forma de buscar la, tan anhelada por muchos, sostenibilidad ambiental.

¹ John Fredy López Pérez, sociólogo. Profesor Asistente, Facultad de Ingenierías, U de M

Para ello, se esbozará, además, un ejemplo de cómo el término ha jugado un papel importante en un sector clave para el país por su significado en el desarrollo y en la construcción de lo público: el sector energético.

11.2 UNA LECTURA DE LA SOSTENIBILIDAD AMBIENTAL DESDE UN PUNTO DE VISTA SOCIAL

Después de casi medio siglo de iniciadas las reflexiones y conceptualizaciones en nuestra cultura occidental acerca del ambiente, la crisis ambiental y las alternativas necesarias en el futuro mediato e inmediato, seguimos en un mar de conceptos, de ideas, de debates que por momentos parecieran confundir en vez de aclarar el panorama.

Las nociones clave de la cuestión tales como ambiente, desarrollo, sostenibilidad e, incluso, sustentabilidad siguen siendo definidas y moldeadas por diversas escuelas que muestran la divergencia de posturas al respecto.

Es necesario reconocer esta complejidad para tratar de plantear una postura que si bien no tiene un arraigo específico en una escuela de pensamiento particular, necesita fijar un punto de partida que sea mínimamente práctico.

Josepa Bru (Bru, 1997) hace un análisis interesante respecto a la delimitación conceptual de la sostenibilidad y de la herramienta necesaria para su logro: la gestión ambiental.

Para esta autora, en el mundo real se entrelazan un conjunto de relaciones diversas, complejas entre al menos cuatro grupos de actores sociales, haciendo alusión a una forma operativa de clasificarlos: la comunidad, el sector público, el sector privado y los

actores científico-técnicos son formas de agrupar a una gran cantidad de personas que, representando intereses, objetivos e instrumentos múltiples, establecen relaciones particulares con el ambiente.

Bru reconoce que cada una de las tipologías de actores sociales tiene antes que nada un o unos objetivos específicos para acceder al ambiente, apropiarlo, relacionarse con él. Y aparejado a dichos objetivos, cada actor cuenta con unos intereses y con unos instrumentos que le son particulares para construir dicha relación.

De este modo, se presume que un actor comunitario tendrá por interés y objetivo en relación con el ambiente la supervivencia y el logro de la calidad de vida; el actor público se moverá en función de la regulación y el control ambiental para garantizar unas condiciones específicas de desarrollo; el actor privado buscará maximizar sus procesos productivos considerando las restricciones que encuentre en el ambiente y, finalmente, el científico-técnico intentará convertir al ambiente en fuente de nuevo conocimiento y de intervención al servicio de algunos de los actores antes mencionados.

Tales intenciones se materializan cuando cada actor recurre a los instrumentos que construye o de los cuales dispone, para establecer su relación particular con el ambiente. En este punto, se reconoce que al hacerlo de manera simultánea, los actores sociales entran generalmente en conflicto.

Los problemas ambientales se configuran entonces en dos momentos. El primero cuando en teoría un solo actor configura su propia relación con el ambiente, y el segundo cuando, respecto al mismo ambiente, varios actores materializan sus objetivos.

La noción de problema ambiental consiste entonces en el reconocimiento del desequilibrio manifestado en las estructuras sociales y en las condiciones físico bióticas que sirven de soporte a

la vida humana, originado en la relación conflictiva entre distintas tipologías de actores sociales. Una expresión gráfica de este planteamiento es la siguiente:

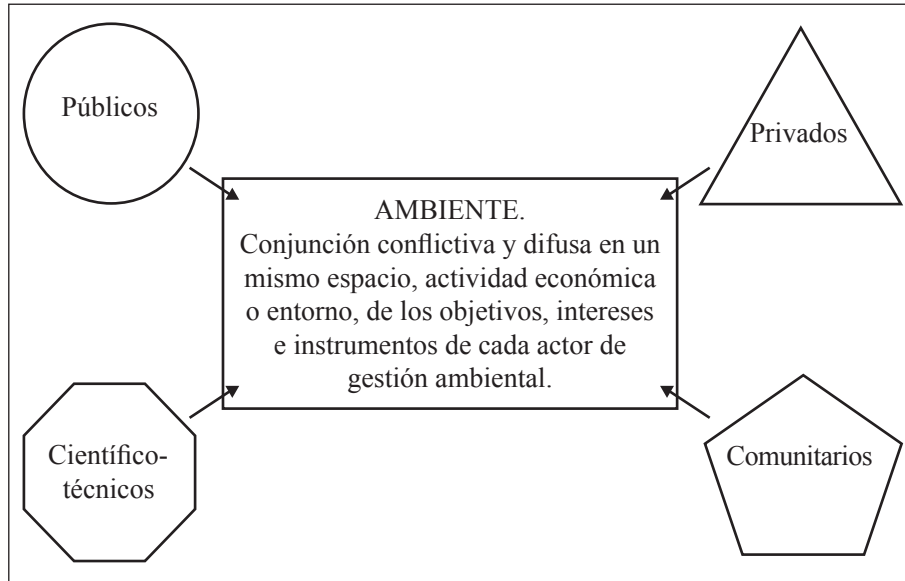


Ilustración 1: Configuración de problemas ambientales a partir de la interacción de actores (FUENTE: elaboración propia).

Gestión ambiental desde esta aproximación no es otra cosa que ordenar las relaciones entre los agentes de gestión de modo que sus conflictos y problemas se puedan minimizar, negociar o revertir. El objeto de la gestión ambiental, por tanto, no es el mundo físico-natural sino la conflictiva relación entre agentes de gestión, que se manifiesta en unos problemas concretos en el ambiente. Gestionada la relación, se asume que los problemas ambientales se minimizan.

En consecuencia, *sostenibilidad ambiental* desde este punto de vista se relaciona con la consecución de una adecuada relación entre agentes de gestión ambiental de modo que sus objetivos, decisiones, intereses y actuaciones, se armonicen en relación con

unas condiciones ambientales dadas (Van der Veen, 2003). Como se verá, esta definición es útil al momento de hacer una correlación entre la noción de responsabilidad social de las empresas y la de ambiente.

11.3 EL CONCEPTO DE LA RESPONSABILIDAD SOCIAL EMPRESARIAL

De manera más o menos reciente, se han operado cambios de paradigma en el accionar de las empresas hacia el entorno, a partir esencialmente de los procesos asociados a la globalización. No es extraño que para muchos, la adopción de este nuevo paradigma haya tardado demasiado en empezar a hacerse notoria en el contexto capitalista (Novoa, 2003).

Buena parte de los cambios van orientados a hacer visibles las empresas en el contexto de lo social y lo ambiental y no como simples agentes económicos que desempeñan una actividad productiva (Villegas, 2002). El papel jugado en estos cambios por los actores de la sociedad civil, los gobiernos en algunos casos, los medios de comunicación y la evidencia de una crisis ambiental que obligan a tomar postura frente a cada acción, han sido determinantes.

Esta situación ha conllevado entonces a la pregunta en muchas empresas por el *cómo se relacionan con y qué impacto tienen en la sociedad y el entorno en el que actúan*. En esta medida, ha surgido la posibilidad de mediar esta relación, y de dar respuesta a las tendencias recientes en materia de asumir los efectos de las acciones empresariales, mediante la denominada *responsabilidad social empresarial*.

Si bien aún no es claro que haya una única posibilidad de definir en qué consiste la RSE, se podrían ubicar dos visiones predominantes

que consistirían, de un lado, en que la RSE alude a la integración de distintos elementos del entorno, entre los que podrían tener cabida lo jurídico-institucional, lo económico, lo ambiental y lo social (Rodríguez, 2003), para que la empresa establezca con ellos diversos grados de involucramiento. Por otro lado, la RSE podría entenderse sólo como un conjunto de estrategias orientadas a la maximización de los ingresos de la empresa.

Otra noción interesante es aquella según la cual, la RSE es “el compromiso de carácter voluntario que adquieren las organizaciones para gestionar con los grupos de interés social afectados por el funcionamiento de la organización” (UN Radio, 2007).

Para el Banco Mundial, por ejemplo, (World Bank Institute, 2003), desde la década de los setenta se ha venido generalizando el uso del concepto de RSE (CSR o Corporate Social Responsibility por sus siglas en inglés) con significados muy diversos agenciados desde las empresas y los denominados stakeholders: grupos humanos como ecologistas, inversionistas verdes, clientes, proveedores, entre otros.

En todo caso, uno de los fines últimos de la RSE es, más allá de una aparente opción filantrópica (Román y Correa, 2006), la generación de un entorno favorable para el crecimiento de la empresa, así ello implique dimensionar la importancia de su participación en actividades que contribuyan al bienestar y desarrollo de la comunidad, promoviendo sinergia entre la empresa, sus proveedores, su personal, los clientes y el conjunto de la sociedad (Maccini, 2003).

Las acciones de responsabilidad social, sin embargo, suelen estar *por encima* de la norma. Esto se debe esencialmente a que la reglamentación actual de la actividad empresarial, al menos en nuestro país, no es obligante respecto a que los actores o agentes económicos deban emprender este tipo de acciones, por lo que se debe enfatizar en su carácter voluntario, al menos por ahora (González, 2004).

En el contexto actual, la adopción de esquemas de responsabilidad social empresarial en Colombia es una opción fundamentada en una posición ética y filantrópica frente al entorno (Cortina, 2003). No faltan tampoco quienes lo hacen con fines exclusivamente publicitarios para posicionar su negocio, tal como sucede con lo ambiental.

Si bien quienes la han implementado por convicción o por estrategia se han percatado de sus beneficios, debe reconocerse que lo que existe es un conjunto mínimo de normas que se deben cumplir, como los impuestos, entre las más evidentes.

Aún así, lentamente la implementación de los sistemas de calidad y las certificaciones homologables internacionalmente, como las suficientemente conocidas ISO 9001 y 14001, han dado lugar a que el estándar internacional que busca homogeneizar las prácticas de responsabilidad social en las empresas, la SA 8000, sea cada vez más un referente obligatorio para el sector económico, incluso en Colombia.

En contraste, en el ámbito internacional, la responsabilidad social se ha convertido en una práctica pseudo obligatoria en la medida que en la sociedad se han gestado mecanismos más complejos y efectivos de control social, que han obligado a los agentes económicos a adoptar estas prácticas y enfoques en su actividad productiva. Control social que es agenciado fundamentalmente por la comunidad, los consumidores, el Gobierno y entes de control que emiten certificaciones.

Estos mecanismos funcionan del siguiente modo:

1. El Gobierno incentiva las prácticas de responsabilidad social.
2. Los entes de control emiten certificaciones después de haber comprobado la acción con la comunidad.
3. Se les comunica a los consumidores que la empresa está gestionando a favor del medio ambiente y la sociedad.

En nuestro país el concepto de responsabilidad social no es muy claro para los empresarios ya que en muchos casos se ha recurrido a esta noción como un mecanismo para posicionarse en su nicho de mercado sin que haya rigurosidad en la comprobación de sus verdaderos alcances en el compromiso con las condiciones sociales y ambientales del entorno.

Por otra parte, cuando se hace mención al conjunto de obligaciones mínimo al que están sujetos los actores económicos, se reconoce que para muchos actores el sólo cumplimiento de las leyes en sus distintos ámbitos y el pago de impuestos, son suficientes para dar cuenta del compromiso de las empresas con el entorno.

Esto no basta, sin embargo. Cada vez es más creciente la pregunta por el compromiso de las empresas con la sociedad, con los afectados por el negocio, con sus empleados, con la comunidad donde está instalada la actividad productiva, más allá del cumplimiento estricto de la norma.

Según Maccini, los ámbitos en los que debe desenvolverse la RSE son los siguientes:

- Ética, valores y principios de los negocios – participación social.
- Derechos humanos, trabajo y empleo – capacitación.
- Gobierno corporativo.
- Ambiente.
- Participación comunitaria y filantropía.
- Desarrollo económico, salud y educación.
- Verificación y rendimiento de cuentas – auditorías.

Ahora bien, retomando a Rodríguez Larreta, la RSE “es una idea amplia e integral (...). La RSE entonces incluye una variedad de aspectos

que van desde la inclusión de los aspectos sociales, el respeto por la normativa, la transparencia en las cuestiones económico financieras y la conservación del medio ambiente” (Rodríguez, op cit pág 5).

Por otra parte, tomando como referencia la orientación que en materia de RSE adopta el Estado colombiano en su “*CÓDIGO MARCO BUEN GOBIERNO CORPORATIVO PARA PYMES*” (Mincomercio, 2007), se encuentra que

...Las sociedades deben generar confianza dentro de la comunidad donde operan y establecer propósitos que sirvan al bien común, sin descuidar el fin de maximizar el retorno económico para sus asociados. Las sociedades adoptarán mecanismos que les permitan responder a las exigencias de los procesos de globalización, las políticas para-arancelarias y las convenciones internacionales con miras a lograr mayor competitividad y promover la inversión extranjera.

Para ello, las empresas deberán adoptar, entre otras, las siguientes políticas:

- Política ambiental: que incluye aspectos de educación ambiental, planeación, prevención, tecnologías limpias, desechos industriales y uso eficiente de los recursos.
- Protección de la propiedad intelectual.
- Políticas anti soborno y anti corrupción.
- Políticas de inversión social.
- Política de información.
- Política de cumplimiento de la ley.

La CEPAL, por su parte, (Núñez, 2003) adopta una noción de responsabilidad social corporativa, en la que se rescata su carácter conceptual e instrumental para dar cuenta de unas mejores prácticas en los negocios, partiendo de asumir la responsabilidad de los impactos que genera la actividad productiva a la que se dedica.

Uno de los planos en los que se mueve la RSC, según este criterio, es el ambiental, enfocado principalmente a la responsabilidad frente a las externalidades de la actividad productiva. Este plano abarca el manejo de los recursos naturales, el manejo de desechos y el ciclo productivo. No obstante, también considera aspectos filantrópicos, éticos, decisiones de política y rendición de cuentas empresariales, entre otros.

No obstante, la manera como se viene trabajando en un plano más real y concreto el estándar internacional sobre responsabilidad social, el SA 8000 ya mencionado, se ocupa de los siguientes aspectos centrales:

- Trabajo infantil
- Trabajos forzados
- Salud y seguridad en el trabajo
- Libertad de asociación y derecho de negociación colectiva
- Discriminación
- Medidas disciplinarias
- Remuneración
- Sistemas de gestión

Como se ve, la adopción de estas prácticas busca solamente tener una incidencia en la mejora de las condiciones de los trabajadores fundamentalmente. No se desconoce la importancia de ello, pero evidentemente la SA 8000 deja de lado los otros aspectos conceptuales que se mencionan en este numeral. Para ello será necesario que cuanto antes se materialice su integración con normas que, como las también mencionadas 9001 y 14001, permitan el manejo de un instrumento de certificación que se acerque a la conceptualización existente sobre RSE.

11.4 LA RESPONSABILIDAD SOCIAL COMO ESPACIO PARA LA SOSTENIBILIDAD AMBIENTAL

El desarrollo tecnológico y la expansión del modelo de desarrollo occidental, en el contexto de la globalización contemporánea, deben hacerle frente a los que quizá sean los dos mayores problemas que arroja nuestro tipo de desarrollo: los problemas del ambiente y las desigualdades sociales y económicas (Dowbor, 2003).

Respecto a los primeros, no cabe duda de que cada vez generan un consenso mayor entre clase política, actores económicos, académicos y ciudadanos. Por lo menos un consenso que reconoce su existencia, mas no su nivel de afectación y mucho menos el conjunto de soluciones necesarias para superarlos.

En cuanto a las desigualdades sociales y económicas se reconocen en sentido amplio las que se dan entre países, entre distintos estratos socioeconómicos en un mismo contexto social y entre los mismos actores de mercado. Estas asimetrías son fuente frecuente de problemas relevantes para la convivencia y desarrollo, tales como el sentido de exclusión, la pérdida de competitividad y posibilidad de inserción en la economía y la precaria construcción de lo público y de la participación ciudadana.

La sostenibilidad ambiental, ampliando la noción desde lo social, mencionada arriba, debería por lo menos dar cuenta de un equilibrio entre las prácticas de la productividad, de la habitabilidad, de las relaciones políticas o de poder y del acceso a una base de recursos de la naturaleza que sirven de soporte a la vida humana.

Si como una primera síntesis, se reconoce que la RSE alude a la capacidad de respuesta que tiene la empresa frente a las consecuencias de sus actuaciones en grupos de interés específicos o stakeholders vinculando elementos del entorno en los que siempre

están presentes la preocupación por la sociedad y el medio ambiente, puede plantearse que las prácticas de RSE son una opción viable de búsqueda de un desarrollo sostenible, si entendemos por tal aquel en el que la sociedad expande sus capacidades y accede a satisfacer sus necesidades sin alterar el necesario equilibrio entre los cuatro ámbitos de sostenibilidad, esbozados.

Es decir, al aceptar que desde el enfoque que plantea este escrito la sostenibilidad ambiental depende en lo fundamental de la correlación equilibrada entre actores con diversos intereses e instrumentos, se asume que cuando al menos los agentes económicos orientan su actuación en el marco de la responsabilidad social empresarial se encuentran contribuyendo a una mejor concepción del ambiente, del entorno y a una mejor relación con otros agentes sociales.

No obstante, es necesario hacer énfasis en que ambas opciones, la preocupación por los problemas sociales y la preocupación por los problemas ambientales, aparecen en muchos casos como diferenciadas aunque precaria o medianamente articuladas en la búsqueda de implementación de la RSE.

Lo que implica, que en principio, las búsquedas de articulación con el entorno, sea entendido como lo ambiental o de manera específica como lo social, permiten el establecimiento de modelos de gestión diferenciados (en lo social o en lo ambiental), en la medida que ambos intentan dar respuesta a una pregunta más compleja que no se agota en ambos, como es la búsqueda por la responsabilidad social de la empresa.

Por un modelo de gestión en lo social o lo ambiental, podemos entender de forma aún muy preliminar, el proceso de generación de vínculos entre la empresa y su entorno, a través de acciones que refuercen la construcción de la viabilidad social y legitimidad empresarial.

Esto no puede querer decir, de ninguna manera, que la adopción de modelos de gestión, ambientales o sociales, sea un asunto mutuamente excluyente (Machado, 1997). Si la óptica que los convoca es la de la RSE, ellos deben tener criterios articuladores que los hagan efectivos.

Este planteamiento cobra más sentido si consideramos que en la actualidad, a pesar de que se han hecho esfuerzos por darle a lo ambiental un peso conceptual en el que puedan considerarse tanto los aspectos antrópicos como los físico-bióticos en relación con las actividades de la empresa, aún no es posible evidenciar que allí se dé cuenta de la complejidad de lo social y menos aún de lo ambiental en sí. Dos razones ayudan a fundamentar esta postura.

La primera de ellas es que lo ambiental, como ningún otro en la actualidad, es aún un campo del conocimiento en construcción, y como tal, puede nutrirse recurrentemente de miradas y opciones que ayuden a decantarlo.

La segunda es que en el mundo de lo social, existen dinámicas que se soportan de manera casi exclusiva en la esfera de las relaciones sociales y que no se pueden forzar a la luz de vincularlas con otros aspectos del ambiente.

11.5 ESBOZOS DE UN CASO: EL SECTOR ELÉCTRICO COLOMBIANO

Una elaboración específica para el sector minero energético permite tener mejor claridad frente a los criterios de responsabilidad social y su concreción a través de la gestión social o la ambiental; veamos.

El Ministerio de Medio Ambiente celebró con el sector minero energético del país en el año 1999 el Convenio de Producción más

limpia, dentro del cual se planteó la Mesa Permanente de Participación Ciudadana y Comunitaria.

Dentro de los análisis planteados por la Mesa, se encontró el hecho de que en los distintos subsectores en lo minero energético, existen diferencias relevantes frente a la forma como son concebidas la responsabilidad social, y los sistemas de gestión ambiental y social que deben seguir. Esto se establece como un elemento restrictivo para pensar en los lineamientos de política generales que debe seguir el sector en materia de responsabilidad social, no obstante haber llegado a unos consensos mínimos al respecto (Unidad de Planeación Minero Energética, 2003).

En esta dirección, fruto de esos acuerdos iniciales, se pudo llegar a los siguientes consensos en lo conceptual, cuya transcripción considero pertinente:

Desarrollo sostenible

El desarrollo sostenible o la sostenibilidad, constituye la acción de inclusión de lo que vaya a pasar en futuras generaciones, y por lo mismo se basa en la responsabilidad ciudadana de lo que hacemos hoy y de lo que hagan mañana nuestros descendientes. Las personas se encuentran en los territorios y hábitats y es en ellos que a lo largo de la historia, establecen y realizan su relación social; para bien o para mal, estos espacios son siempre transformados por los humanos.

Gestión ambiental

La gestión ambiental constituye una noción relacionada directamente con todas las acciones necesarias para efectuar adecuada y científicamente un ciclo concreto de prevención, mitigación, corrección y compensación del impacto ambiental en

sus dimensiones física, biótica, económica, cultural y política, de las operaciones del desarrollo y particularmente, de la inserción de obras de infraestructura en localidades y territorios específicos.

Si bien esta acotación puede parecer una reducción a un modelo territorial, es claro que resulta imposible asignar a las agencias específicas de desarrollo o a las empresas encargadas de ejecutar la infraestructura, las funciones generales del Estado. Las condiciones sociopolíticas, la diversidad étnica y cultural y las transformaciones sociales constituyen fenómenos determinantes para el éxito de la gestión ambiental, imposibles de lograr sin un claro proceso participativo, factor crítico del desarrollo de un proyecto de desarrollo, que busca encontrar una solución de compromiso entre las necesidades del proyecto y el respeto por la diversidad étnica y cultural de las poblaciones asentadas en las áreas de influencia de tales proyectos. La gestión ambiental participativa implica tomar decisiones en conjunto con la sociedad civil y con la comunidad, lo que requiere de claras señales de viabilidad social, tanto para las estrategias globales, como para la ejecución de proyectos en particular. Es claro que el principal esfuerzo de gestión social en el marco de la gestión ambiental tiene que orientarse hacia el desarrollo de procesos de información, consulta y concertación con la comunidad como paso previo y garantía de viabilidad, desde el primer momento del acercamiento con ésta.

Gestión social

Gestión social se puede entender como un ámbito de acción más amplio que el contemplado en la gestión ambiental que es más localizado y territorial. Entendemos la gestión social como todo el conjunto de acciones necesarias para conseguir un “hábitat” en el sentido de espacio de relación social dinámica, vital, activa, democrática y participativa. Es decir, gestión para el “con-vivir” entre personas frente a las operaciones del desarrollo y su infraestructura

como algo que conjura el deseo de la escala humana en su diversidad social y cultural y que se concreta en realizaciones físicas y técnicas” (Minambiente, 2001).

Si bien la evidencia indica que aún no es claro para el conjunto del sector, que estas orientaciones sean las que necesariamente guíen el planteamiento de sistemas de gestión social o ambiental en muchas de sus empresas, es pertinente enfatizar el sentido integrador que tiene la perspectiva del logro de la viabilidad empresarial mediante la gestión en los niveles social y ambiental.

En todo caso, el documento citado del Minambiente hace mención a que un norte deseable del ejercicio de implementación de sistemas de gestión social y ambiental es el de la conjugación del crecimiento económico con la **responsabilidad social** en el sector minero energético, en una alusión a su falta de concreción en la actualidad.

11.5.1 Empresa Antioqueña de Energía²

Antes de su fusión definitiva con Empresas Públicas de Medellín la Empresa Antioqueña de Energía contaba con alrededor de 500.000 suscriptores distribuidos en cerca de 100 municipios del departamento de Antioquia y uno en el departamento del Chocó (Carmen de Atrato). La principal característica de la Empresa, desde la composición de sus clientes, agrupados en más de un 90% en estratos socioeconómicos del 1 al 3, es que operaba un mercado frágil en términos de ingresos económicos y, menos aún, de capacidad de pago.

La entrada en vigencia de la ley 142 de 1994 y de las comisiones de regulación de los servicios públicos bajo un marco de “libertad

² Al momento de tener consolidada esta información, la Empresa Antioqueña de Energía se encontraba en proceso de liquidación. Esta empresa dejó de existir en junio de 2007, pero se asume como relevante su mención en este artículo a manera ilustrativa de las prácticas de RSE en el sector energético colombiano.

regulada” han traído como consecuencia que una empresa de estas características le deba transferir a sus usuarios finales buena parte de los costos asociados con la prestación del servicio. Ello, sumado al tipo de cliente mayoritario de la empresa, su ruralidad y, en muchos casos, la combinación de la presencia de actores armados con dinámicas de conflicto, hacían que en general se concibiera el entorno de prestación del servicio de la EADE como conflictivo.

A partir del acompañamiento que tuve oportunidad de hacerle al proceso de Gestión Social que la Universidad de Antioquia adelantó para la Empresa Antioqueña de Energía durante 2001 y 2004, se pudo establecer de manera aún preliminar, que fue notoria la falta de articulación a una noción claramente adoptada de gestión en lo social y más aún de responsabilidad social empresarial.

Las indagaciones aún no han aportado datos relevantes frente a la gestión ambiental en esta empresa, más allá del cumplimiento con las normas ambientales ajustadas al sector energético, el buen uso de los recursos, el buen manejo de las relaciones externas, la participación de la comunidad en la elaboración de estudios y planes de manejo ambiental, entre otros.

En materia de gestión social, por tanto, se ha encontrado que en esta empresa puede ser entendida a través de dos procesos claramente diferenciados en el tiempo.

En el primero de ellos, normalmente se ha asumido la gestión social como un conjunto de actividades que se circunscribían a la Gerencia Comercial, a través del proceso SAC o servicio de atención al cliente.

En este proceso, se dan acciones hacia lo que se denomina “cliente externo” en el sentido más general de generar o reforzar los vínculos cliente-empresa.

Dentro de las acciones se desarrolladas en esta dirección, se tienen charlas constantes con los usuarios, atención de peticiones, quejas y reclamos, desarrollo de programas radiales, cuñas televisivas y radiales, producción de materiales impresos, trabajo con bachilleres multiplicadores que estaban haciendo su servicio social, estrategias comerciales para incentivar el pago oportuno y la reducción del robo de energía y visitas a usuarios.

El enfoque que se detecta está asociado, sin embargo, a la resolución de conflictos o inconformidades con el cliente cuando éstos aparecen. No resulta muy evidente que las acciones desde el proceso SAC se encuentren orientadas hacia la prevención de conflictos o, en un sentido más amplio, a la generación de un entorno social favorable para el desarrollo del objeto de la empresa.

Esto es aún mucho más claro, cuando de manera recurrente se recogían voces de insatisfacción de los usuarios asociadas a la prestación del servicio (o a su deficiencia en algunos casos) y a sus altos costos. Si bien este problema ya se ha convertido en una constante que en muchos casos hace parte de la cotidianidad en la prestación del servicio, aún no se aprecia muy claramente una estrategia preventiva o cuando menos, mitigadora de la situación que viven los clientes, al menos desde las actuaciones de gestión social.

Relacionado con la situación anterior, a principios de la presente década, la EADE adelantó una iniciativa denominada proyecto de modernización del servicio. La pretensión del proyecto se enmarcó en una estrategia global de mejoramiento con el fin de ofrecerle al cliente un mejor producto por los costos que asume.

El proyecto de modernización se configura en el *segundo proceso diferenciado de gestión social* por cuanto para su desarrollo se previno la afectación al cliente. En ese sentido, EADE concibió la necesidad de adelantar acciones de gestión social que,

en estrecha relación con el proyecto de modernización, evitaran, minimizaran o mitigaran los efectos que el proyecto provocaría en sus clientes.

La gestión social, entendida de esta forma, se dedicó, por lo tanto, al desarrollo de estrategias de mitigación y prevención de los impactos del proyecto, vía sensibilización, educación, difusión de la información, recepción de inquietudes e inconformidades y gestión de conflictos. Como se observa, el esfuerzo está orientado a lograr resultados para un proyecto en particular, pero de ninguna manera para generar un entorno social viable de operación de la empresa en su totalidad.

En general, la experiencia de EADE demostró la faceta negativa de operar en un entorno para el cual nunca se consolidó un modelo de gestión social acorde con los parámetros de la responsabilidad social empresarial. Mucho menos se hicieron aportes empresariales o de gestión relevantes al campo de la sostenibilidad ambiental y mucho menos en su asocio con la noción de RSE.

11.5.2 Empresas Públicas de Medellín

Esta empresa, como pocas, ha venido desempeñando desde hace mucho tiempo, prácticas que se pueden enmarcar en la lógica de la responsabilidad social empresarial (Empresas Públicas de Medellín, 2007). Esto se fundamenta en varios aspectos:

En primer lugar, la definición de su objeto social, de prestar servicios públicos domiciliarios así se lo impone. En segundo lugar, por la composición predominantemente pública de su capital. En tercer lugar porque su definición de política implica prestar servicios públicos anteponiendo el interés general y el bienestar y calidad de vida de la población con solidaridad y redistribución de ingresos.

