

**ESTUDIO DE ALTERNATIVAS DE DESINFECCIÓN PARA EL
CONTROL DE PATÓGENOS EN EL RÍO BOGOTÁ**

DIANA GRACIELA MAYA ACHICANOY



**UNIVERSIDAD DE LOS ANDES
FACULTAD DE INGENIERÍA
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL
MAGISTER EN INGENIERÍA CIVIL
ÁREA DE AMBIENTAL
BOGOTÁ
2004**

**ESTUDIO DE ALTERNATIVAS DE DESINFECCIÓN PARA EL
CONTROL DE PATÓGENOS EN EL RÍO BOGOTÁ**

DIANA GRACIELA MAYA ACHICANOY

**Tesis de maestría para optar al título de Magíster en Ingeniería Civil y
Ambiental**

Director

LUÍS ALEJANDRO CAMACHO BOTERO

UNIVERSIDAD DE LOS ANDES

FACULTAD DE INGENIERÍA

DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL Y AMBIENTAL

MAGÍSTER EN INGENIERÍA CIVIL

ÁREA DE AMBIENTAL

BOGOTÁ

2004

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Después del tiempo, uno empieza a reconocer que lo que ve y siente es pasajero, aunque siempre lo haya sabido. Cosas valiosas son las que no pasan, como el conocimiento, el amor, la lealtad y los valores, que solo personas sabias saben conservar en su corazón y compartirlas con otros. Quiero dedicar este documento especialmente a mi mamá, quien puso en mí la semilla de grandes valores y quiero hacer extensiva la dedicatoria a todas aquellas personas que sueñan, porque sus sueños las hagan mejores y felices.

AGRADECIMIENTOS

En especial, agradezco al Ingeniero Luis Alejandro Camacho, por su apoyo durante el desarrollo de esta investigación, y más que agradecer a las personas que contribuyeron en este trabajo, quiero agradecer a todas aquellas que en algún momento de mi formación profesional de pregrado y postgrado aportaron con su empeño, valores, ejemplo y sabiduría en mi crecimiento personal y profesional. Así, esta lista resulta interminable ya que incluye familiares, amigos, profesores, conocidos, etc. Sin embargo, listo aquí solo algunos de estos seres valiosos, cuya contribución ha quedado imborrable en mi memoria:

- Graciela Achicanoy de Maya, a quien no me cansaré de agradecer toda su dedicación
- Esperancita, José Benjamín, Mauricio, Luz Adriana, Camilo, Natalia, Santiago, Orlando, María Eugenia, Mario Fernando y demás familiares.
- Herny Arias, Oscar Bermúdez, Helena Díaz, Oscar Aragón, Andrés Ramírez, Oscar Ducuara, Alba Lucía Correa, Ana Zapata, Laura Flórez, Emilio Delgado, William Gómez, Pedro Javier Rodríguez, Juan Guillermo Rendón, Miguel Garzón, Miguel García, Margarita, Natalia Escobar, Andrés Jimenez.
- Luis Camacho, Jorge Medina, Jaime LoboGuerrero, Eugenio Giraldo, Rubén Ballesteros, Iván García, Gerardo Rodríguez, Héctor Barrera, Gabriel Rocha, Rodrigo Chaparro, Alfredo Hernández.
- Marley Angel, Johana Jaimes, Ana Cristina Navarrete, Paola Sánchez.
- Todos aquellos que en este momento olvido, pero que no hace falta escribir su nombre para notar lo valiosos que son, fueron y serán para mí.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá**CONTENIDO**

1	INTRODUCCIÓN	18
1.1	DEFINICIÓN DEL PROBLEMA	18
1.2	OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN	20
1.3	JUSTIFICACIÓN	20
1.4	METODOLOGÍA	21
1.5	RESULTADOS PRINCIPALES	22
1.6	RESUMEN DE CONTENIDO	23
2	REVISIÓN DE ASPECTOS DE PATOGENICIDAD Y REUSO DE AGUAS	25
2.1	MICROORGANISMOS PRESENTES EN AGUA RESIDUAL	26
2.1.1	<i>Bacterias</i>	26
2.1.2	<i>Hongos</i>	27
2.1.3	<i>Algas</i>	28
2.1.4	<i>Protozoarios</i>	29
2.1.5	<i>Helmintos</i>	31
2.1.6	<i>Rotíferos</i>	32
2.1.7	<i>Crustáceos</i>	33
2.1.8	<i>Virus</i>	33
2.2	MICROORGANISMOS INDICADORES	33
2.2.1	<i>Relación de los Coliformes fecales con los Streptococos fecales</i>	36
2.3	EL PROBLEMA DE LA SALUD PÚBLICA EN AMÉRICA LATINA	38
2.3.1	<i>Tecnologías de Desinfección de Agua en América Latina</i>	42
2.4	REUSO DE AGUAS	45
2.4.1	<i>Tratamiento de aguas por aplicación al suelo</i>	45
2.5	NORMATIVIDAD	47
2.5.1	<i>Extranjera</i>	48
2.5.2	<i>Nacional</i>	51
3	REVISIÓN DE ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS PARA EL CONTROL DE PATÓGENOS	55

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

3.1	CLORACIÓN	58
3.1.1	<i>Mecanismo de desinfección</i>	59
3.1.2	<i>Eficacia</i>	60
3.1.3	<i>Equipos</i>	63
3.2	OZONO	76
3.2.1	<i>Eficacia</i>	78
3.2.2	<i>Equipos</i>	79
3.3	RADIACIÓN ULTRAVIOLETA (UV)	83
3.3.1	<i>Eficacia</i>	84
3.3.2	<i>Equipos</i>	87
3.4	OXIDANTES MEZCLADOS (MOGOD)	93
3.4.1	<i>Eficacia</i>	94
3.4.2	<i>Equipos</i>	94
4	DESARROLLO DEL MODELO DE PATOGENOS EN AGUAS CORRIENTES	98
4.1	PROTOCOLO DE MODELACIÓN	98
4.2	FACTORES QUE AFECTAN LA TASA DE DESAPARICIÓN	100
4.2.1	<i>Factores físicos</i>	100
4.2.2	<i>Factores Físicoquímicos</i>	102
4.2.3	<i>Factores Bioquímicos-Biológicos</i>	102
4.3	FORMULACIÓN DEL MODELO	103
4.3.1	<i>Esquema del modelo propuesto</i>	104
4.3.2	<i>Cinética de coliformes</i>	104
4.3.3	<i>Otros fenómenos contemplados en la modelación</i>	109
4.3.4	<i>Balance de masa con interacciones sedimento-agua</i>	115
4.3.5	<i>Solución por diferencias finitas</i>	115
5	DESCRIPCIÓN DE LA PROBLEMÁTICA DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO BOGOTÁ	123
5.1	DESCRIPCIÓN DE LAS CUENCAS	124
5.1.1	<i>Cuenca Alta</i>	127
5.1.2	<i>Cuenca Media</i>	127
5.1.3	<i>Cuenca Baja</i>	129
5.2	CALIDAD DEL AGUA EN EL RÍO	131
5.2.1	<i>Caudales</i>	131

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

5.2.2	<i>Parámetros Fisicoquímicos</i>	132
5.2.3	<i>Coliformes totales y Escherichia coli</i>	137
5.3	PROBLEMÁTICA DE SALUD PÚBLICA EN EL RÍO BOGOTÁ	139
5.3.1	<i>Morbilidad en las poblaciones de incidencia directa sobre el Río Bogotá</i>	141
5.3.2	<i>Mortalidad en las poblaciones de incidencia directa sobre el Río Bogotá</i>	142
5.4	APLICACIÓN DEL MODELO PARA COLIFORMES	146
5.4.1	<i>Análisis de Estabilidad</i>	147
5.4.2	<i>Implementación del modelo matemático</i>	149
5.4.3	<i>Metodologías de calibración objetiva (MonteCarlo)</i>	150
5.4.4	<i>Metodología de calibración objetiva (MonteCarlo)</i>	152
5.4.5	<i>Indicadores de Bondad de Ajuste</i>	154
5.4.6	<i>Resultados de la calibración del modelo</i>	155
5.4.7	<i>Comparación con Modelos previos</i>	161
6	ESTUDIO Y SELECCIÓN DE LA ALTERNATIVA DE DESINFECCIÓN PARA EL CASO DEL RÍO BOGOTÁ	165
6.1	ASPECTOS TÉCNICOS	165
6.1.1	<i>Identificación de los grupos a desinfectar</i>	168
6.1.2	<i>Condiciones del Agua a tratar</i>	168
6.1.3	<i>Comparación de las técnicas de desinfección</i>	170
6.1.4	<i>Subproductos de desinfección</i>	175
6.2	ASPECTOS ECONÓMICOS	179
6.2.1	<i>Hipoclorador de bomba de diafragma</i>	179
6.2.2	<i>Hipoclorador in-situ</i>	180
6.2.3	<i>Ozono</i>	181
6.2.4	<i>Luz UV</i>	183
6.2.5	<i>MOGOD</i>	184
6.3	COMPARACIÓN SISTEMAS PRESELECCIONADOS	185
6.4	SIMULACIÓN DEL IMPACTO DE LA ALTERNATIVA SUGERIDA EN LA CALIDAD DEL AGUA DEL RIO BOGOTÁ	189
6.4.1	<i>Impacto sin canalización y sin tratamiento</i>	190
6.4.2	<i>Impacto con canalización del Río Bogotá y sin tratamiento</i>	190
6.4.3	<i>Impacto sin canalización y con desinfección</i>	190
6.4.4	<i>Impacto con canalización y con tratamiento</i>	192

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

7	CONCLUSIONES	194
7.1	SITUACIÓN DEL RIO BOGOTA	194
7.2	MORBILIDAD Y MORTALIDAD EN CUENCAS MEDIA Y BAJA DEL RÍO BOGOTÁ	194
7.3	SISTEMAS DE DESINFECCIÓN FACTIBLES TÉCNICA Y ECONÓMICAMENTE	195
7.4	SELECCIÓN FINAL DEL SISTEMA DE DESINFECCIÓN	195
7.5	PARÁMETROS ÓPTIMOS DE CALIBRACIÓN	196
7.6	COMPARACIÓN MODELO CON CINÉTICA DE PRIMER ORDEN Vs MODELO COMPLETO	197
7.7	ANÁLISIS DE RESULTADOS DE LA SIMULACIÓN EN DIFERENTES ESCENARIOS	198
8	RECOMENDACIONES	199
9	BIBLIOGRAFÍA	200

LISTA DE TABLAS

Tabla 1. Agentes patógenos transmitidos por el agua _____	34
Tabla 2. Contribución estimada per cápita de los indicadores de microorganismos para humanos y algunos animales _____	37
Tabla 3. Datos relativos a la desinfección del agua en los países de América latina y el Caribe en 1994 _____	43
Tabla 4. Categorías de reutilización de aguas residuales municipales _____	46
Tabla 5 Criterios de calidad para categoría A _____	50
Tabla 6. Límites permisibles para otros contaminantes (no patógenos) _____	51
Tabla 7. Resumen de valores permitidos de Coliformes para diferentes usos (decreto 1594 de 1984) _____	52
Tabla 8. Estándares para usos del agua en Colombia (Dec 1594/84) _____	52
Tabla 9. Estándares para usos del agua propuestos por Unión Temporal, 2002 _____	53
Tabla 10. Clasificación de los tipos de fuente de agua según ciertos parámetros (Resolución No. 1096 de 2000) _____	54
Tabla 11. Control de coliformes fecales en aguas contaminadas _____	56
Tabla 12. Ventajas y desventajas del cloro como desinfectante _____	59
Tabla 13. Resumen de intervalos de valor $C.t_{99}$ de diversos microorganismos mediante la desinfección a 5°C, en mg.min/l _____	63

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Tabla 14. Presentaciones de cloro más empleadas para la desinfección de agua en América latina y el Caribe _____	64
Tabla 15. Ventajas y desventajas del uso de Ozono como desinfectante _____	78
Tabla 16. Comparación de la resistencia de diferentes microorganismos a la inactivación con ozono _____	79
Tabla 17. Ventajas y desventajas de la Radiación UV como desinfectante _____	83
Tabla 18. Dosis de energía ultravioleta (254 nm), necesaria para inactivar diversos microorganismos _____	87
Tabla 19. Valores de C_{t99} de MOGOD para diversos microorganismos a pH entre 6 y 7.5 _____	94
Tabla 20. Factores que afectan la tasa de desaparición de coliformes _____	100
Tabla 21. Parámetros estimados por Lantrip para modelos de decaimiento multifactorial _____	107
Tabla 22. Valores de coeficientes empíricos a_1 y a_2 , para cálculo del Coeficiente difusivo en lagos _____	112
Tabla 23. Matriz de factores para encontrar las concentraciones de los patógenos en modelo con 5 nodos _____	122
Tabla 24. Municipios de la cuenca del Río Bogotá _____	124
Tabla 25. Primeras causas de morbilidad en consulta ambulatoria según grupo de edad _____	145
Tabla 26 Parámetros para modelo Patógenos en cuencas media y baja del Río Bogotá _____	147
Tabla 27 Datos de QUAL2K, para las cuencas media y baja del Río Bogotá _____	148

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Tabla 28	Parámetros para modelo Patógenos en cuencas media y baja del Río Bogotá	149
Tabla 29.	Parámetros máximo y mínimo para la calibración del modelo de patógenos	151
Tabla 30.	Parámetros para la calibración óptima del modelo de patógenos	156
Tabla 31.	Parámetros para calibración óptima del modelo de patógenos en cuenca baja	160
Tabla 32.	Valores parámetros óptimos de tasa decaimiento para modelo Streeter Phelps	162
Tabla 33.	Comparación de los tipos de desinfectantes	166
Tabla 34.	Comparación de agentes patógenos procedentes de heces	169
Tabla 35.	Comparación sistemas de desinfección, según metodología	173
Tabla 36.	Costos de inversión inicial y de operación y mantenimiento para un equipo de hipocloración con bomba de diafragma (Valores para el año de 1990)	180
Tabla 37.	Costos de inversión inicial y de operación y mantenimiento para el hipoclorador in-situ (para el año 1974)	181
Tabla 38.	Costos de inversión inicial y de operación y mantenimiento para el ozonador (para el año 1990)	183
Tabla 39.	Costos de inversión inicial y de operación y mantenimiento para el equipo de Luz UV (para el año 1992)	184
Tabla 40.	Costos de inversión inicial y de operación y mantenimiento para el equipo de MOGOD (para el año 1992)	185
Tabla 41.	Resumen de costos de sistemas de desinfección preseleccionados, millones de dólares (para el año 2004)	186

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Tabla 42. Proyección geométrica de los costos de los sistemas de desinfección preseleccionados (millones de dólares)_____187

Tabla 43. Comparación del Valor presente total (Costos Operación y Mantenimiento + Inversión Inicial) para los sistemas de desinfección, según la tasa de inflación asumida, millones de dólares_____187

Tabla 44. Comparación simbólica del Hipoclorador in situ con el MOGOD_____188

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Tipos de Bacterias en agua residual _____	27
Figura 2. Características de los hongos en agua residual _____	28
Figura 3. Tipos de las algas en agua residual _____	29
Figura 4. Tipos de protozoarios en agua residual _____	30
Figura 5. Tipos de helmintos en agua residual _____	31
Figura 6. Tipos de rotíferos en agua residual _____	32
Figura 7. Curva teórica del punto de quiebre de la cloración _____	62
Figura 8. Relación entre el nitrógeno amoniacal, nitrógeno orgánico y cloro _____	62
Figura 9. Sistema de dosificación de solución de cloro al vacío _____	66
Figura 10. Clorador de gas de funcionamiento al vacío, montado sobre el cilindro de cloro con bomba reforzadora _____	67
Figura 11. Instalación de un clorador del tipo de dosificación del gas de cloro a presión _____	69
Figura 12. Bomba de diafragma en operación _____	70
Figura 13. Instalación de un dosificador de cloro a partir de píldoras de hipoclorito de calcio _____	72
Figura 14. Instalación de un clorador por erosión de tabletas de hipoclorito de calcio _____	73
Figura 15. Hipoclorador de orificio sumergido _____	75

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Figura 16. Sistema para producir Hipoclorito de sodio in situ _____	77
Figura 17. Sistema para producir Hipoclorito de sodio in situ _____	77
Figura 18. Componentes básicos del proceso de ozonación _____	80
Figura 19. Configuración típica de una celda de descarga de corona para la generación de ozono _____	81
Figura 20. Cámara de contacto que utiliza tubos de teflón transparente para el flujo de agua _____	89
Figura 21. Cámara de contacto de flujo paralelo a las lámparas de luz UV, utilizando pantallas para crear turbulencia _____	90
Figura 22. Celda electrolítica típica de un sistema MOGOD _____	95
Figura 23. Protocolo de modelación _____	99
Figura 24. Esquema del movimiento de sólidos en un estanque bien mezclado sin (a) y con interacción sedimento-agua (b) _____	104
Figura 25. Coeficientes de difusión característicos de varios ambientes _____	112
Figura 26. Esquema de notación para el método de Crank – Nicolson _____	116
Figura 27. Perfil longitudinal del Río Bogotá _____	125
Figura 28. Mapa de estaciones de medición en la cuenca alta _____	126
Figura 29. Mapa de las estaciones de medición en la cuenca media _____	128
Figura 30. Mapa de las estaciones de medición en la cuenca baja _____	130
Figura 31. Perfil longitudinal de caudal observado en las cinco campañas de medición _____	131

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Figura 32. Perfil longitudinal de temperatura en Río Bogotá _____	133
Figura 33. Perfil longitudinal de pH _____	133
Figura 34. Perfil Longitudinal Oxígeno Disuelto _____	134
Figura 35. Perfil longitudinal de DBO ₅ Total _____	135
Figura 36. Cargas contaminantes de DBO ₅ total _____	135
Figura 37. Perfil longitudinal de SST _____	136
Figura 38. Perfil longitudinal de DQO Total _____	136
Figura 39. Perfil Longitudinal Río Bogotá Coliformes Totales (NMP) _____	138
Figura 40. Perfil Longitudinal Río Bogotá Escherichia coli (NMP) _____	138
Figura 41. Morbilidad en las poblaciones de la cuenca media y baja del río Bogotá _____	141
Figura 42. Mortalidad por patógenos en las poblaciones de la cuenca media y baja del río Bogotá _____	143
Figura 43. Mortalidad por patógenos en las Localidades de Bogotá _____	144
Figura 44. Diagrama de flujo del modelo computacional implementado _____	150
Figura 45. Banda de confianza del modelo para la cuenca media _____	151
Figura 46. Banda de confianza del modelo para la cuenca baja _____	152
Figura 47. Distribución del Error Medio Absoluto (NMP/m ³) para los parámetros de Calibración en cuenca media _____	157
Figura 48. Análisis de sensibilidad regional del Modelo en cuenca media _____	157

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Figura 49. Banda de Confianza de la incertidumbre del Modelo en cuenca baja	158
Figura 50. Verificación del modelo de la cuenca media calibrado	159
Figura 51. Distribución del Error Medio Absoluto (mg/m^3) para los parámetros de Calibración en cuenca baja	159
Figura 52. Banda de Confianza de la incertidumbre del Modelo en cuenca baja	160
Figura 53. Análisis de sensibilidad regional del Modelo en cuenca baja	161
Figura 54. Verificación del modelo de la cuenca baja calibrado	162
Figura 55. Banda de confianza del Modelo de Patógenos según Streeter Phelps en toda la cuenca del Río Bogotá	164
Figura 56. Algoritmo para seleccionar un sistema de desinfección	171
Figura 57. Perfil longitudinal cuenca media y baja sin canalización sin tratamiento	191
Figura 58. Perfil longitudinal cuenca media y baja con canalización sin tratamiento	191
Figura 59. Perfil longitudinal cuenca media y baja sin canalización con tratamiento	192
Figura 60. Perfil longitudinal cuenca media y baja con canalización sin tratamiento	193

LISTA DE ANEXOS

Anexo 1. Localización georreferenciada y abscisado de los estaciones de medición Cuencas Media y baja.....	206
Anexo 2. Escenario más probable en las cuencas del Río Bogotá para el año 2012.....	207
Anexo 3. Mortalidad y Morbilidad por Patógenos en Cercanías del Río Bogotá	209
Anexo 4. Algoritmos implementados en MATLAB.....	214

1 INTRODUCCIÓN

Como consecuencia de la industrialización de la sociedad, aparece el crecimiento de los núcleos urbanos con el consecuente incremento en el consumo de agua. Así, la infraestructura sanitaria debería tener la capacidad de manejar dicho cambio. Al no ser así, comienza a trasladar el problema a los mares, ríos y lagos, que aunque tienen la capacidad de regenerarse, dicha virtud solo es aprovechable cuando se trata de bajas cargas contaminantes (Ortíz *et al*, 1996). Por esta razón, bajo las circunstancias actuales, es prioritario tomar medidas tanto preventivas como mitigatorias sobre los impactos generados por la actividad humana.

En el caso del río Bogotá, considerado como uno de los ríos más contaminados del mundo, se han propuesto algunos mecanismos para su recuperación (Unión Temporal – Uniandes, 2002), fundamentalmente orientados a la disminución de la carga orgánica y favorecer la presencia de oxígeno disuelto en agua. Pero en general, bajo la necesidad de establecer prioridades de saneamiento, por la limitación de recursos, el tema de la contaminación por microorganismos patógenos se ha dejado en segundo plano. En estos términos, el uso de modelos de calidad del agua permite predecir alternativas de saneamiento y simular diferentes escenarios para evaluar la necesidad de invertir en su implementación.

1.1 DEFINICIÓN DEL PROBLEMA

En Latinoamérica, el mayor problema asociado con la contaminación hídrica es la descarga de compuestos tóxicos y patógenos, particularmente en ríos y acuíferos (CEPIS/OPS Colombia, 2002), convirtiéndose así en la mayor amenaza para la salud pública, especialmente en países en desarrollo, como Colombia, donde casi la mitad de la población consume agua contaminada. En estos países, las enfermedades como el cólera, tifoidea y disentería crónica son endémicas y disminuyen la población de niños y ancianos (Christman, 2003).

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

La ausencia actual de tratamiento de las aguas residuales que se descargan al río Bogotá hace que se encuentre en un estado muy avanzado de contaminación la cual produce efectos ambientales adversos sobre toda la ciudad al convertirse en foco de enfermedades, afectar negativamente la agricultura de los municipios de su cuenca baja. Así mismo, impacta negativamente sobre otros elementos del medio como los lechos de los ríos, el hábitat de la fauna, la ictiofauna, la calidad de los alimentos, el suministro de agua potable y la generación hidroeléctrica (DAMA, 2001).

Esto explica, que las enfermedades de mayor frecuencia en las poblaciones de incidencia directa en la cuenca media y baja del Río Bogotá sean respiratorias, principalmente en niños y en personas de la tercera edad. Encontrándose en segundo orden de importancia las enfermedades infecciosas, parasitarias y del aparato digestivo, generalmente causadas por el consumo de agua contaminada (Contraloría de Santafé de Bogotá, 2000; Cimesalud, 2003; Secretaría de Salud de Bogotá, 2003 y 2001; Secretaría de Salud de Cundinamarca, 1998 y 2003).

Considerando esta problemática, queda en evidencia la necesidad de asumir alguna estrategia para el control de patógenos en el Río Bogotá. Ejemplo de estas estrategias es la realización de jornadas de capacitación a la población afectada para minimizar las descargas y para manipular adecuadamente el agua proveniente del Río. Una estrategia más directa podría ser la canalización de aguas contaminadas para ser tratadas.

La opción de tratar el agua se convierte en una necesidad, al considerar que se trata de un recurso demasiado deteriorado y más allá de aprender a prevenir las enfermedades por su uso, es una obligación recuperarlo. Dentro del sistema de tratamiento a considerar, se debe prestar especial atención a la unidad de desinfección, ya que es quien regula el nivel final de la contaminación por patógenos. La elección de dicha unidad no es simple, debido al avanzado grado de contaminación del Río, por lo que debe ser sometida a un estudio de alternativas desde el punto de vista técnico y económico, que se pretende realizar en este trabajo.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

1.2 OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN

General:

Evaluar las alternativas de desinfección en las fuentes de agua y seleccionar la más adecuada para el caso del Río Bogotá a altura de la Planta de Tratamiento de Aguas del Salitre.

Específicos:

- Reconocer alternativas para desinfección de patógenos
- Dimensionar el problema de la salud pública en la cuenca media y baja del Río Bogotá
- Modelar el comportamiento de la contaminación por patógenos en el Río Bogotá para identificar el nivel de tratamiento requerido para uso agrícola.
- Elegir una de las alternativas de desinfección para el caso del Río Bogotá desde el punto de vista técnico y económico.
- Simular el impacto en la calidad del agua del río de la alternativa seleccionada, para demostrar cuantitativamente su conveniencia

1.3 JUSTIFICACIÓN

La contaminación de un cuerpo receptor ocurre cuando la descarga de residuos deteriora la calidad del recurso, afectando alguno de los usos. Los contaminantes que causan problemas son los microorganismos patógenos, la materia orgánica, los sólidos suspendidos, los nutrientes, las sustancias tóxicas, el color, la espuma, aceites y grasas, la temperatura y materiales radiactivos. Los primeros cobran particular importancia por no presentar una característica física fácilmente identificable que permita al usuario tener un indicio sobre la concentración de microorganismos en el agua, tales como olor, color, sabor, textura, etc.

En Colombia, el 65% de las aguas residuales se vierten a los ríos sin ningún tipo de tratamiento, desconociendo la capacidad de autodepuración o asimilación de las cargas orgánicas en estas corrientes, siendo los niveles de oxígeno disuelto y coliformes totales, los indicadores determinantes del grado de deterioro de la calidad del agua de los ríos

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

(Raciny, 2003). En estos términos, la contaminación por patógenos se convierte en un problema de fundamental que debe ocupar a la población en la búsqueda de soluciones ágiles y efectivas, debido a que, en caso de no prevenir o tratar adecuadamente las enfermedades de origen biológico se pueden convertir en epidemias difíciles de controlar que llegarían rápidamente a toda la población.

Por otra parte, la reutilización de aguas residuales para el riego ha dado buenos resultados económicos ya que son útiles como “abono” y pueden elevar considerablemente la producción, aunque incrementa los factores de riesgo sanitario debido principalmente a la presencia de agentes patógenos provenientes de la materia fecal (CEPAL, 1999; Campos, 2003).

Con el fin de disminuir el riesgo sobre la población al entrar en contacto indirecto con el Río Bogotá, con fines agrícolas, es necesario plantear alternativas de desinfección factibles desde el punto de vista técnico y económico, que disminuyan también el impacto generado por el Río Bogotá en su ecosistema (fauna y flora), exigiendo así un nivel mínimo de remoción de patógenos. En la búsqueda de dicha alternativa, se desarrolla este estudio, siempre teniendo presente la necesidad de mejorar las condiciones sanitarias del río Bogotá en beneficio de la población.

Con el fin de evaluar la importancia de la implementación de la alternativa de desinfección, es necesario realizar una herramienta de modelación. En este tema, se han hecho estudios (Uniandes-EAAB, 2002; Raciny, 2003), al final de los cuales se recomienda el desarrollo otros modelos más complejos de mortalidad de bacterias que incluyan la fracción absorbida de sólidos suspendidos y sedimentación y el efecto de la mortalidad por efecto de la luz y la salinidad, lo cual se considera en esta investigación.

1.4 METODOLOGÍA

El tema de la desinfección del agua del Río Bogotá exige hacer una revisión bibliográfica de varios aspectos como la importancia de los microorganismos en la salud pública, la reglamentación existente para el reuso de aguas y las tecnologías disponibles para llevar a

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

cabo la desinfección, teniendo en cuenta que el Río Bogotá a la altura de la ciudad de Bogotá conduce agua residual generada por altos niveles de carga de contaminantes doméstica vertida sin tratamiento.

Con esta información, se desarrollaron secciones importantes en este estudio: la primera de ellas, consiste en la determinación de los factores a considerar en el modelo de patógenos del Río Bogotá y desarrollo del modelo. Otra sección importante fue la comparación de alternativas de remoción de patógenos desde el punto de vista técnico y económico, una vez revisada la problemática de salud pública y las condiciones fisicoquímicas de la calidad del agua en la cuenca media y baja del río Bogotá, de donde se identificaron las condiciones bajo las cuales se llevaría a cabo la desinfección.

Con las condiciones específicas de modelación, antes determinadas, se calibra el modelo mediante la ejecución de un programa desarrollado en MATLAB®, que permite realizar varias corridas bajo diferentes parámetros, identificando aquellos que logren que el modelo se ajuste mejor a la realidad, para lo cual se empleó la metodología GLUE (Beven y Binley, 1992) y MonteCarlo (Wagener y Lees, 2000; Camacho, 2000)

Una vez seleccionada la mejor alternativa e identificada la eficiencia de remoción esperada, se implementa el modelo desarrollado con el fin de simular el efecto que conllevaría la construcción de la unidad de desinfección a la altura del la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales el Salitre, en la cuenca media y baja del Río Bogotá.

1.5 RESULTADOS PRINCIPALES

Los resultados principales de esta investigación son:

- Identificación de la situación de salud pública generada por los patógenos en la cuenca media y baja del Río Bogotá
- Comparación de las alternativas disponibles para desinfección de aguas residuales e identificación de la más factible técnica y económicamente para el Caso del Río Bogotá a la altura de la Planta de Tratamiento de aguas residuales El Salitre. Las

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

alternativas consideradas fueron: Cloración, Ozonación, Radiación con Luz Ultravioleta, Oxidación por oxidantes mezclados (MOGOD).

- Desarrollo y calibración de un modelo de la concentración de patógenos para el Río Bogotá, que incluye factores como la cinética de primer orden de coliformes, difusión, advección, dispersión longitudinal, resuspensión y pérdida burial.
- Selección de la alternativa de desinfección más adecuada: El uso de Oxidantes Mezclados Generados *In Situ* para Desinfección (MOGOD) ya que es eficaz incluso frente a los microorganismos más resistentes (protozoos y helmintos), es menos sensible a cambios de pH, genera hasta un 80% menos subproductos indeseables que los sistemas clorados, en caso de presentarse una sobredosis no afecta grandemente el sabor ni olor del agua, ni se generan grandes cantidades de THM y, finalmente, es menos exigente sobre los requisitos previos a la desinfección.
- Simulación de los efectos en la calidad del Río Bogotá una vez construida la unidad de desinfección propuesta a la altura de la Planta de Tratamiento de Aguas del Salitre, bajo las condiciones actuales y bajo el supuesto de la canalización del mismo (sin descargas aguas abajo de la unidad de desinfección).

1.6 RESUMEN DE CONTENIDO

El documento se encuentra distribuido en cinco capítulos, además del introductorio. En el Capítulo 2, se hace una revisión bibliográfica sobre la patogenicidad y algunos aspectos sobre el reuso de aguas, como la reglamentación nacional e internacional, las ventajas y desventajas de su implementación a nivel agrícola y los usos actuales y previstos para el Río Bogotá.

En el Capítulo 3, se realiza una descripción detallada de cada alternativa de desinfección, teniendo en cuenta los efectos sobre la salud, el mecanismo de desinfección, la eficacia, los equipos empleados, sus costos y los posibles subproductos generados.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Seguidamente, en el Capítulo 4, se describe el desarrollo matemático realizado para el planteamiento del modelo de patógenos en aguas corrientes incluyendo factores como la cinética de los coliformes, difusión, advección, dispersión longitudinal y la resuspensión y pérdida burial.

En el Capítulo 5 se hace una descripción de la problemática del río, desde el punto de vista de sus características fisicoquímicas altamente deterioradas y de la morbilidad y mortalidad de las poblaciones que inciden directamente sobre la cuenca media y baja del río Bogotá, para finalmente, realizar una calibración del modelo para el caso de interés, con base en los datos ya mencionados.

Finalmente, en el Capítulo 6 se realiza la comparación de alternativas desde el punto de vista técnico y económico de los posibles sistemas de desinfección, antes descritos, para elegir una de ellas y simular los efectos de su implementación, a la altura de la planta de tratamiento de aguas El Salitre, en la cuenca media y baja del Río Bogotá.

2 REVISIÓN DE ASPECTOS DE PATOGENICIDAD Y REUSO DE AGUAS

Un agente patógeno es aquel que puede causar enfermedades en otros organismos, ya sea en humanos, animales y/o plantas (Resolución No. 1096 de 2000). Algunos de los microorganismos que se pueden encontrar en el agua han sido la causa de grandes epidemias a lo largo de la historia de la humanidad, otros son inocuos e incluso pueden ser de gran utilidad para la autodepuración de ríos (OPS, 1999).

Desde tiempos inmemoriales las enfermedades contagiosas han sido perjudiciales para los seres humanos. La intensidad del problema parecía magnificarse a medida que crecía la densidad de la población. Durante el siglo XIV, una plaga conocida como la muerte negra se extendió por Europa, dejando a su paso la pérdida de aproximadamente el 25% de la población. En Londres en el invierno de 1664 – 1665 una epidemia causó 70.000 muertes, que equivalían al 14% de la población. Con el surgimiento de la revolución industrial, que atrajo más pobladores a las áreas urbanas y llevó al hacinamiento, aumentó la frecuencia de las epidemias. Hasta antes de 1854 se había teorizado mucho sobre los orígenes y formas de transmisión de la enfermedad, pero no era clara la causa, puesto que la ciencia de la que dependía la prueba definitiva, aún no había nacido: La Bacteriología.

En 1854 brotó en Londres una epidemia localizada de cólera asiática. Gracias a las investigaciones de John Snow y John York se demostró que la fuente de la infección era el agua de la bomba de Broad Street, un pozo infectado con aguas provenientes de una alcantarilla que llevaba aguas residuales de una casa en la que habitaba una persona con la enfermedad. La epidemia de la bomba de Broad Street fue la piedra angular para el manejo de la salud pública, que llevó a demostrar que el agua era el principal vector de diseminación de la cólera asiática, una de las mayores pestes humanas. Este descubrimiento estimuló y dio una utilidad real a la práctica de la filtración lenta con arena, que se había iniciado en 1830 (OPS, 1999).

Se cree que la ciencia de la bacteriología se originó aproximadamente en 1875, cuando Robert Koch logró un cultivo puro de la bacteria que causa el ántrax. Este fue otro evento de gran importancia para que en 1884 se obtuviera el cultivo puro de los organismos causantes de la tifoidea y de la cólera asiática, entre muchas otras enfermedades. Estas

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

investigaciones proporcionaron los medios para probar de manera absoluta que el agua es un medio de transmisión de enfermedades. La epidemia de cólera de Hamburgo (Alemania) en 1892 fue otra situación fundamental en la comprensión de las enfermedades transmitidas por el agua.

En 1872, la epidemia de tifoidea en Lausana, Suiza, fue causada por la contaminación de una fuente de abastecimiento de agua. Este caso fue importante dada a la gran distancia que recorrió el agua subterránea desde el punto de contaminación sin perder la actividad de los organismos transmisores de la enfermedad. Se ha demostrado que esta propiedad se cumple especialmente en áreas ricas en piedra caliza donde existen resquebrajamientos y grietas.

2.1 MICROORGANISMOS PRESENTES EN AGUA RESIDUAL

Los principales microorganismos relacionados con las aguas residuales incluyen bacterias, hongos, algas, protozoos, gusanos, rotíferos, crustáceos y virus, como en adelante se describen (Chapra, 1997; OPS, 1999; Tchobanoglous, 1997).

2.1.1 Bacterias

Organismos unicelulares microscópicos que tienen escasez de núcleos bien definidos y no contienen clorofila. Hay cientos de tipos de bacterias, la mayoría puede ser agrupada según su forma, tal como lo muestra la figura 1, en cuatro categorías generales: esféricas, redondeadas o curvadas o espirales y filamentosas.

Las bacterias esféricas conocidas como *cocci* (o cocos), miden entre 1 y 3 micrómetros de diámetro. Las bacterias redondeadas, conocidas como *bacilli* (bacilos) son de tamaño variable, en un rango de 0,3 a 1,5 micrómetros de ancho (o diámetro) y de 2 a 6 micrómetros de longitud. Bacterias espirales, conocidas como *sprilla* (spirilos) puede encontrarse con longitudes superiores a los 50 micrómetros. Formas filamentosas, conocidas bajo una variedad de nombres, pueden encontrarse en longitudes de 100 micrómetros y superiores (Chapra, 1997; OPS, 1999; Tchobanoglous, 1997).

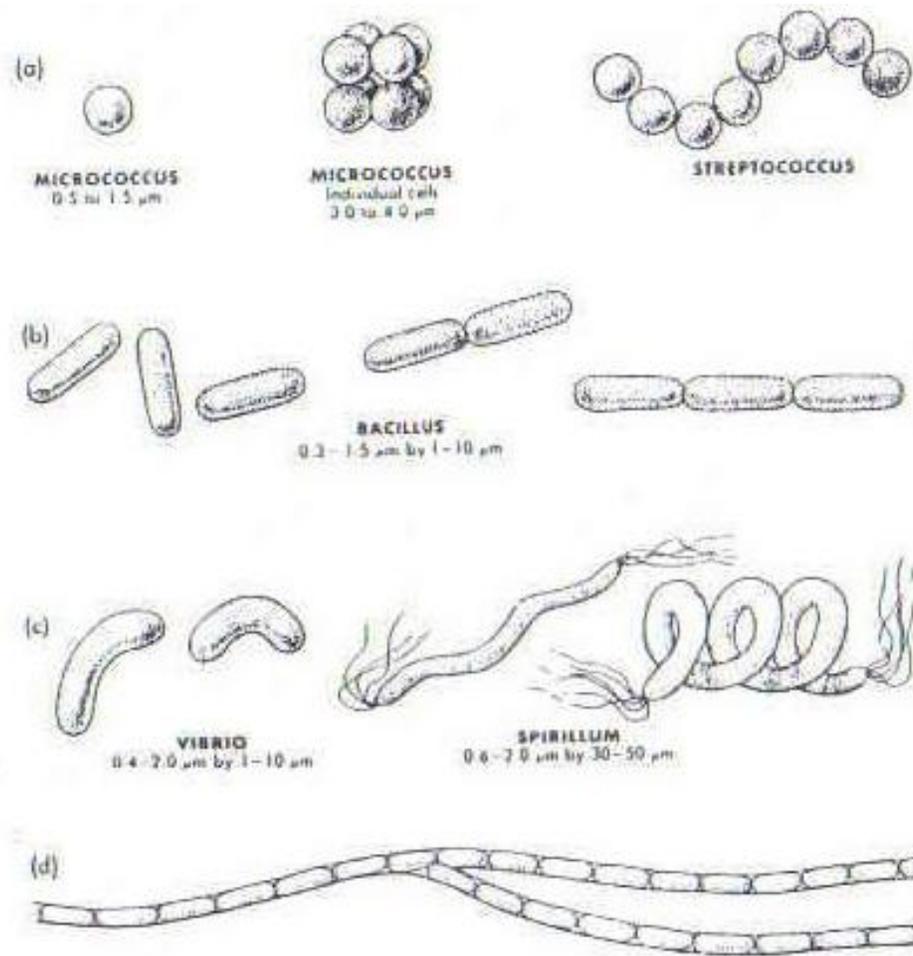
Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Figura 1. Tipos de Bacterias en agua residual (Tchobanoglous, 1997)

2.1.2 Hongos

Son células protistas aerobias, multicelulares, no fotosintéticas, heterotróficas, eucarióticas. La mayoría de hongos son saprófitas, ya que obtienen su alimento de materia orgánica muerta. Junto con las bacterias, los hongos son los principales organismos responsables de la descomposición de carbón en la biosfera. Ecológicamente, los hongos tienen dos ventajas sobre las bacterias: ellos pueden crecer en áreas con baja humedad y en ambientes con bajo pH. Debido a estas características, los hongos juegan un papel importante en la degradación de materiales orgánicos en ambientes terrestres y acuáticos, cuando esto sucede hay liberación de dióxido de carbono a la atmósfera y nitrógeno al ambiente terrestre. Sin la presencia de hongos para romper el material orgánico, el ciclo del carbón se interrumpiría porque se presentaría acumulación de materia orgánica (Chapra, 1997)..

El hongo varía en tamaño desde organismos microscópicos hasta las setas y son divididos en cinco clases: Micomicetos (hongo de fango), Ficomicetos (hongos acuáticos),

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Ascomicetos (hongos de sac), Basidio micetos (setas) y Hongos imperfectos (o misceláneos). En cuanto a la calidad del agua, las dos primeras clases son las más importantes (Ver figura 2) (Tchobanoglous, 1997).