Para EPM, hacer responsabilidad social es no sólo cumplir con lo obligatorio, sino también desplegar una serie de iniciativas voluntarias generadoras de sostenibilidad para la empresa y para la sociedad en la que se actúa. Su premisa es que no existen empresas prósperas que actúen en sociedades fallidas.

Una de las bases de las prácticas de RSE en EPM está fundamentada en el Índice de Desarrollo Humano en tres de sus pilares fundamentales: esperanza de vida, acceso al saber y bienestar material. En esta Empresa han asumido, con un alto porcentaje de aprobación social, que la prestación de servicios públicos en los términos y las tarifas que lo hacen contribuye sin duda al logro de estos aspectos de desarrollo humano.

El reconocimiento de logros no aplica, sin embargo, para el número de población “desconectada”: 64.749 instalaciones de energía, 59.417 de gas y 3.376 de aguas, según el informe de responsabilidad social de 2006 de EPM, que no puede acceder a los servicios públicos por la imposibilidad de pagarlos, como causa principal. Esta población representa un reto para la legitimidad de las Empresas Públicas de Medellín por las implicaciones sociales de la situación, sumado a su susceptibilidad de ser explotada políticamente en contra de la organización.

Aún así, es innegable que es posible diferenciar en la actuación de las Empresas Públicas de Medellín, una preocupación permanente por darle cuerpo a prácticas de responsabilidad social empresarial que se expresan en el tipo y costo de los servicios que prestan, en su nivel de cobertura, en su solidez para continuar prestando el servicio, en su credibilidad por parte de los actores sociales con los que interactúa y en otras presencias como la destinación de recursos a la promoción de diferentes aspectos del bienestar y la calidad de vida.

11.6 CONCLUSIONES

Si bien cada vez gana más lugar la adopción de la responsabilidad social empresarial como una práctica necesaria y pertinente tanto en el contexto de los negocios como de la relación con la sociedad y el ambiente por parte de los actores económicos, aún es muy precaria su instrumentación.

En ello ha tomado parte la dispersión conceptual y metodológica para entender el alcance del concepto y su implementación, aparte de su carácter voluntario. Pese a que existen referentes internacionales que tienen la posibilidad de ser ampliamente homologados y divulgados como la SA 8000 mencionada u otras disposiciones como la norma colombiana ISO 26000 sobre responsabilidad social en elaboración, se registran esfuerzos fragmentados de adopción de las prácticas de responsabilidad social que hacen difícil una evaluación integral de su puesta en práctica.

A pesar de existir una fuerte difusión de las nociones de “lo social” y de “lo ambiental”, la asociación entre la RSE y la sostenibilidad ambiental es aún un esfuerzo de académicos. En el mundo real de las empresas los dos conceptos aparecen claramente separados con contadas excepciones.

Se concluye, por tanto, que la perspectiva de que la RSE sea una posibilidad para la sostenibilidad ambiental debe trascender el lugar de la academia y ser apropiado en mayor medida en las empresas. Sin duda, la evolución de los estándares actuales como el ISO 14001, OHSAS, ISO 9001 y SA 8000 hacia esquemas más integrados podrá empezar a dar lugar a articular la RSE con el desarrollo sostenible.

Para ello también será importante que la implementación de estos estándares vaya siendo de adopción cada vez más obligatoria con mecanismos de control y verificación efectivos. Una de las limitantes

para que se adopten abiertamente tanto estándares ambientales como de responsabilidad social es el hecho de que los empresarios que las han querido adoptar han percibido una competencia desleal por parte de organizaciones que, al no adoptarlas, pueden distorsionar fuertemente los precios en el mercado.

Por último, es imprescindible para la adopción de la RSE que exista una ciudadanía informada y participativa que esté dispuesta con su accionar a demandar esta clase de enfoques. En paralelo, es necesario que este tema se haga visible en la formación de pre y posgrado en ciencias sociales, económico administrativas e ingenierías. Esta es una tarea que han venido desarrollando constantemente ONG, universidades, empresas y el Estado colombiano. Pareciera, sin embargo, que la difusión y el nivel de conciencia ciudadana deben ser aún mayores para empezar a ver resultados más palpables desde este ámbito.

11.7 BIBLIOGRAFÍA

- BRÚ, Josepa. Medio ambiente: poder y espectáculo. Gestión ambiental y vida cotidiana. Barcelona: Icaria & Antrazyt, 1997.
- CORTINA, Adela. Construyendo confianza en el sector público de Colombia. Documento en internet: <http://www.ccre.org.co>. Centro colombiano de responsabilidad empresarial: octubre de 2003, 9p. Revisión febrero 19 de 2007.
- DOWBOR, Ladislau. Brasil: tendencias de la gestión social. Documento en formato PDF, [spi], 2003. Página web: <http://ppbr.com/ld/artigos/03socialnueva.pdf>. Revisión octubre 24 de 2007.
- Empresas públicas de Medellín. Informe sobre responsabilidad social empresarial 2006. Medellín: 2007.
- GONZÁLEZ UNZUETA, Cristina. Responsabilidad social y ética. [spi] 2004. Documento en formato pdf disponible en internet: http://www.iarse.org/site/downloads/curso_rse/Responsabilidad_Social_y_Etica-AnalisisCyA-C_Gonzalez_U.pdf. Revisión octubre 24 de 2007.

- MACCINI SALIN, Beltrán. Responsabilidad social empresarial. Documento en formato PDF, [spi]. Asociación de empresarios cristianos, octubre de 2003. 29 p.
- MACHADO JARAMILLO, Oscar. Políticas públicas y gestión social; una mirada desde la gerencia social. Medellín: municipio de Medellín, 1997, 220 p.
- Ministerio de comercio, industria y turismo de Colombia, DNP, Confecámaras. responsabilidad social empresarial. Código marco de buen gobierno corporativo para PYMES. Sitio web http://www.confecamaras.org.co/cgcolombia/gobierno-corp/_private/codigopymes/release/cm_c5_01.htm. Revisado febrero 18 de 2007.
- Ministerio de medio ambiente. Mesa permanente de participación ciudadana y comunitaria del sector minero energético. Boletín No. 1. Bogotá: Fotolito América, 2001, 28p.
- NOVOA FERNÁNDEZ, Sandra. Responsabilidad social: ¿puro cuento? Noviembre de 2003. Artículo disponible en la internet: http://web.ceo.cl/newtenberg/609/article-55842.html#h2_1. Revisado 24 de octubre de 2007.
- NÚÑEZ, Georgina. La responsabilidad social corporativa en un marco de desarrollo sostenible. CEPAL: Santiago de Chile, 2003. Serie medio ambiente y Desarrollo. 70p.
- RODRÍGUEZ LARRETA, Horacio. Responsabilidad social empresaria, un desafío cultural para la Argentina. Documento en formato PDF, [spi]. Grupo Sophia, BBVA. Fundación banco francés. Octubre de 2003. 103 p.
- ROMAN CASTAÑO YAQUELIN y CORREA JARAMILLO Juan Guillermo (Investigadores principales). Alcances de la responsabilidad social empresarial en las organizaciones de servicios del Valle de Aburrá. Informe final. Medellín: Universidad de Medellín, Universidad Luis Amigó, 2006, 122p.
- Unidad de planeación minero energética. Plan energético nacional, estrategia energética integral. Bogotá: 2003. Documentos en formato pdf.
- Universidad Nacional de Colombia. Emisora UN radio, programa radial UN. Análisis emitido el 19 de junio de 2007.

VAN DER VEEN, Peter. Sustainable development: environmental and social management/considerations. The World Bank Group, mining department, 2003, 13p. Documento en formato pdf.

VILLEGAS RODRÍGUEZ, Luis Carlos. Desarrollo social y gerencia social: el caso del sector eléctrico colombiano. Tesis de maestría en ciencias sociales. Medellín: 2002, 189 p.

World Bank Institute. CSR main concepts. Documento en formato pdf, 2003. Página web: <http://info.worldbank.org/etools/docs/library/57527/csr%5Fmainconcepts.pdf>. Revisada octubre 24 de 2007.

CAPÍTULO 12

DETERMINACIÓN ESPACIAL DE ÁREAS DE IMPORTANCIA ESTRATÉGICA

*El caso de microcuencas abastecedoras
de acueductos veredales del municipio de Medellín¹*

Joaquín Hincapié²

Álvaro Lema³

12.1 INTRODUCCIÓN

Sin lugar a dudas, el modelo de progreso incorporado por nuestra clase dirigente para el país, independiente de que lo consideremos infligido o adoptado o ambos, evidencia graves y profundos desarreglos territoriales.

Este cuestionamiento se fundamenta tanto en las consecuencias sociales como, en las ambientales que dicho desarrollo ha generado. Temas como los desequilibrios territoriales, la pobreza, el hambre, el deterioro ecológico, el desempleo y, aun, la inestabilidad de precios empiezan a producir manifestaciones de inconformidad y protesta social que tienden a popularizarse tanto como los problemas que prometieron combatir.

¹ Este artículo es una síntesis de un documento mayor producido en cumplimiento del convenio No. 4800000517 de cooperación académica interinstitucional entre la Secretaria de Desarrollo Social del Municipio de Medellín y la Universidad Nacional de Colombia-sede Medellín y denominado: Identificación, caracterización y formulación de alternativas de manejo de ecosistemas estratégicos asociados a microcuencas que surten acueductos veredales del Municipio de Medellín.

² Ingeniero Agrónomo, MSc Estudios Urbano Regionales Escuela de Planeación Urbano-Regional Facultad de Arquitectura.

³ Ingeniero Forestal especialista en Estadística, MSc Ciencias Forestales. Departamento de Ciencias Forestales. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Universidad Nacional. Medellín, Colombia.

En ese sentido, el desarrollo, como fenómeno posicional, desbordó los límites territoriales de la ciudad –léase Medellín- y absorbió los recursos disponibles a escala regional léase ruralidad-, polarizando y segregando, socio-espacialmente, las comunidades circunvecinas, llegándose a convertir sin lugar a dudas en una poderosa fuente que amenaza la vida colectiva, la libertad, y el orden local secularmente establecido.

Frente al deterioro del medio rural, producto de los anteriores desequilibrios y en virtud de las crisis de los sistemas agrarios y los asentamientos tradicionales, aparecen las políticas conservacionistas en las áreas naturales protegidas –ANP– que, entre otras cosas, tratan de paliar los efectos perversos del modelo económico de desarrollo y su tendencia mercantil.

Dichas estrategias tocan el nivel más profundo de la sociedad y la cultura. Las estructuras, que por largo tiempo han mantenido el orden social en los niveles locales, están siendo desmanteladas, toda vez que las típicas formas de administrar los recursos fueron sometidas y puestas al servicio del foco geográfico dominante. Así, la economía reduce la política, y se sale de las manos de los gobiernos locales procesar y satisfacer estas crecientes demandas.

Con la magnificación de respuestas culturales para el establecimiento de modos de vida permanentes en escenarios ecológicamente frágiles, se ha desbordado la receptividad del medio natural que nos abriga, generando correspondientemente cualquier cantidad de disfuncionalidades ambientales, entre las cuales sólo nos concentraremos en las que han impactado las fuentes hídricas y su servicio ambiental principal: la regulación.

Es ampliamente conocido por la Administración del municipio la alta presión que existe sobre este recurso, lo que a la postre ha generado disputas territoriales, altas inversiones económicas en trasvasamientos y una estrategia regulatoria que no acabamos de admitir

ni de rechazar (las coronas periféricas sin servicio de agua potable), no obstante se hallen ligadas funcionalmente a la ciudad. Por otro lado, está la ley 99 de 1993, en cuyo empeño, los departamentos y municipios debieron dedicar durante quince años un porcentaje no inferior al 1% de sus ingresos, de tal forma que, antes de concluido este período, hubieron de adquirir dichas zonas.

Al mismo tiempo, el complejo conjunto de valores humanos y relaciones interpersonales que permite la convivencia entre comunidades está hoy sometido a presiones disgregadoras sin precedentes. Las consecuencias desestabilizadoras de estas transformaciones de la estructura social se extienden por todo el planeta, pero son especialmente evidentes en las regiones en desarrollo y en las economías en transición.

Frente a la anterior advertencia, y en virtud del renovado señalamiento de la íntima relación entre el medio natural y el bienestar de las comunidades, ha transcurrido la elaboración del concepto de ecosistema estratégico, cuyo propósito inequívoco es el de restablecer el protagonismo de la reflexión a las escalas domésticas, toda vez que son las mismas comunidades las que dotan de significado social esta categoría de relativa nueva irrupción en las políticas públicas.

Es necesario aclarar que dependiendo del asunto escalar⁴, la denominación espacial variará de ecosistema estratégico –EE– a área de importancia estratégica de tal modo que un EE podrá contener en sí mismo diversas áreas de importancia estratégica.

12.2 LA NOCIÓN DE ÁREA DE IMPORTANCIA ESTRATÉGICA

Con respecto a la idea de área de importancia estratégica, tal vez el trabajo de mayor consistencia teórica en este aspecto fue el elaborado

⁴ Se hace alusión a la escala como la relación de proporción entre un espacio cualquiera y el detalle de análisis y representación también de un fenómeno cualquiera.

por Agudelo, Correa e Hincapié (2000) para la Corporación Autónoma de Desarrollo Regional del Centro de Antioquia –CORANTIOQUIA– y cuyos aspectos básicos reconocen el ecosistema estratégico EE como el lugar -o conjunto de lugares- que deben conservar sus características ecológicas originales; en orden a mantener procesos hidrológicos y climáticos vitales o, bien, a proveer espacios recreativos naturales y hacia ellos orientar la inversión social ecológica.

El termino ecosistema⁵ se instala en el campo social trasladado de la metáfora biológica a través del denominado ambientalismo. De allí que la determinación formal acampe en terrenos populares y su designación se utilice para cualquier lugar o, sitio que genere unos bienes y servicios ambientales de reconocimiento social.

Por su parte, el adjetivo estratégico tiene entonces la virtud de resaltar las necesidades de conservación u otras formas de intervención que un lugar requiere para asegurar el flujo permanente de ciertos bienes y servicios.

El desarrollo económico y el bienestar de la población dependen en alto grado de estos ecosistemas estratégicos, pues conforman la infraestructura natural, base de la economía y la sociedad, por lo cual su conservación demanda inversión, que debe entenderse como inversión social.

Desde esta perspectiva, se entiende que un EE⁶ es “es una porción geográfica concreta y delimitable en la cual la oferta ambiental, natural o inducida por el hombre, genera un conjunto de bienes y servicios ambientales imprescindibles para la población que los define como tales”.

⁵ Una amplia definición del concepto se puede hallar en los trabajos de Tasley (1935), Odum (1986), Nebel y Wright (1999)

⁶ Se recomienda leer otras aproximaciones conceptuales en Germán Márquez (1997) “Ecosistemas Estratégicos para la sociedad: bases conceptuales y metodológicas” Universidad Nacional y Anaya- Sánchez. (2003) Ecosistemas Estratégicos del Huila. Significado ecológico y sociocultural. Universidad Surcolombiana.

Un EE posee las siguientes particularidades:

- Ofrece uno o más servicios ambientales reconocidos.
- Es una categoría social.
- Casi siempre coincide con un hito geográfico.
- Resulta de fácil representación espacial.

En ese sentido, se definirían como EE todos aquellos lugares que ofrecieran servicios ambientales reconocidos como de significativa importancia por una población local.

Márquez (2002) y Agudelo, y Correa e Hincapié (2000) los han definido en virtud de su capacidad abastecedora de bienes y servicios en:

- Ecosistemas que proporcionan servicios ambientales sin los cuales es imposible el normal funcionamiento de la ciudad por su alto grado de insustituibilidad, como por ejemplo, regulación hídrica en fuentes abastecedoras de agua para consumo humano, o dilución, transporte y exportación de carga hídrica o atmosférica contaminante.
- Ecosistemas abastecedores de insumos para la producción económica a través de los procesos productivos agrarios e industriales.
- Ecosistemas para la prevención de riesgos admitiendo, y como lo señala Márquez et al.1997, su capacidad amortiguadora desarrollada a lo largo de milenios. Es conveniente recordar, como lo enuncia el mismo autor, que el hombre no es más que el catalizador de las catástrofes ambientales.
- Ecosistemas para el equilibrio ecológico y de importancia global (regulación climática, hídrica y mantenimiento de la riqueza biológica y la diversidad).

- Ecosistemas proveedores de recursos naturales, es decir, de la oferta natural (no inducida) sin que medie o intervenga el hombre.
- Ecosistemas en relaciones políticas y sociales si se reconoce la importancia que supone la adecuada conservación en las buenas relaciones entre vecindarios. Por ejemplo, en cuencas binacionales compartidas (la hoya del Catatumbo).

12.3 LA IDEA DE LOS SERVICIOS AMBIENTALES

En general, el capital natural es considerado como la reserva de materiales e información que existe en un lugar y en un tiempo determinado (Daly 1998) y, los servicios ecosistémicos son el flujo de materiales, energía e información provenientes de aquél.

Según Correa (2001), los bienes y servicios ambientales representan los beneficios que las poblaciones humanas derivan de las funciones ecosistémicas, las cuales, y según Constanza (1998), se refieren tanto al hábitat como a las propiedades y procesos de los ecosistemas. Este último señala los servicios ambientales como acciones prestadas por los ecosistemas en virtud de su función natural, y que de alguna manera, de forma directa o indirecta, benefician un conglomerado social.

Se entenderá entonces como servicios ecosistémicos o servicios ambientales, al conjunto de productos naturales que no constituyen mercancías, en tanto no han formado su precio en el mercado.

Estos servicios bien podrían ser captación de CO₂ y otros gases de invernadero, la producción de oxígeno, el suministro de alimentos, la provisión de áreas de ocio y recreación, y/o, para nuestro caso, la regulación hídrica, el abastecimiento de agua para una población, el transporte de carga hídrica contaminada, la recarga de acuíferos y el

amortiguamiento hidráulico, entre otros, son algunos de los servicios endosables a los ecosistemas naturales o poco intervenidos por el hombre, lo cual justifica para ellos un manejo especial.

En este contexto, lo estratégico se recoge en la necesidad de proteger estos ecosistemas para asegurar la persistencia de los servicios que prestan. Se entiende la protección como el mantenimiento del lugar en un estado inalterado o de mínima alteración de las condiciones naturales, como relictos boscosos en las periferias urbanas, nacimientos de quebradas, cerros y retiros de quebradas. Los servicios de recreación a la población constituyen, en éstas áreas, además de una justificación para su protección, una oportunidad de financiación de los planes de protección que se emprendan.

Las particularidades de un servicio ambiental podrían ser las siguientes:

- Se presentan como externalidades positivas.
- Son ajenos a las decisiones del mercado.
- Son de difícil transacción.
- Se “negocian” a precios económicos muy inferiores al beneficio social que generan.

En el trabajo realizado por Constanza et al.(1998), y Daly (1998), Mooney y Ehrlich (1998), se reconoció la siguiente constelación de servicios ambientales:

- Regulación de gases (contribución al equilibrio de la composición atmosférica).
- Regulación climática (estabilización parcial del clima).
- Regulación de agua (mitigación de crecientes y control de inundaciones y sequías).

- Abastecimiento de agua (y purificación de la misma).
- Control de la erosión y retención de sedimentos.
- Formación de suelos (generación, renovación y mantenimiento del suelo fértil).
- Ciclo de nutrientes (y proceso de dispersión de semillas y traslocación de nutrientes).
- Tratamiento de basuras (detoxificación de basuras).
- Polinización (de cultivos y vegetación nativa).
- Control biológico (manejo y control de plagas y enfermedades).
- Hábitat y refugio.
- Producción de alimentos (seguridad alimentaria).
- Recursos genéticos (biodiversidad).
- Recreación (y provisión de singularidades estéticas y del paisaje).
- Cultura (soporte de la diversidad cultural humana).

La forma clasificatoria de los servicios ambientales depende del interés con el que se identifiquen (tabla 1). Una de las más importantes, se encuentra en relación con los ecosistemas que los producen, denominados estratégicos.

Como el propósito de este trabajo es identificar áreas de importancia estratégica dentro de ecosistemas ya determinados, los siguientes servicios están clasificados en virtud de esa determinación y reconocidos como el sostenimiento del recurso hídrico.

Tabla 1. Servicio ambiental y particularidad ecosistémica.

<i>Servicio Ecosistémico</i>	<i>Particularidades</i>
Regulación y abastecimiento hídrico	Servicio generado por las coberturas vegetales que permiten un flujo constante de agua hacia los cauces principales que abastecen la red de un acueducto veredal. Se entiende por abastecimiento la “la producción de agua por los bosques”. Por tanto, la regulación hídrica permite un flujo permanente para el consumo humano y caudal suficiente para el transporte de contaminantes.
Transporte y depuración de contaminantes líquidos	Las quebradas y los ríos se han constituido a lo largo del tiempo en el sistema excretor urbano por excelencia. Provenientes de la actividad humana los desechos no sólidos (residenciales, industriales, comerciales, etc.) son, gracias a este servicio ambiental, colectados, transportados, diluidos y dispersados a otros escenarios geográficos distantes de la ciudad.
Recarga de acuíferos	Las formaciones geológicas que acumulan agua subterránea y que son capaces de cederla reciben el nombre de acuíferos. Estos actúan suministrando agua de sus reservas para ser utilizada cuando la extracción exceda a la recarga y, a la vez, almacenan agua durante los períodos en que la recarga resulta mayor que la extracción. El volumen disponible disminuye sistemáticamente cuando aumenta el área urbana y se reduce la cobertura boscosa, cuya expresión es el aumento de la escorrentía superficial con el consecuente abatimiento de los niveles freáticos.
Amortiguamiento hidráulico	Son mecanismos reguladores que tienden a evitar y/o amortiguar cambios catastróficos en la morfología de las cuencas. Aunque la vegetación no puede evitar la avenida torrencial, existen evidencias que señalan la relación entre las coberturas, los riesgos y los fenómenos morfodinámicos.

12.4 ESTRATEGIA METODOLÓGICA EN LA IDENTIFICACIÓN Y DETERMINACIÓN DE LAS ÁREAS DE IMPORTANCIA ESTRATÉGICA

Para los organismos estatales de actuación local, la definición de ecosistemas estratégicos es construida a partir de elementales planteamientos entre los que cabe mencionar *“la visión conceptual y operativa de los ecosistemas estratégicos y áreas verdes del territorio”* del Área Metropolitana (decreto 151, 2002), el Plan de acción trianual de Corantioquia 2004-2006 (Programa III Administración de ecosistemas estratégicos), el Plan estratégico metropolitano PEAM 2002 (Estrategia 1: Base natural sostenible Programa 3: Recurso biodiversidad. Proyectos: Conservación y restauración de ecosistemas y espacios verdes naturalizados definidos como de protección en áreas urbanas y rurales) el Plan estratégico de Medellín y el Área Metropolitana 2015 (Línea 5: Ciudad metropolitana, acogedora, integrada y con calidad ambiental) y el Plan integral de desarrollo metropolitano del Valle de Aburrá - Proyecto Metròpoli 2002-2020.

Frente al progresivo deterioro de los escenarios geográficos determinados como EE, surgieron iniciativas para minimizar dichos procesos; es así como el acuerdo 062 de 1999, en su artículo 27 establece la siguiente definición: *“los ecosistemas de los cuales dependen más directamente el funcionamiento y bienestar de los habitantes del municipio deben ser considerados estratégicos, por la dependencia que respecto a ellos tienen los procesos básicos de la comunidad. Es decir, los ecosistemas estratégicos que nos proveen bienes y servicios ambientales”*; los clasifica en su artículo 28, de acuerdo con los bienes y servicios: por la producción de agua, por su alta importancia ecológica y por la conservación de equilibrios hidrográficos y climáticos; y también define los externos al municipio por su relevancia en el sustento de las actividades humanas y económicas: por la producción de agua, de hidroenergía y por el manejo de los residuos de la ciudad.

En virtud de la función inherente a los ecosistemas, se asumen algunos lugares como estratégicos tanto por su reconocido aporte en la producción de agua de la que depende el suministro de una población, como por la conservación de equilibrios hidrográficos y climáticos.

Si advertimos que una significativa cantidad de micro cuencas⁷ caben dentro de esta categoría, -asumidas así por la Secretaría de Desarrollo Social del municipio de Medellín- lo que resta por estipular no es más que los sectores de importancia vital dentro de los denominados ecosistemas.

Estos se determinaron de la siguiente manera:

- a. Se definieron las *variables* –o indicadores– de mayor pertinencia en el mantenimiento del recurso hídrico y de su regulación a través de una encuesta Delphi a expertos.
- b. Se jerarquizaron de acuerdo con su incidencia en el fenómeno y en virtud de las apreciaciones del equipo temático, lo que permitió construir *un índice*.
- c. Se procesaron mediante estadística multivariada, y a través de un modelo matemático que incorpora en sus análisis los componentes principales y los clusters.

12.4.1 El propósito de un indicador y el asunto de las variables

Se dice que un indicador es un elemento del medio ambiente humano afectado, o potencialmente afectado, por un agente de cambio (Nuevo Espasa Ilustrado 2004).

Para la CEPAL (Quiroga 2001), un indicador puede asumirse como un sistema de señales que facilitan una evaluación. Estos son herramientas concretas que permiten la construcción, a su vez, de un

⁷ Cuarenta y tres (43) micro cuencas o quebradas mencionadas en un apartado anterior.

índice que permita apoyar trabajos de diseño y evolución de políticas públicas fortaleciendo decisiones bien informadas.

La palabra indicador viene del verbo latino *indicare*, que significa mostrar, anunciar, estimar o asignar un precio. Los indicadores son parámetros (p. e., una medida o propiedad observada), o algunos valores derivados de los parámetros (p. e., modelos), que proporcionan información sobre el estado actual de los ecosistemas, así como patrones o tendencias (cambios) en el estado del medio ambiente, en las actividades humanas que afectan o están afectadas por el ambiente, o sobre las relaciones entre tales variables.

Como característica presentan un rango de comportamientos en función de sus propiedades intrínsecas, o en función de las presiones ejercidas por las actividades humanas (Salazar 1999).

Cada componente incorpora a su vez varios factores ambientales, que de acuerdo con su característica o condición pueden ser medidos de manera cualitativa o cuantitativa. A su vez, cada factor puede exhibir varios indicadores.

Estableciendo los indicadores para cada factor y para cada componente, las unidades de medida quedan automáticamente definidas y delimitadas en virtud de la definición del propio indicador.

Admitido lo anterior, los indicadores deberían ser:

- Hechos de carácter cuantitativo y cualitativo que expresan alguna forma de variable requerida, representando las características de calidad, fragilidad e importancia de un elemento o componente ambiental.
- Parámetros que señalan el estado actual de los elementos de un ecosistema, y que deben cumplir con una serie de estadísticas para su valoración y uso.

- Modelos empíricos de la realidad ambiental, cuyos valores y objetivos se pueden verificar.

Antes de definir los indicadores o un grupo de indicadores, es necesario plantear dos asuntos: el primero es la hipótesis de trabajo que, en esencia, corresponde a la necesidad de mantener un flujo continuo de una corriente de agua superficial y sus atributos asociados, entre los que se cuenta el servicio ambiental principal (regulación hídrica) que ha sido calificado como frágil por su grado de importancia en el abastecimiento de agua para una población, y el segundo es el conjunto de características que deberá tener el grupo de indicadores elegidos, así: validez conceptual, representar los ecosistemas analizados, la recolección de los datos ni difícil ni costosa, las mediciones deben tener temporalidad, adecuados para el nivel de agregación requerido, permitir la comparación con valores en condiciones extremas, sensibles a los cambios, manifestar tendencias, señalar los cambios debidos a los efectos ambientales, incluir patrones biológicos, ser de baja variabilidad natural, relacionarse a cada efecto, tener un grado de correlación con otros indicadores, y permitir la toma de decisiones rápidas, técnicas e idóneas.

Será necesario entender, además, que no existen indicadores universales puesto que las características ecosistémicas y antrópicas son diferentes dentro de una región o dentro de un país, no obstante, deberán ser los que más estabilidad exhiban dentro de la cuenca⁸. Así concebidos, los indicadores no son perfectos, tampoco son mediciones totales ni directas de la realidad.

Razonado esto, corresponderá definir cuáles son las variables ambientales y la síntesis e integración de las mismas que pueden ayudar a cuantificar- cualificar el impacto de una acción o de un evento.

⁸ Conversación con el profesor de suelos del Instituto de ciencias naturales y ecología ICNE de la Universidad Nacional de Colombia-sede Medellín- Daniel Jaramillo, agosto de 2005.