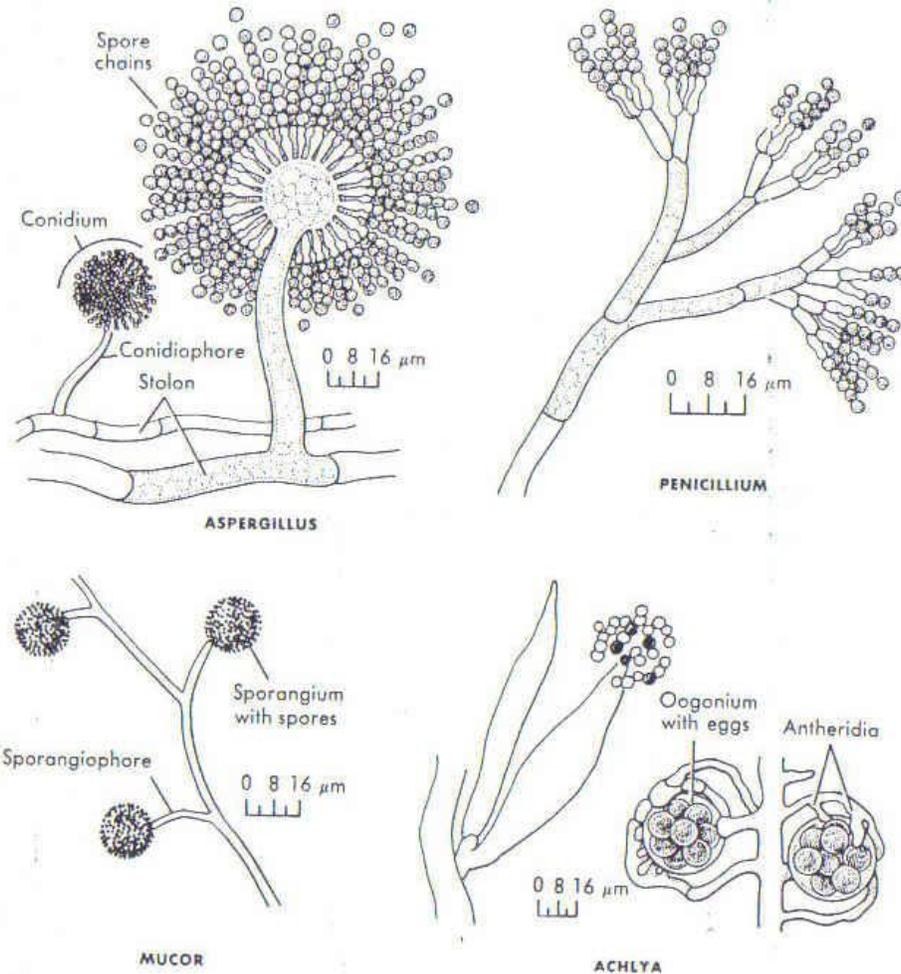


Figura 2. Características de los hongos en agua residual (Tchobanoglous, 1997)

2.1.3 Algas

Este nombre se aplica a un grupo diverso de plantas no vasculares (microorganismos eucarióticos) que comparten características similares. Algunas especies producen toxinas que si se consumen en grandes cantidades puede ser peligroso. Típicamente, las algas son autótrofas, fotosintéticas y contienen clorofila. Sin embargo, hay mucha controversia sobre la clasificación individual de las especies de algas, los grupos más frecuentemente usados son: clorofita, crisofita, criptofita, euglenofita, faeofita, pirrofito, rodofita y xantofita. La principal diferencia entre los hongos y las algas es la presencia de clorofila en estas últimas.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Además de la clorofila, otros pigmentos encontrados en las algas incluyen los carotenos (anaranjado), ficocianina (azul), ficoeritina (rojo), fucoxantina (café) y xantofilos (Amarillo). La combinación de estos pigmentos genera diversos colores de algas observados en la naturaleza. Metabólicamente, las algas usan dióxido de carbono presente en el agua para la síntesis de células de carbón. Muchas especies de algas han sido asociadas con problemas de color y olor, algunas de ellas se muestran en la figura 3 (Chapra, 1997; OPS, 1999; Tchobanoglous, 1997).

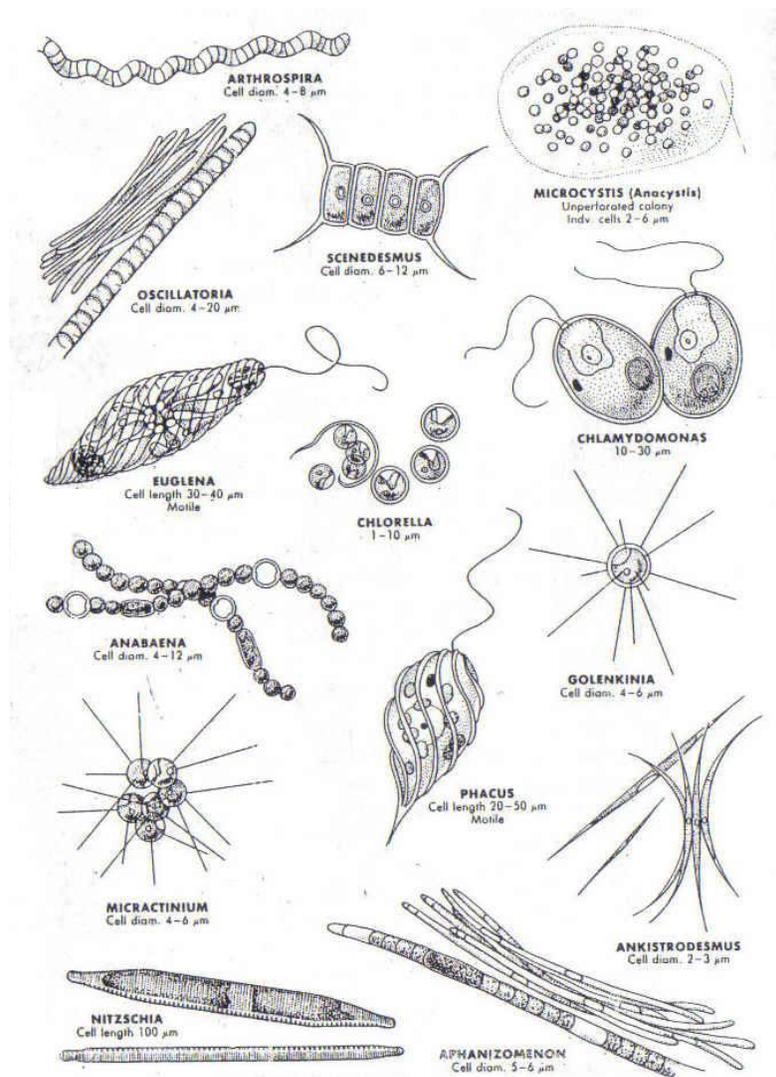


Figura 3. Tipos de las algas en agua residual (Tchobanoglous, 1997)

2.1.4 Protozoarios

Son animales unicelulares con célula eucariota sin pared celular que se reproducen por fisión. La mayoría de los protozoos están libres en la naturaleza. Sin embargo, muchas

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

especies son parásitas y viven en el organismo anfitrión. El hospedero puede variar desde una forma primitiva hasta algas y organismos altamente complejos, incluyendo el ser humano. La mayoría de los protozoos son aerobios o anaerobios facultativos sin embargo, aunque también se han reportado algunos tipos anaerobios. Los cuatro grupos de protozoos son: ciliata, mastigofora, sarcodina y sporozoo (ver figura 4). Uno de los protozoos de más interés y preocupación en los abastecimientos de agua de Estados Unidos es *Giardia lamblia*. Este protozoo flagelado, puede crecer en el intestino delgado y causar la enfermedad intestinal: giardiasis. Los síntomas de esta enfermedad son variados dependiendo del individuo pero incluye diarrea, náusea, indigestión flatulencia, vómito, fatiga y pérdida de apetito y de peso. Si esta enfermedad no se trata apropiadamente puede llegar a ser crónica (Chapra, 1997; OPS, 1999; Tchobanoglous, 1997)..

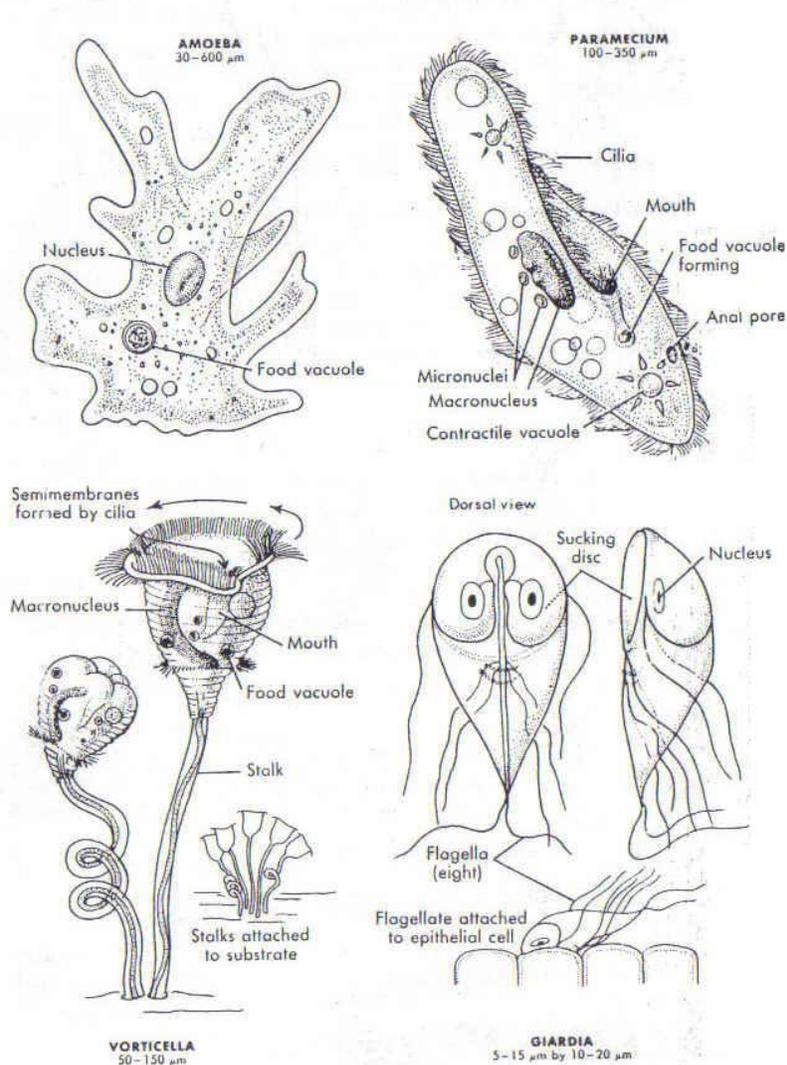


Figura 4. Tipos de protozoarios en agua residual (Tchobanoglous, 1997)

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá**2.1.5 Helmintos**

Existen varios gusanos de importancia en la calidad del agua, principalmente por el efecto en la salud humana. Dos familias importantes de gusanos son los Plathelminths (o gusanos planos) y los Aschelminths (ver figura 5). Una clase de plathelminths ampliamente difundida en los lagos y corrientes quietas es la *Turbellaria*. La forma más común es las planarias. Igualmente otras dos clases de plathelminths en formas parásitas son la *Trematoda* y la *Cestoda*.

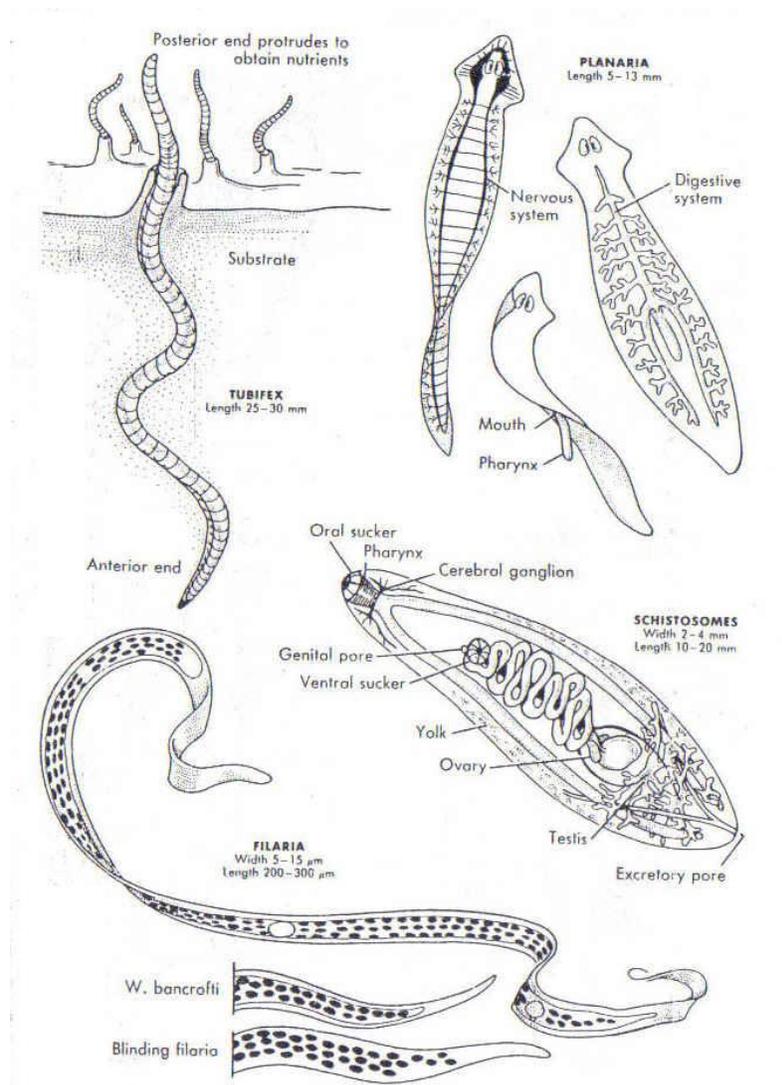


Figura 5. Tipos de helmintos en agua residual (Tchobanoglous, 1997)

Los miembros más importantes de la familia de los Aschelminths son los nemátodos. Aproximadamente 10.000 especies de nemátodos han sido identificadas y la lista sigue

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

creciendo. La mayoría de los nemátodos se encuentran libres en la naturaleza. Las formas de mayor interés para los humanos son las formas parásitas, de las cuales las más importantes son *Trichinella*, que causa trichinosis, *Necator*, que causa hookworm, *Ascaris*, que causa epidemias de roundworm y *Filaria*, que causa filariasis (OPS, 1999; Tchobanoglous, 1997).

2.1.6 Rotíferos

Son los animales multicelulares más simples. El nombre es derivado del movimiento de rotación aparente de los cilios localizados en la cabeza del organismo (ver figura 6). Los cilios son usados para la movilidad y para capturar comida. Metabólicamente los rotíferos pueden ser clasificados como quimioheterotrofos aerobios. Las bacterias son la principal fuente de alimento de los rotíferos (Chapra, 1997; OPS, 1999; Tchobanoglous, 1997).

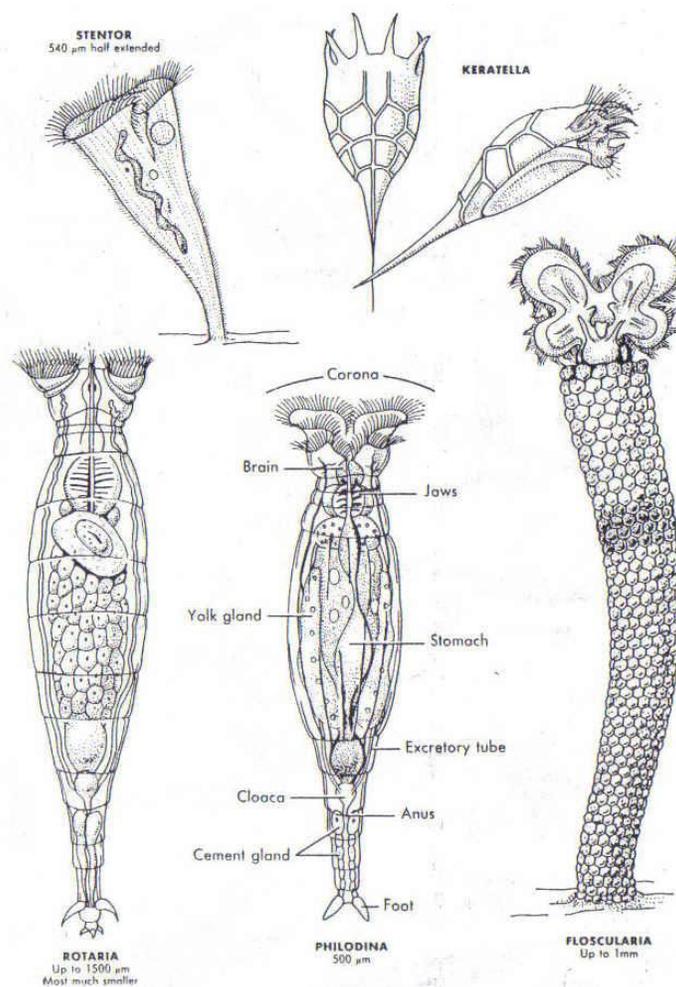


Figura 6. Tipos de rotíferos en agua residual (Tchobanoglous, 1997)

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

2.1.7 Crustáceos

Como los rotíferos, los crustáceos son quimioheterotrofos aerobios que se alimentan de bacterias y algas. Estos animales multicelulares de coraza dura son una fuente importante de alimento para los peces (Chapra, 1997).

2.1.8 Virus

Son un gran grupo de agentes submicroscópicos infecciosos (de 10-25 nm), que requieren un anfitrión para vivir, consistentes en una cadena de material genético (ADN y ARN) con cobertura proteica. Estas partículas no tienen la habilidad de sintetizar nuevos compuestos. En cambio, ellos invaden células vivas donde el material genético viril redirecciona la actividad celular para la producción de nuevas partículas virales a expensas del crecimiento celular del hospedero y su mantenimiento. Cuando la célula infectada muere, un gran número de virus son liberados para infectar otras células.

Todos los virus son extremadamente específicos en cuanto al anfitrión. Así, un virus específico puede atacar solo un tipo de organismo. Un gran número de enfermedades virales son comúnmente transferidas por vía acuática, por ello cobran gran interés para la ingeniería ambiental, desafortunadamente la especificidad y la simplicidad estructural de estas partículas dificulta su enumeración y los métodos de desactivación mecánica o química resultan muy complejos y costosos (Chapra, 1997; OPS, 1999; Tchobanoglous, 1997).

Los grupos más comunes asociados con la contaminación del agua pueden ser divididos en las categorías que se muestran en la tabla 1.

2.2 MICROORGANISMOS INDICADORES

El número de bacterias patógenas presentes en una muestra de agua es muy difícil de determinar. Por ello y dado que la mayoría de ellas proviene del intestino de los animales de sangre caliente, la determinación de microorganismos intestinales como indicadores de contaminación fecal, en lugar de patógenos, es un principio de aceptación universal en la

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

vigilancia y evaluación de la seguridad microbiana en los sistemas de abastecimiento de agua (Restrepo y Tobón, 2002; UNMSM, 2002).

Tabla 1. Agentes patógenos transmitidos por el agua (Chapra, 1997; OPS, 1999; Tchobanoglous, 1997; Traverso, 1996)

CATEGORÍA	ESPECIES Y GRUPOS	ENFERMEDADES	SÍNTOMAS
Bacteria	<i>Shigella dysenteriae</i>	Disentería bacilar (shigelosis)	Diarrea severa sanguinolenta, calambres abdominales, fiebre, fuerte dolor al defecar.
	<i>Vibrio cholerae</i>	Cólera	Diarrea extremadamente fuerte, deshidratación. Alta tasa de mortalidad
	<i>Leptospira</i>	Leptospirosis	Fiebre, ictericia
	<i>Salmonella (tifoidea)</i>	Fiebres tifoideas	Fiebre
	<i>Salmonella (no tifoidea)</i>	Fiebres paratifoideas	Fiebre
	<i>Escherichia coli</i>	Gastroenteritis agudas	Dolor estomacal intenso
	<i>Legionella</i> <i>Campylobacter</i> <i>Yersinia enterocolitica</i> <i>Vibrio (no cólera)</i>	Diarreas	Dolor estomacal Sed (deshidratación)
Virus	<i>Enterovirus</i> (<i>Coxsackievirus</i> , <i>Echovirus</i> , <i>Rotavirus</i> , <i>Parvovirus</i>)	Gastroenteritis	Dolor estomacal intenso Diarrea media o severa
	<i>Virus Hepatitis A y E</i>	Hepatitis A y E	Fiebre, ictericia
	<i>virus</i>	Trachoma	Inflamación de los ojos, ceguera parcial o total
	<i>Poliovirus</i>	Poliomelitis agudas	Pérdida de la motricidad
	<i>Norwalk-like</i> <i>Adenovirus</i> <i>Virus de Norwak</i>	Diarreas	Dolor estomacal Sed (deshidratación)
Proto-zoo	<i>Entamoeba histolytica</i>	Amebiasis (Disentería amebiana)	Diarrea prolongada con sangrado, abscesos del hígado e intestino delgado
	<i>Giardia lamblia</i>	Giardiasis	Diarrea media a severa, náusea, indigestión, flatulencia
	<i>Cryptosporidium parvum</i> <i>Naegleria fowleri</i>	Gastroenteritis	Dolor estomacal intenso Diarrea media o severa
Helmin-tos	<i>Schistosoma</i>	Shistosomiasis	Daño de tejidos y pérdida de sangre en ampollas y el desagüe venoso intestinal
	<i>Gusano de Guinea</i>	Gusano de Guinea	Artritis en coyunturas
	<i>Gusano</i>	Filariasis	Bloqueo de los nodos de la linfa y daño permanente en tejidos
	<i>Nematodos haematobium</i>		
Algas	<i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Microcystis aeruginosa</i> <i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	Intoxicación	

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Estos microorganismos indicadores deben cumplir diferentes requisitos como: ser inofensivos para humanos, permanecer más tiempo que los microorganismos patógenos, demostrar con su ausencia la salubridad del agua (libre de microorganismos patógenos), deben ser específicos de contaminación fecal, hallarse en forma constante en las heces, estar asociado a las aguas residuales, ser fácilmente aislable, identificable y enumerable en el menor tiempo posible y con el menor costo, ser capaz de crecer en los medios de cultivo comunes, estar distribuido al azar en las muestras y ser resistente a la inhibición de su crecimiento por otras especies (UNMSM, 2002) (Restrepo y Tobón, 2002)

Existen tres microorganismos indicadores contemplados en la mayoría de Normas Técnicas: Bacterias Heterotróficas, Coliformes totales y Coliformes fecales (UNMSM, 2002):

- Las Bacterias Heterotróficas: son aquellas que requieren carbono orgánico como fuente de carbono para la formación de tejido celular. Están presentes en todos los cuerpos de agua y constituyen un grupo de bacterias ambientales de amplia distribución, éstas son indicadoras de la eficacia de los procesos de tratamiento, principalmente de la desinfección.
- El grupo coliforme abarca los géneros *Klebsiella*, *Enterobacter*, *Citrobacter*, *Serratia* y *Escherichia* de la familia enterobactereacea y son capaces de fermentar lactosa con producción de gas a la temperatura de 35 o 37°C.
- Los coliformes fecales (termo-resistentes) se definen como el grupo de organismos coliformes que pueden fermentar la lactosa a 44° o 45°C, comprenden el género *Escherichia* y en menor grado, especies de *Klebsiella*, *Enterobacter* y *Citrobacter*

Otros microorganismos patógenos oportunistas, no muy empleados, que están considerados como "otros indicadores", entre los que se encuentran *Pseudomonas aeruginosa* y especies de *Flavobacterium*, *Acinetobacter*, *Klebsiella*, *Serratia* y *Aeromonas* (Estreptococos fecales). No están catalogados como agentes patógenos, aunque pueden causar enfermedades a las personas cuyos mecanismos de defensa sean deficientes. La presencia de *Pseudomonas aeruginosa* en el agua, es un indicador complementario a coliformes totales y fecales de la calidad del agua por su resistencia al cloro superior a la de otros

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

microorganismos aislados del agua, su capacidad de inhibir los coliformes y su mayor relación con residuos fecales humanos que de animales (UNMSM, 2002).

Considerando que los coliformes son muy persistentes en agua natural, se han estimado como un buen indicador del nivel potencial de patogenicidad en este medio. Sin embargo, algunas investigaciones sobre virus entéricos, patógenos oportunistas y *Escherichia coli* patogénico (EPA, 1985) han generado dudas sobre la idealidad de los coliformes como indicadores. Como primer punto, los virus entéricos parecen tener más bajas tasas de decaimiento que los coliformes y también tienen un más bajo ID-50 (Dosis requerida para infectar el 50% de las personas expuestas) que la mayoría de bacterias patógenas entéricas. En segundo lugar, los organismos patógenos oportunistas, como *Pseudomonas aeruginosa*, *Aeromonas hydrophila* y *Legionella pneumophila*, frecuentemente tienen origen no-fecal y son capaces de crecer en aguas naturales. Estos patógenos generalmente tienen un alto ID-50, afectando principalmente a personas comprometidas inmunológicamente tales como pacientes de hospitales, quienes están siendo inmunosuprimidos. Por último, se puede decir que algunos tipos de *E. coli* producen toxinas entéricas que resultan en gastroenteritis. Por lo anterior, es recomendable utilizar los coliformes como un indicador para la modelación de la calidad del agua, pero no como el único indicador (Bowie, 1985).

De igual forma, mientras la presencia de coliformes puede indicar la posibilidad de contaminación fecal, la ausencia de ellos, especialmente en el agua desinfectada, no excluye la presencia del *Cryptosporidium parvum* y *Giardia lamblia*, que son más resistentes a los desinfectantes que los organismos coliformes. En varias ocasiones, se ha podido verificar que aunque el valor máximo permitido de los coliformes no se haya superado, se han presentado grandes brotes de criptosporidiosis y de giardiasis transmitidas por el agua (Milwaukee, 1993; Carrollton y Georgia, 1989). Estos brotes son un recordatorio de que la desinfección del agua puede ser suficiente para producir agua libre de coliformes, pero que quizás no baste para inactivar los quistes de *Giardia* o los oocistos del *Cryptosporidium* (Craun, 1996).

2.2.1 Relación de los Coliformes fecales con los Estreptococos fecales

Se ha observado que las cantidades de Coliformes fecales (FC) y estreptococos fecales (FS) que son descargadas por humanos son significativamente diferentes a las descargadas por

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

animales, por lo que se ha sugerido la relación FC/FS para identificar si la contaminación en cierta muestra proviene de residuos de animales o humanos. Vale la pena aclarar que aunque se pueda encontrar bacterias patógenas, protozoos y gusanos parásitos en una amplia variedad de huéspedes en animales de sangre caliente, los virus patógenos humanos solo son expedidos por seres humanos (Geldreich, 1996) Algunos datos típicos de esta relación se reportan en la tabla 2, donde se puede ver que para animales domésticos es menor que 1.0, mientras que para humanos es mayor a 4.0. Si la relación que se obtiene está entre 1 y 2, la interpretación es incierta.

Para interpretaciones con cierto grado de confianza debe tenerse en cuenta lo siguiente:

- La muestra debe estar con un pH entre 4 y 9, para excluir efectos adversos del pH sobre algún grupo de microorganismos
- Por lo menos se debe contar dos veces cada muestra.
- Para minimizar errores por la tasa de muerte diferencial, las muestras no deben ser tomadas en una distancia superior a 24 horas de flujo aguas abajo, después de la sospecha de descarga en la fuente de contaminación.
- Para el cálculo de la relación FC/FS será empleado únicamente el número de Coliformes fecales obtenidos en una temperatura de incubación de 44°C

Tabla 2. Contribución estimada per cápita de los indicadores de microorganismos para humanos y algunos animales (Tchobanoglous, 1997).

Animal	Indicador Promedio de la Densidad de Organismos por Gramo de Heces		Contribución promedio per cápita en 24 horas		Relación FC/FS
	Coliformes Fecales (10^6)	Estreptococos Fecales (10^6)	Coliformes Fecales (10^6)	Estreptococos Fecales (10^6)	
Humanos	13.0	3.0	2000	450	4.4
Pollos	1.3	3.4	240	620	0.4
Vacas	0.23	1.3	5400	31000	0.2
Patos	33.0	54.0	11000	18000	0.6
Cerdos	3.3	84.0	8900	230000	0.04
Ovejas	16.0	38.0	18000	43000	0.4
Pavos	0.29	2.8	130	1300	0.1

2.3 EL PROBLEMA DE LA SALUD PÚBLICA EN AMÉRICA LATINA

Como se ha dicho previamente, la gravedad de los efectos de los microorganismos en el hombre dependen fundamentalmente del tiempo y las vías de exposición (ingestión, inhalación y el contacto corporal) y del tipo de microorganismo. El grado y la frecuencia de exposición de agentes patógenos se ven agravados por la expansión de la población humana en el mundo. El hacinamiento, tanto en las ciudades antiguas (México) como en las modernas (Sao Paulo), sumado al desarrollo no reglamentado de las comunidades satélites, colonias o pueblos, ejerce una presión excesiva sobre las barreras de saneamiento. Se agregan a estos problemas, la movilidad de las personas a escala internacional y resulta evidente que las enfermedades puedan alcanzar rápidamente proporciones epidémicas en sitios muy alejados entre sí (Geldrich, 1996).

Las actividades agropecuarias, que comprenden corrales de engorde para bovinos y operaciones avícolas, traen aparejada la concentración de estos animales y sus excretas en un espacio limitado. En los corrales de engorde, la densidad del ganado vacuno, por milla cuadrada, puede llegar a 10.000 animales, con tales restricciones de espacio, que la eliminación de sus desechos fecales es una acción muy importante, ya que si no se tienen las precauciones adecuadas se puede propiciar la propagación de enfermedades en los animales sanos dada la proximidad de estos en sus corrales. Algunos agentes patógenos de animales domésticos, como *Salmonella*, *E. coli*, *Cryptosporidium*, *Leptospira interrogans* (del ganado bovino) y *Balantidium coli* (del ganado porcino) lo son también para el ser humano, a menos que los desechos animales se eliminen en forma adecuada. Así, la materia fecal en la escorrentía pluvial de los corrales de engorde, y la explotación de las avícolas se convierte en una importante fuente de contaminación fecal de las cuencas rurales, contaminando lagos y arroyos en su drenaje.

Los métodos alternativos de eliminación de desechos también pueden constituir reservorios concentrados de agentes patógenos que contaminan el medio acuático. Así, la aplicación en el terreno de aguas residuales con un tratamiento mínimo puede contaminar las aguas subterráneas en zonas donde hay infiltración rápida de los suelos (con alta tasa de percolación), y las aguas superficiales también pueden contaminarse como consecuencia de

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

la fumigación excesiva de las cuencas de drenaje. En estas condiciones, los procesos naturales de autopurificación (deseccación, contacto con el suelo ácido, exposición a la luz solar, competencia, antagonismo y depredación de microorganismos del suelo), se tornan inoperantes o ineficaces. Los rellenos sanitarios indebidamente ubicados o mal diseñados, que reciben desechos animales de los corrales de engorde, el lodo de las plantas de tratamiento de agua, o las basuras (que puede contener materia fecal proveniente de los pañales desechables de bebés y de excrementos de los animales domésticos), pueden contribuir con una descarga de agentes patógenos a las aguas subterráneas y superficiales (Geldrich, 1996).

Las zonas naturales protegidas también son sitios donde se puede presentar la propagación de enfermedades patógenas, debido a que los animales silvestres son atraídos hacia estas zonas ya que las actividades humanas son más restrictivas en ellas. Las ratas almizcleras y los ratones de campo, son un ejemplo de los animales de zonas remotas que pueden eliminar quistes de *Giardia* y otros agentes patógenos en los entornos acuáticos. Las aves acuáticas y terrestres pueden ser fuentes de bacterias patógenas, por ejemplo, las gaviotas son aves que se alimentan de carroña y frecuentan los botaderos de basura a cielo abierto, comen los desechos alimentarios contaminados y excretan *Salmonella* en la materia fecal en los lagos de las zonas costeras (Geldrich, 1996).

En América latina y el Caribe las enfermedades diarréicas representan un grave problema de salud pública, encontrándose entre las primeras cinco causas de defunción de menores de un año y en muchos son la primera causa en niños de 1 a 4 años (OPS-OMS, 1995). Se considera que la hepatitis vírica aguda es motivo de preocupación en América latina, donde las incidencias en los países en desarrollo suelen ser más altas que en los industrializados. En América del sur, la incidencia se estima que oscila entre 24 y 93 por 100.000 habitantes por año, siendo la mayoría de los casos (50-55%) niños menores de 15 años.

La amebiasis es una enfermedad que se estima afecta al 10% de la población mundial, que en la mayoría de los casos la causa principal de la infección ha sido la contaminación del agua potable con aguas residuales. En América latina y el Caribe, algunos países reportan incidencias de hasta el 56%, aunque las tasas mayores del 30% son relativamente raras (OPS-OMS, 1995)

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

El agente patógeno *Vibrio cholerae* serogrupo 01. biotipo eltor, fue detectado por primera vez en Indonesia, en 1934. Este patógeno siguió apareciendo como pandemia regional en el sureste asiático hasta 1960, cuando se manifestó en varios países del cercano oriente y luego, en 1970 cuando se detectó en Rusia y Corea del Sur. Hasta enero de 1991, se identificaron en la ciudad de Lima (Perú) los primeros casos de Cólera, enfermedad temida porque puede resultar en defunciones en 24 horas o menos. A los pocos días de su detección, la enfermedad se había propagado hacia las ciudades del centro y del norte de ese país y en el primer año la enfermedad había llegado a otros 15 países de América, como resultado directo del tránsito por autobús o avión de personas infectadas (Geldrich, 1996).

De esta epidemia, en el año de 1991, se notificaron 391.219 casos con 4.002 defunciones y en el año siguiente se notificaron 353.811 casos y 2.396 defunciones en 19 países. Si bien el número total de casos registrados disminuyó a 206.259 en 1993, varios países de América central y del sur siguieron teniendo un alto nivel de transmisión aunque declinaron sus tasas de letalidad. Las investigaciones identificaron los principales vehículos de transmisión del cólera en los países latinoamericano: consumo de agua sin hervir o no desinfectada, de alimentos y bebidas de vendedores callejeros, de alimentos almacenados a temperaturas ambiente durante 3 o más horas, de peses, moluscos y crustáceos crudos y de hortalizas crudas cultivadas en tierras regadas con aguas residuales o contaminadas por ellas (Traverso, 1996).

Aunque se supuso que las exposiciones iniciales se debieron a la ingestión de pescado crudo contaminado, el agente patógeno se diseminó rápidamente como consecuencia de las malas prácticas de saneamiento y apareció en las aguas subterráneas contaminadas y en el agua superficial utilizada para abastecimiento público. El tratamiento inadecuado de este, la falta de atención en la distribución de agua segura, la ausencia de medidas de cuarentena para reconocer y limitar el tránsito de personas enfermas en las fronteras y la falta de inspección de equipajes personales con el fin de detectar la presencia de frutos crudos de mar permitieron el aumento de los casos (Geldrich, 1996).

En América latina y en cualquier otro sitio del mundo, el cólera ha sido una enfermedad casi exclusivamente de los pobres. En algunas ciudades del Perú, el agua contaminada y sin desinfectar, que se suministraba a través de sistemas de distribución muy deteriorados,

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

desempeñó un papel importante en la rápida propagación de la enfermedad. A diferencia de las epidemias de cólera del siglo XIX, el cólera de estos años 90 en América latina ha sido predominantemente una enfermedad de la población rural y esta característica propone un reto especial para su tratamiento y prevención (Traverso, 1996).

Otro agente patógeno que puede causar grandes epidemias con tasas de morbilidad y mortalidad altas en todos los grupos de edad es *Shigella dysenteriae* (Sd1). Este agente ha causado epidemias de disentería en Centroamérica desde 1971 y más recientemente en África Central y Asia meridional. La disentería epidémica es en general más grave que otros tipos de diarrea aguda. La tasa de mortalidad por esta enfermedad puede llegar al 15%. Aunque reciban atención adecuada, el 5% de las víctimas pueden morir durante las epidemias. La enfermedad inducida por *Shigella dysenteriae* (Sd1) es más común en los lactantes, los ancianos y las personas mal nutridas. La vulnerabilidad de América Latina ante la propagación de enfermedades diarreicas se puso de manifiesto durante la epidemia del tipo I de *Shigella dysenteriae* que se produjo entre 1969 y 1973 y causó más de 500.000 casos. Esta epidemia se propagó entre México - Costa Rica y fallecieron más de 9.000 personas antes de que se formulara un diagnóstico correcto y se pudiera aplicar un tratamiento adecuado (Traverso, 1996).

El tipo I de *Shigella dysenteriae* es sumamente virulento. Basta de 10-100 microorganismos para constituir una dosis infecciosa. Se cree que la transmisión se realiza frecuentemente por contacto de persona a persona, aunque también puede transmitirse por agua y por alimentos. Las epidemias se producen generalmente durante temporadas de calor y lluvia y pueden infectar incluso a un tercio de los habitantes de zonas densamente pobladas que carecen de instalaciones adecuadas para la eliminación de excretas y disponen de una cantidad limitada de agua no contaminada (Traverso, 1996).

En América Latina y el Caribe se han realizado algunas investigaciones para determinar los agentes causantes de los trastornos del aparato digestivo. Entre otros, se encuentra el de Urrestarazu y otros, en 1988, “Frecuencia de *Campylobacter jejuni* y otros agentes patógenos en un grupo de lactantes venezolanos con diarrea aguda”, donde se determinó que en los niños menores de 2 años de edad, con diarrea aguda, que concurrieron a dos hospitales en Caracas, Venezuela, durante un año, los agentes aislados con más frecuencia

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

fueron *E. coli* enterotoxígena en el 41.8% de los casos; rotavirus en el 14.1%, *E. coli* enteropatógena en el 12.2% y *Klebsiella pneumoniae* en el 11.23%. En Costa Rica, Mata y otros realizaron un estudio de vigilancia durante 5,5 años “Diarrhea associated with rotaviruses, enterotoxigenic *Escherichia coli*, *campylobacter* and other agents in Costa Rican children”, donde identificaron que el rotavirus estaba asociado con más del 40% de los casos, la *E. coli* enterotoxígena, ocupó el segundo lugar con el 13.0%, la salmonella y la *Shigella* combinadas presentaron el 15% y el *Campylobacter fetus* y *jejuni* el 8% y en el 63.2% de los casos se detectó más de un agente (OPS-OMS, 1995)

Guderian y otros, reportaron en 1987, en su estudio realizado en 100 niños menores de 2 años de edad “Diarrhea aguda asociada con *Campylobacter* y otros agentes patógenos en Quito (Ecuador)”, que los agentes enteropatógenos identificados fueron *Campylobacter* (23%), *rotavirus* (21%), *Shigella* (12%), *Salmonella enteritidis* (3%), *Giardia lamblia* (5%) y *Entamoeba histolytica* (1%). Se encontró un solo agente en el 38% de los casos, 2 agentes en el 18% y 3 agentes en el 6% de los casos.

Estos estudios sobre los agentes causales sugieren que la mayoría de los casos de diarrea en los niños de América latina, así como en otros países en desarrollo, los producen principalmente las bacterias y rotavirus y que los protozoos pueden ser un agente patógeno menos significativo que en los países industrializados. Sin embargo, no puede pasarse por alto estos últimos. Además, en las zonas endémicas en las que se carece de saneamiento básico, se prevé que habrá concentraciones proporcionalmente más altas de bacterias, protozoos, virus y parásitos que en las zonas con buen saneamiento (OPS-OMS, 1995).

2.3.1 Tecnologías de Desinfección de Agua en América Latina

En una evaluación realizada por la División de Salud y Ambiente de la OPS, en agosto y septiembre de 1994, sobre la situación de la desinfección de los sistemas de agua en América latina y el caribe, donde se tomaron los datos de 17 países que respondieron a la encuesta adecuadamente, se encontraron los resultados reportados en la Tabla 3.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Tabla 3. Datos relativos a la desinfección del agua en los países de América latina y el Caribe en 1994 (Reiff, 1996)

PAÍS	N° SISTEMAS DE PROVISIÓN DE AGUA				CANTIDAD DE POBLACIÓN		
	Desinf >90%	Desinf <90%	Sin Desinf.	TOTAL	TOTAL (miles)	% Abastecimiento con desinf Satisfactorio	% Abastecimiento sin desinf. Sin tratamiento
Argentina	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	33875	57,5	42,5
Bahamas	3	57	0	60	272	81,6	18,4
Belice	25	0	49	74	203	56,7	43,3
Bolivia	146	0	1276	1422	7888	25,0	75,0
Chile	1112	0	0	1112	13700	87,9	12,1
Rep Dominic	206	0	136	342	7769	52,9	47,1
Ecuador	280	0	1590	1870	11566	25,9	74,1
El Salvador	591	0	72	663	5641	53,6	46,4
Guayana	9	8	162	179	738	9,6	90,4
Haití	9	0	141	150	7035	16,5	83,5
Honduras	61	20	604	685	6397	27,3	72,7
México	14640	n.d.	n.d.	14640	91840	73,7	26,3
Nicaragua	145	0	3	148	4275	42,6	57,4
Paraguay	0	0	185	185	4767	32,1	67,9
Perú	261	500	258	1019	23381	42,4	57,6
Trinidad y Tobago	79	20	0	99	1292	85,5	14,5
Uruguay	282	0	37	319	3167	92,0	8,0
TOTAL	17849	605	4513	22967	189931		

n.d.= No disponible

Estos datos indican que desde 1984 en la mayoría de los países que respondieron la encuesta se registró un notable progreso en cuanto a la cobertura y confiabilidad de la desinfección del agua. Gran parte de dicho progreso es posterior a 1991 y se relaciona con el esfuerzo realizado por esos países para controlar o prevenir el cólera. Considerando a las 17 naciones en su conjunto, aproximadamente de 58.8% de la población recibe agua desinfectada más del 98% del tiempo. Esto representa un notable avance con respecto a 1984, cuando solo el 25% de la población recibía agua desinfectada con métodos confiables (Reiff, 1996).