Para esto, el Instituto de Recursos Internacionales (WRI 2000-2001), propone dividir los indicadores en tres tipos:

- Los que analizan la sensibilidad o vulnerabilidad ambiental: detectan procesos de degradación ambiental.
- Los que analizan la oferta ambiental: permiten detectar la existencia de recursos.
- Los que analizan la producción: establecen los problemas de rendimiento cuando se analizan los procesos naturales con base en recursos naturales.

Resultará entonces conveniente que la definición de nuestros indicadores esté determinada por el recurso ambiental amenazado, tal y como reza el propósito del trabajo, no obstante, la calidad del indicador ambiental se pueda definir también en función del ofrecimiento de bienes y servicios ambientales, la capacidad de acogida, la calidad paisajística y la rareza y estabilidad ecosistémica.

Si admitimos que los ecosistemas⁹, además de que “*ejercen un control sobre las condiciones del medio físico y demás diversidad de organismos*”, influyen notablemente sobre los ciclos hidrológicos y climáticos, sobre el mantenimiento y regeneración de las condiciones de vida, sobre la provisión adecuada de bienes y servicios y en general sobre el funcionamiento de la naturaleza, estaremos reconociendo la importancia vital de los sistemas ecológicos para nuestra supervivencia y desarrollo (Márquez 1997).

Un par de términos ecológicos nos ayudarán a razonar más adecuadamente sobre el propósito que nos convoca: el primero es el

⁹ Unidades estructurales y funcionales de la naturaleza, conformada por conjuntos de organismos que interactúan entre sí y con el entorno físico o hábitat a través de intercambios de materia, energía e información. Márquez 1998.

concepto de *resiliencia*¹⁰, lo que reconoce la habilidad del ecosistema para reorganizarse bajo las tensiones ambientales y establecer flujos de energía alternativos para permanecer estable sin perturbaciones severas, y sólo con algunas modificaciones menores en su estructura; el segundo son las leyes de Liebig¹¹ y de Shelford¹², conocidas como la ley de los factores limitantes que no son otra cosa que rangos de tolerancia de los organismos y, por lo tanto, del “normal” funcionamiento del ecosistema.

Así las cosas, el hombre y los demás organismos del ecosistema están regidos por la cantidad y variabilidad de materiales presentes de manera mínima, y por los factores ambientales que son críticos, y por el rango de tolerancia a éstos y a otros componentes del medio. Como lo ilustra Agudelo y otros (2000) con la metáfora del barril, “*la población identifica como estratégicos, especiales o significativos aquellos lugares de los que obtiene recursos limitantes o que actúan como disipadores de excesos de un determinado factor*”.

Más adecuada aún resulta la consideración de las leyes de potencia, cuyo teorema reza que “*en sistemas complejos, una parte menor de los elementos estructurales cumple la mayor parte de las funciones del ecosistema*”¹³. Márquez et al. (1997) señala que esto es el resultado de “una distribución lognormal en un sistema complejo autoorganizado”, bastante común en sistemas sociales y naturales en los que se presume una relación con la eficiencia termodinámica de los sistemas.

¹⁰ Capacidad de un ecosistema para recuperar su condición o característica inicial, después de estar sometido a una alteración y tras el cese de esta, todo ello sin desmedro de sus patrones ecológicos característicos.

¹¹ La Ley del Mínimo de Liebig hace referencia a las mínimas cantidades de elementos o condiciones ambientales necesarios para el desarrollo fisiológico y de reproducción de los organismos.

¹² La Ley de Tolerancia de Shelford se refiere a que la existencia y prosperidad de un organismo (Incluyendo el hombre) dependen del carácter completo de un conjunto de condiciones. La ausencia de un organismo o de un grupo de organismos puede ser debida a la deficiencia o al exceso cualitativo y cuantitativo de un factor ambiental, llevándolo a los límites de tolerancia, estabilidad o equilibrio de un organismo.

¹³ La expresión matemática más conocida de las leyes de potencia es el teorema de Paretto.

Debido a las múltiples interrelaciones entre los elementos ambientales, se debe abordar el problema a partir de la utilización de indicadores individuales que permitan detectar cambios en la calidad de un sistema y cuya agregación facilite su comparación e interacción para evaluar los niveles de cambio en su conjunto (Salazar 1999).

La pregunta sería entonces si es posible identificar los elementos que cumplen la mayor parte de las funciones en un ecosistema. ¿Es aplicable esto a una cuenca? ¿De qué manera hacerlo?

Ante la dificultad de conservar todo el ecosistema y en virtud del reconocimiento de sus funciones para el desarrollo y el bienestar de la sociedad, se hace imperativo confeccionar un método que reconozca, no sólo los elementos estructurales que cumplen con las funciones estratégicas, sino también las áreas críticas del ecosistema, susceptibles de ser adecuadamente intervenidas. Tal preocupación creemos que es posible resolverla a través de una suerte de indicadores que nos aproximen a lo que anteriormente hemos denominado elementos estructurantes del ecosistema.

Concretados los indicadores de manera individual estaremos a las puertas, y en capacidad, de construir de manera jerárquica y mediante diversas pruebas estadísticas¹⁴ un índice de valor de importancia (IVI) que nos aproxime al fenómeno socio-espacial objeto de este análisis.

12.4.2 La determinación consensuada de las variables. Encuesta Delphy

En el ejercicio de la determinación de las variables se partió inicialmente con, al menos, unos 40 atributos, todos ellos inherentes o relacionados con el fenómeno en cuestión.

¹⁴ Estas pruebas estadísticas son: análisis de componentes principales, discriminantes y de cluster.

Una primera ronda de conversaciones con un grupo de expertos llevó a depurar la constelación inicial de variables, dejando tan sólo 14, reunidas en cuatro variadas, a saber: climática, física, biótica e hidrológica (tabla 2).

Tabla 2. Variables iniciales y variables finales del proceso metodológico.

<i>VARIADAS</i>					
<i>Variables</i>	<i>Subsuelo</i>	<i>Clima</i>	<i>Coberturas</i>	<i>Hidrológica</i>	
	Pendiente	Precipitación	Bosques naturales	Coeficiente de rugosidad	
	Formaciones superficiales	Evapotranspiración	Plantaciones	Clases hidrológicas	
	Material parental	Temperatura	Pastos	Orden de la cuenca	
			Cultivos	Tiempo de concentración	

↓

<i>VARIABLES</i>					
<i>Hidrológica</i>				<i>Subsuelo</i>	<i>Coberturas</i>
Orden de cuenca	Pendiente	Clases hidrológicas	Tiempo de concentración	Formaciones superficiales	Coeficiente de rugosidad

En reuniones posteriores con el mismo grupo de expertos se llegó a la conclusión del efecto de colinealidad que podrían presentar algunas de las variables. Por ejemplo, coberturas vegetales y coeficiente de rugosidad presentaban funciones similares, lo que nos llevó a deducir que resultaba pertinente excluir alguna de las dos, como se explicará más adelante.

Como resultado de las diferentes opciones, y después de una nueva consulta con los expertos, se decidió construir el modelo con 6 variables, independiente de los componentes tal y como aparece en la tabla anterior y que para este propósito fueron:

12.4.2.1 Orden de cuenca

El orden de la cuenca se refiere al grado con que el agua que escurre sub-superficialmente encuentra un drenaje; así, serán drenajes: de orden 1, cuando se ha formado al menos 1 drenaje de escorrentía; de orden 2, cuando se unen (por lo menos) dos drenajes de orden 1; de orden 3, cuando se encuentran (por lo menos) dos drenajes de orden 2; y así, sucesivamente, hasta el cierre de la cuenca o donde sea éste el punto de interés (tabla 3). En la figura 1 se aprecia el mapa de especialización de orden de cuenca.

Para el índice de valor de importancia, IVI, serán más importantes las zonas donde se formen drenajes de orden 1, luego de orden 2, y así sucesivamente.

Tabla 3. Orden de cuenca

<i>Orden de cuenca</i>	<i>Calificación</i>
Orden cero	7
Orden uno	6
Orden dos	5
Orden tres	4
Orden cuatro	3
Orden cinco	2
Orden seis	1

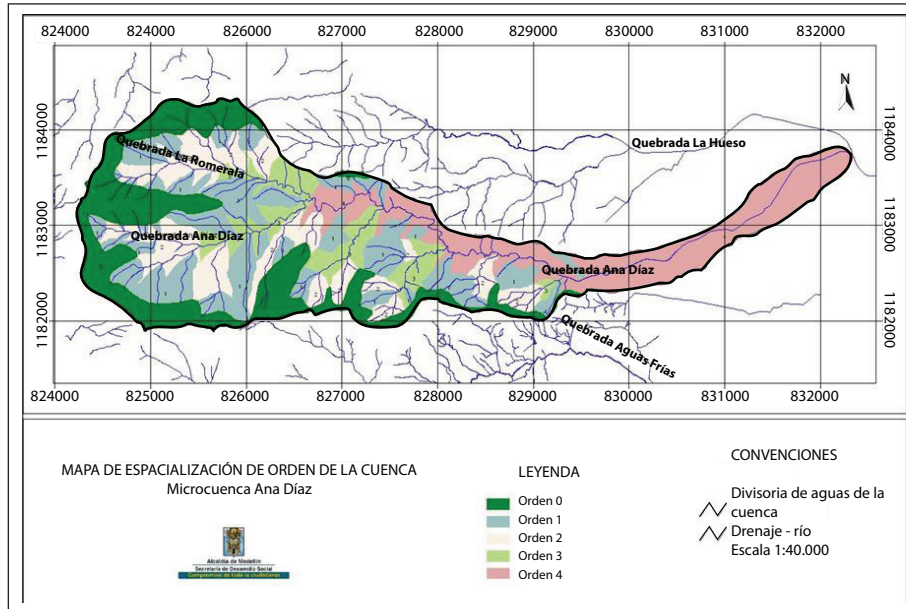


Figura 1. Mapa de especialización de orden de cuenca

12.4.2.2 Pendiente

Esta variable da la idea general del comportamiento del agua, una vez llega al suelo, convirtiéndose en la principal reguladora del grado de infiltración: a mayor pendiente, mayor probabilidad de que el agua se escurra; a menor pendiente, mayor probabilidad de infiltración del agua. Su importancia radica en que las áreas de baja pendiente en las franjas altas de la cuenca operan como zona de recarga de agua (tabla 4 y figura 2).

Tabla 4. Rangos de pendiente

Categoría	Rango (grados)	Calificación
Baja	0-7	5
Media baja	8-15	4
Media	16-30	3
Alta	31-45	2
Muy Alta	> 45	1

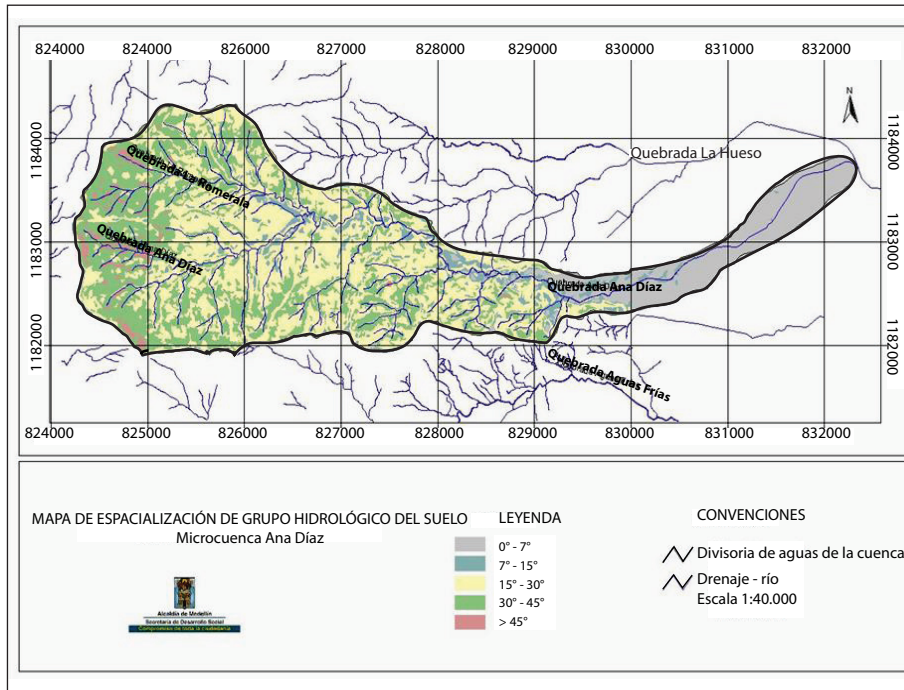


Figura 2. Mapa de pendientes

La pendiente es el principal factor para la elaboración del mapa geomorfológico; se analizarán entonces las características de forma que también tienen importancia al momento de analizar el grado de escurrimiento y/o infiltración del agua (tabla 4).

12.4.2.3 Coeficiente de rugosidad

Se corresponde con la curva número de la USDA, y relaciona pendientes con tipos de superficies. Esta curva le asigna los valores más altos a los suelos más impermeables (arcillas) o a los suelos desnudos, donde el flujo superficial no se ve interrumpido en lo absoluto y presenta una menor infiltración. Cuando el caso es opuesto, le asigna valores más bajos relacionados con superficies franco-arenosas que favorecen la infiltración.

En virtud de su estrecha relación con las coberturas vegetales y en función de su mejor capacidad explicativa, es asumida por el modelo.

Así, a modo de ejemplo, se muestran en la tabla 5 los coeficientes de descarga para tres tipos de superficies y diferentes grados de pendiente, posteriormente se aplica el coeficiente de rugosidad (figura 3) y la calificación usada por el modelo.

Tabla 5. Coeficientes de descarga (fuente: Lyle 1987) y de rugosidad.

<i>Tipo de cobertura del suelo</i>	<i>Texturas del suelo e inclinación de la vertiente (Porcentaje)</i>		
	<i>Arenosa</i>	<i>Limosa</i>	<i>Arcillosa</i>
	<i>0-5 5-10 10-30</i>	<i>0-5 5-10 10-30</i>	<i>0-5 5-10 10-30</i>
Bosque	0,10 0,20 0,30	0,30 0,40 0,50	0,30 0,40 0,50
Pasto	0,10 0,20 0,30	0,30 0,40 0,50	0,30 0,40 0,50
Superficie expuesta / cualitativa	0,30 0,40 0,50	0,50 0,60 0,70	0,50 0,60 0,70

<i>Coefficiente de rugosidad</i>	<i>Calificación</i>
0,10 – 0,19	8
0,19 – 0,28	7
0,28 – 0,37	6
0,37 – 0,46	5
0,46 – 0,55	4
0,55 – 0,64	3
0,64 – 0,73	2
0,73 – 0,82	1

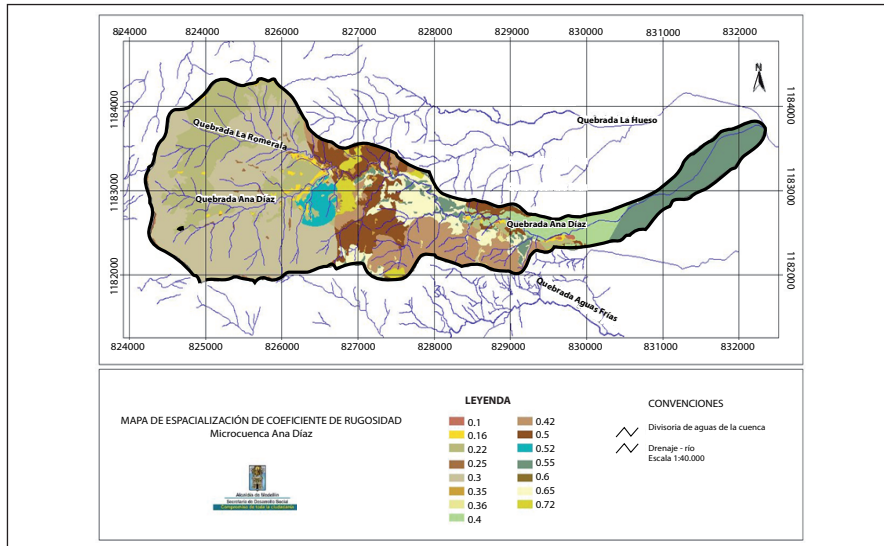


Figura 3. Mapa de especialización de coeficiente de rugosidad

12.4.2.4 Grupo hidrológico del suelo

Este parámetro está directamente relacionado con el tipo de infiltración del suelo. Los factores más importantes que afectan esta propiedad del suelo son descritos por Jaramillo (2002):

- El contenido de humedad que presente el suelo al momento de hacer la evaluación: a mayor contenido de humedad, menor será la velocidad de infiltración.
- El tipo de poros: si en el suelo predominan los poros finos, la infiltración será baja; este tipo de poros puede estar relacionado con texturas finas y/o poco desarrollo estructural, así como con problemas de compactación.
- La homogeneidad del perfil del suelo: en suelos de perfil homogéneo se presenta una alta continuidad en el espacio poroso, la cual facilita el movimiento del agua y su infiltración; cuando hay contrastes texturales y estructurales en el interior del suelo, éstos pueden generar interrupciones en los poros, o reducciones drásticas en el tamaño de ellos que desaceleran el flujo del agua y la infiltración.

- El tiempo que dure el suministro de agua al suelo, sea por riego o por lluvia.

En la tabla 5 y en la figura 4 se presentan los grupos hidrológicos del suelo según el tipo y textura, con su respectiva calificación.

Tabla 6. Grupo hidrológico suelo según texturas

<i>Tipo de Suelo</i>	<i>Textura del suelo</i>	<i>Calificación</i>
Tipo A	Arenas con poco limo y arcilla: suelos muy permeables	2
Tipo B	Arenas finas y limos	4
Tipo C	Arenas muy finas, limos suelos con alto contenido de arcillas	3
Tipo D	Arcillas en grandes cantidades: suelos poco profundos son subhorizontes de roca sana: suelos muy impermeables.	1

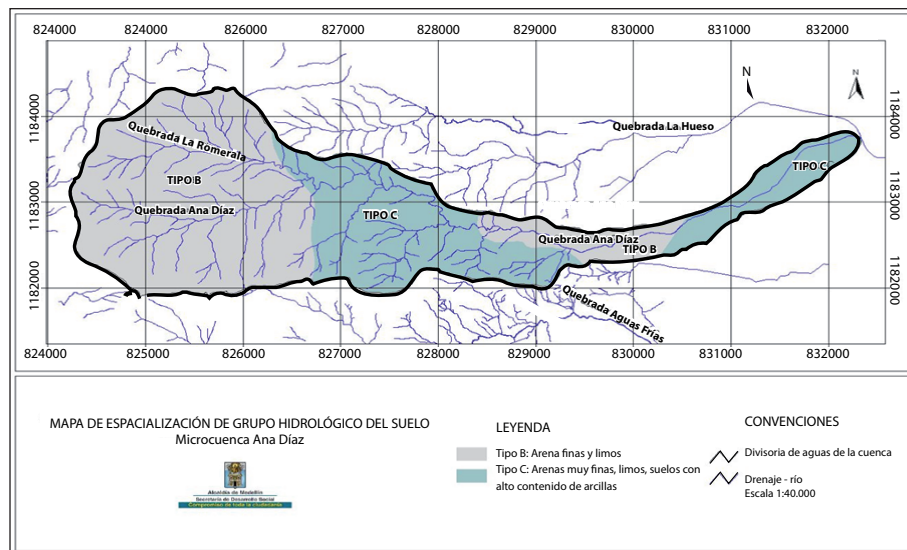


Figura 4. Mapa de especialización de grupo hidrológico del suelo

12.4.2.5 Formaciones superficiales

Esta expresión cartográfica proveerá el primer acercamiento al modelo desde el punto de vista superficial, que consecutivamente se integrará con el sustrato en donde se analizarán las formaciones superficiales y la unidad litológica que, de acuerdo con su composición y grado de fracturamiento, proporcionarán información sobre el movimiento del agua.

Las unidades superficiales son todos los materiales que constituyen la superficie de un terreno. Pueden ser de origen natural (litológicos) o antrópico (llenos artificiales), encontrarse in situ o haber sido movilizados por causa del agua, la gravedad o el viento (tabla 7 y figura 5).

Tabla 7. Unidades superficiales

Saprolito de rocas	Arenoso	Poco fracturado
		Medianamente fracturado
		Fuertemente fracturado
	Limo arenosos	Poco fracturado
		Medianamente fracturado
		Fuertemente fracturado
	Limo arcillosos	Poco fracturado
		Medianamente fracturado
		Poco fracturado
	Arcillosos	Poco fracturado
		Medianamente fracturado
		Poco fracturado
Depósitos de vertiente		
Depósitos aluviales		
Cenizas volcánicas		
Llenos antrópicos		



<i>Formaciones superficiales</i>	<i>Calificación</i>
Saprolito espeso del stock de Altavista	9
Saprolito espeso del stock de Ovejas	9
Saprolito moderado del stock de Altavista	8
Saprolito moderado de Gabro	7
Saprolito de depósito aluvial	6
Saprolito de depósito torrencial	6
Saprolito de flujo de escombros	5
Saprolito de flujos de tierra y escombros	5
Saprolito delgado de basalto	4
Saprolito moderado de basalto	3
Saprolito delgado de esquisto	3
Saprolito delgado de anfibolita	2
Saprolito delgado de dunita	2
Saprolito moderado de anfibolita	2
Saprolito moderado de dunita	1

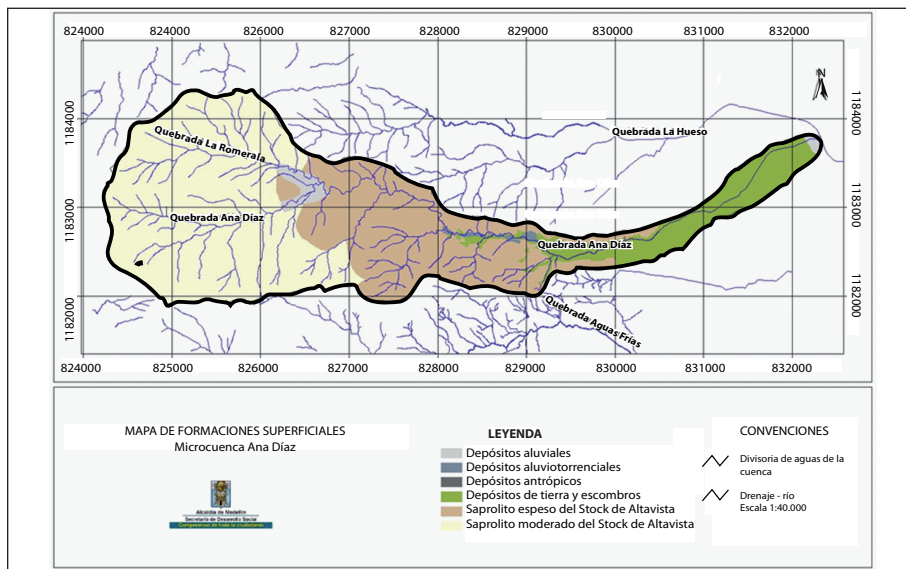


Figura 5. Mapa de formaciones superficiales

12.4.2.6 Tiempo de concentración

Es el tiempo que demora en viajar una gota de agua desde el punto más alejado de la cuenca hasta la salida o punto de análisis. Para Antioquia, Smith y Vélez (1997) proponen una aproximación por el método de regionalización para la zona 2 (Medellín, Rionegro) que cubre también el suroeste antioqueño para el tiempo de concentración con la fórmula siguiente:

$$T_c = 8.15717 * (A^{0.316}) * S_o - 0.17 * S - 0.55$$

El valor obtenido se comparará con otras expresiones utilizadas frecuentemente. En particular se proponen las desarrolladas para Antioquia por Zuluaga (1981):

$$T_c = 0.718 \left(\frac{L}{S_o^{0.255}} \right)^{0.648} \quad T_c = 1.169 \left(\frac{A}{S_o^{0.238}} \right)^{0.365}$$
$$T_c = 0.658 \left(\frac{L}{S_o^{0.25}} \right)^{0.671} \quad T_c = 1.16 \left(\frac{A}{S_o^{0.25}} \right)^{0.362}$$

Donde:

T_c , tiempo de concentración en horas.

A, área de la cuenca en km².

L, longitud del drenaje principal en km.

S, pendiente promedio de la cuenca%.

S_o , pendiente del cauce principal en m/m o %.

La figura 6, así como la tabla 8, muestran los tiempos de concentración en minutos, con una calificación menor cuando el tiempo de concentración es mayor.

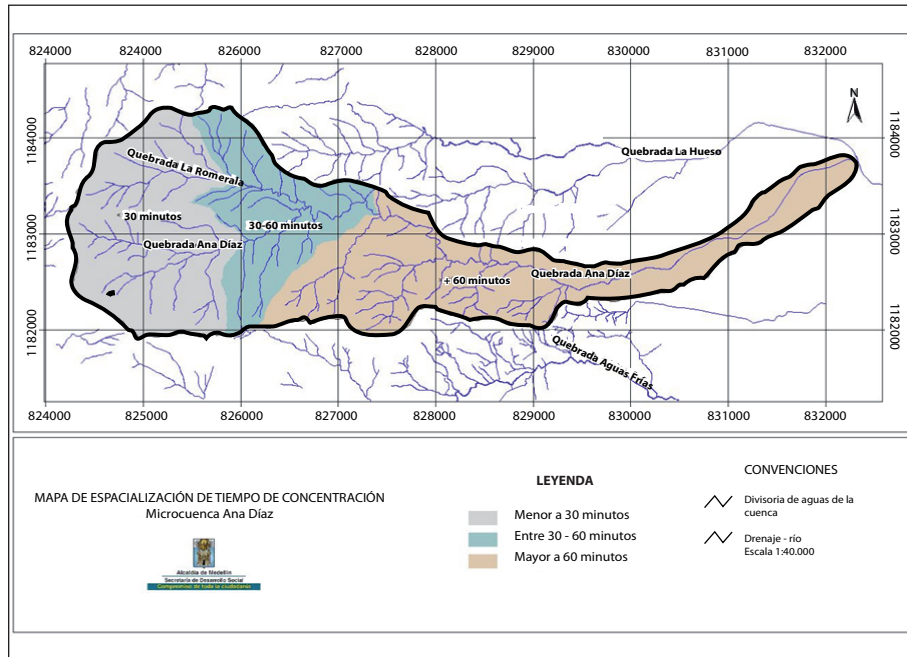


Figura 6. Mapa de especialización de tiempos de concentración

Tabla 8. Tiempos de concentración.

<i>Tiempo de concentración</i>	<i>Calificación real</i>
Menor a 30 minutos	3
30 – 60 minutos	2
Mayor a 60 minutos	1

12.4.3 El Índice de valor de importancia estandarizado –IVIE–

Definiremos el índice como un número adimensional que compara la situación de algún componente del ecosistema con un valor base utilizado como referencia o con otro componente (Nuevo Espasa Ilustrado, 2004).

El índice es también una agregación de estadísticas y/o indicadores, los cuales resumen a menudo una gran cantidad de información relacionada, usando algún procedimiento sistemático de ponderación, escala y agregado de variables múltiples en un único resumen. En este sentido, un índice ambiental es una categorización numérica o descriptiva de una gran cantidad de información ambiental, con el propósito de simplificar tales datos, y hacer más fácil la labor de decisión ambiental.

Los índices proporcionan una imagen sinóptica del medio o del grado de sustentabilidad. Resultan de valores derivados de la transformación de indicadores observados o predichos; también se consideran los índices como complejas transformaciones matemáticas de series de indicadores, en los cuales los indicadores individuales son ponderados de acuerdo con su importancia en el sistema ambiental evaluado. La información contenida en los indicadores se puede resumir, de forma simplificada, en unos pocos índices (Salazar et al. 1999).

Márquez (1996) menciona una serie de esfuerzos metodológicos que buscan paliar la insuficiencia económica en la inversión ambiental y que se concentran en definir–priorizar áreas de importancia para la conservación de tales servicios ecosistémicos. Los hotspots (Meyers 1988), las áreas de interés crítico (Sisk 1994), las áreas geográficas de máxima prioridad (Dinnerstein 1995) son algunos ejemplos citados por el anterior autor.

Para Lajones y Lema (2002), no son desconocidos los esfuerzos por tratar de cuantificar la información encontrada en diversas disciplinas como la etnobotánica. Los mismos autores mencionan a Kvist, (1995), quien intentó la estimación de valores de uso e importancia relativa de árboles y bosques inundables de la Amazonia para los habitantes locales, y a Philips y Gentry, (1993a) con la propuesta estadística de una nueva técnica

cuantitativa para la evaluación de plantas útiles en Tambopata, Perú, y con inferencias estadísticas en etnobotánica cuantitativa (Philips y Gentry, 1993b).