Los sistemas de agua desinfectados mediante la *Cloración Gaseosa*, abastecen a más personas que los tratados con cualquier otro tipo de tecnología de desinfección. Se estima que aproximadamente el 82% de quienes reciben agua desinfectada se benefician con la

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

desinfección con cloro gaseoso. Esto se debe al hecho de que la gran mayoría de quienes reciben agua desinfectada residen en las grandes ciudades de los países de América latina y del caribe. Prácticamente todos los organismos de servicios públicos y de suministro de agua potable que atienden a dichos centros urbanos, dependen en gran medida de la cloración gaseosa para desinfectar el agua, al igual que las principales plantas de tratamiento de municipios medianos y pequeños, ya que este método sigue siendo el menor costoso para la desinfección.

La segunda tecnología más utilizada para la desinfección es la aplicación o dosificación de soluciones de hipoclorito como proceso de tratamiento final antes de distribuir el agua a los usuarios, lo que se conoce con el nombre de *Hipocloración*. Se estima que cerca del 17% de la población de América latina y el caribe reciben agua desinfectada por éste método. El hipoclorito puede adquirirse comercialmente en forma de hipoclorito de sodio, en concentraciones que van desde un 3-10%. También es posible generarlo in situ, para lo cual se requiere someter a electrólisis una solución de cloruro de sodio con la que se produce una concentración entre un 0.4% y un 1%, según el tiempo utilizado, las concentraciones de sal y el tiempo de electrólisis. Otra alternativa es preparar las soluciones de hipoclorito a partir de compuestos de hipoclorito de calcio o de la cal clorada. El método de hipocloración que se utiliza con éxito en varios países de América latina, es el de hipocloración por tableta de hipoclorito de calcio que se disuelven paulatinamente (Reiff, 1996).

En varios municipios de América latina y del caribe, la hipocloración ha reemplazado a la cloración gaseosa como método de desinfección del agua proveniente de pozos ubicados en áreas residenciales. Esto se ha presentado, generalmente, como respuesta a las fugas accidentales en un cilindro roto o a una fuga registrada en equipos o sus tuberías (Reiff, 1996). La cloración, a pesar de los inconvenientes de formación de subproductos de la desinfección, de los problemas de sabor y olor y de la baja eficiencia, para ciertos microorganismos como los quistes de protozoos y algunas esporas de bacterias, respecto a otros métodos de desinfección, si se considera su desempeño general frente al costo que representa, la cloración sigue siendo la opción preferida para América latina y el caribe.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Los métodos restantes de desinfección empleados en las fuentes comunitarias de suministro de agua no representan un conjunto más que el 1% del total de agua desinfectada para consumo humano en países de América latina y del caribe. Esto incluye la ozonación, el empleo de dióxido de cloro, la luz ultravioleta y los oxidantes mezclados (Reiff, 1996).

2.4 REUSO DE AGUAS

Existen dos formas de reutilización: directa e indirecta. En esta última las aguas residuales llegan, por vertimiento intencional o por drenaje de las aguas de riego a ríos o embalses, donde las aguas residuales se diluyen y son *Indirectamente* reutilizadas aguas abajo en usos urbanos, agrícolas e industriales

No ocurre lo mismo en zonas costeras donde las aguas residuales son evacuadas al mar a través de acuíferos y cauces sin posibilidad de aprovechamiento. Consecuentemente, es en las zonas costeras y en zonas interiores con problemas de abastecimiento, donde más beneficio se puede obtener de la reutilización *Directa* y planificada de agua residual tratada mediante su almacenamiento, tratamiento y transporte hasta el punto de aprovechamiento, sin dilución previa en un curso natural de agua. La reutilización de aguas residuales se refiere normalmente a las de procedencia urbana, que permiten una colección, regeneración y distribución a nuevos usos de manera más factible que las de procedencia agrícola. En el caso de aguas residuales industriales el reciclaje o reutilización suele hacerse en la propia industria (R.AG., 2000).

En la Tabla 4 se indican las siete principales categorías de reutilización de aguas residuales municipales tanto directa como indirectamente, ordenadas en función del volumen de reutilización previsto y se evalúan sus posibles limitaciones.

2.4.1 Tratamiento de aguas por aplicación al suelo

Aplicar el agua residual al suelo implica la utilización de las plantas, de la superficie y de la matriz del suelo para su tratamiento. El reuso de efluentes tratados se ha incrementado en la

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

agricultura ya que tiene como metas promover la agricultura sostenible, preservar las fuentes de agua y minimizar el impacto ambiental por su disposición (Alvarez *et al*, 2002).

Tabla 4. Categorías de reutilización de aguas residuales municipales (Metcalf & Eddy, 1996)

CATEGORÍAS	POSIBLES LIMITACIONES
1. Riego en agricultura: en cultivos y plantaciones comerciales	– Si la gestión no es adecuada, hay contaminación de aguas superficiales y subterráneas.
2. Riego en espacios verdes: parques, patios de colegios, medianas de autopistas, campos de golf, cementerios	– Efecto sobre calidad del suelo y de la cosecha. – Problemas de salud pública por presencia de patógenos.
3. Reciclaje y reutilización industrial: refrigeración, calderas, agua de proceso	– Presencia de constituyentes que puedan generar corrosión, incrustaciones, crecimiento bacteriano – Generación de aerosoles patógenos en área refrigeración
4. Recarga de aguas subterráneas: recarga de acuíferos, control de introducción de aguas saladas	– Efectos tóxicos de químicos orgánicos presentes en agua recuperada. – Presencia de sólidos disueltos, nitratos y patógenos
5. Usos recreativos y ambientales: lagos y estanques, mejora de zonas pantanosas, incremento de caudales de cursos de agua, piscifactorías	– Problemas de salud pública por bacterias y virus – Eutroficación por incorporación de N y P en agua receptora. – Toxicidad para la vida acuática.
6. Usos urbanos no potables: protección contra incendios, aire acondicionado, inodoros	– Problemas en salud pública por generación de aerosoles patógenos en incendios – Formación de costras, corrosión, crecimientos biológicos
7. Reutilización en usos potables: mezcla en depósitos de agua de abastecimiento, abastecimiento directo de agua	– Presencia de compuestos tóxicos – Deficiencia estética – Problemas de salud pública por transmisión de patógenos, especialmente virus.

Los tres procesos principales de aplicación al terreno son la irrigación, la infiltración rápida y la escorrentía superficial.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

- La *Irrigación* es un proceso de aplicación al suelo de un efluente para su tratamiento y para proporcionar ciertos compuestos al crecimiento de las plantas. El efluente aplicado sufre un tratamiento por medios físicos, químicos y biológicos al filtrarse en el suelo. El efluente es regado por aspersión, inundación o surcos.
- La *Infiltración Rápida* es un tratamiento que se produce cuando el agua atraviesa rápidamente (muchas veces por inyección) la matriz del suelo. Los objetivos del sistema pueden incluir la recarga de acuíferos, el tratamiento natural seguido de la extracción por bombeo o por drenaje para su recuperación y el tratamiento natural con agua renovada que se desplaza vertical y lateralmente en el suelo recargando una corriente de agua superficial.
- La *Escorrentía Superficial* es esencialmente un proceso de tratamiento biológico en el cual se aplica el agua residual sobre las zonas de un terreno dispuesto en pendiente desde donde fluye a través de la superficie vegetal hasta unas zanjas de recolección. La renovación del agua se lleva a cabo por medios físicos, químicos y biológicos al fluir el agua residual en una delgada lámina sobre la pendiente relativamente impermeable.

A pesar de las altas eficiencias del reuso del agua para el tratamiento de aguas residuales, con valores de remoción de sólidos suspendidos del 88%, DBO del 97%, Nitrógeno del 94%, fósforo total del 96%. El reuso del agua residual involucra aspectos de salud pública, por la posibilidad de supervivencia de las bacterias patógenas y virus en pequeñas gotas de aerosol en la superficie o en el interior del suelo. Por ello, es importante evaluar las condiciones mínimas del agua para ser reutilizada, lo cual ha sido reglamentado según la aplicación en cada país u organización.

2.5 NORMATIVIDAD

En búsqueda de proteger la salud pública se ha realizado esfuerzos estableciendo condiciones y normas que permitan el uso seguro del agua residual en riego, ya que los principales riesgos sanitarios están provocados por la presencia de agentes biológicos como bacterias patógenas, helmintos, protozoos y virus (Metcalf & Eddy, 1996). Las normas aplicables a aguas residuales recuperadas para usos específicos se basan en la estimación del grado de contacto del hombre con el agua residual recuperada en el destino previsto

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

(Metcalf & Eddy, 1996) y por supuesto deben ser cumplidas para que la reutilización sea segura desde el punto de vista sanitario y ambiental.

Por ejemplo, la Organización Mundial de la Salud (OMS) establece que para el riego de cualquier tipo de cultivo, el agua no debe contener más de 100 coliformes fecales / 100ml (Alvarez *et al*, 2002), mientras para cualquier aplicación relacionada con el contacto o la alimentación humana o animal, el agua debe estar exenta de microorganismos patógenos y de sustancias tóxicas; para la recarga directa de acuíferos debe adquirir las características de un agua mineral; para su uso industrial en calderas debe tener muy pocas sales disueltas, para el regadío puede contener nutrientes y cierta materia orgánica aunque no debe contener metales ni oligoelementos en concentraciones tóxicas, etc. (R.AG., 2000).

2.5.1 Extranjera

Actualmente, son diversos los criterios de calidad establecidos en los países y organizaciones que tienen regulada la actividad de reutilización de agua residual. Así, en el caso de reutilización para regadío, la Organización Mundial de la Salud, establece tres categorías de aprovechamiento según el número máximo de Coliformes Fecales (CF): (R.AG., 2000)

- Categoría A - riego de cultivos que se puedan consumir crudos, campos de deporte y parques públicos: el agua no debe tener más de 1000 CF/100 mL,
- Categoría B - esto de cultivos con tipo de riego que expone a riesgo a los trabajadores: no se establece ningún límite para los coliformes fecales
- Categoría C -riego localizado de cultivos de categoría B sin riesgo para trabajadores: no se establece ningún límite para los coliformes fecales.

Por otra parte en California y Arizona, las aguas residuales depuradas para el riego de espacios verdes de zonas de acceso no restringido al público y de cultivos que se consumen crudos (similares al grupo A de la OMS) debe estar adecuadamente oxigenada, filtrada y desinfectada antes de su uso, con una presencia total media de coliformes inferior a 2,2 CF/100 mL y en el resto de cultivos y tipos de regadío no pueden superar los 23 - 25 coliformes fecales/100ml (R.AG., 2000; Metcalf & Eddy, 1996).

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

En Israel, las aguas equivalentes a categoría A, deben tener menos de 12 CF/100 mL en al menos 80% de las muestras. En Baleares, una de las pocas Comunidades españolas que tienen regulada algún tipo de normativa, se exigen menos de 1000 CF/100mL para riegos sin restricción (que incluyen la citada categoría A) y no se establece límite en el regadío con restricción.

Asimismo, en España, se elaboró un borrador de decreto que presumiblemente puede ser incluido en la legislación que regule la nueva ley de aguas, donde se establecen 14 posibles usos para el agua regenerada (R.AG., 2000):

- Uso 1: Usos domiciliarios: Riego de jardines privados, Descarga de aparatos sanitarios, Sistemas de calefacción y refrigeración de aire domésticos, Lavado de vehículos
- Uso 2: Usos y servicios urbanos: Riego de zonas verdes de acceso público (campos deportivos, campos de golf, parques públicos, etc.), Baldeo de calles, Sistemas contra incendios, Fuentes y láminas ornamentales
- Uso 3: Cultivos de invernadero
- Uso 4: Riego de cultivos para consumo en crudo. Frutales regados por aspersión
- Uso 5: Riego de pastos para consumo de animales productores de leche o carne.
- Uso 6: Riego de cultivos destinados a industrias conserveras y productos que no se consuman crudos. Riego de frutales excepto por aspersión.
- Uso 7: Riego de cultivos industriales, viveros, forrajes ensilados, cereales y semillas oleaginosas
- Uso 8: Riego de bosques, industria maderera, zonas verdes y de otro tipo no accesibles al público
- Uso 9: Refrigeración industrial, excepto industria alimentaria
- Uso 10: Estanques, masas de agua y caudales circulantes, de uso recreativo en las que está permitido el contacto del público con el agua (excepto baño)
- Uso 11: Estanques, masas de agua y caudales circulantes ornamentales, en los que está impedido el contacto del público con el agua
- Uso 12: Acuicultura (Biomasa vegetal o animal)
- Uso 13: Recarga de acuíferos por percolación localizada a través del terreno
- Uso 14: Recarga de acuíferos por inyección directa

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Se puede observar que los primeros cuatro usos corresponden aproximadamente a los cultivos categoría A de la OMS, quien, para los distintos usos establece los criterios dados en la Tabla 5 (R.AG., 2000)

Tabla 5 Criterios de calidad para categoría A (OMS, 1999; R.AG., 2000).

Criterios	Parámetros	Valores
Criterios de calidad biológica	Huevos de nemátodos intestinales	<ul style="list-style-type: none"> • < 1 huevo/L para todos los usos excepto para refrigeración industrial en industrias no alimentarias (uso 9) y masas de agua sin contacto humano (uso 11)
	Escherichia Coli	<ul style="list-style-type: none"> • 0 ufc/100 mL para uso domiciliario (1) y recarga directa de acuíferos (14) • < 200 ufc/100 mL para usos 2, 3, 4 y 10 • < 1000 ufc/100 mL para usos 5, 6, 12 y 13 • < 10000 ufc/100 mL para usos 7 y 9 • Sin límite para 8 y 11
calidad fisico-química	Sólidos en suspensión	<ul style="list-style-type: none"> • < 10 mg/L para usos domiciliarios (1) y recarga directa de acuíferos (14) • < 20 mg/L para usos 2, 3 y 4 • < 35 mg/L para el resto de usos
	Turbidez	<ul style="list-style-type: none"> • < 2 NTU para uso domiciliario (1) y recarga directa de acuíferos (14) • < 5 NTU para usos 2, 3 y 4 • Sin límite para el resto de usos
Otros criterios de calidad		<ul style="list-style-type: none"> • 0 ufc/100 mL de <i>Legionella Pneumophila</i> para cultivos de invernadero (3) y refrigeración industrial (9) • < 1 huevo/L de <i>Taenia Saginata</i> y <i>Solium</i> para riego de pastos para consumo de animales productores de leche o carne (5) • < 50 mg/L de nitrógeno total para recarga de acuíferos por percolación localizada a través del terreno (13) • < 15 mg/L de nitrógeno total para recarga de acuíferos por inyección directa (14)

La norma vigente en México para el uso de agua residual en la agricultura se constituyó a partir de una reorganización a fondo de la normatividad sobre las descargas industriales y domésticas hacia aguas y tierras nacionales. Como primer paso concreto de esta reforma, en 1996 se sustituyeron 44 normas distintas (lo que hacía casi imposible la regulación) para aguas residuales por la NOM-001 ECOL/96.

Dicha norma, establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales de origen doméstico en riego y bienes nacionales, determinando que el

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

contenido de Huevos de Helminto (HH) debe ser < 1 HH/L cuando el agua se utiliza para todo tipo de cultivos y < 5 HH/L cuando ésta se restringe a cultivos que no se consumen crudos. La Norma indica que el número más probable de Coliformes Fecales debe ser menor de 1000 por cada 100 mL en cualquier caso. Adicionalmente, en la Tabla 6 se describen los límites máximos permisibles de otros contaminantes.

Tabla 6. Límites permisibles para otros contaminantes (no patógenos)

Parámetros (mg/l)	Uso en Riego Agrícola	
	Promedio mensual	Promedio diario
Temperatura (°C)	N/R	N/R
Grasas y aceites	15	25
Material flotante	Ausente	Ausente
Sólidos Sedimentables	N/R	N/R
S.S.T.	N/R	N/R
D.B.O.	N/R	N/R
Nitrógeno Total	N/R	N/R
Fósforo Total	N/R	N/R
Arsénico Total	0.2	0.4
Cadmio Total	0.05	0.1
Cianuro Total	20	30
Cobre Total	4	60
Cromo Total	0.5	1.0
Mercurio Total	0.005	0.01
Níquel Total	2	4
Plomo Total	5	10
Zinc Total	10	20

N/R: No reglamentado

2.5.2 Nacional

En Colombia, el decreto 1594 de 1984 establece un límite máximo de contenido de coliformes totales en el agua según el uso (ver Tabla 7). Realizando una comparación de esta norma y las concentraciones de Coliformes en el río Bogotá (Ver capítulo 5), queda claro que es imperioso identificar el tratamiento apropiado para la desinfección de patógenos con el fin de dejar el agua reutilizable, por lo menos para riego en agricultura, considerada como la menos estricta de las aplicaciones.

Con el fin de tener un concepto más amplio sobre la normativa nacional vigente asociada a estándares de calidad del agua, se resume en la Tabla 8, los principales estándares

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

asociados a los diferentes usos del recurso. Por otra parte, en el estudio adelantado por la Unión Temporal Saneamiento Río Bogotá (UT, 2002) se adoptaron estándares de calidad para el uso del agua a partir de la normatividad nacional e internacional, los cuales se muestran aquí, como una mejor propuesta a la reglamentación actual (ver Tabla 9).

Tabla 7. Valores permitidos de Coliformes para diferentes usos (decreto 1594 de 1984)

USO	Límite Máximo Coliformes (NMP./100 ml)	
	TOTALES	FECALES
Uso doméstico previo tratamiento convencional (Art. 38)	20000	2000
Consumo humano con previa desinfección (Art. 39)	1000	N/R
Agrícola: riego de frutas que se consuman sin quitar la cáscara. (Art. 40)	5000	1000
Pecuario (art. 41)	N/R	N/R
Fines recreativos mediante contacto primario (Art. 42)	1000	200
Fines recreativos mediante contacto secundario (Art. 43)	5000	N/R
Estético (Art. 44)	N/R	N/R
Preservación de flora y fauna (Art. 45)	N/R	N/R
Transporte, dilución y asimilación (Art. 47)	N/R	N/R
Industrial Excepto explotación de playas, cauces y lechos (Art. 48)	N/R	N/R

N/R: No reglamentado

Tabla 8. Estándares para usos del agua en Colombia (Dec 1594/84)

PRINCIPALES PARAMETROS PARA DETERMINAR EL REUSO DEL AGUA	ESTANDARES PARA USOS DE AGUA -NORMATIVIDAD NACIONAL						
	Estetico	Pecuario	Agricola	Recreativo secundario	Recreativo primario	Para potabilizar	Preservación ecológica
	1	2	3	4	5	6	7
Oxígeno Disuelto				70% Os	70% Os		> 4
DBO5 (mg/L)							
SST (mg/L)							
PH			4.5 - 9	5.0 - 9	5.0 - 9.0	5.0 - 9	4.5 - 9
Flotantes y Espumas	Ausente			Ausente	Ausente	Ausente	Ausente
Grasas y aceites	Ausente			Ausente	Ausente	Ausente	
Sólidos de fondo							
Olor	Ausente			Ausente	Ausente		Ausente
Comp. Amoniacales (mg/L)						< 1	<0.1
Cadmio (mg/L)		<0.05	<0.01	<0.01 (5)	<0.01	<0.01	<0.01
Cobre (mg/L)		<0.5	<0.2	<0.2 (5)	<0.2	<1	<0.1
Cromo (mg/L)		<1.0	<0.1	<0.1 (5)	<0.1	<0.05	<0.01
Niquel (mg/L)			<0.2	<0.2 (5)	<0.2		<0.01
Plomo (mg/L)		<0.1	<5	<5 (5)	<5	<0.05	<0.01
Coliformes Totales (mg/L)		(*)	<5000	<5000	<1000	<20000	(*)
Coliformes Fecales (mg/L)		(*)	<1000		<200	<2000	(*)

(*) Valor que debe ser establecido con ensayos (EMAR)

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Tabla 9. Estándares para usos del agua propuestos por Unión Temporal, 2002

PRINCIPALES PARAMETROS PARA DETERMINAR EL REUSO DEL AGUA	ESTANDARES ADOPTADOS PARA USOS DE AGUA A PARTIR DE LA NORMATIVIDAD NACIONAL E INTERNACIONAL						
	Estetico	Agrícola restringido	Agrícola no restringido	Urbano y Recreativo secundario	Urbano y Recreativo primario	Para potabilizar	Preservación ecológica
	1	2	3	4	5	6	7
Oxígeno Disuelto			>0 (6)	>0 (3)	>0 (3)		> 4
DBO5 (mg/L)							
SST (mg/L)							
PH		4.5 - 9 (5)	4.5 - 9 (5)	5.0 - 9 (5)	5.0 - 9 (5)	5.0 - 9 (5)	4.5 - 9 (5)
Flotantes y Espumas	Ausente (6)	Ausente (6)	Ausente (6)	Ausente (6)	Ausente (6)	Ausente (6)	Ausente (6)
Grasas y aceites	Ausente (6)	Ausente (6)	Ausente (6)	Ausente (6)	Ausente (6)	Ausente (6)	Ausente (6)
Sólidos de fondo	Ausente (6)	Ausente (6)	Ausente (6)	Ausente (6)	Ausente (6)	Ausente (6)	Ausente (6)
Olor	Ausente (1)	Ausente (6)	Ausente (6)	Ausente (6)	Ausente (6)	Ausente (6)	Ausente (6)
Comp. Amoniacales (mg/L)						< 1	<0.5
Cadmio (mg/L)		<0.01 (5)	<0.01 (5)	<0.01 (5)	<0.01 (5)	<0.01 (5)	<0.005 (4)
Cobre (mg/L)		<0.2 (5)	<0.2 (5)	<0.2 (5)	<0.2 (5)	<1 (5)	<0.001 (4)
Cromo (mg/L)		<0.1 (5)	<0.1 (5)	<0.1 (5)	<0.1 (5)	<0.05 (5)	<0.02 (4)
Niquel (mg/L)		<0.2 (5)	<0.2 (5)	<0.2 (5)	<0.2 (5)		<0.01(4)
Plomo (mg/L)		<5 (5)	<5 (5)	<5 (5)	<5 (5)	<0.05 (5)	<0.1(4)
Coliformes Totales (mg/L)			<5000 (5)	<5000 (2)	<5000 (2)	<20000 (5)	N D
Coliformes Fecales (mg/L)		<10000 (2)	<1000 (2)	<1000 (2)	<1000 (2)	<2000 (5)	N D

(1) Que no afecte las zonas pobladas
(2) Valor tomado de la normatividad del D.F Mexico (DGCOH)
(3) Si es un uso recreativo el OD debe ser mayor de 5 (mg/L)
(4) Valor estimado que debe ser precisado con ensayos
(5) El valor adoptado es tomado del decreto 1594/98
(6) Desarrollado por la UT
NOTA: El uso recreativo secundario equivale al restringido y el primario al no restringido

En cuanto al reuso de aguas residuales, no existe norma que lo regule, a pesar de que el artículo 5 de la Ley 373 de 1997 (Programa para el Uso Eficiente y Ahorro del Agua) ordenó a los Ministerios del Medio Ambiente y de Desarrollo Económico de Colombia, reglamentar lo relativo al reuso obligatorio del agua en un plazo de seis meses, lo cual hasta la fecha no se ha cumplido (Convenio IDRC – OPS/HEP/CEPIS, 2002).