Por ejemplo, los cálculos de la significación cultural de las plantas indígenas de los indios Paiute y Shoshone en los montes Yucca, con base en los métodos de Turner, así como las modificaciones a estos, a través de puntajes absolutos y puntajes relativos para lograr un índice de significación cultural, con el fin de estudiar los impactos ambientales que provocan las obras y proyectos del desarrollismo que penetran los territorios indígenas, como los logrados por (Lajones y Lema, 1999) que alcanzan, en una base objetiva, calificar la importancia relativa de las plantas en dos comunidades de la provincia de Esmeraldas en Ecuador, son dos ejemplos significativamente importantes en la implementación de procesos (artilugios) estadísticos que ayuden a resolver el problema.

Es posible que la aplicación más reciente y cercana de un ejercicio de naturaleza similar se halle en la construcción del índice de valor de importancia propuesto por Lema (2002) para la determinación de la calidad de los sistemas de producción que integran las unidades de manejo de cuenca (UMC) de la Corporación Autónoma Regional del Valle del Cauca, que pretendió, sobre una base estandarizada, reflejar los distintos aportes que hacen los componentes que los constituyen.

Una de las principales dificultades de abordar variables cualitativas es la analítica, obstáculo que aumenta si estas se agrupan y se suponen o asumen correlacionables. Existen propuestas simples, como algunos de los procedimientos de la estadística multivariada que de cierta manera serán adaptadas de acuerdo con el tipo de información que se obtenga, y complementadas por los análisis de clusters, admitidos aquí como dispositivos de apoyo de los resultados logrados.

Para sortear esto se propone un índice de valor de importancia estandarizado para calificar predios asociados a las microcuencas que surten acueductos veredales (IVIE). Con este índice se propone calificar cada componente (variable o atributo) a través de una expresión matemática que recoge las variables (o atributos) que demuestren tener mayor incidencia en el flujo normal del servicio ambiental objeto de análisis, en nuestro caso, regulación hídrica y provisión de agua, de tal modo que el índice señale el valor de importancia del servicio ambiental, conservando para todos los mismos criterios de calificación, con el supuesto de una base muestral con deficiencias de información, ya que los datos no provienen de parcelas estadísticas “ex profeso”, sino de eventos aleatorios proporcionados por la posibilidad de unos estudios de caso, unos recorridos de contextualización y unos talleres no aleatorizados (mirar otras fuentes de datos).

Los elementos del IVIE adquieren el carácter de variable cuantitativa, superando las limitaciones de las variables nominales que a lo sumo admiten relaciones de orden, pudiendo acudir entonces a pruebas sólidas de calificación e inferencias como los análisis de correspondencia y de componentes principales.

Para lo anterior se supondrá la confiabilidad de la información recibida y que el marco muestral de las comunidades que residen en la cuenca ostente el criterio para dar su versión sobre el fenómeno objeto de averiguación.

Una vez determinadas las variables, definimos el orden de jerarquía en función de lo que cada una le aportaba en importancia al fenómeno en cuestión. Con esta premisa como bitácora de navegación se determinaron los resultados que se presentan en la tabla 9.

Un primer análisis muestra que el grupo hidrológico de suelos ocupa un cuarto puesto en valor de importancia, por lo menos para

Tabla 9. Calificación de las variables y orden de jerarquía.

<i>Atributo</i>	<i>G1</i>	<i>G2</i>	<i>G3</i>	<i>G4</i>	<i>G5</i>	<i>G6</i>	<i>Certidumbre</i>	<i>Importancia</i>
Pendiente	5	1	1	2	6	5	33%	5
Formación superficial	2	2	2	5	5	4	50%	2
Grupo hidrológico de suelos	3	3	3	4	3	3	83%	3
Orden de cuenca	6	6	6	3	1	6	67%	6
Tiempo concentración	1	5	5	1	2	1	50%	1
Coefficiente de rugosidad	4	4	4	6	4	2	67%	4

5/6 de los individuos participantes; tanto el orden de la cuenca como el coeficiente de rugosidad señalan un primer y tercer lugar de importancia para 4/6 partes del grupo participante; formaciones superficiales y tiempo de concentración aparecen en los puestos quinto y sexto, respectivamente. Finalmente, la pendiente la califican o muy importante o poco importante, señalando una fuerte contradicción entre el grupo.

Lo anterior sugiere una segunda vuelta sólo para calificar la pendiente y en virtud de la poca certidumbre peritiana que ofrece. Las demás variables ofrecen un aceptable nivel de certidumbre, a excepción de aquellas que muestran un 50% pero que se localizan en los dos últimos lugares, lo cual amplía la tolerancia.

Surtida esta dificultad, se procedió a construir el modelo en virtud de las anteriores aclaraciones con la información espacial digitalizada y las tablas relacionadas. Una vez decididas las ponderaciones, y a través del álgebra de mapas, se determinaron espacialmente los polígonos según su importancia, concluyendo con esto un primer momento señalado de manera amplia en la parte inicial de este artículo.

Este índice reflejará, con las limitaciones de información anotadas, de acuerdo con todas las variables obtenidas y observadas en campo, la posición representativa de un predio desde el punto de vista de la conservación (o mantenimiento) de una corriente de agua superficial y su servicio ambiental asociado, y pretende ser un ordenador de la importancia de estos en el mantenimiento del recurso hídrico.

Como se trata de una estadística tendencial, en que todas las variables apuntan hacia el máximo o mínimo de un valor indagado, un análisis de cluster al final permitirá un agrupamiento objetivo y un indicador del ordenamiento de las variables buscadas en la forma más lógica posible (tabla 10).

Tabla 10. Cálculo del índice de valor de importancia (IVI)

<i>A</i>	<i>B</i>	<i>C</i>	<i>D</i>	<i>E</i>	<i>F</i>	<i>G</i>	<i>H</i>
<i>Área</i>	<i>Cal</i>	5	1	3	2	4	6
	<i>Cuenca</i>	<i>Fscal</i>	<i>Ordcal</i>	<i>Rugcal</i>	<i>Pencal</i>	<i>Suecal</i>	<i>Tccal</i>
4502,63386	1	7	1	1	1	1	1
1558,72266	1	7	1	2	2	1	1
76,5664828	1	7	1	3	3	1	1
= (\$C\$1 * C3) / 21							
Ivirfs	Iviro	Ivirr	Ivirp	Ivirs	ivirtc	IVITO 1.356	
1.6667	0.0476	0.1429	0.0952	0.2857	0.1905		

12.4.4 Hacia la construcción de un modelo matemático

En el argot de los planificadores, y aun de quienes no lo somos, hace carrera el uso de técnicas de valoración de la marca ambiental, ella como una de las memorias necesarias en la construcción social del territorio, la cual también es posible, mediante el empleo de expresiones matemáticas que sugieran condiciones y particularidades de su evolución y desarrollo.

La formulación de dicha expresión matemática consultó el medio social y geográfico, adaptó unas técnicas e incorporó unos criterios, tanto de confiabilidad como de aplicabilidad en nuestros entornos. Es importante mencionar que las técnicas aludidas se refieren a las de la estadística multivariada, que son técnicas de ordenación de variables diferentes a las técnicas de la estadística paramétrica sometida a la probabilidad.

Cualesquiera que sean los criterios metodológicos definidos en esta técnica deben, en principio, eliminar parcialmente el nivel de subjetividad, recurriendo a consensos en la determinación de las variables por un grupo de expertos.

Posteriormente el uso de herramientas estadísticas (componentes principales y los análisis de clusters) señalan el grado de acierto (equivocación, innecesariedad o simultaneidad) en el empleo de las variables o atributos. Igualmente, su flexibilidad deberá permitir, en caso obligatorio, el ingreso posterior de información.

Refinamientos ulteriores mostraron el grado de agregación y jerarquía de las variables usadas, exponiendo la adecuada interpretación grupal del consejo de expertos. Finalmente, deberá proporcionar un manejo estadístico adecuado.

En cuanto a la determinación de las variables, éstas inicialmente se precisaron por el grado de incidencia en el recurso, después se ordenaron por su valor de importancia y se clasificaron posteriormente por rangos escalares. Es decir, se le da más peso a unas variables que a otras, y dentro de estas se le da más peso a unas condiciones que a otras. Por ejemplo, tuvo más peso el orden de cuenca que la pendiente, y dentro de esta fueron más importantes las bajas que las altas pendientes. Así, los valores obtenidos se relativizan o estandarizan sometiéndose posteriormente a un análisis de componentes principales (ACP).

ElACP mide el nivel de explicación alcanzado por las dimensiones consideradas, a través de la explicación de matriz de varianzas covarianzas de acuerdo con el valor propio de dicha matriz, conocido como *eigenvalue* (λ). Además, se resalta que un componente principal es una combinación lineal de todas las variables sometidas, por lo cual lleva un alto contenido de información.

Con los resultados obtenidos por cuenca después de este tratamiento estadístico, se determinan los criterios de decisión acerca del número de componentes principales a considerar de acuerdo con los valores alcanzado por el *eigenvalue* (λ).

Determinación de los componentes principales (CP)

Tabla 11. Componentes Principales

	<i>Componente 1</i>	<i>Componente 2</i>	<i>Componente 3</i>
<i>F_s</i>	0.990606	0.109635	0.0697065
<i>O_c</i>	0.00176135	0.0844862	0.000232073
<i>C_r</i>	-0.11603	0.615049	0.740384
<i>P_{end}</i>	0.0124231	-0.000315205	0.150877
<i>G_{hs}</i>	-0.0313996	0.744763	-0.646015
<i>T_c</i>	-0.0639829	0.218825	0.082903

Determinados los CP (Tabla 11) se procede a establecer los algoritmos matemáticos que para este ejercicio y para estas microcuencas exhibieron la siguiente expresión:

$$CP1 = F_s * 0.990606 * O_c * 0.001761 - P * 0.116030 \\ + C_r * 0.012423 - G_s * 0.031399 - 0.063982$$

$$CP2 = F_s * 0.109634 * O_c * 0.084486 * P * 0.615049 \\ - C_r * 0.000315 * G_s * 0.744763 * T_c * 0.218825$$

Esta expresión fue ponderada para ser incorporada después al sistema de información geográfica SIG, y mediante la técnica del álgebra de mapas la cual solo se aplica al índice de valor de importancia total IVITO que no es más que la sumatoria de todos los IVIR por dato y por variable.

Digamos que de esta manera se obtiene la primera espacialización de las áreas de importancia estratégica que, en esencia, son generadas por defecto por el SIG, y cuya característica principal es que son rangos de igual amplitud lo que diluye enormemente el primer esfuerzo metodológico (figura 7).

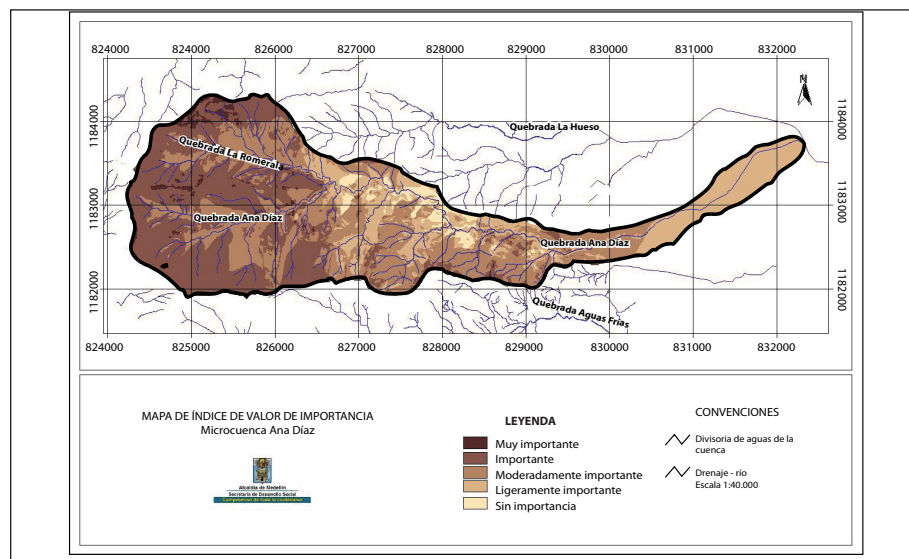


Figura 7. Mapa de índice de valor de importancia

Lo anterior nos obligó a pensar en un análisis de clusters (racimos) (figura 8), el cual señala la distancia, tanto entre elementos como entre grupos, maximizando la verosimilitud en cada nivel o jerarquía, tratándose entonces de una estrategia multivariada para lograr particiones de una colección de objetos (Lema 2002). Este análisis tuvo las siguientes características:

- Se realizó por micro-cuenca de acuerdo con la distancia euclidiana y con el Método del centroide.
- Se implementó para el índice de valor de importancia total IVITO, y el primero y segundo componente principal CP1 y CP2.

El cálculo de los promedios y los intervalos de confianza se corrió para 5 categorías con base en estrategias de fusión mediante los métodos Ward's, K-means, Mediana, Promedio de grupos y Vecino lejano, como un mecanismo para construir una base muestral estadística.

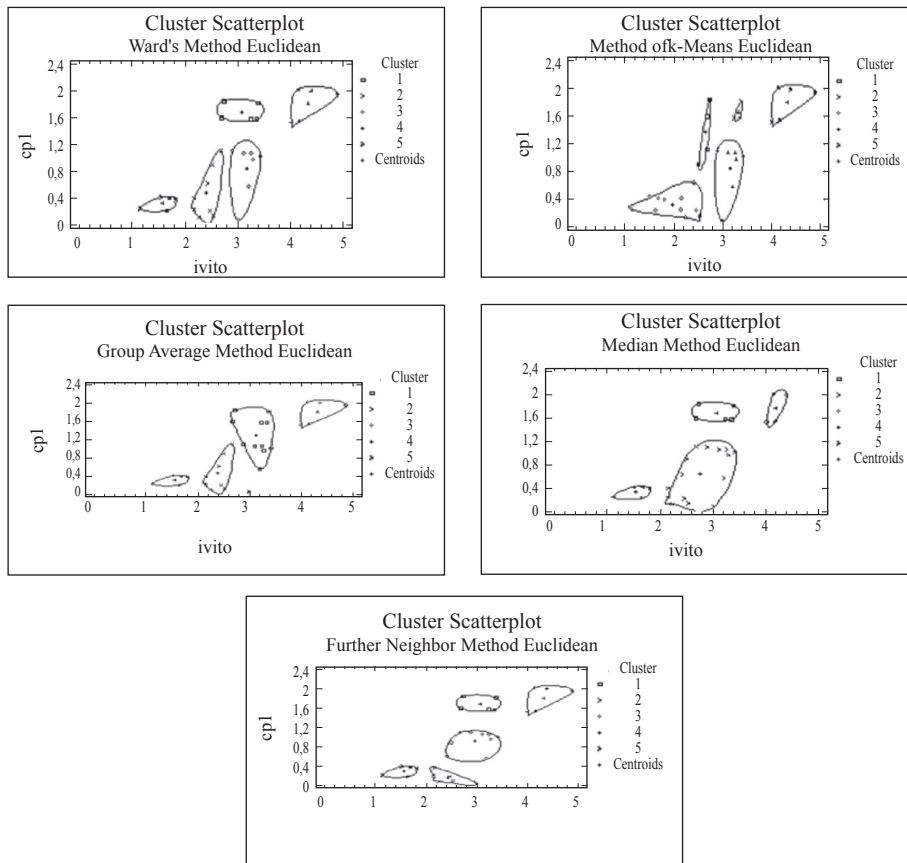


Figura 8. Análisis de Clusters

El resultado final garantiza entonces unos agrupamientos más consecuentes, tanto estadística como espacialmente, lo que permitió redelimitar los rangos y generar una última representación cartográfica.

En el ANEXO A se presenta la síntesis de la estructura metodológica y la síntesis del procedimiento.

12.5 LOS RESULTADOS DEL MODELO

12.5.1 Componentes principales (CP)

Las combinaciones lineales de todas las variables consideradas se constituyen en el poder explicatorio del normal funcionamiento de una cuenca. En términos generales, para cada cuenca los dos primeros CP mostraron una gran representatividad para todas las variables, y el tercer CP solo para la variable *ivirord* y *ivirru*, por lo cual se prefirió dejar este tercer CP a pesar de tener un < 1

Por medio de gráficas (Biplot), se descartaron multicolinealidades excesivas y lo mismo se aprecia en las gráficas no mostradas entre CP1, y CP3, y entre CP2 y CP3.

Al explorar los biplots, se encuentra que efectivamente aparece una clasificación en orden de importancia para los polígonos, con lo cual la modelación se hará con base en los CP.

12.5.2 Análisis de cluster por cuenca

Debido al poder explicatorio de los componentes principales (ya aclarado que juntan a través de una combinación lineal a todas las variables involucradas en el proceso), se tomó a $cp1$, $cp2$, $cp3$ e $IVITO$, $IVITO = ivirfs + iviro + ivirr + ivirp + ivirs + ivrtc$, índice

de valor de importancia total calculado, el cual ya lleva todas las ponderaciones para separar con base en un análisis de cluster, 5 grupos que definirían para nosotros la importancia de cada polígono en el mapa respectivo, también por cada cuenca, de acuerdo con la distancia euclidiana por preservar la métrica de las variables, y una propuesta mejorada frente al anterior procedimiento.

Cada cuenca se sometió a diversos métodos de fusión debido a la imposibilidad de establecer con certeza cuál de ellos sería el adecuado para hacer la elección respectiva, desde el Ward que trabaja con base en la varianza mínima dentro de los grupos pero con tendencia a producir números similares de clusters, el del Centroide, preservativo del espacio muestral, hasta el del Vecino Lejano contractivo del espacio muestral pero válidos cuando se intenta explicar más la estructura de separación de los datos.

El efecto de trabajar con todas las cuencas por separado permitió generar la estructura semialeatoria para calcular los promedios, así como los respectivos intervalos de confianza para 5 categorías de importancia con base en los cp1 y cp2 y el IVITO, cuyo mayor valor reflejará la mayor importancia, pero, fundamentalmente para organizar una muestra aleatoria de grupos que permitieran componer los estadísticos adecuados para recomponer los límites de confianza entre ellos.

Se quiere resaltar que en posteriores usos del método, se encontró más acertado para simplicidad y facilidad analítica hacer las ponderaciones en orden de importancia al valor asignado, es decir, un mayor valor como representación de una mayor importancia.

12.5.3 Representación espacial de las áreas de importancia estratégica

La expresión espacial del fenómeno representado sugiere en teoría dos asuntos: el primero rompe con el clásico paradigma de

asociar espacialmente estas áreas al curso de agua ubicando escenarios geográficamente alejados, y el segundo sentencia la imposibilidad de intervenir físicamente los mismos, dadas las imposibilidades materiales de transformar las variables que intervienen en el fenómeno.

12.6 CONCLUSIONES

El empleo de las encuestas –Delphy– a expertos facilita de gran manera la determinación consensuada de las variables. Esto adquiere notable importancia en la significación adecuada de un fenómeno cualquiera.

El uso de las herramientas de la estadística multivariada y en particular los análisis de componentes principales y de clusters se constituyen en una buena oportunidad para el tratamiento de fenómenos con variables complejas.

La construcción de un índice de valor de importancia permite dotar los atributos tanto de niveles jerárquicos como de valores diferenciales según las circunstancias de sus atributos y según el criterio de los grupos técnicos que los califican. Se reconoce para este un relativo valor universal.

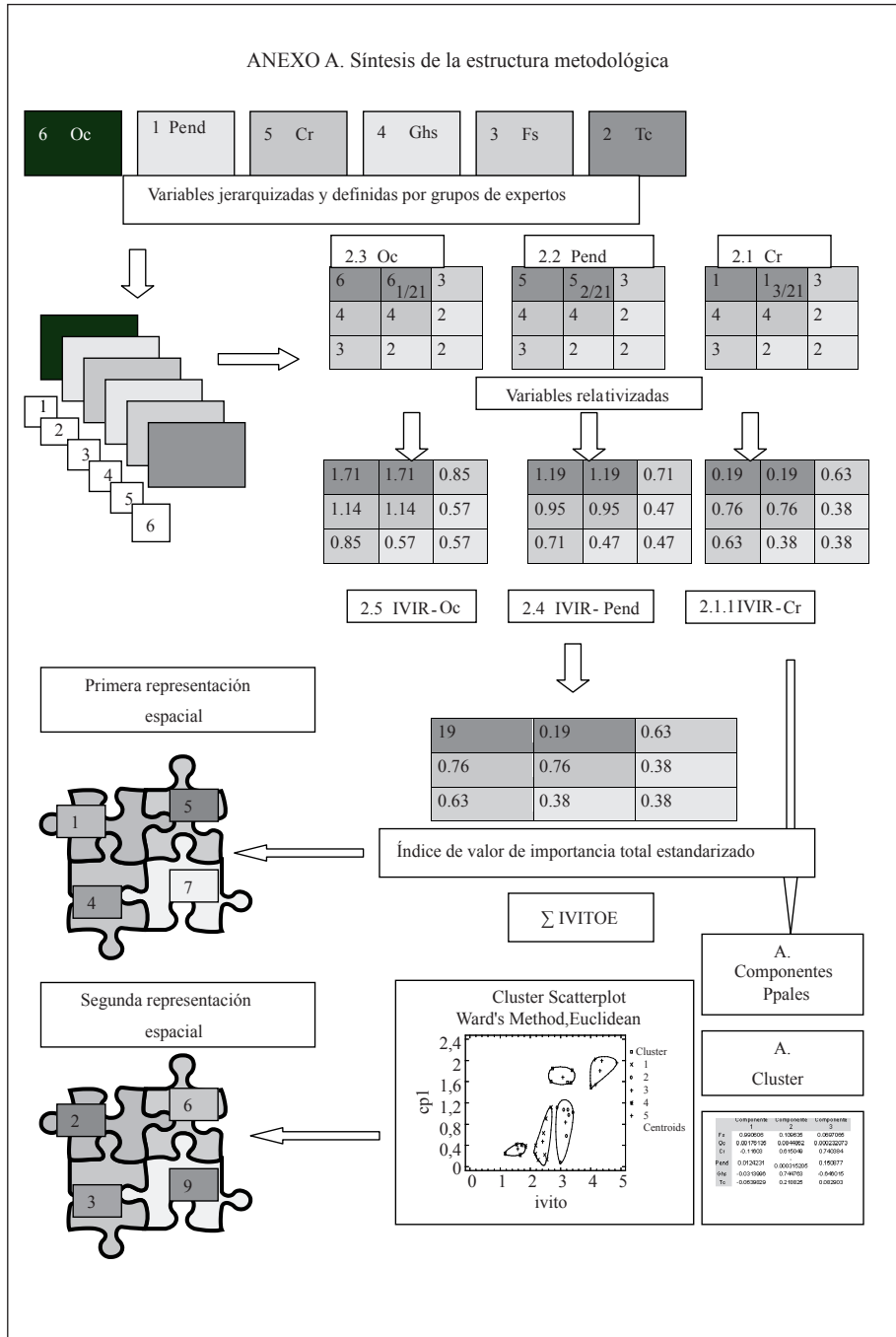
Se colige la valiosa posibilidad de expresar variables cualitativas con comportamiento de variables cuantitativas sin minimizar la importancia que la misma naturaleza les confiere.

La objetividad del método depende de las calificaciones asignadas, por lo cual se recomienda la prueba de Apertó u otra que permita medir la probabilidad de acierto.

12.7 REFERENCIAS

- AGUDELO, Luis C.; CORREA, Francisco y Joaquín HINCAPIÉ. 2000. "Identificación, caracterización y valoración económica de los servicios ambientales prestados por ecosistemas localizados en el área de influencia del Valle de Aburrá. Convenio UNAL-CORANTIOQUIA. Medellín. 117p.
- ANAYA, Alfredo y SÁNCHEZ, Mario. Editores. 2003. Ecosistemas Estratégicos del Huila. Significado ecológico y sociocultural. Universidad Surcolombiana. Colombia.
- Área metropolitana del Valle de Aburrá .Proyecto Metrópoli 2002-2020. Medellín.
- Área metropolitana del Valle de Aburrá. Plan estratégico metropolitano PEAM 2002. Medellín.
- CONSTANZA, Robert et al.(1998). The value of the world's ecosystem services and natural capital. Ecological economics 25 . USA. 1998.p 3-15.
- CORANTIOQUIA. Plan de acción trianual de corantioquia 2004-2006. Medellín.
- CORREA R, Francisco. 2001. Valoración económica de servicios ambientales en el Valle de Aburra. Semestre económico. Facultad de economía industrial. Universidad de Medellín. Medellín.157p.
- DAILY,G. 1998. What are the Ecosistem services? . Perspectives on natural services. Chapter I. Introduction.
- DALY R. H.; & ERLICH P. R. 1992. population, sustainability and the earths carrying capacity. Bioscience,42:761-771.
- LEMA, A. 2002. Elementos de estadística multivariada. Universidad Nacional de Colombia. Medellín. 428 p.
- LAJONES Y LEMA, 1999. Propuesta y evaluación de un índice de valor de importancia etnobotánica por medio del análisis de correspondencias en las comunidades de Arenales y San Salvador, Esmeraldas, Ecuador. Crónica forestal y del medio ambiente (14):57-80.

- MÁRQUEZ C, Germán. 1997. Ecosistemas estratégicos para la sociedad: bases conceptuales y metodológicas. Este artículo es una versión corregida de: Márquez, G. Ecosistemas como factores de bienestar y desarrollo. Ensayos de economía. Universidad Nacional de Colombia. Sede Medellín. Fac. Cien. Hum. Y Econom. Depto. Economía. 13. Vol. 7 : 113-141. Medellín. 23 p.
- MOONEY Y ERLICH P.R.1998. Ecosistem services. A fragmentary history. Perspectives on natural services. Chapter II.
- MUNICIPIO DE MEDELLÍN. Plan estratégico de Medellín y el área metropolitana 2015. Medellín.
- NUEVO ESPASA Ilustrado 2004. Diccionario enciclopédico. Espasa-Calpe Editorial. España. p1800
- ODUM, E. P. 1986. Fundamentos de ecología. Traducción R. E. Mata, biólogo, facultad de ciencias UNAM. Nueva editorial Interamericana. México, D. F. 422 p.
- QUIROGA, M. R. 2001. El capital natural en el desarrollo de la sustentabilidad. Diario de la sociedad civil. Santiago de Chile.
- SALAZAR, J. P. 1999. Indicadores de impacto ambiental. Video conferencia. Universidad de Caldas. Manizales. Colombia.
- TANSLEY A. G. 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms. Ecology, Vol6,#3.pag 284-307.
- WORLD RESOURCES INSTITUTE. WRI . 2002. Ecosistemas. Los recursos mundiales 2000-2001. Washington DC .USA.



Síntesis del procedimiento

1. Se definen las variables comprometidas en el fenómeno de interés a través de la encuesta delphi a expertos.
2. Se precisan las clases por variable. Ejemplo: cinco clases para suelos.
3. Se construyen los mapas temáticos por variable. Es decir, mapas de formaciones superficiales, pendientes, orden de cuenca, grupo hidrológico de suelos, coeficiente de rugosidad y tiempo de concentración.
4. Se determina el área mínima cartografiable (625 m^2) en virtud del fenómeno que se pretende representar.
5. Se sobreponen las variables. De mapas temáticos a mapa de síntesis.
6. Se genera una base de datos alfanumérica por cuenca y por variable.
7. Se reemplaza la condición cualitativa de los atributos de las variables por una condición cuantitativa de los mismos. Es decir, de variable nominal a variable ordinal. Por ejemplo, si la variable fuera formación superficial, se calificaría con 7 la condición más importante en el mantenimiento del recurso hídrico.
8. Se recompone la base de datos ordinal (sumatoria de datos de las seis cuencas) a cuya expresión por cada polígono entonces le corresponde una condición cuantificada por variable.
9. Mediante una prueba paretiana (factores de potencia) se califican el conjunto de variables según su importancia en el mantenimiento del fenómeno en cuestión. Es decir, se califican en orden de jerarquía asignándole el mayor número a la variable de mayor importancia. El resultado fue el siguiente:

Tabla 12. Atributo y su valor de importancia

<i>Atributo</i>	<i>Importancia</i>
Orden de cuenca	1
Pendiente	2
Coefficiente de rugosidad	3
Grupo hidrológico de suelos	4
Formaciones superficiales	5
Tiempo de concentración	6

10. Con el orden de importancia definido para cada variable y con el valor asignado por cada grupo temático (condición cuantificada), se calculó el índice de valor de importancia relativo (**IVIR**) para cada polígono (N número de datos por 6 variables).
11. Con el IVIR calculado se halló el índice de valor de importancia total. (**IVITO**).
12. Con el IVITO calculado se separa de nuevo por cuencas y se estandariza así:

$$\frac{\text{IVITO - Media estadística}}{\text{Desviación estándar}}$$

Con el IVITO estandarizado se genera una primera espacialización según los intervalos de igual amplitud que por defecto se generan.

13. Al conjunto de datos del paso 9, es decir, al IVIR, se le somete a la prueba estadística de componentes principales (CP) y se tomaran los que prueben tener mayor capacidad explicatoria del fenómeno.

14. Posteriormente, y luego de calculado tanto el IVITO como los componente principales (CP), se someten a un análisis de clusters con las siguientes particularidades:
 - a. Distancia euclidiana que conserva la métrica de las variables.
 - b. Al menos cinco métodos de fusión a saber: Ward's, K means, Grupo promedio, Vecino lejano y Centroide.
 - c. Cinco racimos o grupos.
 15. Determinados los rangos en el análisis de racimos, se recomponen los intervalos generados por defecto en el SIG y se produce una segunda y definitiva espacialización.
- *jghincap@unalmed.edu.co.*
 - *alema@unalmed.edu.co*

CAPÍTULO 13

LA EDUCACIÓN AMBIENTAL EN LA TRANSFORMACIÓN DE LA CULTURA

Luz Ángela Peña Marín¹

Alba Miriam Vergara Vargas²

13.1 INTRODUCCIÓN

Antes que nada es necesario aclarar que esta ponencia no se plantea desde el rigor de un proceso de investigación porque no deviene del mismo. La finalidad de la ponencia es aportar al planteamiento de una afirmación –a modo de hipótesis– que muestra la educación ambiental como una de las estrategias que pueden hacer posible la transformación de la cultura (cultura de dominación de la naturaleza como objeto), hacia una cultura basada en principios de responsabilidad y ética, que se represente la naturaleza como algo vivo, digno de respeto.

En el marco de estas intencionalidades, empezaremos por realizar una aproximación conceptual básica para indicar desde el pensamiento ambiental y sus enfoques, los criterios básicos para el abordaje que este tema tiene en la Subdirección de Cultura Ambiental de la Corporación Autónoma Regional del Centro de Antioquia (CORANTIOQUIA). También se parte de una lectura contextual de nuestro territorio, que nos da los elementos para centrar el análisis de las distintas caras de la cultura con sus representaciones, imaginarios, símbolos y

¹ Socióloga. Subdirectora de Cultura Ambiental - CORANTIOQUIA

² Educadora. Profesional Especializada - CORANTIOQUIA

sentidos, necesarios para comprenderla y, de paso, entenderla como razón –no absoluta– de las problemáticas ambientales del territorio.

Posteriormente, se indicará cuál es la apuesta metodológica que sirve de vehículo para que la educación ambiental cumpla sus propósitos y por qué ésta, en sí misma, se configura como una estrategia de investigación.

Para finalizar se mostrarán algunas experiencias que dan cuenta de las posibilidades que nos da el emprendimiento de este tipo de estrategias en la transformación de las formas de pensamiento y de los sentidos de la cultura, para poder transformar las prácticas ambientales, en aras de aportar al cumplimiento de la parte que le corresponde al hombre en ese contrato –por demás natural– que cumple cotidianamente en su relación con la naturaleza.

13.2 APROXIMACIÓN CONCEPTUAL

La cultura no es otra cosa que la expresión de la capacidad creadora (estética), connatural al hombre. “El hombre es ser cultural, por naturaleza, y la naturaleza del ser humano es ser cultural” (Noguera, et al.2003). Al ser consustancial a la naturaleza humana, la cultura es también naturaleza o, por lo menos, parte de ésta, así no lo parezca, pues el paradigma científico racional de la Modernidad aleja, separa al sujeto de ciencia, del mundo natural.

“Es innegable que el poder de abstraer los fenómenos de la naturaleza a través de la fórmula [científica], se convierte en un poder demasiado atractivo para el conocimiento de esa misma naturaleza, de la cual el yo se abstrae, la determina y la cuantifica, se sale, está por fuera, es casi su hacedor. Si el yo científico es el hacedor del mundo, no puede ser su admirador, su siervo; desaparece el asombro frente a la naturaleza, siendo ésta el origen del conocimiento científico. Desaparece el ámbito de lo sagrado, para dar paso a lo profano, a lo desacralizado” (Noguera, 2005).

Es ésta la profunda escisión que, desde el siglo XII, domina en Occidente entre la naturaleza y el hombre (la cultura), entre los sistemas naturales (ecosistemas) y los sistemas culturales.

Desde esta perspectiva, no es válido pretender reducir la crisis ambiental, de la cual es responsable toda la sociedad planetaria, a lo meramente ecológico, esto es, a una crisis que involucra tan sólo a los sistemas naturales. Por lo contrario, es una crisis que atañe tanto a la plataforma instrumental de adaptación del hombre al medio (instrumentos técnicos, simbólicos y formas de organización, o sea la cultura misma) como a la naturaleza (los ecosistemas).

En este orden de ideas, si desde la educación ambiental, se quiere transformar la cultura vigente, por una cultura ambiental, ética y responsable, es preciso definir el escenario de lo que se reconoce como ambiental, que no es otra cosa que el campo de las relaciones entre los sistemas naturales, sociales y culturales, lo cual configura lo que los investigadores del Instituto de Estudios Ambientales (IDEA) de la Universidad Nacional de Colombia, denominan el modelo de interpretación ambiental CULTURA-ECOSISTEMA. Trabajar pedagógicamente dicho modelo es el reto que ha de imponerse el sistema educativo (formal y no formal) y la sociedad en general.

Ahora bien, como ya se dijo, es la cultura una creación humana que estructura las formas de pensamiento de los sujetos y que los conduce a determinar la manera como estos se relacionan con todos los demás seres y con los elementos del entorno; es decir, la cultura son: las estéticas, el lenguaje en sus distintas formas (gestual, escrito, corporal), las creencias, las costumbres, los imaginarios, las técnicas, las formas de organización y de relación social, etc.

Por ello, es necesario centrarnos en nuestra cultura; primero, para comprenderla como causa y razón de todas las expresiones y manifestaciones, negativas o no, que encontramos en el entorno humano, social, económico, político y natural; y en segunda medida,

transformarla, en los aspectos que de ésta resultan desfavorables y que generan resultados negativos para el medio ambiente.

Según lo anterior, se considera pertinente cambiar las formas de relación con nuestro entorno, en las cuales, los seres humanos seamos reflexivos, competentes en la relación con nosotros mismos y con el “otro”, con el fin de generar la construcción de un ideal de cultura ambiental basada en el respeto, la justicia y la responsabilidad que conduzca, por añadidura, a aumentar los niveles de gestión ambiental en el territorio.

Ciertamente, la cultura se refiere a la forma como los seres humanos nos relacionamos con todo lo que nos rodea, pero para que dichas relaciones puedan construirse de manera armónica, es necesario generar estrategias educativas que propendan por un desarrollo humano, que le permita al individuo reconocerse como parte integral del ambiente, de sus problemáticas y de sus soluciones, y esté sustentado en la intención de generar en el hombre un sentido ético que lo conduzca a mantener relaciones de respeto consigo mismo, con los demás seres humanos y con su entorno natural.

Es por esto que en todo trabajo educativo ambiental que tenga el propósito de transformar la cultura ambiental, se deberán tener en cuenta los siguientes referentes conceptuales, en la perspectiva de un desarrollo humano que armonice con las particularidades ambientales (ecosistema-cultura) propias de cada territorio y que posibilite la participación en la gestión ambiental.

13.2.1 La reflexividad

Entendemos la reflexividad como la capacidad de detenerse en los elementos que integran la conciencia propia. Para ello se requiere primero tener la capacidad física (como dispositivo cognitivo-cerebral) de aprender: para pensarse, disponerse al encuentro consigo

mismo, construir conceptos y, por medio de esto, darse cuenta y discernir. Todo de acuerdo con el concepto que se tenga de sí mismo.

Para definir el autoconcepto, Honner (1998) ha definido tres aspectos centrales que, además, orientan y regulan la vida con otros, fundamentales cuando se trata de cualificar las relaciones del hombre con sus semejantes o del hombre con la naturaleza. Estos son:

La confianza en sí mismo: que supone un concepto afirmativo del valor propio, a partir del cual, el sujeto no teme poner en riesgo la estabilidad personal en el discernimiento. Cuando se afecta negativamente genera mecanismos defensivos hacia los demás, que impiden el desarrollo de la autonomía. En nuestro quehacer educativo—ambiental, este aspecto es especialmente importante, ya que regula la toma de decisiones y la identidad propia de los individuos y de los colectivos para una gestión adecuada del medio ambiente.

El amor propio: que corresponde a la dignidad personal, entendida como respeto por sí mismo, por los propios juicios y derechos.

La autoestima: reconocimiento de la propia valía en relación con los otros.

La afectación del amor propio y la autoestima pueden conducir a la reducción de la capacidad para gestionar los derechos propios y los del colectivo al que se pertenece, por la debilidad en el reconocimiento de la dignidad humana representada en sí mismo, así como también puede hacerse manifiesta en la dificultad para emprender acciones colectivas consensuadas entre sujetos, iguales en tanto son sujetos de derecho.

Así las cosas, una persona fortalecida en estas dimensiones tendrá mayor potencial para la experiencia afectiva en sus relaciones personales, para el respeto a los derechos en el plano de lo político-jurídico y

para la vivencia de la solidaridad en la vida en común; aspectos sobre los cuales, se fundamenta la participación comunitaria y ciudadana, y por la cual propendemos para el logro del desarrollo sostenible del territorio.

La reflexividad, en el marco de la vida con otros/as, afecta de manera distinta la capacidad de relacionarse adecuadamente, permitiendo la transformación de creencias, prácticas, costumbres, etc., que hacen parte de la cultura, hacia formas ambientalmente sostenibles.

13.2.2 La construcción del otro

La relación con los otros es un factor clave para la experiencia participativa. En ella se pone en juego la capacidad de sentir, entendida según Heller (1989) como la capacidad de implicarse en, o con algo. Este algo puede ser el sí mismo, otro sujeto o bien un objeto. Las diversas maneras de sentir-implicarse generarán modos diversos de actuar con otros/as en un propósito común.

La forma de ver al otro es un aspecto sobre el cual se requiere generar reflexión en el trabajo de educación ambiental, pues en éste se involucra el reconocimiento de que el otro es diferente, por lo tanto, alguien por interpretar y descubrir. Supone entonces abrirse a que el otro hable para enriquecer los conceptos y experiencia propios. Ese otro puede entonces ser mi contrario, lo que no implica que esté contra mí. Esta última construcción sería la que sustenta las relaciones de respeto, fundante también de una cultura ambiental responsable y justa, en tanto ética.

13.2.3 El discurso

El discurso es el instrumento que permite el intercambio de ideas, saberes, e iniciativas mediante el cual se organiza la acción y se construye el sentido de los proyectos colectivos. Esto sucede entre un sinnúmero de tensiones que genera la pluralidad de intereses.

En la interrelación se ponen en juego múltiples alternativas de actuación para resolver las tensiones, que van desde la violencia física, la coacción o la persuasión, hasta la argumentación razonable.

En esa medida, los procesos formativos ambientales deberán apuntar a construir el sentido y significado pertinentes, de categorías conceptuales específicas de la esfera política tales como: ambiente, participación, gobierno, democracia, Estado, violencia, acción, convivencia, paz, ciudadanía, entre otros. Lo anterior, intencionado a generar capacidad de discurso, para que el debate de los asuntos de derecho colectivos y del medio ambiente se resuelva con fundamento en argumentos que, a su vez, apoyen los procesos de desarrollo de la conciencia y la regulación de comportamientos, de interés nuestro en el plano de la gestión de los recursos naturales y del medio ambiente.

Lo anterior está sustentado en la premisa de que, indiscutiblemente, el discurso es un elemento imbricado en la cultura, porque ella lo condiciona y le da su propio sello de identidad.

Otro aspecto de vital importancia, que configura el pensamiento ambiental propio de los procesos educativo–ambientales, es la responsabilidad, la cual existe cuando se contempla al otro como sujeto y lo que lo rodea, considerando las condiciones y necesidades ajenas para negociarlas con las necesidades propias, de tal manera que deriven en decisiones justas para las dos partes, en un marco de respeto. Se asume el acuerdo de manera autónoma, acogiendo los compromisos que de él se derivan, los cuales se ajustan permanentemente según las circunstancias.

13.2.4 La autonomía y la participación

Para Kant³, la libertad, se encontraba en la autonomía. En el primer párrafo de su obra *¿Qué es Ilustración?* lo expone de manera sucinta:

³ En www.wikipedia.org/wiki/autonomía

“La Ilustración es la salida del hombre de su minoría de edad. Él mismo es culpable de ella. La minoría de edad estriba en la incapacidad de servirse del propio entendimiento, sin la dirección de otro. Uno mismo es culpable de esta minoría de edad cuando la causa de ella no yace en un defecto del entendimiento, sino en la falta de decisión y ánimo para servirse con independencia de él, sin la conducción de otro. ¡*Sapere aude!* ¡Ten valor de servirte de tu propio entendimiento! He aquí la divisa de la ilustración”.

En este párrafo sentaba las bases del moderno concepto de autonomía, entendida como una dimensión de la razón que facilita al ser humano la posibilidad de pensar y actuar en consideración con los propios argumentos, con independencia de figuras de autoridad externas y, por tanto, de darse normas a sí mismo sin controles o ayudas. La autonomía se alcanza desde la voluntad de querer poseerla, y permite al ser humano librarse de la carga de la autoridad.

Jean Piaget⁴, estudió el desarrollo cognitivo de los niños analizándolos durante sus juegos y mediante entrevistas, estableciendo, entre otros principios, que el proceso de maduración moral de los niños se produce en dos fases, la primera de heteronomía y la segunda de autonomía:

“Razonamiento heterónomo: Las reglas son objetivas e invariables. Deben cumplirse literalmente porque la autoridad lo ordena y no caben excepciones ni discusiones. La base de la norma es la autoridad superior (padres, adultos, el Estado), que no ha de dar razón de las normas impuestas ni ha de cumplirlas en todo caso. Existe una tendencia demostrada a las sanciones expiatorias y a identificar el error como una falta, así como a la búsqueda indiscriminada de un culpable (pues una falta no puede quedar sin castigo), de manera que es admisible el castigo del grupo si el culpable no aparece. Además, las circunstancias pueden llegar a castigar al culpable.

Razonamiento autónomo: Las reglas son producto de un acuerdo y, por tanto, son modificables. Se pueden someter a interpretación y caben

4 *idem*

excepciones y objeciones. La base de la norma es la propia aceptación, y su sentido ha de ser explicado. Las sanciones han de ser proporcionales a la falta, asumiéndose que en ocasiones las ofensas pueden quedar impunes, de manera que el castigo colectivo es inadmisibile si no se encuentra al culpable. Las circunstancias no pueden castigar a un culpable. El tránsito de un razonamiento a otro se produce durante la pubertad”.

El propósito esencial de la educación ambiental es la movilización de los individuos y los colectivos a participar en la gestión de sus propios desarrollos, entendida la participación como proceso pedagógico de formación permanente de ciudadanos, encaminado a generar autonomía social, que se traduzca en una disposición cada vez mayor e interés de las comunidades y los grupos sociales por conocer sus propias realidades y las de otros, y por tomar las decisiones que conduzcan a la transformación cualitativa de dichas realidades, mediante la resignificación de sentidos que conduzcan al mejoramiento de las prácticas y las relaciones con el entorno.

La autonomía como la capacidad que tiene el individuo de dirigir su propio destino, identificar sus propias necesidades e intereses, como motivación para tomar decisiones de manera consciente, justa y responsable en lo individual y colectivo permite su bienestar personal y el de la comunidad. Sólo mediante la generación de comunidades autónomas se espera que un proceso sea sostenible, pues las personas encuentran “razones para cambiar” una práctica o un pensamiento y esto los lleva a la autorregulación (no requieren una norma externa que los regule) y a un sentido de apropiación de las buenas prácticas como interés propio.

En ese sentido, el trabajo educativo permitirá reconocer, recuperar y/o fortalecer la identidad de los individuos y promover la deconstrucción de falsas identidades en los colectivos, que permita mantener el sentido de pertenencia por el territorio, la valoración de las tradiciones, las costumbres, la historia y el patrimonio natural, entre otros.

13.2.5 La educación ambiental y el desarrollo humano

Consecuente con los referentes conceptuales antes enunciados, un proceso educativo ambiental, en la perspectiva del desarrollo humano, conlleva el tratamiento del individuo en las esferas de *ser, el saber, el saber estar con otros y el saber hacer en contexto*:

El ser: Comprende el desarrollo del ser humano en las siguientes competencias:

- La adquisición de un autoconcepto adecuado
- El desarrollo de la capacidad de reflexión
- El fortalecimiento de la autonomía

El saber estar con otros: en esta esfera del desarrollo del ser humano se incluyen elementos que permitan las relaciones de cohesión comunitaria, la convivencia, la tolerancia, el desarrollo del sentido de lo colectivo (construcción de comunidad como un ente con objetivos comunes y trabajo conjunto) y el ejercicio de la ciudadanía en el trabajo participativo, para el adecuado logro de los objetivos comunes. En esto se deberán fortalecer las siguientes competencias:

- La comunicación como el elemento básico que le permita a los individuos interactuar y construir tejido social. Mediante la comunicación oportuna, libre, clara e intencionada, es posible llegar a acuerdos, entender la diferencia, conciliar conflictos, alcanzar metas y objetivos comunes que nos permitan desarrollar los procesos educativos de manera coherente.

Si considerando que las organizaciones son redes conversacionales, el punto de partida para garantizar el trabajo en equipo y el adecuado manejo de los conflictos es la conversación o comunicación efectiva. Como consecuencia de esto, se posibilita mejorar los

procesos y el manejo del tiempo, el mejoramiento personal, grupal y organizacional, reconocer y generar actitudes y habilidades comunicativas que permitan la integración como grupo:

- **Comprensión sistémica:** es comprender las actuaciones de los demás en unas circunstancias sociales y espacio-temporales particulares que condicionan y guardan interdependencia mutua, para una comprensión de las causas, dinámicas y consecuencias de actuación ajena, de las situaciones y contextos de relación en los que están inscritas las sociedades y las personas, los cuales condicionan sus intenciones y acciones en el medio natural.
- **La reflexión crítica:** en el trabajo comunitario se requiere afrontar las situaciones que se presenten de manera reflexiva para tener la capacidad de evaluar la validez de los argumentos propios y de los presentados por otros. Todo ello en un marco de justicia que busque la reconsideración de todos los postulados, situaciones y circunstancias, mediante la verificación sistemática que nos lleve a una mejor comprensión de la situación para encontrar las mejores opciones, de tal manera que se obtengan decisiones claras, con argumentos respaldados y válidos ante todos los interesados.
- **Mediante el abordaje de temas como el trabajo en equipo se logra propiciar el trabajo comunitario coordinado, transparente, eficiente, eficaz y colaborativo, que permite la convivencia e interacción de la comunidad, para proyectarse y programar la forma en que se abordarán las problemáticas o necesidades identificadas y priorizadas por ella misma.**

Todas estas temáticas servirán de base para estructurar una propuesta educativa-pedagógica, pero no se trata de incluirlas sólo como postulados teóricos, sino de propiciar un ambiente en el proceso que haga que estos aspectos se vivan en cada situación y se ejerciten en la práctica. De otra parte, se sugiere que estos elementos hagan parte

de los contenidos, por su tendencia a trabajar el desarrollo humano, dirigida a generar transformaciones en las personas, en sus formas de pensar, para luego transformar sus formas de hacer (sus prácticas ambientales). Por lo tanto, quien diseñe el proceso educativo incluirá otros aspectos del saber que sean necesarios para que el participante apropie su realidad concreta, como por ejemplo información técnica acerca del manejo de los recursos naturales, que se define según el diagnóstico o lectura del contexto.

13.2.6 Base conceptual de la educación ambiental

Los procesos de educación ambiental parten del concepto que plantea la Política de Educación Ambiental Nacional, la cual la considera como *“un proceso que le permite al individuo comprender las relaciones de interdependencia con su entorno, con base en el conocimiento reflexivo y crítico de su realidad biofísica, social, política, económica y cultural, para que, a partir de la apropiación de la realidad concreta, se puedan generar en él y en su comunidad, actitudes de valoración y respeto por el ambiente”*.

Igualmente, la misma política, retoma el concepto de ambiente desde una aproximación sistémica, en la cual éste corresponde a una dimensión natural físico-química y biológica y también considera simultáneamente su dimensión humana, es decir, las implicaciones demográficas, psicosociales, técnicas, económicas, sociales, políticas y culturales.

La educación ambiental, así entendida, considera las siguientes perspectivas:

Interdisciplinaria. La comprensión de los fenómenos ambientales para la búsqueda de soluciones y aprovechamiento de las potencialidades requiere la participación de diversos puntos de vista, de diversas perspectivas y, por consiguiente, de las diversas áreas del conocimien-

to. Ninguna disciplina, ninguna ciencia específica es capaz, por sí sola, de explicar y dar solución a la crisis ambiental. Esto implica un trabajo interdisciplinario de permanente análisis y síntesis.

Científica y tecnológica. La educación ambiental permite el redescubrimiento del entorno y la exploración como estrategia para que el individuo entre en contacto con su realidad y se haga creativo en la búsqueda de soluciones. Igualmente, debe ser el vehículo que favorezca la socialización de los resultados de la investigación científica, tecnológica y social, es decir, la educación ambiental debe ser un espacio que propicie la transferencia del conocimiento construido en todos los ámbitos (académicos y comunitarios) como resultado de la ejecución de proyectos o el desarrollo de experiencias de trabajo comunitario o individual. A su vez, la educación ambiental debe generar nuevas demandas en conocimientos y saberes, a los responsables directos de las tareas investigativas y a la comunidad. Por tanto, debe estar integrada a los sistemas de investigación y de información en el campo ambiental.

Social. Las acciones educativas deben orientarse a clarificar críticamente el tipo de sociedad a la cual pertenece el individuo, el papel que tiene en ella y el tipo de relaciones que establece con los demás y con la sociedad misma

Estética. Es necesaria para comprender la relación ser humano-sociedad-naturaleza y permitir el desarrollo de una sensibilidad que le permita valorar y respetar la diversidad de paisajes, comportamientos frente al espacio público y privado; para contribuir conscientemente a la conservación, adecuación o adaptación de espacios que proporcionen placer y mejoren la calidad de vida.

Ética. Indispensable para incidir en la sensibilización y concienciación de los individuos y de colectivos, para que su comportamiento genere formas de relación con su ambiente particular y global,

basadas en el respeto y la responsabilidad (en lo cual se incluyen los demás seres humanos y el entorno natural) mediante su formación en actitudes y valores.

Estas definiciones y perspectivas de la educación nos imponen unos enfoques e improntas bajo los cuales se espera que los procesos formativos logren transformar la cultura ambiental hacia formas que rompan con los paradigmas actuales, que encuentran en la naturaleza un sujeto de dominación y tiendan a “naturalizar” las relaciones del hombre con su entorno.

13.2.7 Contexto sociocultural

Los públicos y sus características

Los públicos sujetos de las acciones de educación ambiental serán aquellos que, preferentemente, tengan capacidad dinamizadora de la formación-capacitación y de las gestiones realizadas, en los respectivos grupos sociales a los que pertenecen. Entre ellos se destacan:

Funcionarios públicos. Incluye funcionarios de Corantioquia, servicio militar ambiental, administraciones municipales, etc. Es una clase de público que cobra importancia porque, igualmente, ejerce funciones ambientales, respecto a las cuales es necesario unificar conceptos y criterios de actuación, y elevar su conocimiento técnico como interlocutores y dinamizadores de la gestión ambiental para que trabajen articuladamente en el logro de los objetivos. Se requiere que estos actores comprendan y asuman el compromiso de la formación ambiental integral.

Los funcionarios son itinerantes (pueden ejercer distintas funciones en el tiempo), pero se parte de la base de que, cualquiera que

sea su posición en la Administración Pública, siempre su formación apuntará hacia un efecto planificador y administrador del territorio y, además, tendrá un efecto multiplicador en las comunidades.

Gremios y sector productivo. Importantes desde el punto de vista de la promoción del desarrollo sostenible, ya que son motor de la economía y, por tanto, impactan de forma amplia positiva o negativamente, el territorio, tanto en lo social, como en lo cultural y natural.

Comunicadores. Interesan como público objeto por cuanto están enmarcados en una labor de difusión y comunicación que influye sobre una amplia gama de públicos, lo cual cobra gran importancia por el efecto formador y constructor de cultura.

Comunidades educativas. Su carácter de institucionalidad les da permanencia en el territorio, no sólo desde su presencia sino desde su función, mediante la cual se convierten en importantes centros de evaluación constante de las necesidades educativas locales para la construcción ambiental del territorio y para la formación de una cultura propia que obedezca a criterios de respeto y responsabilidad.

Etnias. Como público objeto, deben intervenirse para recuperar y conservar sus prácticas y expresiones culturales, como testimonio de diversidad y de un enfoque holístico del ambiente, y propender por su desarrollo, valoración y conservación, como elemento a incorporar en la cultura occidental.

Organizaciones no gubernamentales. Este público tiene gran injerencia en la gestión ambiental y aporte al desarrollo territorial. Convocan y cautivan público con el cual interactúa en procesos educativos y técnicos, que transfieren tecnología, recogen saberes populares, forman comunidades en la participación, etc.

Usuarios de trámites ambientales. Es un público cuyo contacto ha estado limitado por procesos de autoridad ambiental y que debe tener los elementos conceptuales para hacer un buen uso y aprovechamiento de los recursos naturales, dándole razones que apunten a legitimar la normativa ambiental.

Comunidad de base. Para su intervención en el nivel de información con el fin de que adquieran elementos que les permita avanzar en el proceso de volverse verdaderas comunidades, conscientes de su papel en la gestión ambiental del territorio y de éste como aspecto fundamental para el desarrollo local.

Organizaciones de base comunitaria. Grupos ecológicos, juntas, comités, asociaciones, etc.: interesan como públicos que deben avanzar en los niveles de participación en la gestión y por su papel multiplicador en el ámbito de comunidades que requieren transformar sus prácticas hacia formas sostenibles.

Contexto cultural ambiental

Aunque no existen investigaciones o estudios específicos que reflejen el estado de conocimiento y comprensión comunitaria de las complejas interacciones del sistema de interpretación ambiental cultura-ecosistema, en los distintos escenarios geográficos nuestros, en términos generales puede afirmarse que, en atención a la vigencia del paradigma filosófico moderno que centra la racionalidad del sujeto más allá de la racionalidad del objeto, paradigma que conduce a que el sujeto-hombre, fuente suprema de toda verdad y quien desde la ciencia y la tecnología construye y deconstruye la naturaleza, se termina por concebir esta última como objeto útil transformable, aprovechable o manipulable y como objeto de dominación a su servicio.

En otras palabras, la escisión propia del pensamiento moderno se traslada a las relaciones del hombre con la naturaleza, dando lugar

a que el primero, sujeto revestido de poder sobre los ecosistemas, gracias a su capacidad de construcción científica y tecnológica, se siente en derecho de convertir a la naturaleza en objeto de dominación y transformación a su antojo.

Esta aguda fragmentación de los sistemas culturales y los sistemas ecológicos (ecosistemas) se materializa en relaciones de dominio de la naturaleza, en las que se hace evidente la compulsiva actitud de los pobladores de aprovechar los recursos naturales, en atención a sus intereses sociales, económicos y políticos, sin importar las dinámicas propias de los procesos naturales. Tal comportamiento y disposición humana, lejos de ocultarse, es puesta de manifiesto, en todo momento, por actores y agentes sociales de distinta índole, tales como productores, consumidores, dirigentes políticos y gremiales, líderes comunitarios, amas de casa, agricultores, agentes educativos, etc.

Consecuente con esta visión escindida de las naturalezas ecosistémicas y culturales (finalmente, el origen de estas últimas es, también, de orden natural los ecosistemas o las partes constitutivas de éstos, tales como los bosques, los suelos, el agua, la flora, la fauna, etc., no han pasado de ser desde la perspectiva de los pobladores, y aún de las entidades, simples recursos a la disposición de aquellos, para atender las necesidades domésticas y productivas y, rara vez, como sistemas que posibilitaban desarrollos locales y regionales, con base en relaciones de respeto y de adaptación armónica de los elementos de la cultura –técnicos, sociales y simbólicos– a tales sistemas. Es la consecuencia simbólica que se asienta en la sociedad que parte del referente del pensamiento moderno.

Como se dijo al principio de este numeral, no se tienen estudios específicos que indiquen el estado de la cultura ambiental vigente en cada una de las regiones de interés. No obstante, se intentará hacer una breve síntesis de los rasgos dominantes en cada uno de los territorios que conforman su jurisdicción.