Los artículos 104, 105, 106 y 107 de la resolución No. 1096 de 2000 del Ministerio de Desarrollo Económico de Colombia, clasifican las fuentes de agua en cuatro clases: aceptable, regular, deficiente y muy deficiente según presente o no las características expuestas en la tabla 10. En la misma norma se establece los procesos de tratamiento mínimos a diseñar, construir y operar, para las diferentes fuentes de agua, así:

- En fuente de agua *Aceptable*: remoción de material flotante de las fuentes superficiales mediante cribado con rejillas, seguido de los procesos de desinfección y ajuste de pH (opcional).

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

- Para un afluente de agua *Regular*: los mismos que para una fuente aceptable, mas un proceso de desarenación y filtración entre el cribado y la desinfección.
- Para una fuente de agua *Deficiente*: las mismas etapas que para una fuente de agua regular con la adición de una etapa de coagulación-sedimentación, entre la desarenación y la filtración.
- Para fuentes de agua *Muy Deficientes*: las mismas etapas del caso para fuentes deficientes más los pre-tratamientos y post-tratamientos específicos para producir una calidad de agua que satisfaga los valores admisibles de todos los parámetros físicoquímicos, microbiológicos y organolépticos contemplados por el Decreto 475 del 1998

Tabla 10. Clasificación de los tipos de fuente de agua según ciertos parámetros (Resolución No. 1096 de 2000)

Parámetros	Unidades	Valores en fuentes			
		Fuente Aceptable (Art. 104)	Fuente Regular (Art. 105)	Fuente Deficiente (Art. 106)	Fuente Muy Deficiente (Art. 107)
DBO5 días (Promedio mensual)	mg/L	≤ 1,5	1,5-2,5	2,5 - 4	> 4
DBO5 días (Máximo diario)	mg/L	1 - 3	3-4	4 - 6	> 6
Coliformes totales (promedio mensual)	NMP/100 mL	0 - 50	50 - 500	500 - 5000	> 5000
Oxígeno Disuelto	mg/L	≥ 4	≥ 4	≥ 4	< 4
pH (promedio)		6,0-8,5	5,0 - 9,0	3,8 - 10,5	3,8-10,5
Turbiedad	UNT	< 2	2 - 40	40 - 150	≥ 150
Color Verdadero	UPC	< 10	10 - 20	20 - 40	≥ 40
Gusto y olor	-	Inofensivo	Inofensivo	Inofensivo	Inaceptable
Cloruros	mg/L-Cl	< 50	50 - 150	150 - 200	300
Fluoruros	mg/L-F	< 1,2	< 1,2	< 1,2	< 1,7

3 REVISIÓN DE ALTERNATIVAS TECNOLÓGICAS PARA EL CONTROL DE PATÓGENOS

El grado de contaminación del agua residual bruta es determinante para diseñar el proceso de tratamiento, que será más complejo y costoso cuanto más contaminantes haya que eliminar (R.AG., 2000). El proceso de depuración de aguas residuales incluye diversas operaciones o tratamientos divididos generalmente en: previo, primario, secundario o biológico, terciario y específicos. Mediante los tratamientos previo y primario, se eliminan fundamentalmente los sólidos en suspensión; en los secundarios, la materia orgánica disuelta y los sólidos en suspensión que no fueron eliminados en el tratamiento primario. Con el terciario se pretende la eliminación de todos aquellos contaminantes (sólidos disueltos) no retenidos en los tratamientos anteriores y permite la reutilización del agua tratada, mediante adsorción, intercambio iónico, ósmosis inversa, precipitación química y desinfección. En la categoría de tratamientos específicos se incluyen oxidoreducción y precipitación, entre otros, que tienen como fin la eliminación de un elemento particular, perfectamente definido y que no puede ser removido por otros tratamientos (Ortíz *et al*, 1996). La tabla 11 presenta un resumen de los rendimientos típicos de las diferentes etapas y procesos de tratamiento en la remoción de patógenos.

La desinfección, tema de interés para el presente documento, tiene por objeto la destrucción selectiva de bacterias y virus patógenos presentes en el agua y se puede realizar por medios biológicos, como fosas sépticas -muy usadas por comunidades reducidas aunque poco efectivas-, medios físicos, como la elevación de temperatura y rayos UV, medios químicos, como la adición de productos a base de halógenos, de ozono, de permanganato de potasio u otros medios más modernos fundamentados en procesos de extracción líquido-líquido, evaporación, congelación, irradiación, etc. (Ortíz *et al*, 1996).

Las características deseables de un desinfectante en el agua son (OPS-OMS, 1995):

- Debe poder destruir o inactivar, dentro de un tiempo dado, las clases y número de microorganismos patógenos que pueden estar presentes en el agua a desinfectar. El

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

análisis para determinar la concentración del desinfectante en el agua debe ser exacto, sencillo, rápido y versátil para ser realizado tanto en el laboratorio como in situ.

- El desinfectante debe ser confiable para usarse dentro del rango de condiciones que podrían encontrarse en el agua a tratar.
- Debe poder mantener una concentración residual adecuada en el sistema de distribución de agua para evitar la recontaminación o que los organismos vuelvan a desarrollarse.
- De ser posible no debe generar sustancias tóxicas o, en caso contrario, deben poder controlarse en niveles adecuados para no generar riesgo a la salud. Tampoco debe modificar las características del agua al punto de volverla no apta para el consumo humano o estéticamente inaceptable por la persona que entre en contacto con ella.
- El desinfectante debe ser seguro y cómodo para manejar y aplicar en situaciones en que se prevé su uso.
- El costo de la instalación, operación, mantenimiento del equipo, debe ser razonable.

Tabla 11. Control de coliformes fecales en aguas contaminadas (Geldreich y Craun, 1996)

FUENTE	VALORES DE COLIFORMES FECALES		
Aguas residuales municipales, sin tratar	8.56 * 10 ⁶ / 100 ml		
REDUCCIONES POR TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES			
	Reducción (%)		CF sobrevivientes
	Por etapa	Acumulada	
Tratamiento primario	50	50	4.13 * 10 ⁶
Tratamiento secundario	60	80	1.652 * 10 ⁶
Tratamiento terciario	90	98	1.652 * 10 ⁵
Desinfección	99.5	99.99	800
Autopurificación del efluente	10-50	99.995	400-700
TRATAMIENTO DE AGUA PARA SUMINISTRO (partiendo agua del efluente)			
Almacenamiento del agua sin tratar	50	50	200-350
Coagulación / sedimentación	60	80	80-140
Filtración	99.5	99.8	0.4-1.4
Desinfección	99.98	99.9999	0.00008 – 0.00014

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Varios factores afectan la eficacia de un desinfectante de agua, por lo tanto es necesario conocerlos y controlarlos para aumentar la eficiencia del proceso. Dentro de los factores más importantes están la naturaleza y concentración de los microorganismos de interés y la naturaleza del agua que se va a desinfectar. Sobre este último punto se puede decir que las materias suspendidas y la turbiedad pueden albergar microorganismos patógenos, por lo cual la OMS recomienda para el agua potable una turbiedad media que no exceda 1 Unidad de Turbiedad Nefelométrica (UTN) y que la turbiedad de ninguna muestra individual exceda 5 UTN, después de la desinfección.

Comparar la eficiencia de diferentes desinfectantes resulta ser muy complejo, aún bajo condiciones de laboratorio cuidadosamente controladas, debido al número de variables físicas y químicas que afectan el proceso, la resistencia tan variable a la desinfección entre diferentes cepas de la misma especie de microorganismos y más aún entre diferentes especies. En el proceso de desinfección vale la pena tener en cuenta las siguientes observaciones (OPS-OMS, 1995):

- En general, con una concentración mayor de desinfectante activo, se requiere menos tiempo para inactivar o destruir los microorganismos.
- Mientras más alta sea la temperatura, mayor será la eficacia (mayor número de muertes o inactivos) de los desinfectantes químicos y viceversa. En general, estos son menos eficientes a medida que la temperatura se acerca al punto de congelación del agua. En cambio la temperatura tiene poca influencia sobre la luz ultravioleta y la radiación ionizante.
- Mientras más tiempo estén expuestos los organismos a un desinfectante, mayor será la oportunidad de contacto, y por lo tanto de acción. La totalidad de muertes o inactivación es proporcional al tiempo de contacto.

Los valores del producto de la concentración y tiempo de contacto derivados en el laboratorio son actualmente los parámetros de más amplia aceptación para comparar la eficiencia de los desinfectantes de agua. Esta relación $C.t$ se derivó del trabajo de Watson y se expresa mediante la ecuación empírica:

$$K = C^n \cdot t \quad [1]$$

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Donde:

K = constante para el microorganismo específico expuesto a ciertas condiciones (mg.min/l);
 C = concentración de desinfectante (mg/l); n = coeficiente de dilución; t = tiempo de contacto necesario para cierto porcentaje de inactivación (min).

Si $n > 1$, la concentración del desinfectante influye más sobre la inactivación que el tiempo de exposición, mientras que cuando $n < 1$ ocurre lo contrario. En la aplicación práctica del concepto $C.t$, se asume que $n = 1$, lo que significaría que los dos ejercen igual influencia, es decir que la eficacia del desinfectante aumenta con la concentración y con el tiempo. Típicamente se reportan los valores de $C.t$ para un porcentaje de inactivación del 99%, notándose como $C.t_{99}$ (OPS-OMS, 1995)

En adelante, se describen los principales aspectos de los métodos desinfectantes más importantes con fundamento en el manual de desinfección de la OPS-OMS, publicado en 1995, complementado con otras referencias bibliográficas.

3.1 CLORACIÓN

El cloro es un bactericida y virucida eficaz en la mayoría de las situaciones y proporciona un residual que puede medirse fácilmente (OPS-OMS, 1995). Además, se encuentra comercialmente en diversas formas económicas y relativamente sencillas de aplicar al agua. El residual del cloro en el agua desinfectada también ayuda a proteger el sistema de distribución contra la recontaminación microbiana, impide el recrudescimiento bacteriano y retarda el deterioro microbiológico de las tuberías y demás componentes del sistema. Además, debido al alto potencial de oxidación de algunas de sus especies, en circunstancias especiales también se utiliza para controlar sabores y olores, así como para eliminar el hierro, el sulfuro de hidrógeno, el amoníaco y el color.

A la temperatura ambiente (20°C) y a la presión atmosférica, el cloro es un gas amarillo verdoso, de un olor característico pungente, soluble en agua hasta 7.29 g/l y a 0°C hasta 14.6 g/l. A presión atmosférica el cloro gaseoso se comprime fácilmente y se licúa a – 34.5°C, y también a 21°C y 7.0 Kg/cm² de presión. Como gas, su densidad es de 2.5 veces

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

mayor que la del aire y como líquido es 1.5 veces más pesado que el agua. Por debajo de 9,6°C y a la presión atmosférica, el cloro gaseoso se convierte en hielo al entrar en contacto con agua (hielo de cloro). El cloro líquido se vaporiza fácilmente a la presión atmosférica y a temperatura ambiente y puede causar quemaduras graves (OPS-OMS, 1995).

Aunque el cloro gaseoso no es explosivo o inflamable en el aire, puede favorecer la combustión de materiales fácilmente oxidables, como el carbón, y aún producir explosiones. El cloro gaseoso seco no ataca los metales ferrosos, las aleaciones ferrosas o el cobre.

Además del cloro gaseoso, se usan varios compuestos del cloro para desinfectar el agua, como el hipoclorito de sodio o calcio, el bióxido de cloro y las cloraminas. Estas últimas suelen formarse en el agua en presencia de amoníaco, pero también se pueden añadir como producto químico procesado (OPS-OMS, 1995).

Los atributos más importantes del cloro y sus derivados (óxidos y cloro - aminas) junto con sus desventajas se resumen en la tabla 12, donde se puede ver que la principal dificultad de esta técnica es la generación de subproductos tóxicos.

Tabla 12. Ventajas y desventajas del cloro como desinfectante (OPS, 1999)

Ventajas	Desventajas
Propiedades residuales duraderas (persistencia germicida)	Genera subproductos de desinfección sobre los cuales hay escasa información toxicológica: Trihalometanos (THM) y ácido haloacético (AHA) .
Bajo costo	
Minimización de sabores y olores (destruye sulfuros, amoníaco y otros compuestos nitrogenados)	Requiere equipo de generación y manejo de productos químicos en el lugar.
Desinfección eficaz de biopelículas en el sistema de distribución	La exposición a altos niveles de derivados de cloro causa irritación en los ojos.

3.1.1 Mecanismo de desinfección

No se conoce con precisión el mecanismo mediante el cual el cloro desinfecta. Una teoría comúnmente aceptada es que el ácido hipocloroso puede penetrar la pared de las células bacterianas, destruyendo su integridad y permeabilidad y al reaccionar con grupos sulfhidrilos inactiva las enzimas esenciales para el proceso metabólico matando el

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

microorganismo. Esto ayuda a explicar porqué el HOCl, una molécula neutral pequeña, es un desinfectante mucho mejor que el ión de OCl⁻, que debido a su carga negativa no penetra fácilmente la pared de las células.

Desde el punto de vista práctico, existen dos técnicas de cloración: *Cloración Residual Combinada*, cuando el cloro residual queda en el agua después de un periodo específico, en forma de cloraminas o de compuestos orgánicos, y la *Cloración Residual Libre*, cuando el cloro residual se encuentra ya sea en forma de HOCl o de OCl⁻. Estas dos formas de cloro residual producen diferentes reacciones en los microorganismos y por lo tanto, diferentes eficacias en su desactivación. En estos términos, para poder determinar la eficacia del método, es necesario considerar el efecto del pH, la temperatura, el tipo y la concentración del compuesto clorado, la presencia o no de amoníaco en el agua y de otras sustancias que reaccionen con el cloro, el tiempo de contacto en el agua y el método de aplicación del cloro (OPS-OMS, 1995).

3.1.2 Eficacia

La dosis de cloro requerida en cada sistema se determina en función de la calidad de las aguas. Sin embargo, el hecho que la desinfección se desarrolle dentro de las primeras etapas de la curva de demanda de cloro, asegura que estas sean razonables, y se sitúen distantes de las zonas de reacciones de oxidación orgánica, en las que predominan las condiciones para la generación de subproductos de desinfección.

Operacionalmente, se debe controlar variables como las dosis de cloro, tiempos de contacto y pH del agua, entre otras, a fin de asegurar la eficacia del proceso de desinfección parcial e impedir el desarrollo del proceso al punto de quiebre (Breakpoint).

La expresión “cloro libre residual” se emplea para describir al ácido hipocloroso (HOCl) y al ión hipoclorito (OCl⁻) que se forman cuando se agrega cloro al agua. La OMS define que el sabor promedio y la concentración de umbrales de olor del cloro residual libre aumenta de 0,075 mg/l a 0,450 mg/l cuando el pH aumenta de 5,0 a 9,0. El umbral promedio a pH 7,0 fue de 0,156 mg/l (+/- 0,025mg/l), sin embargo, cuando el cloro se combina con sustancias orgánicas, el sabor desagradable y olor pueden intensificarse. En aguas naturales el cloro reacciona fácilmente con varias sustancias dando lugar a un

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

consumo de cloro libre residual. Esta reducción del cloro libre se conoce como la “demanda de cloro”. Algunos productos de estas reacciones, como el cloruro férrico, no tienen propiedades desinfectantes, mientras que otros como las cloraminas sí las tienen. Cuando se retienen las propiedades de desinfección, los productos se califican como “cloro residual combinado”. Cuando se agrega cloro más allá del punto donde sólo están presentes los residuos combinados, se encontrarán presentes tanto el cloro libre como el cloro combinado.

La representación gráfica de la variación de la concentración y del tipo de cloro residual (libre y combinado) cuando reacciona con amoníaco o material orgánico u otras sustancias, se conoce como la “curva del punto de quiebre” (ver figura 7), específica para cada agua a tratar. La parte superior de la cresta de la curva del punto de quiebre indica las condiciones donde los residuales combinados comienzan a cambiar de las monocloraminas a dicloraminas, y el punto de retorno o “punto de quiebre” indica las condiciones donde el cloro libre y posiblemente los THM comienzan a aparecer en el residual. Esta curva es una herramienta valiosa para predecir cuánto cloro se requerirá para la desinfección en un periodo específico, así como para prever qué subproductos pueden formarse. La figura 8 ilustra los cambios en los residuales de cloro en función de las dosificaciones después de 1 a 2 horas de tiempo de contacto en un agua que contenga 0,3 mg/l de amoníaco y 0,3 mg/l de nitrógeno orgánico, con un pH de 7,0 a 8,0.

El segmento de la curva de cloro residual, desde 0 hasta la primera cresta, representa el cloro residual combinado predominantemente constituido por las monocloraminas. Estos compuestos generalmente no contribuyen grandemente a los problemas de sabor y olor, pero tienen bajo poder de desinfección. De la cresta al punto de quiebre, el residual cambia principalmente de monocloraminas a dicloraminas y organocloraminas. Las dicloraminas tienen el doble del poder germicida que las monocloraminas, pero lamentablemente producen sabores y olores desagradables aún en concentraciones bajas. Después del punto de quiebre, aparece el cloro libre y en algunos casos las tricloraminas (OPS-OMS, 1995).