Antes, es preciso decir que, a lo largo y ancho del territorio corporativo, se dio un fenómeno de explotación no controlada de los bosques, como expresión material de una cultura colonizadora del espacio territorial, heredada de la intromisión española y fuertemente arraigada en la sociedad y prolijada por ésta. Tal fenómeno cultural es el resultado de la persistencia de imaginarios sociales y de concepciones técnico-simbólicas, que han visto en dichos ecosistemas, cuando más, fuentes de materias primas para la expansión vial de las regiones (ferrocarriles) y para el crecimiento urbanístico e industrial de los grandes centros urbanos; cuando no, que dichos bosques no han pasado de ser obstáculos para la expansión agropecuaria, minera, urbanística y demás actividades económicas y sociales, jalonadas desde otros ámbitos e intereses externos, aún los que trascienden las fronteras nacionales.

Consecuencia lógica de esta cultura destructiva de los sistemas boscosos (vista desde la racionalidad de la ciencia ecológica) son los impactos negativos que ella trajo consigo para las regiones, para las localidades y para la calidad de vida de las comunidades. Entre los impactos más relevantes se destacan los siguientes:

Disminución de los potenciales de regulación hídrica de las cuencas (caudales más deficientes en verano y más elevados en invierno); disminución de la fertilidad y capacidad productiva de los suelos (erosión) debida a la exposición directa a la acción del agua lluvia; disminución de los potenciales de biodiversidad local y regional (flora y fauna), por destrucción de hábitats, ruptura de flujos energéticos (cadenas tróficas) y destrucción de refugios faunísticos, etc.; disminución del potencial de equilibrio y biociclaje del dióxido de carbono (CO₂), al disminuir uno de los sumideros naturales más importantes del mismo, como es la madera. En fin, la enunciación de los impactos podría ser mayor, sin contar con los que, por adición, se derivan los de actividades que se desarrollan en los espacios territoriales que antes ocupaban los bosques destruidos: agricultura,

ganadería, minería, procesos urbanísticos, asentamientos humanos, construcción de vías, etc.

La expansión de las fronteras agrícola, pecuaria, minera y urbanística, a costa de la destrucción indiscriminada de las coberturas boscosas, ha sido el factor constante, durante décadas, en todo el territorio corporativo. Tal situación expansiva ha dejado huellas que marcan e identifican los territorios, no desde la perspectiva de desarrollos sociales y comunitarios fundados en adaptaciones armónicas de los elementos de la cultura con dichos territorios, sino desde las relaciones de impacto, de choque y conflicto entre el hombre, como agente de la cultura y de los sistemas naturales. Es así como, en la actualidad, las regiones de manejo administrativo se reconocen o identifican así:

Aburrá Norte y Aburrá Sur: territorios conformadas por las áreas rurales de los 10 municipios que integran el Área Metropolitana del Valle de Aburrá más las áreas rurales y urbanas de 5 municipios localizados hacia el sur, entre ellos los 3 municipios que configuran la cuenca carbonífera del Sinifaná: Angelópolis, Amagá y Titiribí. En estos territorios se concentra la mayor parte de la población del Departamento y, por ende, de toda la jurisdicción corporativa.

Territorio caracterizado, en su conjunto, por una abrupta ruptura del paisaje, derivada, de un lado, de la acelerada expansión de la actividad industrial, cuyos comienzos se remontan a los primeros años del siglo XX y, por el otro lado, a la urbanización del espacio físico-ambiental. Su acentuado crecimiento poblacional exige que, para su desenvolvimiento demande altos niveles de subsidios energéticos de otros sistemas (ecosistemas estratégicos) del territorio, en una dinámica inequitativa entre los subsistemas urbanos, que todo lo demandan de los sistemas rurales y de estos últimos que lo dan todo pero reciben poco a cambio.

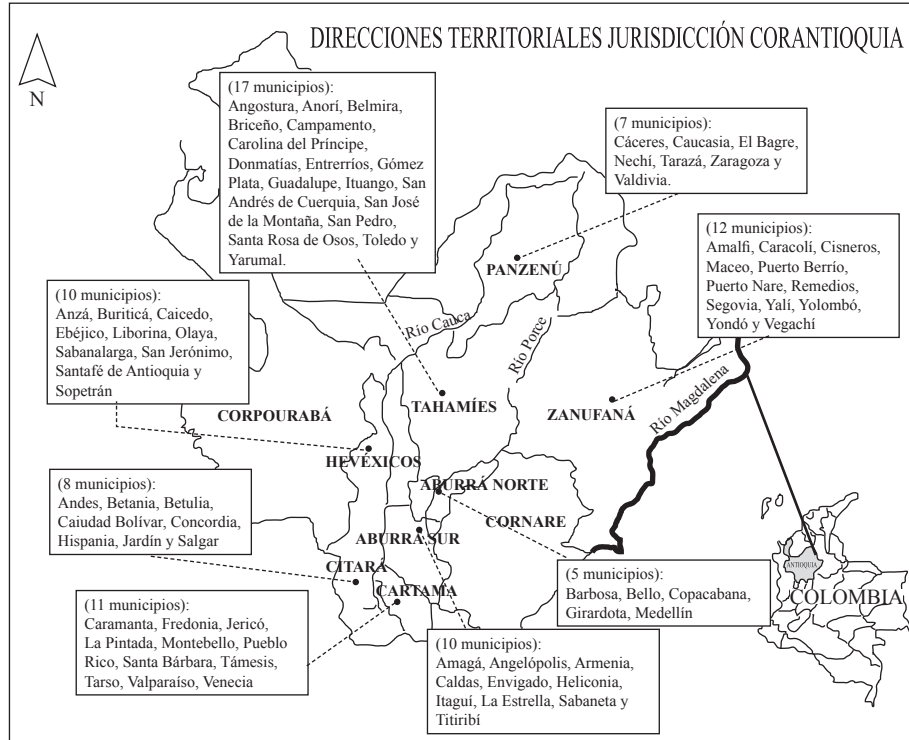


Grafico 1. Mapa de Jurisdicción de Corantioquia⁵

El crecimiento poblacional se ha visto reflejado en altas presiones de urbanización e intervención de los espacios físicos disponibles, que actualmente corresponden a zonas de riesgo, tales como llanuras de inundación, cauces y terrenos inestables y de altas pendientes.

Hacia este territorio confluye la mayor parte de las familias y grupos poblacionales desplazados por el conflicto que aqueja al país desde hace más 50 años.

Cartama y Citará: las dos territoriales, englobadas, conforman la denominada sub-región del suroeste, en términos de las unidades administrativas del nivel supramunicipal definidas por el Departamento para la planificación y administración del territorio.

⁵ Fuente: Plan de Gestión Ambiental Regional de Corantioquia 2007-2019

Las poblaciones de Cartama y Citará están constituidas por grupos poblacionales asociados, en su mayor parte, al cultivo del café y a la ganadería, condición que los marca y acredita como sociedades cafeteras y ganaderas, con todas las implicaciones y efectos nocivos ambientales que conllevan estas actividades productivas. El símbolo del territorio está presente en el imaginario de los pobladores, quienes con orgullo, dan muestras de su identidad con él, lo que no quiere decir que no sean conscientes del marcado conflicto ambiental asociado a los desarrollos tecnológicos vinculados con cultivo del café y de las pastos (ganadería).

Hevéxicos: la región fue el principal centro de explotación minera del Departamento, especialmente de oro, durante la Colonia. Hoy en día dicha explotación representa, escasamente, el 1% de la economía regional.

Las actividades más importantes de la región son la agricultura, la ganadería y las actividades comerciales. En las últimas décadas el turismo se viene erigiendo como dinámica económica de especial importancia y potencialidad, primordialmente, en los municipios de Santafé, San Jerónimo y Sopetrán, municipios éstos que conforman el llamado Triángulo de Oro.

En lo que concierne al recurso agua, es notoria la adopción de sistemas de conducción a cielo abierto, por medio de canales o de acequias, las cuales, por carecer de las condiciones técnicas mínimas, han sido motivo de numerosos conflictos sociales y de muchos dolores de cabeza para la autoridad ambiental. Entre tales falencias técnicas se tienen: ausencia de obras que regulen la derivación de las aguas de la fuente de origen, falta de cubrimiento del suelo que impida la filtración del agua, carencia de coberturas vegetales que disminuyan las pérdidas por evaporación y falta de programas de educación para la prevención del mal uso de las acequias y del vertimiento en ellas de aguas residuales.

Tahamíes: de este territorio, la sub-región correspondiente al altiplano, se caracteriza por su dedicación a la producción de leche, bajo el amparo de la Cooperativa Colanta. Esta actividad económica conlleva una fuerte presión sobre los recursos hídricos del lugar, en razón de las altas demandas de esta clase de sistemas productivos, situación que se agrava, aún más, con las prácticas de desecamiento y drenaje de zonas de descarga acuífera (nacimientos, amagamientos, etc.) en que suelen incurrir los productores para ampliar la frontera de producción de pastos. La explotación hidroeléctrica, por medio de megaproyectos, es otra acción humana presente en la sub-región, la que, de suyo, genera impactos de importancia físico-biótica, social y cultural.

Es común escuchar de los pobladores de la zona la expresión “cielo y pasto”, como símbolo de la base tecnológica que rige esta clase de sistema productivo, cuyo significado se traduce en una intensa simplificación del ecosistema, de tal forma que excluye de él cualquiera otro elemento distinto del pasto o de las especies forrajeras, como los árboles u otros especímenes de la flora regional. Otro soporte tecnológico más de esta actividad económica son los flujos de caja, que la favorecen por encima de otras formas de producción económica.

La otra sub-región de Tahamíes, representada por la zona de vertientes cordilleranas que bajan hacia los ríos Cauca y Nechí, se caracteriza por el predominio de la actividad agrícola, con cultivos tales como frijol, caña, maíz, hortalizas y, aún, el café en algunos de los municipios, como Ituango, San Andrés, Briceño, etc. También se presenta la ganadería extensiva.

Panzenú: esta territorial se asimila a la unidad de planificación territorial denominada Bajo Cauca. Contrario a otras regiones, como la del Suroeste o la del Norte (Tahamíes), los pobladores no tienen el arraigo o la fuerza de identidad territorial que caracteriza a los de estas últimas.

En el ámbito económico el territorio de Panzenú, por siglos, ha sido reconocido como escenario de explotación minera del oro, por excelencia, lo que ha determinado y marcado su dinámica y el estado de los recursos naturales, en general.

Esta condición de región minera no ha dejado de impregnar y de encauzar a los pobladores hacia una cultura de la extracción, hacia imaginarios colectivos en que se combinan los dos tipos de culturas (productiva y extractiva), las cuales se materializan en campesinos o agricultores “toderos” que mezclan las actividades agrícolas estacionales con la explotación minera artesanal o barequeo.

La condición predominante minera de Panzenú también es motivo de flujos poblacionales desordenados, de entrada y salida de pobladores de las zonas de activación minera, acordes con los precios internacionales del oro. Tal situación ha sido causa de numerosos y graves impactos ambientales.

El segundo renglón de importancia económica en la región es la ganadería extensiva, con los impactos socio-ambientales que ello acarrea.

Para completar el ligero esbozo de caracterización cultural-ambiental que se acaba de exponer, se sugiere la realización de estudios en la materia, los cuales permitan establecer aspectos tales como:

¿Cuáles son las expresiones simbólicas (mitos, manifestaciones artísticas, juegos, formas de representación del mundo, saberes, imaginarios, etc.) que dominan nuestros sistemas regionales?, ¿cuáles de estos símbolos reflejan relaciones armoniosas con la naturaleza y cuáles alejan o separan a los sujetos de ésta?

¿Cómo son las formas de relación de los grupos poblacionales con los recursos de agua, flora, fauna, bosque, suelo, espacio público

biodiversidad?, ¿mediante qué símbolos y conceptos se representan cada uno de ellos?

¿De qué manera y en qué grado los ecosistemas determinan la cultura de los grupos poblacionales en los cuales se encuentran inmersas? En otras palabras, ¿qué tanto se ajustan o adaptan los sistemas culturales a las particularidades de los ecosistemas? En sentido contrario, ¿de qué manera y grado las culturas vigentes en cada región han impactado positiva y negativamente los sistemas culturales?

Desde el punto de vista tecnológico, ¿qué gestos, técnicas e instrumentos de adaptación a la naturaleza, desarrollados por los grupos poblacionales y los individuos, dominaron en cada región en particular?

¿Qué correlación hay entre las manifestaciones simbólicas de los pobladores, y las formas de relacionarse con la naturaleza y consigo mismos?

13.2.8 Diagnóstico de la educación ambiental y la administración de los recursos naturales

Las entidades y organismos han adolecido de una política que vincule estas dos responsabilidades funcionales que le otorga la ley y, por lo contrario, puede afirmarse que ha dominado un ejercicio de autoridad centrado en los procesos sancionatorios, como patrones y prácticas de actuación que se imponen, o bien por la política de conservar, a veces a ultranza, el ordenamiento jurídico, o bien por temor del funcionario de turno a un trámite disciplinario o, aún, por el sólo prurito de proteger el poder del Estado, entre causas que motivan esta clase de actuaciones de la autoridad.

No pocas veces se recurre al proceso sancionatorio sin antes descartar otras opciones de solución a los conflictos ambientales,

como podría ser la asesoría o el acompañamiento a los actores en conflicto, para que, acorde con las particularidades culturales y sociales de estos, se promueva un arreglo o salida natural, persuasiva o negociada del problema, sin la intervención administrativa, gestión en la cual la educación ambiental, como proceso de transformación de la cultura, juega un papel importante.

En sus funciones de control ambiental, las entidades y organismos tampoco han sido lo suficientemente claras en la política de apoyarse en las organizaciones sociales y comunitarias (juntas de acción comunal, asociaciones de usuarios de acueductos, grupos ecológicos, cooperativas, asociaciones campesinas y gremiales, etc.) para promover la cultura de la responsabilidad comunitaria de la Administración y el auto-control en el uso de los recursos naturales. Como propuesta alternativa y, al mismo tiempo, preventiva de la conflictividad ambiental y economizadora de actuaciones administrativas, se ofrece el fortalecimiento organizativo de tales grupos de gestión social, con miras a vigorizar sus capacidades de participación en la gestión ambiental de sus ámbitos de influencia, acción en la cual la educación ambiental también podría desempeñar una tarea de vital valor.

Las anteriores consideraciones reflejan, en parte, el pensamiento y las experiencias de trabajo funcional vividas por Germán Ríos (1999) ex director de la Dirección Territorial Zenufaná.

Otro aspecto de suma relevancia, en lo referente al ejercicio de la autoridad ambiental ha sido la desarticulación de esta responsabilidad corporativa medular con los otros procesos de gestión, cuando bien, estos últimos, junto con los procesos de cultura, mediante creaciones interdisciplinarias que es preciso construir, podrían allanar el camino para entrar en comunicaciones más efectivas con los actores usufructuarios de los recursos naturales, en aras de consensuar y pactar socialmente la forma de administrar y hacer uso de tales

recursos, en beneficio de la reducción de la gestión administrativa legal, propiamente dicha.

13.2.9 Criterios corporativos de educación ambiental

Se establecen los siguientes criterios, lineamientos y pautas de manejo de la educación ambiental para la transformación de la cultura:

Siendo la cultura el complejo de instrumentos y formas creadas por el hombre para adaptarse y sobrevivir en el ecosistema, la educación ambiental deberá partir de un proceso de reconocimiento de contexto que permita la identificación, de manera sistémica, de los elementos sociales, culturales y naturales y de redes de relación que se tejen entre ellos, cobrando importancia las condiciones culturales propias de los públicos o grupos poblacionales intervenidos, esto es, de sus modos de ser y de vivir; al fin y al cabo, lo ambiental no es otra cosa que el complejo mundo de las interacciones y relaciones que se dan entre las naturalezas ecosistémicas y las culturales. Así las cosas, los procesos de educación ambiental por desarrollar deberán atender y partir de los siguientes aspectos de la cultura: formas de organización y de relación social, política y económica de los públicos, sus instrumentos tecnológicos, sus formas de expresión ética y estética, sus saberes científicos y símbolos (religiones, creencias, mitos, artes, lúdica, lenguajes, etc.), sus representaciones sociales y sus sentidos.

La educación ambiental privilegiará el diálogo de saberes, como estrategia didáctica que posibilita la entrada de otras racionalidades, de otras miradas, de otros puntos de vista y de otras formas de conocimiento, diferentes a la racionalidad científica que, desde el comienzo mismo de la Modernidad, adopta la educación tradicional en aras de un ideal de hombre universal y homogéneo. Por lo contrario, la educación ambiental empieza por reconocer

que el mundo de la vida cotidiana es el mundo del dominio de la diversidad, de la singularidad y de la diferencia, y que está muy lejos de ser ese mundo homogéneo y totalizante que defiende el pensamiento científico. Es por esto que otras verdades tenidas en el racionalismo científico como no válidas tendrán cabida en los procesos educativos ambientales, mediante el diálogo de saberes que ponga en juego otras formas de inteligencia, tales como: el deseo, la intuición, la imaginación, la fantasía, la ambigüedad, la complejidad, el mito, el folclore, la creencia, etc.

El Plan Estratégico de Educación Ambiental de CORANTIO-QUIA se desarrollará en el marco de los lineamientos conceptuales, metodológicos y estratégicos; objetivos, criterios, estrategias y retos contemplados en la Política Nacional de Educación Ambiental SINA (2002), instrumento político con el cual se compromete a su implementación y desarrollo, desde el quehacer corporativo. Su finalidad no es otra que contribuir a institucionalizar la educación ambiental lo mismo que promover la incorporación de la dimensión ambiental en los escenarios de planificación del desarrollo territorial.

Consecuente con la misma política nacional mencionada, el Plan Estratégico asume como política institucional, el compromiso de contribuir al desarrollo de la educación ambiental en el ámbito regional (el departamento), mediante una estrategia de integración interinstitucional e intersectorial que tenga como epicentro de convergencia conceptual, metodológica y política, el Comité Departamental de Educación Ambiental, CIDEA, organismo asesor, planificador y coordinador de la educación ambiental del Departamento, inspirado en el principio de la autonomía y descentralización de la educación ambiental que promueve el Ministerio de Educación Nacional. En tal espacio de concertación de planes, programas y proyectos de educación ambiental, que realizan instituciones y entidades del sector público, privado y de la sociedad civil, creado al amparo del decreto 1743 de 1994, tienen asiento las entidades y organismos.

Siendo la cultura la esfera del ambiente que origina y alberga todas las formas de expresión (estéticas) creadas por el hombre para viabilizar sus relaciones consigo mismo, con los demás y con el entorno natural, el desarrollo humano constituirá principio y fundamento de los procesos de educación ambiental que se desarrollen, en el cometido de generar en los individuos un sentido ético-estético que los conduzca a cualificar y mantener dichas relaciones. Todo ello con miras a desembocar en la construcción de una cultura ambiental, igualmente ético-estética, lo mismo que en un aumento de los niveles de participación de los actores sociales en la gestión de sus territorios.

Si se parte de la base de que la crisis ambiental es una crisis de toda la sociedad, no explicable desde puntos de vista ideológicos o disciplinarios reduccionistas, se infiere la imperiosa necesidad de llevar a la práctica una educación ambiental interdisciplinaria que promueva el estudio y abordaje de la complejidad de las realidades ambientales, esto es como unidades totales, sin descartar, obviamente, el estudio o conocimiento analítico de sus partes.

La educación ambiental, en cuanto sea necesario y pertinente, apuntará a desarrollos endógenos de los grupos sociales intervenidos mediante cualquiera de sus procesos y proyectos de intervención territorial, como desarrollos de soporte al propósito de movilizar patrones de transformación cultural.

Al tener en cuenta las responsabilidades en lo que concierne a la administración y al control de los recursos naturales, se dará especial prerrogativa a los procesos educativos ambientales que viabilicen, promuevan o potencien la comunicación con todos los actores presentes en el territorio, como acciones que contribuyan a favorecer el ejercicio de la autoridad ambiental. Desde este punto de vista será una educación ambiental de amplio contenido comunicativo, no sólo en la relaciones externas sino, también, en el interior.

La participación de los individuos y de los colectivos en la gestión corporativa, constituye otra preocupación más de los procesos de educación ambiental. Se dará especial prelación a los proyectos educativos ambientales que movilicen a los actores sociales a participar en la gestión, como propuestas subsidiarias comprometidas, pedagógicamente hablando, con la formación de ciudadanos participativos.

La educación ambiental, como instrumento de transformación de la cultura, será el eje sobre el cual gravite la integración de los procesos de conocimiento de la oferta natural, la demanda de recursos naturales y la cultura. Tal rol le corresponde, por naturaleza, dada su capacidad de hacer la lectura interdisciplinaria de la complejidad del sistema ambiental ECOSISTEMA-CULTURA y de la disposición a prohijar el diálogo de saberes técnicos, sociales, políticos y económicos, que involucran los conflictos ambientales.

Visión sistémica de la educación ambiental

Los problemas ambientales no se pueden reducir tan sólo a problemas de la ecología como si la solución fuera volver a “meter” al hombre en un ecosistema donde, ecológicamente, ya no cabe, pues la propia cultura, desde el momento mismo de la aparición del *Homo sapiens*, se lo impide. Con razón Augusto Ángel Maya (2003), se decide a afirmar que el ser humano ya no cumple un nicho ecológico o función en el ecosistema, sino que su nicho se sobrepone a los demás.

Tampoco se pueden reducir los problemas ambientales a problemas meramente tecnológicos, prejuicio que tiene vigencia en casi todos los ámbitos sociales, aun en los académicos, como si la tecnología no representara los intereses sociales, políticos y económicos de los grupos sociales que la tienen en sus manos.

Es necesario partir del reconocimiento de que lo denominado ambiental, es decir, el sistema de interpretación ambiental ECOSISTEMA-CULTURA, implica el estudio de las relaciones del hombre (ser cultural por naturaleza), con el entorno natural del cual depende. *“La cultura es una respuesta del hombre como especie a la necesidad de supervivencia dentro del ecosistema, buscando adaptarse a él, a partir de su capacidad transformadora de sí mismo y de su entorno”*, afirma Francisco González. Desde este punto de vista, la perspectiva ambiental, o el ambiente propiamente dicho, reviste un carácter marcadamente sistémico cuyo estudio y aprehensión no es posible abordar desde la óptica de los reduccionismos científicos sino que es preciso, desde la educación ambiental, promover la visión interdisciplinaria del mismo.

13.3 CONCLUSIONES

En consideración del funcionamiento del ambiente como un sistema, el abordaje de los procesos educativo-ambientales deberá partir de un análisis que privilegie el enfoque de un todo con unas partes que funcionan de manera interdependiente, y en ese orden de ideas, al pretender la transformación de las construcciones paradigmáticas establecidas por la cultura, que producen el daño a los ecosistemas (naturaleza), por considerarlos un objeto en las relaciones de dominación dadas en su manejo (lo social), es urgente propender por la intervención, de manera prioritaria, de la esfera del sistema que moviliza las formas de pensamiento y de actuación: la cultura.

La complejidad del territorio, por lo pluricultural, pluriétnico y diverso, exige la realización de investigaciones que planteen preguntas sobre el contexto con miras a obtener lecturas de carácter sistémico, que descubran los sentidos, símbolos, imaginarios y representaciones, ocultos en la cultura, y en general, que permitan visualizar elementos

suficientes para realizar procesos educativos eficaces y respetuosos con tal diversidad en las comunidades existentes.

Los procesos educativos deberán proyectar la formación en todas las esferas: ser, saber, saber hacer, saber estar con otros; para propender por la integralidad de tales propósitos.

13.4 BIBLIOGRAFÍA

ÁNGEL, M, Augusto. Ecosistema y cultura. En: memorias del ciclo de conferencias arquitectura y medio ambiente. Taller VIII hábitat popular. Bogotá, Universidad La Gran Colombia. 1992, pp. 22-27

GONZÁLEZ, Francisco L. de G. Reflexiones acerca de la relación entre los conceptos: Ecosistema, cultura y desarrollo. Ensayo I. Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, 1996, pp. 101.

HELLER, A. *Teoría de los sentimientos*. Barcelona: Fontana. 1989

LUNA C, María Teresa. El sujeto político. Ensayo. 2004

NOGUERA, Patricia, etal. El mundo de la vía: elementos para la elaboración de modelos de educación ambiental rural en el departamento de Caldas. Instituto de estudios ambientales, IDEA, de la Universidad Nacional de Colombia, sede Manizales. 1999, 157 p.

NOGUERA, Patricia. *Ética y medio ambiente. Enfoque desde la modernidad y las posmodernidad*. En: Anotaciones sobre planeación No. 42. Medellín, Universidad Nacional. 1995, pp. 9-15.

RIOS A, Germán. *Opciones frente al conflicto ambiental. Reflexiones y propuestas para el ejercicio de la autoridad*. En: boletín de antropología. Universidad de Antioquia. Departamento de antropología. Vol. 13 No. 30, 1999, pp. 26-42

www.wikipedia.org/wiki/autonomia consultada el 6 de julio 2007

CAPÍTULO 14

ENFOQUE CONCEPTUAL DE UN SISTEMA DE INDICADORES AMBIENTALES PARA LA EVALUACIÓN DE LOS POT: MUNICIPIOS DEL VALLE DE SAN NICOLÁS ORIENTE ANTIOQUEÑO

Carolina Arias Muñoz¹

Diana Elizabeth Valencia Londoño²

Boris Puerto López³

14.1 INTRODUCCIÓN

Gracias a la Ley 388 de 1997, se comenzó en Colombia un proceso de planeación territorial por medio del plan de ordenamiento territorial POT, instrumento que pretende articular el territorio con los procesos de desarrollo en una perspectiva sostenible. Actualmente, aunque se han logrado notables avances en la formulación de este instrumento en la mayoría de los municipios del país, no se tienen herramientas de evaluación y seguimiento, que permitan identificar si estos han sido o no una estrategia eficaz de planificación, o si han aportado realmente a que los municipios sean ambientalmente sostenibles.

¹ Ingeniera Ambiental y Joven Investigadora del Grupo de Investigaciones y Mediciones Ambientales GEMA de la Universidad de Medellín

² Magíster en Medio Ambiente y Desarrollo, Docente Investigadora del programa de Ingeniería Ambiental, Universidad de Medellín.

³ Ingeniero Ambiental, Investigador del programa de Ingeniería Ambiental, Universidad de Medellín

El diagnóstico y formulación de la primera generación de POT, en la mayoría de los casos, carece de indicadores cuantitativos que permitan verificar a largo plazo la consolidación de los modelos de uso y ocupación del territorio planteados en este instrumento, además de analizar las transformaciones, efectos y tendencias que se desarrollan en el territorio sobre temas de importancia ambiental relacionados con los POT y, finalmente, examinar qué tan sostenible ambientalmente es un municipio después de la aplicación de este instrumento de planificación territorial.

El presente trabajo investigativo parte de esta necesidad planteada y de la importancia que tiene la sostenibilidad ambiental de los municipios para su desarrollo local, en la medida que determina la capacidad del municipio de soportar la demanda de bienes y servicios que dependen de la base natural. Dicha sostenibilidad ha llegado a constituirse en una cuestión prioritaria para el desarrollo local, nacional y mundial, con lo que el POT se convierte en un instrumento determinante para alcanzarla. De allí la importancia de realizar acercamientos metodológicos para la evaluación de la implementación de POT, y en especial en lo referido a la sostenibilidad ambiental, de tal manera que se retroalimente el proceso planificador con un soporte de información cuantitativa.

Esta investigación fue realizada por la Universidad de Medellín en convenio con La Corporación Autónoma Regional del Río Negro-Nare CORNARE y se propone, inicialmente, como respuesta a la necesidad planteada por Cornare en su plan de acción 2003–2006, de generar un sistema de indicadores para el seguimiento a los POT con respecto a los recursos naturales y la población. Esta idea se redefinió para atender los planteamientos conceptuales en los que se desarrolló el proyecto, quedando finalmente como “Sistema de indicadores para la evaluación y seguimiento a los planes de ordenamiento territorial respecto a la sostenibilidad ambiental de los municipios del Valle de San Nicolás”. El proyecto, así planteado, fue ganador

de la Feria de la Creatividad 2004 de la Universidad de Medellín, evento que premia las propuesta investigativas para su financiación.

El propósito del proyecto es generar un sistema que permita, por un lado, evaluar y hacerle seguimiento a los temas que desde el POT tienen incidencia sobre la sostenibilidad ambiental del municipio por medio de los indicadores planteados, y por otro, analizar el estado de sostenibilidad del municipio desde la mirada del POT por medio del índice de sostenibilidad ambiental del POT, ISAPOT. En otras palabras, el sistema, además de hacer seguimiento al POT en los temas que componen su dimensión ambiental, servirá de referente sobre qué tan sostenible es el municipio en términos de los temas planteados para definir la sostenibilidad ambiental desde el POT, en cada uno de los municipios de la subregión.

Para lograr este objetivo se comenzó por una revisión bibliográfica que diera cuenta de los antecedentes más directos relacionados con el objeto de este trabajo y de los conceptos de *sostenibilidad ambiental, ordenamiento territorial e indicadores* para la conformación del marco teórico.

Uno de los antecedentes más representativos y que más directamente obedecen al objeto del presente trabajo es el expediente municipal. El expediente urbano o expediente municipal es uno de los instrumentos instaurados por la ley 388 de 1997 para que los municipios ejerzan adecuadamente la función de impulsar el desarrollo territorial. Tiene como objetivo principal fortalecer la capacidad de gestión municipal en la ejecución, monitoreo y evaluación de los planes de ordenamiento territorial, por medio de la recolección de tres tipos de información: la estadística, la documental y la cartográfica, la cual se agrupa a través de Indicadores. Actualmente el Ministerio de Medio Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial está impulsando una metodología para la construcción del expediente municipal en todo el país. Sin embargo,

hasta ahora muy pocos municipios han emprendido la tarea de realizar su expediente y éste tiene, por lo general, muy poca inclusión de temáticas ambientales. La iniciativa del presente proyecto plantea una articulación de la propuesta de sistema de indicadores propone con la propuesta de expediente del Ministerio, a fin de robustecer, complementar y facilitar la aplicación de estas propuestas.

Además del expediente, existen en el país otros sistemas de información ambiental que se han desarrollado con diferentes objetos y alcances como son: el Sistema de Información Ambiental de Colombia SIAC elaborado por el IDEAM en 1998 según los modelos desarrollados por esta entidad para el conocimiento de las relaciones hombre naturaleza; el Sistema de Indicadores de Sostenibilidad Ambiental SISA, diseñado por el Ministerio del Medio Ambiente en 2002 con una “línea base” de información ambiental en la cual 147 indicadores fueron incluidos, aunque la discusión acerca de la validez de cada uno de los mismos y la responsabilidad de su generación está vigente; el Sistema de Indicadores de Gestión y Planificación Ambiental, SIPSA, que fue la primera experiencia emprendida por una entidad pública del nivel nacional para la identificación de indicadores en 1996 liderada en ese año por la Unidad de Política Ambiental (UPA 2) del Departamento Nacional de Planeación (DNP); el Sistema Unificado de Indicadores para el Seguimiento a la Planificación y Gestión Ambiental, SUIGA; los observatorios ambientales urbanos desarrollados por el Ministerio de Medio ambiente de Colombia los cuales son esquemas de seguimiento para los sistemas de información de calidad ambiental urbano-regional; los indicadores de sostenibilidad ambiental de CORNARE concebidos como herramientas para el análisis y seguimiento de los procesos de desarrollo y los impactos que estos generan sobre los recursos naturales y el medio ambiente; y la resolución 0643 de junio 02 de 2004 sobre indicadores mínimos. Todos estos sistemas de indicadores tienen, como ya se dijo, alcances, objetos y metodologías diversas

que, aunque tengan indicadores comunes, responden a análisis y preguntas diferentes.

Otro trabajo es la Evaluación de la sostenibilidad ecológica del Área Metropolitana de Medellín Colombia, realizado por Luis Carlos Agudelo Patiño en el 2004 como tesis doctoral en Ordenamiento Territorial, donde se desarrollan conceptos e indicadores nuevos que, incorporados a la ordenación del territorio, permiten medir la sostenibilidad ecológica de una ciudad como Medellín. Los antecedentes mencionados y el desarrollo de los conceptos de sostenibilidad ambiental, ordenamiento territorial e indicadores, integran el Marco Teórico del presente trabajo.

Para terminar, es necesario describir el proceso metodológico, el cual dividió el proyecto en tres etapas a saber: la primera se trata de la formulación de los indicadores que van a permitir evaluar y hacer seguimiento a los planes de ordenamiento territorial, desde la mirada de la sostenibilidad ambiental. Estos indicadores surgen de los temas que desde el POT aportan a la sostenibilidad ambiental del municipio. En la segunda etapa se valida la primera propuesta de indicadores con un equipo de funcionarios de la Corporación que acompañó todo el proceso, se define el enfoque conceptual del sistema que corresponde al establecimiento de la manera como éste representará la realidad que se quiere estudiar, así como la forma en que dicha representación responderá a su propósito; por otro lado, se precisa el esquema operativo que se refiere a la definición los aspectos logísticos, operativos, metodológicos, administrativos y tecnológicos, y finalmente se establece el esquema metodológico que es el que define los análisis a realizar con la información arrojada por el sistema. En la tercera y última etapa se procede a probar el sistema a través de un caso piloto, en el municipio de Marinilla.

Este artículo se centra principalmente en la propuesta de enfoque Conceptual del sistema propuesto y el listado final de

indicadores, conjunto con el Índice de sostenibilidad ambiental del POT.

14.2 ENFOQUE CONCEPTUAL DEL SISTEMA DE INDICADORES

Un aspecto fundamental en la construcción de un sistema de indicadores es establecer la manera como dicho sistema representará la realidad que se quiere estudiar, así como la forma en que dicha representación responderá a su propósito. Existen múltiples aproximaciones conceptuales para abordar el estudio tanto de los fenómenos como de las problemáticas ambientales para un sistema de indicadores. Sin embargo, el punto de partida fundamental que cualquiera de ellas debe tener es aceptar la condición de complejidad que caracteriza el estudio y comprensión de cualquier temática ambiental y territorial y, por lo tanto, considerarla como base del sustento conceptual de su enfoque. En este sentido, este numeral presenta de manera sucinta una aproximación a esta condición de complejidad^{4*}, por medio del enfoque de sistemas.

Para la definición de este *enfoque conceptual*, se analizaron experiencias nacionales e internacionales y las necesidades tanto de la corporación como de los municipios frente a la evaluación y seguimiento de los planes de ordenamiento territorial.

14.2.1 Primera aproximación: el enfoque de impacto ambiental

El enfoque inicial del proyecto era “La definición de variables e indicadores que permitan evaluar el impacto de la implementación

⁴ “La aproximación filosófica y científica que insiste en afrontar con la mayor valentía posible una visión no reduccionista y no simplificante, explícita y consciente, en la que se acepta que vivimos en un mundo pleno de variables e interrelaciones, que nuestra visión no es nada diferente a una percepción subjetiva, y que lo que llamamos causa es siempre el efecto de algo más que a su vez está interrelacionado con otras variables” [Carrizosa, 2001]

de los planes de ordenamiento territorial sobre los recursos naturales en la subregion valles de San Nicolás”. Lo anterior se modificó con base en discusiones desarrolladas con expertos en los temas de indicadores y ordenamiento territorial. Seguidamente se explican los cambios realizados y su justificación teórica.

El concepto de *impacto ambiental*, es el cambio positivo o negativo en la base natural y el bienestar de los individuos que surge como resultado de uno o varios efectos, lo cual implica no sólo establecer relaciones concretas de causalidad del plan de ordenamiento sobre los cambios a largo plazo (esto es un plazo más extenso que la vigencia del POT) del territorio, sino también especificar y cuantificar su aporte a dichos cambios con respecto a otros instrumentos de planificación de orden regional y nacional, y a la fuerte influencia de factores económicos, políticos, tecnológicos, culturales, naturales, sociales y de todo tipo que dan lugar a una gran cantidad de escenarios en el territorio, los cuales no son resultados directos del accionar del POT.

Sin embargo, es claro que la implementación del POT genera unas incidencias directas sobre el territorio que pueden analizarse desde el corto y mediano plazo, y corresponden a lo que en el presente trabajo se denomina como *efectos*. Estos efectos en el tiempo aportan a los impactos ambientales generados por el conjunto de los diversos factores ya mencionados. La dificultad reside en cuantificar el aporte porcentual de los POT en los cambios a largo plazo sobre la base natural y la población.

Por otro lado, el concepto de “*recursos naturales*” limita el análisis del aspecto ambiental del POT circunscribiéndolo a la base natural. Para hacer un análisis de la dimensión ambiental de los POT es necesario entender lo “ambiental” como la interacción del sistema socioeconómico y el sistema natural, de tal manera que se tenga una visión integradora. Por todo lo anterior se estableció que el presente trabajo sería la definición de “*indicadores para la evaluación y*

seguimiento de los planes de ordenamiento territorial municipal respecto a la sostenibilidad ambiental en la subregion valles de San Nicolás en el oriente antioqueño”.

Estos cambios se realizaron principalmente para garantizar un grupo de indicadores completamente estructurados, acordes con las particularidades de la subregión y que constituyeran en una herramienta efectiva para CORNARE y los Municipios en el seguimiento y evaluación de los planes de ordenamiento territorial municipal.

14.2.2 Enfoque sistémico: de la sostenibilidad ambiental

Según lo expuesto anteriormente, fue necesario definir el enfoque que permitiera modelar el fenómeno, situación, problema o actividad que se estudiaría mediante el sistema de indicadores. Teniendo en cuenta que el objeto de estudio del proyecto se estableció como los efectos generados por la implementación de los POT, los cuales pueden aportar negativa o positivamente en la sostenibilidad ambiental de los municipios, en este numeral se presenta el enfoque conceptual mediante el cual el equipo de trabajo abordó la representación de dicho objeto, con miras a poder interpretarlo y medirlo mediante el uso de los indicadores propuestos en este trabajo.

Agudelo⁵ hace notar la asociación de la ordenación territorial con la sostenibilidad ambiental municipal, en lo que llama un reto novedoso: *“Conciliar la oferta natural de los ecosistemas con las demandas sociales, sin perjuicio de las demandas que las futuras generaciones hagan de los mismos ecosistemas”*. El ordenamiento territorial y en especial los POT constituyen, en consecuencia, una herramienta para la sostenibilidad en la medida en que pretenden establecer la capacidad de acogida de la naturaleza para las actividades

⁵ AGUDELO, Luis Carlos. Indicadores de sostenibilidad y ordenación del territorio: Huella ecológica y ecosistemas estratégicos en Medellín, España. Valencia, 2004. Tesis Doctoral (Doctor en Ordenamiento Territorial). Universidad Politécnica de Valencia. Facultad de Ingeniería Forestal.

de producción, consumo creación artística y cultural y, con ella, prescribir la forma más adecuada de intervenirla.

Dicha sostenibilidad está relacionada con el balance entre la capacidad ecológica de bienes y servicios ambientales de los ecosistemas y la presión de la demanda de éstos ejercida por la sociedad, oferta que define una capacidad de soporte con límites determinados por la productividad total del respectivo ecosistema natural, incluida su capacidad de resiliencia y la protección y compensación que puede incorporar el hombre a través de tecnologías proteccionistas.

Es por esto que uno de los retos más grandes del ordenamiento territorial, y más específicamente de los POT, es plantear la manera más adecuada de intervención del territorio, de tal forma que se asegure la sostenibilidad ambiental de los municipios. Lo anterior se refiere a armonizar las demandas sociales presentes y futuras (actividades de producción, consumo, cultura, entre otras) con la oferta natural de los ecosistemas, es decir, la capacidad de acogida del territorio.

En este sentido, el enfoque conceptual definido para modelar para la incidencia de los planes de ordenamiento territorial sobre la sostenibilidad ambiental de los municipios es de tipo sistémico, desde los sistemas que definen lo territorial⁶ (biofísico, social, administrativo, físico-espacial y económico). Se realizó con el fin de que fuera medible y representable por medio de variables e indicadores.

El análisis de sistemas territoriales se adopta de la metodología para la formulación del plan de ordenamiento territorial municipal, elaborada por el IGAC⁷. Esta metodología plantea que la etapa diagnóstica de la formulación de los POT, se fundamenta en los cinco

⁶ Gallopín, Gilberto. Environmentaland sustainability indicators and the concept of situational indicators. A systems approach. *Environmental Modeling and Assesment* 1 (1996) 101-117. May, 1996.

⁷ INSTITUTO GEOGRÁFICO AGUSTÍN CODAZZI. Guía metodológica para la formulación del plan de ordenamiento territorial municipal. Bogotá: Linotipia Bolívar, 1996. 137p.

subsistemas que integran el sistema territorial municipal (físico biótico, económico, social, espacial funcional y político administrativo). Esta fase de diagnóstico describe, caracteriza y analiza integralmente la realidad del territorio municipal de acuerdo con los subsistemas anotados. La lógica de esta metodología radica en que el producto principal del análisis diagnóstico es la identificación de las variables y procesos claves a partir de las cuales se desarrollará todo el análisis de la etapa prospectiva, la cual incluye los diferentes escenarios futuros de desarrollo y la asignación de tipos de utilización de la tierra, todo esto de acuerdo con una imagen de sostenibilidad, una imagen objetivo que escoge para, y que considera debe mantenerse a perpetuidad.

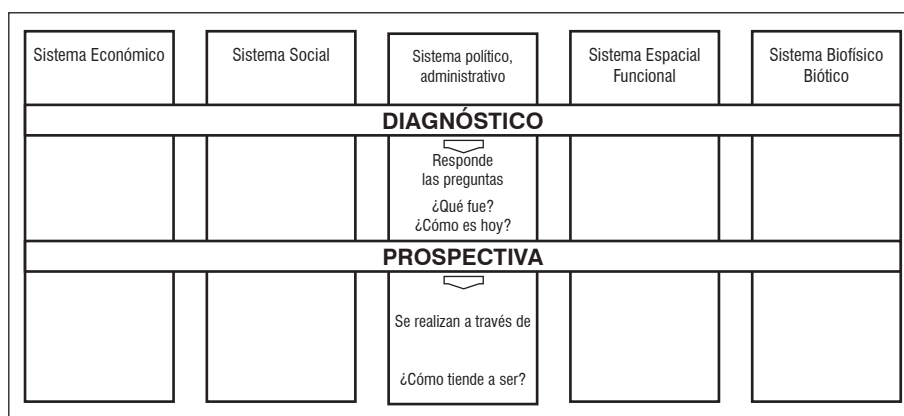


Figura 1. Etapa de diagnóstico y prospectiva

Fuente: Elaboración de los autores

De acuerdo con esta lógica, cualquier POT, independiente de la estructura de su contenido, contiene los elementos de cada uno de los sistemas nombrados. Por lo tanto, lo que se determina en la fase diagnóstica y prospectiva se ve reflejado en el componente general del plan, lo cual se instrumenta en la estrategia de gestión, el programa de ejecución, las normas complementarias, entre otros. Todo esto se constituye en el contenido del plan de ordenamiento territorial municipal desde una perspectiva general, tal y como se muestra en la figura 2.

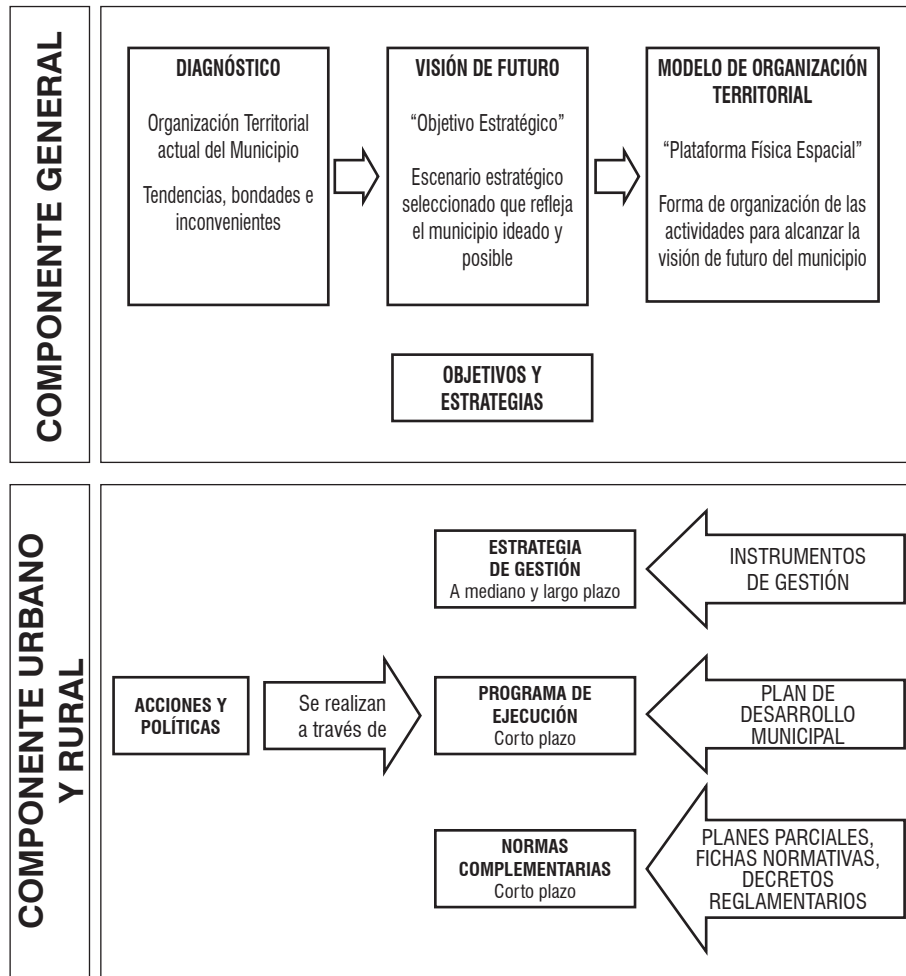


Figura 2. Resumen contenido del plan de ordenamiento territorial

Fuente: Elaboración de los autores

Debido a que el objeto de estudio de los indicadores es la incidencia de los planes de ordenamiento territorial sobre la sostenibilidad ambiental de los municipios, se extrajode cada uno de estos sistemas todo aquello que le ataña al POT, que tiene que ver con la sostenibilidad ambiental municipal. A continuación se presenta cada uno de los sistemas analizados.

14.2.2.1 *Sistema biofísico*

El sistema biofísico lo conforman los recursos naturales y el ambiente. Estudia integralmente la naturaleza y los elementos que en síntesis dan origen al paisaje o unidad de análisis, resultado de la interacción de factores y procesos como el clima, el agua, las rocas, el relieve, los suelos, la vegetación, la fauna, los cultivos, la temperatura, la infraestructura, la población y las amenazas naturales. Con respecto a la sostenibilidad ambiental, el análisis del sistema biofísico debe permitir *aportar a la conservación y protección de los recursos naturales y los servicios ambientales, garantizando así su oferta en el tiempo.*

14.2.2.2 *Sistema social*

El sistema social comprende el análisis integral de la población, la vivienda, la infraestructura física, como el sistema de vías de comunicación y medios de transporte; los servicios públicos sociales como la salud, educación, cultura, recreación y deporte; los servicios públicos domiciliarios como el agua potable, el alcantarillado el aseo público, la energía eléctrica, las telecomunicaciones, el gas domiciliario y además los equipamientos colectivos como las plazas de mercado, mataderos, plaza de ferias, templos, bombas, etc. Su estudio se refiere al inventario y evaluación de los anteriores elementos que conforman el subsistema. Con respecto a la sostenibilidad ambiental, el análisis del sistema social debe *garantizar el equilibrio entre oferta y demanda de servicios ambientales, analizando las dinámicas poblacionales como factor determinante de la sostenibilidad.*

14.2.2.3 *Sistema administrativo*

El sistema administrativo está compuesto por la estructura de la Administración municipal y demás entidades gubernamentales de los nive-

les regional, departamental y nacional presentes que ejercen funciones en la jurisdicción municipal. A su análisis corresponden las funciones y competencias de las instituciones públicas en el desarrollo territorial municipal, es decir, el análisis de las finanzas públicas municipales, presupuesto, proyección presupuestal, fuentes de recursos, plan plurianual de inversiones, capacidad de endeudamiento, cofinanciación, gestión de recursos, entre otros. Con respecto a la sostenibilidad ambiental, el análisis del sistema administrativo debe establecer los medios para el cumplimiento de las estrategias, políticas, acciones, planes, programas y proyectos que se requieren para el ordenamiento ambiental.

14.2.2.4 *Sistema físico espacial*

El sistema de funcionamiento espacial lo conforman las relaciones y vínculos espaciales urbano-rurales y urbano-regionales que genera la función urbana y las demás relaciones sociales, productivas y administrativas (empleo, servicios, negocios, recreación, etc.). Su análisis permite establecer cómo se relaciona el municipio en el entorno regional y local. El grado de articulación del sector rural con la cabecera y del municipio con otros centros urbanos, las relaciones intermunicipales en cuanto a problemas comunes, complementariedades y asociatividad para proyectos regionales, movilidad de la población y determinación de las unidades de funcionamiento espacial, UFE, que sirven de base para ajustar la organización y división territorial. Con respecto a la sostenibilidad ambiental, el análisis del sistema administrativo debe *orientar la ocupación y utilización del suelo en concordancia con las determinantes ambientales.*

14.2.2.5 *Sistema económico*

Se refiere a las actividades socioeconómicas integradas a los sistemas de producción y cadenas productivas. Su análisis integral

permite caracterizar y zonificar la producción en el municipio, con el cual se pueden evaluar aspectos como la capacidad productiva según los tamaños de las unidades productivas, los niveles de producción, los mercados y la comercialización, la eficiencia, la sostenibilidad, la oferta de empleo y en resumen las formas o estrategias para aprovechar las ventajas comparativas del municipio y hacerlo más competitivo. Con respecto a la sostenibilidad ambiental, el análisis del sistema económico debe distribuir las actividades productivas en el territorio, de manera que se garantice el mejoramiento ecológico y el desarrollo económico.

14.2.2.6 *Áreas temáticas o temas de análisis*

Con el fin de definir en qué unidades temáticas desagregar el modelo adoptado de sistemas, se definieron las principales temáticas relacionadas con el objeto de estudio. A partir de la revisión y análisis de las metodologías existentes para la formulación de planes de ordenamiento territorial del Instituto Geográfico Agustín Codazzi IGAC, Ministerio de Desarrollo Económico, lineamientos ambientales para la formulación de los planes de ordenamiento territorial de CORNARE y CORANTIOQUIA, los informes consolidados de seguimiento a los POT que realizó CORNARE a los municipios de la subregión, se definieron los temas y subtemas del POT que están relacionadas con la sostenibilidad ambiental de los municipios y son susceptibles de seguimiento por parte de CORNARE. Esto con el fin de acotar el análisis del POT a aquello que directamente se relaciona con la dimensión ambiental.

Los temas que finalmente interesa evaluar son: zonas de protección, zonas de aptitud forestal, amenaza y riesgo de desastre, conflictos de uso del suelo, sectores de restricción por ruido, división predial, espacio público, protección de cuencas abastecedoras de acueducto, disponibilidad de agua potable, agua residual, manejo

integral de residuos sólidos, ejecución de proyectos y planes complementarios y finalmente distribución de los sectores económicos. A continuación se dará una descripción de cada uno de ellos en términos de su papel dentro del sistema de indicadores y lo que pretende medir.

Zonas de protección, zonas de aptitud forestal y amenaza y riesgo de desastre. Según la ley 388 de 1999, en el artículo 13, el plan de ordenamiento en su componente urbano debe contener

“La delimitación, en suelo urbano y de expansión urbana, de las áreas de conservación y protección de los recursos naturales, paisajísticos y de conjuntos urbanos, históricos y culturales, de conformidad con la legislación general aplicable a cada caso y las normas específicas que los complementan en la presente ley; así como de las áreas expuestas a amenazas y riesgos naturales”.

De igual forma:

“... el señalamiento de los correspondientes instrumentos de gestión; así como los mecanismos para la reubicación de los asentamientos humanos localizados en zonas de alto riesgo para la salud e integridad de sus habitantes, incluyendo la estrategia para su transformación para evitar su nueva ocupación”

Es por esto que surgen los temas zonas de protección, zonas de aptitud forestal y amenaza y riesgo de desastre en el marco ordenador propuesto. La zonificación ambiental es uno de los productos más importantes del POT relacionados con la sostenibilidad del municipio. El POT debe garantizar la conservación y protección de los recursos naturales y los servicios ambientales, garantizando así su oferta en el tiempo. En este sentido se definieron los temas de zonas de protección y zonas de aptitud forestal, que se refiere a las zonas que fueron definidas en el POT, por ser ecosistemas de importancia ambiental para municipio, de común acuerdo con CORNARE, para

su protección y manejo adecuados. Estas zonas se definen en el acuerdo 016 expedido por CORNARE para la subregión valles de san nicolas.

Estos temas comprenden los siguientes indicadores: porcentaje de área en zona de aptitud forestal donde se han aplicado estímulos y porcentaje de área en zona de protección. Estos indicadores pretenden hacer seguimiento a los esfuerzos en términos de los estímulos y compensaciones que tanto el municipio como la corporación realizan a los propietarios de los predios que se ven afectados o restringidos por esta zonificación. Las áreas que han sido reforestadas, al igual que la aplicación de los instrumentos de compensación y estímulos en estas zonas, son aspectos que aportan a la consecución de los objetivos establecidos en el acuerdo 016, por lo tanto son objeto de medición. Estos objetivos, como el avance en las metas de cobertura boscosa y densidad de vivienda, los cuales están reglamentados en el acuerdo 016 se miden por medio de los indicadores de cambio multitemporal de cobertura en zonas de protección, áreas protegidas y zonas de aptitud forestal, como por los indicadores de densidad de vivienda tanto en zonas de protección como en zonas de aptitud forestal.

Otro de los temas de gran importancia dentro del POT es el de amenaza y riesgo de desastre. Fenómenos naturales de origen geológico e hidrológico tales como: movimientos en masa e inundaciones, representan un peligro latente que bien puede considerarse como una amenaza para el desarrollo social y económico de una región. En el análisis de este tema se ha tomado en cuenta la amenaza y riesgo causada por deslizamientos e inundaciones por ser los más comunes y los que los planes de ordenamiento territorial identifican para zonificación. El fin último de zonificar y establecer medidas en zonas de amenaza y riesgo de desastre es evitar las pérdidas humanas, materiales y naturales por fenómenos naturales, al igual que disminuir las personas afectadas.

El Riesgo, por ser un tema transversal en muchos de los sistemas territoriales, dentro de este sistema de indicadores la amenaza y riesgo de desastre tiene influencia tanto en el sistema social como en el físico espacial, por esto se plantean, indicadores en el sistema social como el cambio en el número de viviendas localizadas en alto riesgo de la zona urbana y zona rural, porcentaje de viviendas que han sido reubicadas de zonas de alto riesgo, debido a que una de las acciones más importantes y más difíciles de realizar en esta materia es la reubicación de viviendas; sin embargo, es una de las más necesarias –en casos de riesgo no mitigable- por lo que un análisis al respecto es necesario. Dentro del sistema físico espacial, se realiza un análisis de este tema de carácter más territorial, es por esto que se definen indicadores como cambio en el área de zona de alto riesgo de desastre por inundación y deslizamiento, que permite establecer si las acciones que el POT establece si están siendo efectivas. Se incluye también los incendios forestales, con el indicador de cambio en el área afectada por incendios forestales.

Temas territoriales: conflictos de uso del suelo, sectores de restricción por ruido, división predial, distribución espacial de la población, espacio público y densidades de vivienda. Siguiendo con los temas de carácter predominantemente territorial, se tienen: conflictos de uso del suelo, sectores de restricción por ruido, división predial y espacio público. Estos temas fueron escogidos teniendo en cuenta que los POT constituyen una herramienta esencial en la reglamentación de los usos del suelo en el municipio y que esta reglamentación propende por el uso adecuado del suelo, acorde con la aptitud de uso y la imagen objetivo del municipio, para alcanzar entre otras cosas, la sostenibilidad ambiental. También estos temas surgen por la necesidad de analizar los usos del suelo con respecto a su reglamentación con el indicador porcentaje de área del municipio en conflicto de uso del suelo; la acelerada dinámica de parcelaciones y divisiones de predios de forma ilegal con el porcentaje de predios que cumplen con el tamaño vigente en la norma y los conflictos

por ruido, especialmente los que se dan en la zona urbana, con el indicador nivel de ruido ambiental por sectores. Se tienen en cuenta también el índice de espacio público, la distribución espacial de la población, densidad de vivienda en zona urbana y rural.

Protección de cuencas abastecedoras de acueducto, disponibilidad de agua potable, manejo integral de residuos sólidos y agua residual. El recurso hídrico es un eje estructurante del análisis ambiental. Es la base en la que sustentan los ecosistemas y el desarrollo de la población. Para lograr un desarrollo sostenible, la conservación del recurso hídrico es pieza fundamental. Este tema se ha abordado en este análisis con respecto a la oferta y demanda del recurso, así como las medidas para su conservación. Es por esto que se definen temas como protección de cuencas abastecedoras de acueducto, disponibilidad de agua potable y agua residual. Estos temas son medidos por indicadores como % área protegida de cuencas abastecedoras de acueducto, que refleja el grado de protección de las cuencas responsables del agua potable para el municipio y el Índice de escasez, que mide el efecto de la protección y conservación de dichas cuencas. Con respecto a la disponibilidad de agua potable se tienen indicadores como porcentaje de viviendas rurales con acceso a agua potable y porcentaje de cobertura de acueducto en la zona urbana, con el fin de hacer seguimiento a las metas que el POT establece para abastecer de agua potable al municipio; patrón de consumo per. capita de agua potable el cual permite establecer el grado de ahorro en el consumo de agua.