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

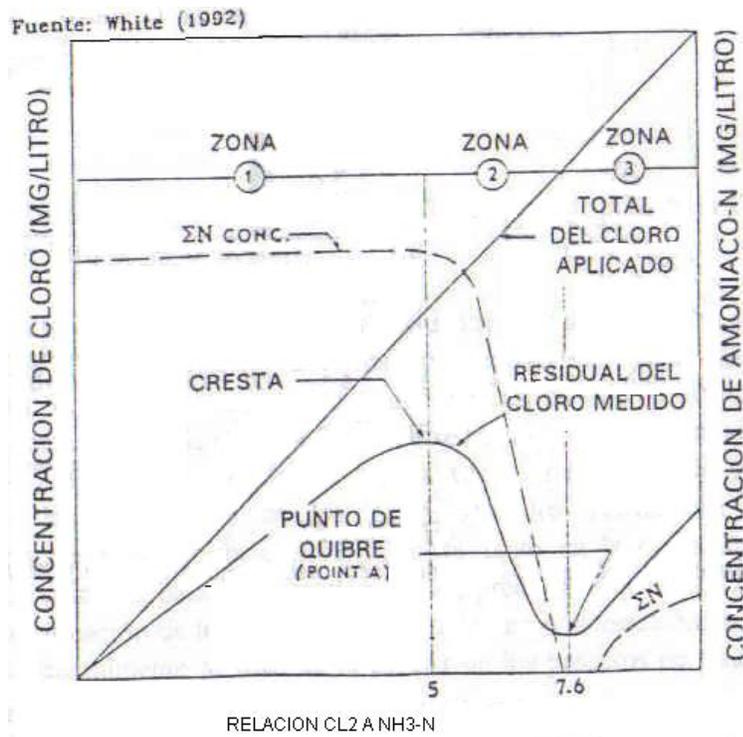


Figura 7. Curva teórica del punto de quiebre de la cloración (OPS-OMS, 1995)

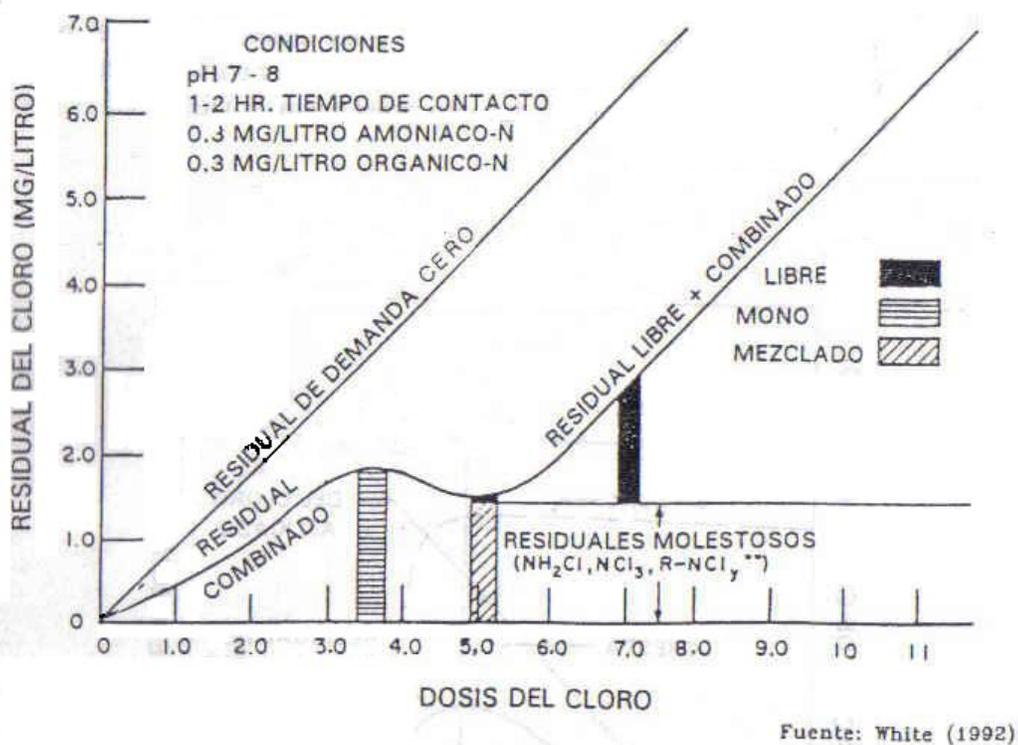


Figura 8. Relación entre el nitrógeno amoniacal, nitrógeno orgánico y cloro (OPS-OMS, 1995)

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

La producción de las cloraminas, en particular las organocloraminas bajan la eficacia del cloro residual total y aumentan la posibilidad de formación de residuales molestosos, sabores y olores. En general, cuando se agrega cloro a las aguas que contienen grandes cantidades de sustancia orgánica, producen más residuales molestosos, dicloraminas y tricloraminas, lo cual es importante ya que las tricloraminas (tricloruro de nitrógeno) causan problemas severos de olor, aún en concentraciones muy bajas. Asimismo, el cloro reacciona con los ácidos húmicos y fúlvicos, en caso de estar presentes, para producir trihalometanos.

Las aguas residuales tratadas contienen precursores para la formación de trihalometanos, distinguiéndose la formación potencial de triclorometano, especie química que puede constituir un buen indicador para el control de los procesos de desinfección (OPS, 1999).

La Tabla 13 muestra la eficacia microbicida de cloro libre, la cloramina y el bióxido de cloro. En ella, puede observarse que las cloraminas son desinfectantes relativamente débiles, mientras que los quistes de *Giardia* son muy resistentes al cloro libre y al bióxido de cloro.

Tabla 13. Resumen de intervalos de valor $C.t_{99}$ de diversos microorganismos mediante la desinfección a 5°C, en mg.min/l (OPS – OMS, 1995)

MICRO-ORGANISMOS	CLORO LIBRE (pH 6-7)	CLORAMINA PRE-FORMADA (pH 8-9)	BIÓXIDO DE CLORO (pH 6-7)
<i>E. coli</i>	0.034 – 0.05	95 – 180	0.4 – 0.75
Poliomelitis I	1.1 – 2.5	768 – 3740	0.2 – 6.7
Rotavirus	0.01 – 0.05	3806 – 6476	0.2 – 2.1
Fago 2	0.08 – 0.18	-	-
Quistes de <i>G. lamblia</i>	47 – 150	-	-
Quistes de <i>G. muris</i>	30 – 630	-	7.2 – 18.5

3.1.3 Equipos

Lo primero que hay que decidir al seleccionar el equipo de cloración es si se va a usar cloro gaseoso o hipocloritos y para ello hay que considerar varios factores. La Tabla 14 muestra las características principales de las formas de cloro empleadas con más frecuencia. Muchos países, el cloro gaseoso licuado es el desinfectante de agua más económico. Viene en cilindros de acero, con una capacidad nominal neta de 40 – 70 Kg (150 lb) a fin de

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

permitir la fácil manipulación o con capacidades de 1000 Kg o más, que requiere maquinaria pesada para su manejo. Los dispositivos de cloro gaseoso, actualmente disponibles, son razonablemente seguros de operar y mantener, también ofrecen flexibilidad pero en circunstancias específicas los hipocloritos podrían ser más prácticos o económicos.

Los dosificadores de hipoclorito, o hipocloradores, también pueden tener cabida para abastecimientos de agua de poblaciones pequeñas (de 10.000 habitantes), e incluso, para flujos de agua muy bajos pueden llegar a ser la única opción. El proceso de la hipocloración requiere estricto control para asegurar que las soluciones de cloro se preparen adecuadamente, no se agoten ni se dejen reposar durante periodos prolongados de tiempo, pues pierden potencia. A pesar de esto, el nivel de educación del operador no necesita ser tan alto como en el caso de la operación de los sistemas de cloro gaseoso.

Tabla 14. Presentaciones de cloro más empleadas para la desinfección de agua en América latina y el Caribe (OPS-OMS, 1995)

Nombre del producto químico	Nombre comercial o común	Características	Contenido Cloro	Envase usual
Cloro	Cloro licuado, cloro gaseoso	Gas líquido a presión	99.8%	Cilindros de 40-70 Kg. También en presentaciones de 1-5 Ton y otros tamaños para grandes plantas de tratamiento de aguas
Hipoclorito de calcio	HTH, percloron	Polvo, gránulos y tabletas. Razonablemente estable, pero en contacto con sustancias orgánicas puede iniciar combustión	65 – 70%	Latas de 1.5 Kg, tambores de 45-135 Kg, baldes plásticos.
Hipoclorito de sodio	Hipoclorito de sodio, blanqueador líquido	Líquido amarillo pálido. Pierde potencia rápidamente a concentraciones mayores al 7%	1-15%	Diversos tamaño de botellas de plástico y vidrio y garrafones
Cal clorada	Cal clorada, polvo blanqueador	Polvo blanco, se deteriora rápidamente cuando se expone a temperatura alta y/o luz solar	15-35%	Tambores de 45-35 Kg, bolsas plásticas o de papel de 25-40 Kg, otros.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

En América Latina, el cloro gas, generalmente cuesta entre una cuarta parte y la mitad de una solución equivalente de hipoclorito. Sin embargo, la inversión inicial en un sistema de cloración de gas y los requisitos de instalación y operación generalmente son mayores que en las instalaciones de hipocloración. Desde el punto de vista del costo, la cloración de gas es muy competitiva con la hipocloración en la gama de tamaños de comunidades pequeñas. La experiencia sugiere que el punto de equilibrio del costo entre el gas y la hipocloración sería a una tasa de dosificación de aproximadamente 1.5 Kg de cloro al día. Una consideración importante en la selección de uno u otro es el nivel de aptitud requerida del operador y la capacidad de la comunidad para costearla.

3.1.3.1 Cloro gaseoso

En los años 80 los equipos de dosificación de cloro gaseoso evolucionaron con base en la experiencia y el desarrollo de nuevos materiales, generando nuevos dispositivos más duraderos y sencillos de operar, que requieren menos mantenimiento muchísimo menos costosos. Recientemente, se han desarrollado cloradores que van montados sobre el cilindro de cloro o en una pared cercana, y se están empleando con mucho éxito en la mayoría de los países. Para determinar la capacidad de un clorador de gas es necesario establecer el flujo máximo esperado del agua y aplicar la ecuación siguiente.

$$C_g = 3,6 (Q D) \quad [2]$$

Donde:

C_g = Capacidad del clorador de gas, gramos que el clorador suministra por hora;
 Q = Flujo, l/s; D = Dosificación, mg/l

3.1.3.1.1 Clorador con dosificador de cloro gaseoso al vacío

Requieren del vacío para activar el mecanismo que deja salir el cloro gaseoso del cilindro de cloro gas licuado.

3.1.3.1.1.1 Descripción del equipo y su funcionamiento

El vacío se crea con agua a presión que fluye a través de un eyector (Venturi) u otro dispositivo similar. El cloro gas, pasa del cilindro a través del regulador de demanda

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

(montado directamente en la válvula del cilindro mediante una abrazadera que trae el clorador), luego, el gas pasa por una tubería al vacío que conecta el regulador al Venturi. El cloro gas, es incorporado en el agua que pasa a través del eyector y se mezcla y disuelve inmediatamente a las concentraciones deseadas. El sistema completo de dosificación de cloro esencialmente se compone de un regulador de presión, una válvula reguladora de flujo, un indicador de flujo, un eyector, un difusor y la tubería de interconexión (ver figura 9). La conexión de los cilindros al clorador de vacío no se recomienda debido a que en caso de ruptura de la tubería, el gas del cilindro escaparía a la atmósfera creando una situación que podría ser peligrosa.

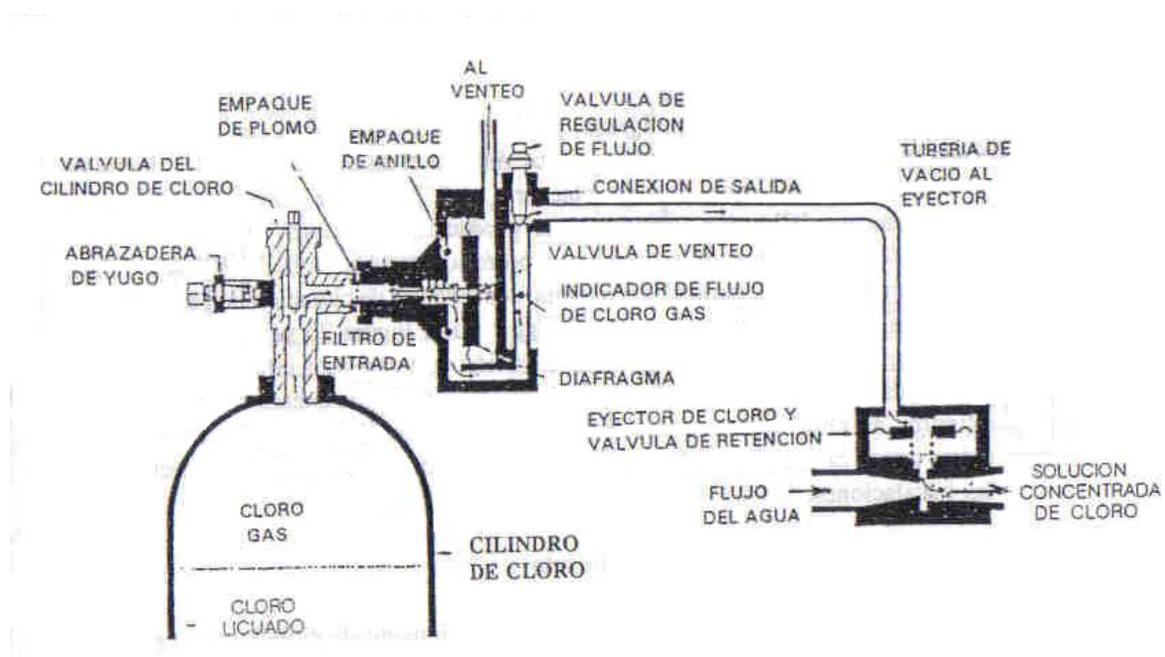


Figura 9. Sistema de dosificación de solución de cloro al vacío (OPS-OMS, 1995)

El agua que sale por el eyector es una solución fuerte de cloro que se dirige hacia el difusor que descarga en una tubería mayor que conduce el agua que se va a desinfectar, mezclando la solución fuerte y diluyéndola a la concentración deseada. Se agrega un medidor de flujo (rotámetro) al sistema para indicar la tasa de flujo del gas de cloro.

Una ventaja de este tipo de clorador es que cuando no se está corriendo agua por el eyector no hay vacío en el sistema, y por lo tanto no se descarga cloro gas. Para impedir un flujo inverso del agua a través del punto de succión del tubo Venturi cuando no está fluyendo el

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

agua por él, se coloca una válvula de retención en el eyector. Estas dos características importantes del diseño, contribuyen a la seguridad al impedir que salga gas cuando no está fluyendo agua por el eyector e impidiendo la formación de cloro gaseoso húmedo, que es sumamente corrosivo y atacaría los componentes del sistema. Con fines de seguridad, se proporciona un venteo que va del clorador (regulador) al exterior de la instalación de cloración.

Las tasas típicas de dosificación para los cloradores pequeños del tipo de vacío es de 3,5 a 75 g/h aproximadamente. Hay equipos de esta clase con tasa de dosificación de cloro de hasta 100 Kg/d. Es práctica común que un operador compruebe, y en caso necesario, ajuste las dosis de cloro gaseoso, tres o cuatro veces en un turno de 8 horas.

La energía eléctrica requerida para la operación es relativamente pequeña pues solo se requiere inducir el agua a través del eyector (Venturi). El flujo de agua y la presión diferencial que se requieren pueden producirse por medios hidráulicos o eléctricos con ayuda de una pequeña bomba reforzadora (ver figura 10)

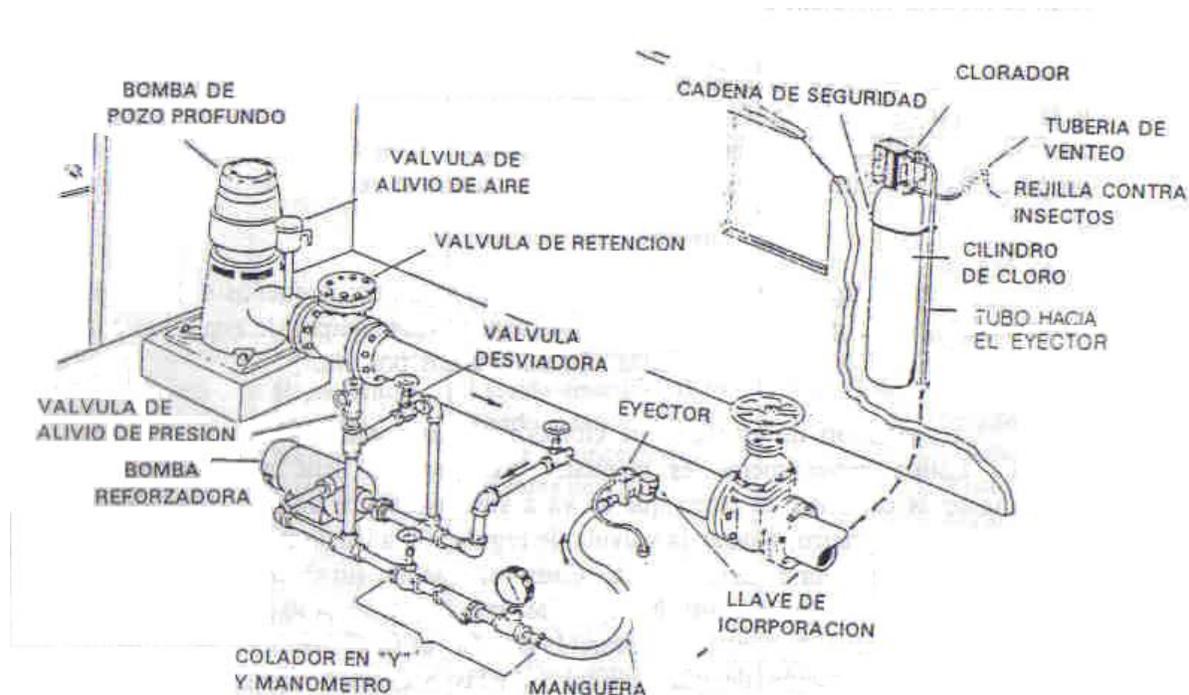


Figura 10. Clorador de gas de funcionamiento al vacío, montado sobre el cilindro de cloro con bomba reforzadora (OPS-OMS, 1995)

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

3.1.3.1.1.2 Costos

Los cloradores del tipo de funcionamiento al vacío montados directamente sobre el cilindro, incluyendo el inyector – difusor, cuestan alrededor de U\$ 900-1200. Un cilindro de cloro gas, de 70 Kg con válvula de U\$ 350-400. La balanza, unos U\$220 y la bomba reforzadora y tuberías cerca de U\$250. El costo del cloro licuado varía mucho de un país a otro, oscilando entre U\$1-6/Kg. Los costos de operación y mantenimiento también varían mucho de un país a otro, principalmente debido a las grandes diferencias entre las tarifas de electricidad y los costos de la mano de obra, para un total aproximado de U\$1.900

3.1.3.1.2 Clorador con dosificador cloro gaseoso a presión

Este tipo de clorador suele recomendarse únicamente para aquellos casos en los que no hay posibilidad de usar un diferencial de presión o no se dispone de una fuente de energía para operar una bomba reforzadora que produzca el diferencial de presión necesario para el funcionamiento de los cloradores al vacío.

3.1.3.1.2.1 Descripción del equipo y su funcionamiento

El sistema consta de un diafragma accionado por resorte y activado por un regulador de presión que reduce la presión del cilindro a cerca de 1.46 Kg/cm². Con este dispositivo se utiliza una presión baja en el sistema, lo que reduce la posibilidad de fugas. La tasa de dosificación se mantiene constante, independiente de cualquier cambio que ocurra en la presión del cilindro de cloro. Un rotámetro indica la tasa de flujo del cloro y un venteo en el clorador permite aliviar el gas hacia el exterior cuando se cierra la válvula del cilindro. El cloro gas es dirigido desde el clorador hasta un difusor por medio de una válvula de control. El difusor debe estar sumergido en el agua a desinfectar, generalmente, en un tanque o un canal, pero también puede insertarse directamente en una cañería de agua de baja presión (<0,7 Kg/cm²). Los cloradores más pequeños del tipo de alimentación a presión tienen una capacidad que varía entre 6-120 g/h. Como la presión de cloro gaseoso en el cilindro cambia en función de la temperatura ambiente, la tasa máxima de dosificación continua debe calcularse con base en la temperatura ambiente más baja prevista. Para una dosificación continua de cloro gaseoso de 120 g/h, la temperatura del ambiente tiene que ser superior a -5°C. Como medida de seguridad se coloca una válvula

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

manual de alivio de presión entre el clorador y el difusor para descargar (al exterior del edificio) el cloro gaseoso que pueda haber en la tubería cuando se cambian los cilindros. La Figura 11 muestra el diagrama de una instalación típica.

Las consideraciones en cuanto a operación son básicamente las mismas que para el clorador a vacío, solo que se requiere que el operador preste mucha atención para cerciorarse de que se ha cortado el paso de cloro gas cuando no hay flujo de agua, generalmente se requiere operador de tiempo completo.