Por otro lado, el saneamiento básico también es un componente esencial en los POT, dada su importancia en la calidad de vida de los ciudadanos, al mismo tiempo que hace parte del sistema estructurante de las ciudades y es generador de suelo urbanizable. Para este análisis en particular, se tomaron en cuenta la gestión integral de residuos sólidos y el manejo del agua residual doméstica, ya que estos inciden negativamente sobre la base natural, si no son manejados adecuadamente. Por esto se definieron temas como manejo in-

tegral de residuos sólidos, donde se pretenden medir la disposición adecuada de residuos sólidos, reciclaje y separación en la fuente, con los indicadores porcentaje de cobertura de recolección de residuos sólidos en zona urbana y porcentaje de residuos sólidos aprovechados en zona urbana. Finalmente el cambio en la vida útil del relleno permitirá establecer el grado de cumplimiento de las disposiciones que en materia de residuos sólidos se establecen en el POT.

En el tema del agua residual doméstica se incluyen indicadores como cobertura de alcantarillado en zona urbana y viviendas con sistemas de tratamiento de agua residual doméstica, que al igual que los indicadores de disponibilidad de agua potable, hacen seguimiento a las metas establecidas por el POT. Otros indicadores de tipo técnico son porcentaje de eficiencia de remoción de DBO y SST de la planta de tratamiento de agua residual municipal y estado de la planta de tratamiento de agua residual municipal, que pretenden establecer la efectividad de las plantas de tratamiento municipales en la descontaminación del recurso hídrico.

Ejecución de proyectos y planes complementarios. Este tema se refiere al la gestión que hacen los municipios, derivada del POT, específicamente de los planes sectoriales que complementan el ordenamiento territorial, como son: ejecución de proyectos y planes complementarios porcentaje de ejecución del plan de espacialidades públicas plan de descontaminación auditiva plan de de ahorro y uso eficiente del agua plan de gestión integral de residuos sólidos plan maestro de acueducto y alcantarillado planes de ordenación y manejo de cuencas.

Distribución de los sectores económicos. Como se ha dicho anteriormente, el principal objetivo del análisis del sistema económico es encontrar cómo dicha infraestructura económica influye en la configuración territorial municipal y, a la vez, cómo la capacidad de soporte territorial local influye en la dinámica económica. Es por esto que el plan de ordenamiento territorial determina la localización

y distribución espacial vigente de las actividades productivas en el territorio municipal. Por medio de este tema, se pretende conocer cómo las áreas constituidas para determinadas actividades productivas van cumpliendo con la reglamentación establecida en el POT, la cual debió haber cumplido con los principios de sostenibilidad ambiental. Lo anterior se mide con los indicadores: porcentaje del área del municipio en uso por el sector agroindustrial, industrial, minero, agrícola, pecuario y servicios con respecto a la reglamentación del POT.

Finalmente, todo el sistema territorial municipal se ha descompuesto para su análisis en los cinco subsistemas estudiados, y de cada uno de ellos, a su vez, se han extraído 14 temas principales que tienen que ver con la sostenibilidad municipal desde el plan de ordenamiento; todo esto para explicar la totalidad del sistema de indicadores. Esta estructura puede observarse en el figura 5. De los 14 temas expuestos se desprenden 44 indicadores, que se unen en el índice de sostenibilidad ambiental municipal del POT (ISAMPOT) y todos los ISAPOT_M de los municipios se unen a su vez en el índice de sostenibilidad ambiental regional del POT ISAPOT_R, lo cual se explicará más adelante.

14.2.2.7 *Análisis tensión/ actividad/ efecto/ impacto.*

El enfoque de Sistemas se complementó con el análisis *tensión/ actividad/efecto/impacto* realizado por medio de la *Matriz TAEI*, de la cual se habló en el proceso metodológico. El objetivo fue facilitar el análisis y la comprensión de los indicadores, para que éstos no fueran sólo un listado, sino que estuvieran justificados y enmarcados en unas problemáticas (tensiones) propias de la subregión, identificadas en el diagnóstico los POT. Para ello se tienen los siguientes conceptos:

Tensión. La definición de tensión se adoptó de la Guía Metodológica 4: balances e interacciones y tensiones en dinámicas y desarrollos poblacionales ambientales sociales y económicos del MINISTERIO

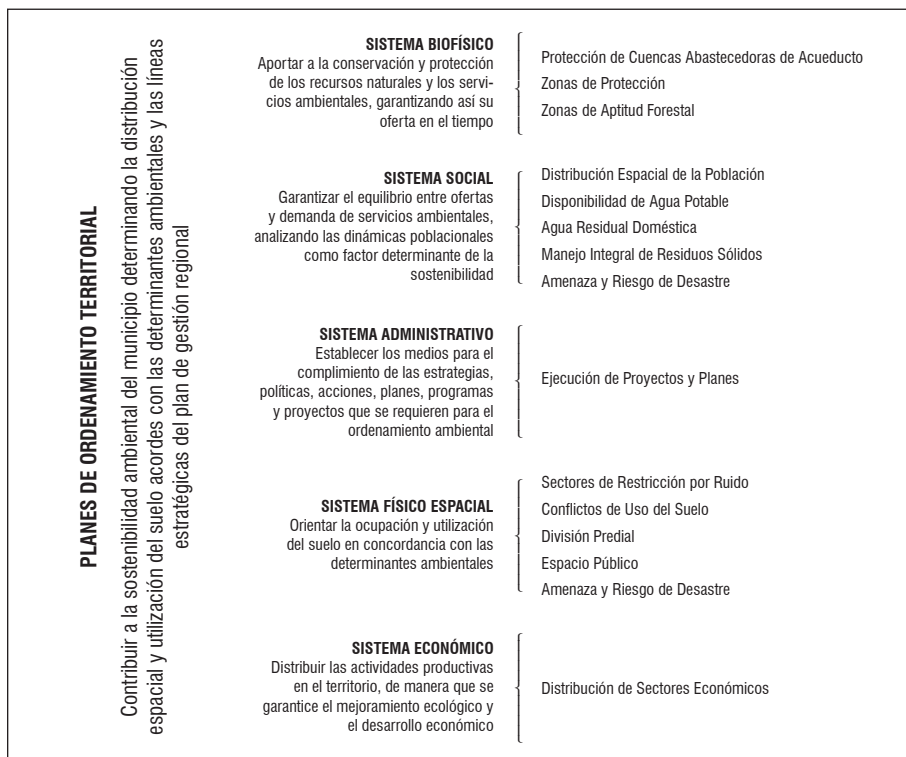


Figura 3. Sistemas y temas territoriales

Fuente: Elaboración de los Autores

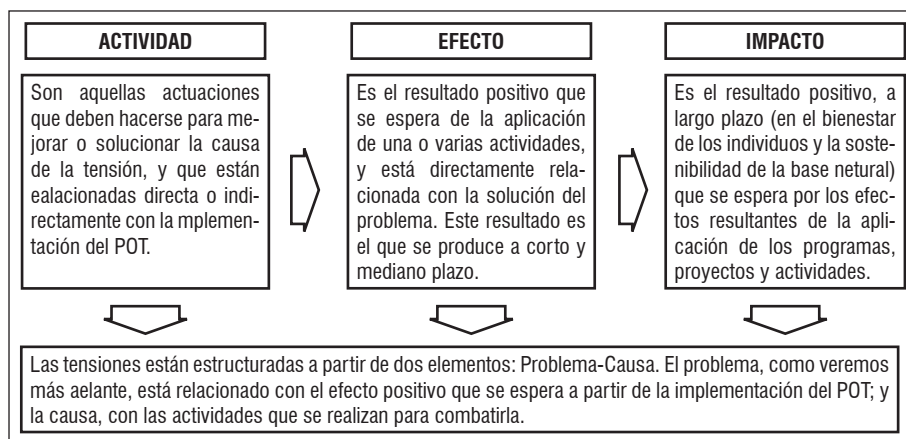


Figura 4. Análisis actividad/ efecto/impacto

Fuente: Elaboración de los autores

DE VIVIENDA, AMBIENTE Y DESARROLLO TERRITORIAL⁸. Según dicha definición una tensión se constituye cuando se presenta un conjunto de presiones o movimientos en dirección contraria, provenientes de uno o de ambos términos de la relación (cuando hay dos involucrados, pues puede haber más de dos), y que generan cierto grado de estrés, gracias al cual se mantiene o transforman las dinámicas poblacionales, ambientales sociales y económicas.

Las tensiones son todas aquellas problemáticas en los temas definidos que la implementación del POT debe atacar. Están estructuradas a partir de dos elementos: problema–causa. El problema, como veremos más adelante, está relacionado con el efecto que se espera a partir de la implementación del POT; y la causa, con las actividades que se realizan para combatirla.

Actividad. Son aquellas actuaciones que deben realizarse para combatir la causa de la tensión, y que están relacionadas directa o indirectamente (implementación de los planes que se derivan del POT–PGIRS, plan de saneamiento básico, plan de acueducto y alcantarillado, entre otros) con la implementación del POT.

Efecto. Es el resultado positivo o negativo de la aplicación de una o varias actividades, y está directamente relacionado con la solución del problema. Este resultado se produce en el corto, mediano y largo plazo del POT. El efecto está expresado de forma positiva y corresponde al resultado que se espera de la implementación del POT.

Como lo plantea OÑATE⁹, la temporalidad de los efectos está determinada a corto, mediano, y largo plazo, es decir, su incidencia puede manifestarse dentro del tiempo comprendido en un ciclo anual,

⁸ RUBIANO Norma, Alejandro González, Lucero Zamudio y Álvaro Toledo. "Población y Ordenamiento Territorial", citado por Colombia. Ministerio De Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. Dirección de Desarrollo Territorial Guía Metodológica 4: Balances Interacciones y Tensiones en Dinámicas y Desarrollos Poblacionales Ambientales Sociales y Económicos. Bogotá, 2004 53 p.

⁹ OÑATE, Op. cit., p. 35.

antes de cinco años, o en un periodo superior, respectivamente. Para el caso concreto de la evaluación de los POT, puede entenderse dicha temporalidad como lo establece la ley 388/97, es decir, tres administraciones: cuatro, ocho y doce años.

Impacto. Es el cambio positivo o negativo en la base natural y el bienestar de los individuos que surge como resultado de uno o varios efectos. El impacto está expresado de forma positiva y corresponde al nivel más elevado o la finalidad última de la implementación del POT. No obstante, como se menciona en el enfoque conceptual el impacto es consecuencia no sólo del POT sino también de otros instrumentos de planificación de orden regional y nacional, y de las dinámicas económicas, políticas, tecnológicas, culturales, naturales y sociales. Su escala temporal es mucho más amplia que la de los efectos, es decir, dos o tres POT consecutivos. Para los impactos no se construyen indicadores por la dificultad que se encuentra en diferenciar y cuantificar el aporte del POT a los impactos esperados (mejoramiento de la calidad de vida de la población y sostenimiento de la base natural). Uniéndolo entonces el enfoque conceptual de sistemas con el análisis de tensión/actividad/efecto/impacto se tiene lo siguiente:

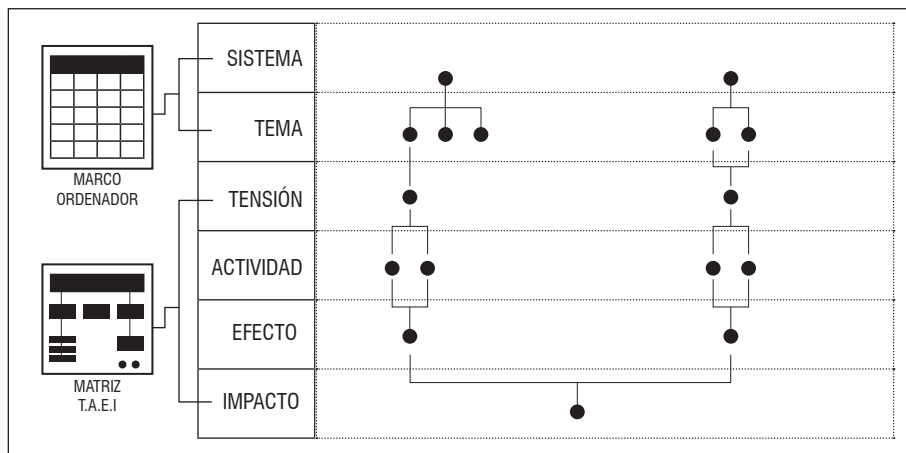


Figura 5. Marco conceptual del sistema de indicadores
Fuente: Elaboración de los autores

De cada sistema territorial analizado en el POT se extrae uno o varios temas que tienen que ver con lo que el POT aporta a la sostenibilidad ambiental de los municipios. Lo anterior se toma como el marco ordenador del sistema de indicadores. Por otro lado, cada uno de esos temas tiene una o varias tensiones, cuyas causas son atacadas por las actividades consignadas en el POT. Cada actividad produce un efecto en el mediano plazo, el cual, a su vez, produce un impacto en el territorio a largo plazo.

14.3 PROPUESTA FINAL DE INDICADORES E ÍNDICE DE SOSTENIBILIDAD AMBIENTAL DEL POT ISAPOT

Antes de presentar la propuesta es necesario introducir dos conceptos fundamentales para el sistema de indicadores: la evaluación y el seguimiento. El concepto de seguimiento se refiere al análisis de las actividades que se ejecutan en el desarrollo del POT. El seguimiento se realiza sobre procesos y productos de los mismos. El concepto de evaluación se refiere al análisis de las transformaciones inducidas por el POT, los cuales, por lo general se dividen en dos grupos: los efectos y los impactos. El sistema de indicadores incluye los efectos, tal cual como se explica en el enfoque conceptual. Aunque es posible hacer análisis de productos y evaluación de efectos a medida que avanzan las acciones, es preciso comprender que muchas veces el impacto y los efectos de las mismas solo podrán apreciarse plenamente después de un periodo relativamente largo de operación o, inclusive, algún tiempo después del POT.

El seguimiento se refiere entonces a los indicadores de actividad, y la evaluación a los indicadores de efecto. Los indicadores de actividad y efecto se formularon a partir de la lógica secuencial del análisis tensión/actividad/efecto/impacto: para atacar la causa de la tensión¹⁰ se genera una actividad, la cual se mide por medio del indicador de

¹⁰ Tensión = Problema + Causa

actividad. Una o varias actividades generan un efecto, que aporta al mejoramiento del problema y es medido con el indicador de efecto. *En ese sentido*, los indicadores de actividad apuntan a hacer seguimiento al avance de la implementación del POT en los temas definidos; por ejemplo, cobertura de acueducto en el área urbana, viviendas que han sido reubicadas de zonas de riesgo por inundación, entre otros.

Por su parte, los indicadores de efecto se encargan de medir la incidencia de dicha implementación sobre el territorio en los mismos temas; por ejemplo, vida útil del relleno, índice de espacio público, entre otros.

Se formularon indicadores tanto de actividad como de efecto, debido a que los estos últimos en algunos casos pueden ser difíciles de medir, por varias causas, entre ellas la falta de información. Por lo tanto, es recomendable recurrir a medidas indirectas, como los Indicadores de actividad.

Así, por ejemplo, si el efecto que se desea obtener con un objetivo, estrategia o política es la disminución de las condiciones de amenaza y vulnerabilidad (efecto), para finalmente mejorar el nivel de calidad de vida y recuperar los ecosistemas degradados (impacto) por medio de actuaciones territoriales (actividad) en el tema de amenaza y riesgo de desastre, un buen indicador sería el de cambio en el área de zona de alto riesgo de desastre por deslizamiento. Pero indirectamente, se puede medir el “*Cambio en las viviendas que han sido reubicadas de zonas de riesgo por deslizamiento*”, bajo la hipótesis que hay una relación entre la reubicación de viviendas de estas zonas y las áreas declaradas de alto riesgo por deslizamiento en el municipio. El fin último no es reubicar viviendas; en algunos casos, la reubicación no garantiza por sí misma la recuperación de estas zonas, y en otros puede haber soluciones aceptables diferentes, pero en las condiciones normales estas medidas indirectas dan cuenta de factores que inciden en el logro de ese objetivo.

Se debe tener en cuenta que esta propuesta de indicadores tiene algunas limitaciones. No se puede esperar que la complejidad del territorio se pueda reproducir de manera precisa con variables e indicadores. Se crea un enfoque conceptual con el fin de acercarse a la realidad, sin esperar que este la refleje en su conjunto.

Los POT no han contado con instrumentos de evaluación en general hasta el momento, que sean reales y realizables, y mucho menos de evaluación ambiental. La planificación es un proceso largo y complejo, en el que se van sucediendo decisiones en niveles de definición de objetivos primero, estrategias después y, por último, actuaciones y medidas, que no han sido acompañadas de indicadores y en las que cualquier factor que se desee que condicione su posterior viabilidad debe ser considerado convenientemente en cada una de sus fases.

La necesidad de integrar los aspectos ambientales en el propio proceso de planificación resulta, pues, tan evidente como en el caso de los proyectos y, desde luego, también la de acompasar a dicho proceso el de su evaluación ambiental, de tal manera que se siga un procedimiento gradual de adaptación ambiental y se consiga así una mayor eficiencia del proceso en su conjunto.

Listado de indicadores propuestos

Este numeral presenta la propuesta final de indicadores para el sistema de evaluación y seguimiento. Esta consta de 44 indicadores enmarcados en 14 temas y 5 sistemas territoriales expuestos anteriormente, los cuales se analizan en conjunto por medio del índice de sostenibilidad ambiental municipal del POT, ISAPOT_m y todos los iISAPOT_m de los municipios se unen a su vez en el índice de sostenibilidad ambiental regional del POT, ISAPOT.

Tabla 1. Listado de indicadores propuestos

Sistema	Tema	No. del indicador	Nombre del indicador	Tipo de indicador	
				Efecto	Actividad
SISTEMA BIOFÍSICO	Protección de cuencas abastecedoras de acueducto	1	% Área protegida de cuencas abastecedoras de acueducto.		x
		2	Índice de escasez.	x	
	Zonas de protección	3	Cambio multitemporal de cobertura en zonas de protección.	x	
		4	Cambio multitemporal de cobertura en áreas protegidas.	x	
		5	Densidad de vivienda en zonas de protección.	x	
		6	Porcentaje de área en zona de protección donde se han aplicado compensaciones.		x
	Zonas de aptitud forestal	7	Cambio multitemporal de cobertura en zonas de aptitud forestal.	x	
		8	Densidad de vivienda en zonas de aptitud forestal.	x	
		9	Porcentaje de área en zona de aptitud forestal donde se han aplicado estímulos.		x
SISTEMA SOCIAL	Distribución espacial de la población	10	Densidad de vivienda en zona urbana.	x	
		11	Densidad de vivienda en zona rural.	x	
	Disponibilidad de agua potable	12	Porcentaje de viviendas rurales con acceso a agua potable.		x
		13	Patrón de consumo per. capita de agua aotable.	x	
		14	Porcentaje de cobertura de acueducto en la zona urbana.		x
	Agua residual doméstica	15	Cobertura de alcantarillado en zona urbana.		x
		16	Porcentaje de viviendas con sistemas de tratamiento de agua residual doméstica.		x
		17	Estado de la planta de tratamiento de agua residual municipal.		x
		18	Eficiencia de remoción de DBO de la planta de tratamiento de agua residual municipal.		x
19		Eficiencia de remoción de SST de la planta de tratamiento de agua residual municipal.		X	

Sistema	Tema	No. del indicador	Nombre del indicador	Tipo de indicador	
				Efecto	Actividad
SISTEMA SOCIAL	Manejo integral de residuos sólidos	20	Cambio en la vida útil del relleno.	x	
		21	Porcentaje de cobertura de recolección de residuos sólidos en zona urbana.		X
		22	Porcentaje de residuos sólidos aprovechados en zona urbana.		X
	Amenaza y riesgo de desastre	23	Cambio en el número de viviendas localizadas en alto riesgo de la zona urbana.	x	
		24	Cambio en el Número de Viviendas localizadas en alto riesgo de la zona rural.	x	
		25	Porcentaje de viviendas que han sido reubicadas de zonas de alto riesgo.		X
SISTEMA ADMINISTRATIVO	Ejecución de proyectos y planes complementarios	26	Porcentaje de ejecución del plan de espacialidades públicas.		X
		27	Porcentaje de ejecución del plan de descontaminación auditiva.		X
		28	Porcentaje de ejecución del plan de ahorro y uso eficiente del agua.		X
		29	Porcentaje de ejecución del plan de gestión integral de residuos sólidos		X
		30	Porcentaje de ejecución del plan maestro de acueducto y alcantarillado.		X
		31	Porcentaje de ejecución de planes de ordenación y manejo de cuencas.		X
SISTEMA FISICOESPACIAL	Sectores de Restricción por Ruido	32	Nivel de ruido ambiental por sectores.	x	
	Amenaza y Riesgo de Desastre	33	Cambio en el área de zona de alto riesgo de desastre por inundación.	x	
		34	Cambio en el área de zona de alto riesgo de desastre por deslizamiento	x	
		35	Cambio en el área afectada por incendios forestales.	x	
	Conflictos de Uso del Suelo	36	Porcentaje de área del municipio en conflicto de uso del suelo.	x	
	División Predial	37	Porcentaje de predios que cumplen con el tamaño vigente en la norma.	x	
	Espacio Público	38	Índice de espacio público.	x	

Sistema	Tema	No. del indicador	Nombre del indicador	Tipo de indicador	
				Efecto	Actividad
SISTEMA ECONOMICO	Distribución de los Sectores Económicos	39	Porcentaje del área del municipio en uso por el sector agroindustrial con respecto a la reglamentación del POT.	x	
		40	Porcentaje del área del municipio en uso por el sector industrial con respecto a la reglamentación del POT.	x	
		41	Porcentaje del área del municipio en uso por el sector minero con respecto a la reglamentación del POT.	x	
		42	Porcentaje del área del municipio en uso por el sector agrícola con respecto a la reglamentación del POT.	x	
		43	Porcentaje del área del municipio en uso por el sector pecuario con respecto a la reglamentación del POT.	x	
		44	Porcentaje del área del municipio en uso por el sector servicios con respecto a la reglamentación del POT.	x	

14.4 REFLEXIONES FINALES

En primera instancia, se puede concluir que el ordenamiento territorial es un proceso de planificación al que confluyen todas las dimensiones territoriales (económica, social, cultural, ambiental y política), que involucra diferentes instancias e instituciones, y está influido por fuerzas a escala regional, nacional y mundial que desbordan los ejercicios de planeación, como las leyes de oferta y demanda en lo económico, y dinámicas climáticas en lo biofísico, haciendo del ordenamiento territorial un proceso complejo. Por tanto, el análisis por dimensiones no es suficiente para acercarse a la complejidad que plantea la realidad territorial, y es necesario que se realicen acercamientos conceptuales y metodológicos que logren articular, más allá del simple cruce dimensional, las relaciones complejas que se producen entre los elementos.

Con respecto a la evaluación de la implementación de un instrumento de planificación como el POT, en cuanto a los impactos

que pueda generar especialmente sobre la base natural, puede concluirse que dicha evaluación implica no sólo establecer relaciones concretas de causalidad del plan de ordenamiento sobre los cambios a largo plazo (esto es un plazo más extenso que la vigencia del POT) del territorio, sino también especificar y cuantificar su aporte a dichos cambios con respecto a otros instrumentos de planificación de orden local y regional que complementan la formulación trazada por el POT y aportan desde su especificidad a una mejor comprensión de las problemáticas y estrategias sectoriales aplicadas al territorio.

También se presenta una fuerte influencia de factores económicos, políticos, tecnológicos, culturales, naturales, sociales y de todo tipo que dan lugar a una gran cantidad de escenarios en el territorio, los cuales no son resultados directos del accionar del POT, pero que de igual manera permean el instrumento. Sin embargo, es claro que la implementación del POT genera unas incidencias directas sobre el territorio que pueden analizarse desde el corto y mediano plazo, y corresponden a lo que en el presente trabajo se denomina como efectos.

Estos efectos en el tiempo aportan a los impactos ambientales generados por el conjunto de los diversos factores ya mencionados. La dificultad de evaluar el impacto reside en cuantificar el aporte porcentual de los POT en los cambios a largo plazo, en relación en el aporte realizado por otros instrumentos, planes o el mismo accionar de actores públicos y privados, ya que todos confluyen en el mismo escenario territorial y, por lo tanto, contribuyen en mayor o menor grado al impacto.

Cabe anotar cómo, aunque la mayoría de los POT no se diagnosticaron en términos cuantitativos, se considera que los indicadores se constituyen en herramientas por excelencia para evaluar de una forma cuantitativa, comparable y sencilla los efectos de la implementación del POT, así como las tendencias de temas

de importancia ambiental en el territorio que se constituirían en línea base para la formulación de los nuevos POT. Sin embargo, los indicadores por sí solos no generan los análisis que sobre el territorio se requieren para el entendimiento de las dinámicas del mismo, ni para generar adecuadas estrategias de gestión, por lo que es fundamental articularlos en el marco de un sistema que permita darle valor agregado a la información que generan y direccionar los análisis para responder a un propósito determinado que permita, a partir del análisis de los resultados, la toma de decisiones en distintos instrumentos de planificación y gestión ambiental territorial.

Adicionalmente al POT, la investigación identificó una serie de instrumentos de gestión ambiental territorial, conducentes al desarrollo sostenible (planes de acción trianual, planes de desarrollo municipal, planes de gestión ambiental municipal; planes de gestión integral de residuos sólidos, expediente municipal, entre otros); sin embargo, no es claro cómo se articulan entre ellos en términos de tiempos, acciones, actores, propósitos, ámbito de actuación y sistemas de evaluación y seguimiento. Por lo tanto se genera la pregunta: ¿Hasta qué punto los instrumentos de gestión ambiental territorial son generadores de sostenibilidad ambiental?

A la luz del desarrollo sostenible, la ley 99/ 93 y toda las normas que se derivaron en el caso colombiano, generaron no sólo unos instrumentos para la gestión ambiental territorial, sino también unos actores con funciones diferentes, de acuerdo al papel que deben jugar en el desarrollo sostenible. Estos instrumentos son el resultado de la necesidad de responder a las funciones que la ley otorgó a estos actores. Aun cuando los actores están definidos, no es muy claro cómo estos empiezan a intervenir de manera conjunta sobre un problema común como lo es la insostenibilidad ambiental del territorio; es por esto que los instrumentos de la gestión ambiental territorial repiten elementos, no coordinan tiempos, tratando de cumplir la función que les otorgó la ley.

Según lo anterior, es necesario releer la manera como se ejecuta la gestión ambiental territorial y analizarla desde el punto de vista de los instrumentos, determinando sus interrelaciones en el marco de la ley y confrontándola con lo que se ejecuta en la realidad del territorio. Se deben realizar preguntas sobre la participación de los diferentes actores e instrumentos de la gestión ambiental territorial presentes el territorio, y tratar de explicar por qué instrumentos como los POT no logran ser eficaces para producir sostenibilidad ambiental.

14.5 BIBLIOGRAFÍA

- AGUDELO, Luis Carlos. Indicadores de sostenibilidad y ordenación del territorio: huella ecológica y ecosistemas estratégicos en Medellín, España. Valencia, 2004. Tesis doctoral (doctor en ordenamiento territorial). Universidad Politécnica de Valencia. Facultad de Ingeniería Forestal.
- CARRIZOSA UMAÑA, Julio. Sostenibilidad regional y local. En: geografía: boletín de la sociedad geográfica de Colombia. Vol. 45, No. 133. oct, 2001. 31-37.
- GALLOPÍN, Gilberto. Environmental and sustainability indicators and the concept of situational indicators. A systems approach. Environmental modeling and assessment 1 (1996) 101-117. May 1996.
- Instituto Geográfico Agustín Codazzi. Guía metodológica para la formulación del plan de ordenamiento territorial municipal. Bogotá: Linotipia, Bolívar, 1996. 137p.
- OÑATE, Juan J. Evaluación ambiental estratégica: la evaluación ambiental de políticas, planes y programas. Madrid: mundi prensa. 382 pág.
- RUBIANO, Norma; GONZÁLEZ, Alejandro; ZAMUDIO, Lucero y TOLEDO, Álvaro. "Población y ordenamiento territorial", citado por Colombia. Ministerio de ambiente, vivienda y desarrollo territorial. dirección de desarrollo territorial guía metodológica 4: balances interacciones y tensiones en dinámicas y desarrollos poblacionales ambientales sociales y económicos. Bogotá, 2004 53 p.



Tendencias de la investigación en Ingeniería Ambiental
Se terminó de imprimir en agosto de 2008
en Logoformas S.A.

Para su elaboración se utilizó papel Propal libros 75 gr
en páginas interiores y en carátula Propalcote 250 BD
la fuente usada es Times New Roman a 12.5 puntos