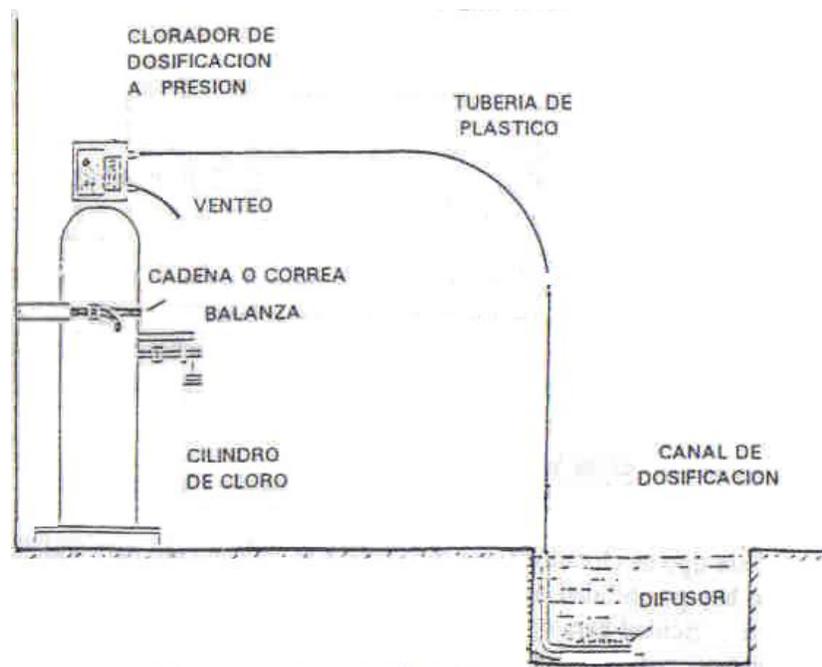


Figura 11. Instalación de un clorador del tipo de dosificación del gas de cloro a presión (OPS-OMS, 1995)

3.1.3.1.2.2 Costos

Los costos de operación de los cloradores a presión montados sobre el cilindro de dosificación son algo inferiores a los del tipo de vacío, porque no requieren una bomba reforzadora. Los costos de mano de obra son aproximadamente iguales. El costo total anual de la desinfección por persona, incluyendo el equipo, la instalación, la mano de obra y el cloro, generalmente se encuentra entre U\$0,25-1.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

3.1.3.2 Hipoclorador de bomba de diafragma

Este tipo de hipoclorador emplea una bomba de diafragma de desplazamiento positivo como la que se muestra en la figura 12.

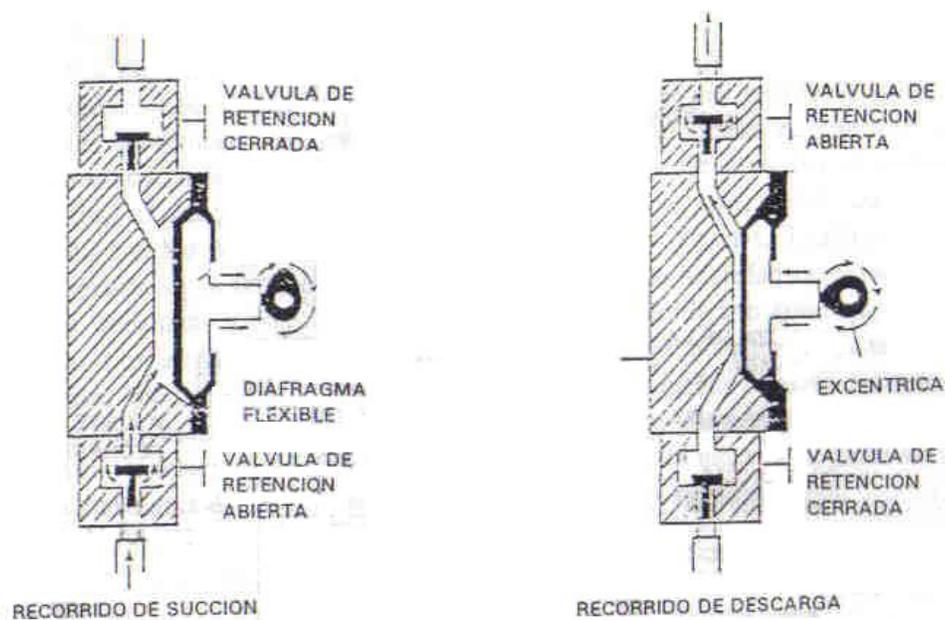


Figura 12. Bomba de diafragma en operación (OPS-OMS, 1995)

3.1.3.2.1 Descripción del equipo y su funcionamiento

El diafragma flexible, hecho de material resistente a los efectos corrosivos de las soluciones de hipoclorito de calcio es accionado por una leva o biela de pistón conectada a un eje excéntrico. Con cada recorrido de la biela, el diafragma flexible bombea la solución de hipoclorito hacia el abastecimiento de agua. Puede usarse un resorte para hacer regresar el diafragma a su posición original. Dos válvulas de retención, una al extremo de succión y otra al extremo de descarga, aseguran el flujo unidireccional de la solución de hipoclorito.

El método más común de accionar las bombas de diafragma es usando un motor eléctrico. Las de accionamiento hidráulico son menos comunes, puesto que adolecen de numerosos problemas de operación y mantenimiento y su desempeño en América latina no ha sido muy bueno. Estas últimas pueden usarse cuando no se dispone de una fuente fiable de energía eléctrica. Una ventaja de este sistema es que con un dispositivo especial, la

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

velocidad de dosificación del hipoclorito puede calibrarse a la velocidad del flujo del agua. Una desventaja del accionamiento hidráulico es la complejidad mecánica de estos aparatos, la que frecuentemente resulta en problemas de operación y mantenimiento. La selección del accionador específico para el hipoclorador dependerá de las características de cada caso.

Las bombas de diafragma para dosificar productos químicos se fabrican en varios países de América latina, así como en Estados Unidos, Canadá y Europa. La capacidad de esta clase de hipoclorador es amplia, suministrando entre 1 y 200 l/h. Dependiendo de la concentración de la solución y de la dosificación de cloro deseada, pueden desinfectarse flujos de agua de hasta 1 l/s. Una ventaja principal de este tipo de dispositivo de dosificación sobre la mayoría de otros hipocloradores es que puede introducir la solución directamente en tuberías de agua presurizada hasta con 6 Kg/cm².

3.1.3.2.2 Costos

El costo de instalación de los cloradores de tipo de bomba de diafragma con controles eléctricos, tanque plástico para la solución y tuberías oscila entre U\$ 700-1000. El costo de los compuestos de hipoclorito varía entre U\$ 2,50-4,60 / Kg. Se estima que el costo por persona por año oscila entre U\$ 1-3.

3.1.3.3 Dosificadores por erosión de tabletas y dosificadores de píldoras

Los cloradores del tipo de erosión de tabletas normalmente utilizan tabletas de hipoclorito de calcio de alto contenido de cloro (65-70%), disponibles en el mercado bajo diferentes marcas. Sin embargo, hay que tener cuidado de que sean apropiadas para el consumo humano y no contengan sustancias como los cianuratos. En algunos casos las tabletas también son elaboradas localmente, conteniendo polvo de hipoclorito de calcio. Las tabletas pueden ofrecer varias ventajas sobre otras formas de cloro, según las circunstancias en las que se vayan a usar. En general, las tabletas son muy estables, más seguras y fáciles de manejar y almacenar. Las presentaciones pueden variar desde latas pequeñas hasta cubetas y tambores. Las tabletas generalmente cuestan más que el polvo del hipoclorito, aunque aún así el costo es razonable.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

3.1.3.3.1 Descripción del equipo y su funcionamiento

Los dispositivos de dosificación son de costos relativamente bajos y duraderos, ya que generalmente están hechos de materiales no corrosivos y no tienen partes móviles. El mecanismo de control de dosificaciones es básicamente un ajuste de la profundidad de inmersión de una columna de tabletas, que es sencillo pero no muy preciso. Los dosificadores por erosión de tabletas utilizan la tasa de solubilidad de los comprimidos de hipoclorito en el agua corriente. Las tabletas se disuelven gradualmente a una velocidad predeterminada a medida que el agua fluye a su alrededor, para proporcionar la dosificación requerida del cloro. Conforme se van disolviendo las tabletas, estas son reemplazadas por otras que generalmente caen por gravedad en la cámara de solución del hipoclorador. La descarga del clorador es una solución de agua clorada concentrada que luego pasa a un tanque, una cámara de contacto, un canal abierto o un reservorio, según el caso.

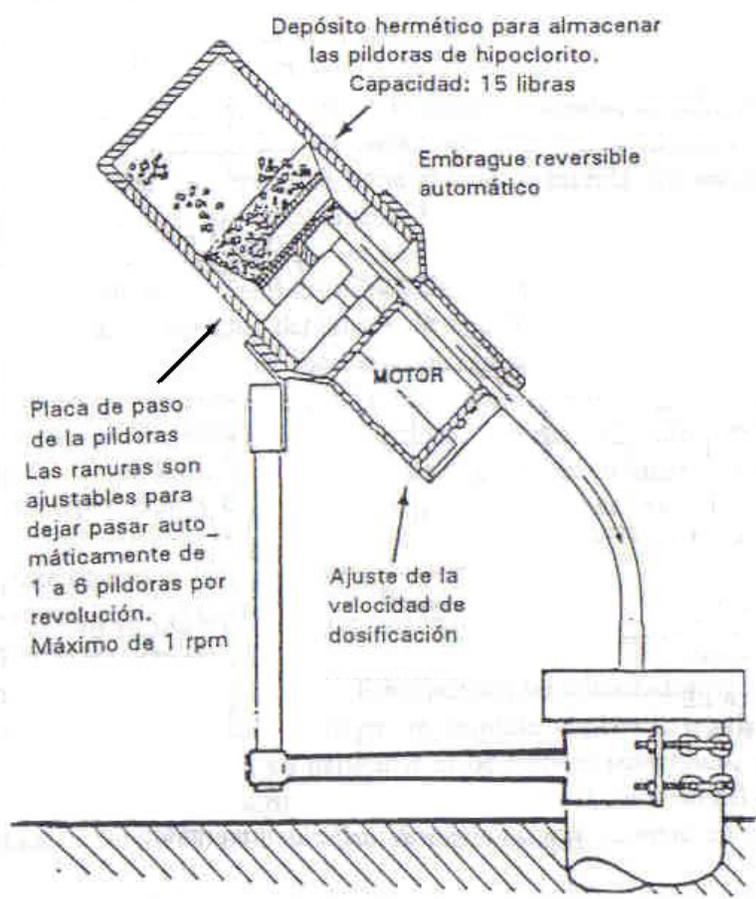


Figura 13. Instalación de un dosificador de cloro con píldoras de hipoclorito de calcio (OPS-OMS, 1995)

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Para suministrar hipoclorito de calcio directamente en pozos profundos o tanques, se ha diseñado un dispositivo similar al clorador de tabletas, el dosificador de píldoras. Cuando las píldoras se sumergen se disuelven lentamente, proporcionando un cloro residual razonablemente constante. La figura 13 ilustra la instalación de un dosificador de píldoras sobre un pozo y la figura 14 muestra la instalación típica para cloradores del tipo de erosión de tabletas

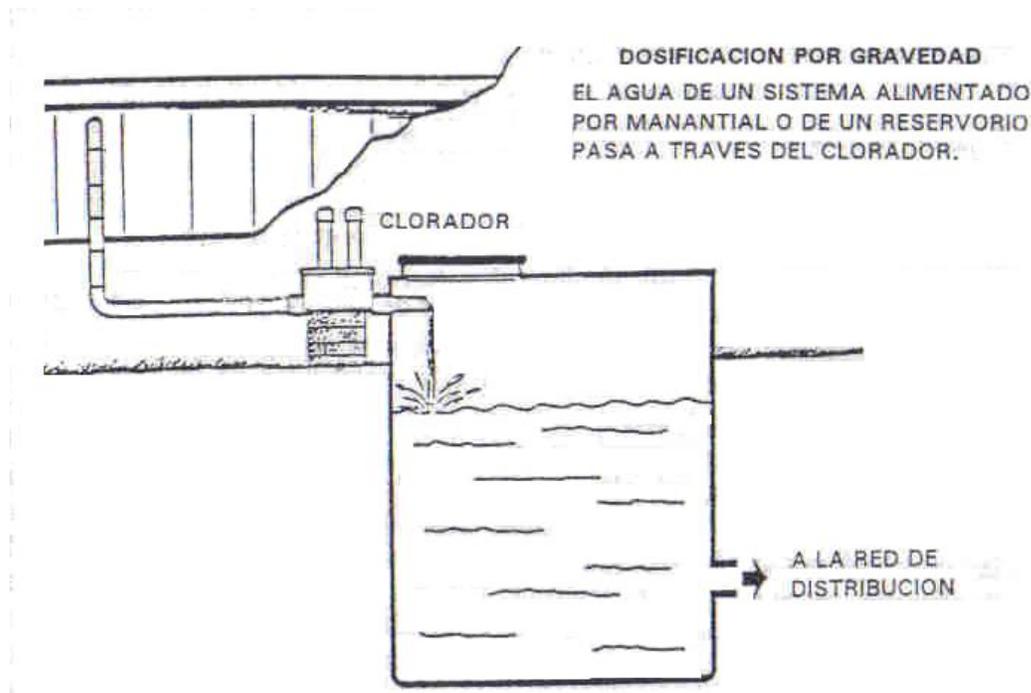


Figura 14. Instalación de un clorador por erosión de tabletas de hipoclorito de calcio (OPS-OMS, 1995)

Normalmente, tanto el dosificador con píldoras y el clorador por erosión de tabletas son sencillos de operar y no requieren mucha capacitación en el personal, excepto por que sepan verificar que los depósitos estén llenos de tabletas para asegurar una dosificación continua, y verificar que no haya depósitos de calcio o posibles obstrucciones, teniendo cuidado de limpiarlo bien, volver a ponerlo en la posición correcta y calibrarlo.

3.1.3.3.2 Costos

El costo de este tipo de dispositivo de hipocloración varía según el fabricante y de un país a otro. Sin embargo, en general es relativamente económico. El costo de las tabletas en 1990

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

en algunos países de América latina y del caribe oscilaba entre U\$ 3-6 /lb. El costo de los dispositivos dosificadores por erosión de tabletas varía entre U\$ 300- 400. los dosificadores de píldoras para pozos cuestan alrededor de U\$ 800, y los gránulos o píldoras de U\$ 4,5-5,0 /lb. El costo por persona por año se encuentra entre U\$3-7.

3.1.3.4 Hipoclorador por gravedad

Hay varios hipocloradores sencillos que se pueden fabricar localmente, los más exitosos de ellos están diseñados para suministrar una solución de hipoclorito a una tasa de flujo constante. Estos cloradores suelen tener nombres genéricos, como dosificador de orificio sumergido flotante, plataforma flotante, válvula de boya, dosificador de solución de botella, dosificador de solución de carga constante en “V” y otros. En adelante se describirá el de orificio sumergido de carga constante, que se utiliza en varios países de Latinoamérica y generalmente ha sido más efectivo que los otros.

3.1.3.4.1 Descripción del equipo y su funcionamiento

Hay muchas variaciones del dosificador de solución por orificio sumergido de carga constante. La dosificación se puede regular de acuerdo a la profundidad de inmersión y/o el número de orificios sumergidos (Ver figura 15). Una vez ajustada esta, como el nivel del agua sobre los orificios es constante, también lo es la dosificación. Este tipo de dosificador, hecho de tubería plástica, tiene una ventaja notable sobre otros porque no se corroe. Además, no hay válvulas que se descompongan, y se limpia fácilmente las obstrucciones producidas por depósitos de calcio o magnesio. La tasa de dosificación se puede ajustar fácilmente con tan solo cambiar la profundidad de inmersión de los orificios. Cuando se diseña, instala y mantiene adecuadamente, este tipo de clorador ha demostrado ser suficientemente exacto y flexible, por lo cual ha tenido gran éxito.

Estos dispositivos pueden fabricarse de muchos materiales, pero es esencial que todos sean resistentes a los efectos corrosivos de una solución fuerte de hipoclorito. Las boyas se han hecho de tubo de PVC y madera. No deben usarse metales como aluminio, acero, cobre o acero inoxidable porque se destruyen rápidamente. El tanque de la solución se puede hacer de materiales como el polietileno de Alta densidad (PEAD), fibra de vidrio o asbestocemento.

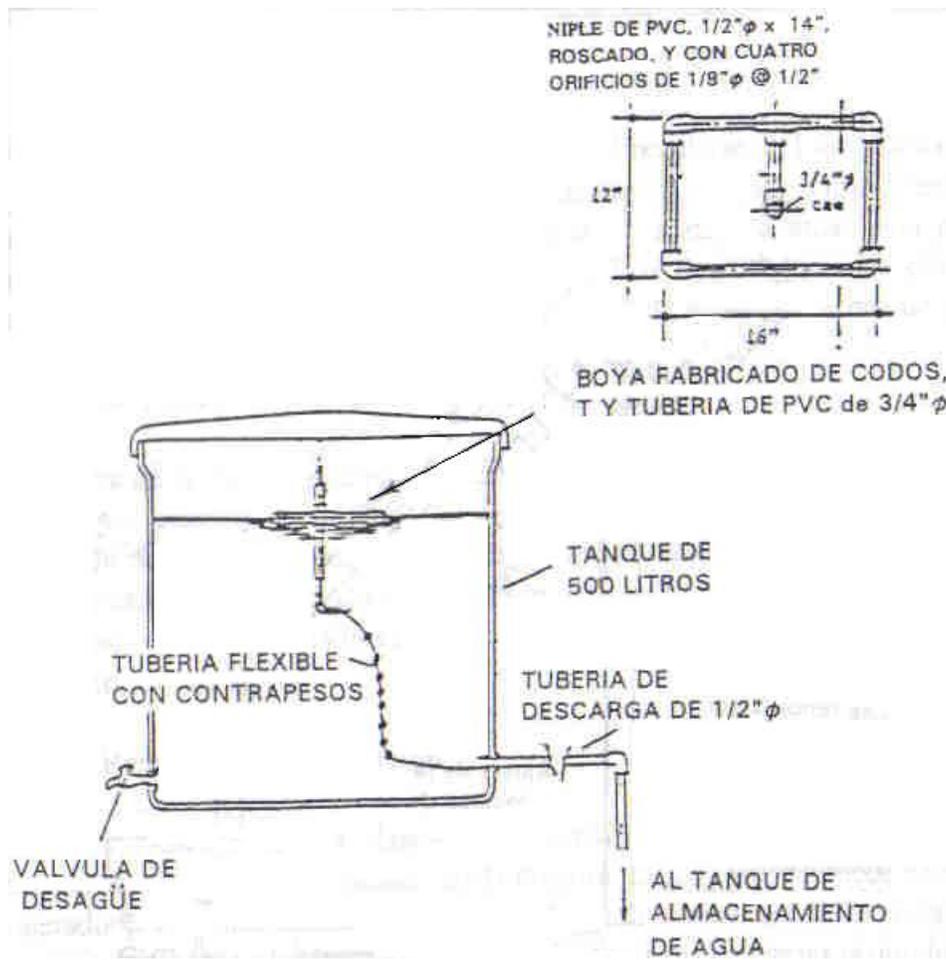
Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Figura 15. Hipoclorador de orificio sumergido (OPS-OMS, 1995)

Para las soluciones madre de hipoclorito de calcio o cal clorada, algunos diseños emplean un solo tanque dividido por una rejilla de difusión que separa los compartimentos de mezclado y de la solución de dosificación a fin de evitar el paso de precipitados y sedimentos. Otros, emplean dos tanques independientes, uno para el proceso de mezclado y sedimentación y otro, para la preparar la solución a partir del sobrenadante del primer tanque. Este último contiene el orificio sumergido flotante. Cuando se trata de hipoclorito de sodio, solamente se requiere un tanque ya que los sedimentos son mínimos.

3.1.3.4.2 Costos

El costo del hipoclorador de orificio sumergido de carga constante, el tanque de solución y las tuberías, cuestan entre U\$300-600, según la complejidad del diseño, la capacidad de los tanques de solución y los materiales usados.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

3.1.3.5 Generadores de hipoclorito de sodio in situ

La importancia de la generación local del hipoclorito, es que este producto químico no se fabrica a nivel industrial en los países en desarrollo y tiene que ser importado. Además se debe incluir los costos de transporte, en particular cuando se trata de sitios remotos, con riesgos de seguridad durante el almacenamiento y transporte. Así, la generación del hipoclorito de sodio mediante la electrólisis de cloruro de sodio (sal común), para su uso en suministros de agua rural y pueblos pequeños, se presenta como una alternativa factible a la distribución desde una planta de producción de hipoclorito o de una central de distribución.

3.1.3.5.1 Descripción del equipo y su funcionamiento

Se han desarrollado varios dispositivos comerciales, aunque no todos ellos reúnen los criterios esperados para un buen equipo de desinfección. El principio básico es la electrólisis una solución de cloruro de sodio para producir cloro en forma de hipoclorito de sodio. Los distintos dispositivos producen soluciones de hipoclorito de sodio de alrededor de 0.5%. Las figuras 16 y 17 muestran dos tipos de equipos que han sido utilizados con éxito en varios equipos de la región.

3.1.3.5.2 Costos

Las estimaciones del costo total de la generación de hipoclorito de sodio in situ en América latina y el caribe están basadas en una experiencia limitada, pero actualmente oscilan alrededor de U\$ 2,50/Kg cloro disponible producido. El costo anual de desinfección por persona se estima entre U\$ 0,25-1.

3.2 OZONO

El 1886, Meritens demostró por primera vez las propiedades germicidas del ozono. Este gas se ha empleado para muchos fines en los abastecimientos de agua en diferentes partes del mundo, en general como desinfectante y como oxidante, aunque su aplicación en América latina ha sido muy limitada. En la tabla 15 se resume las ventajas y desventajas de su uso.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

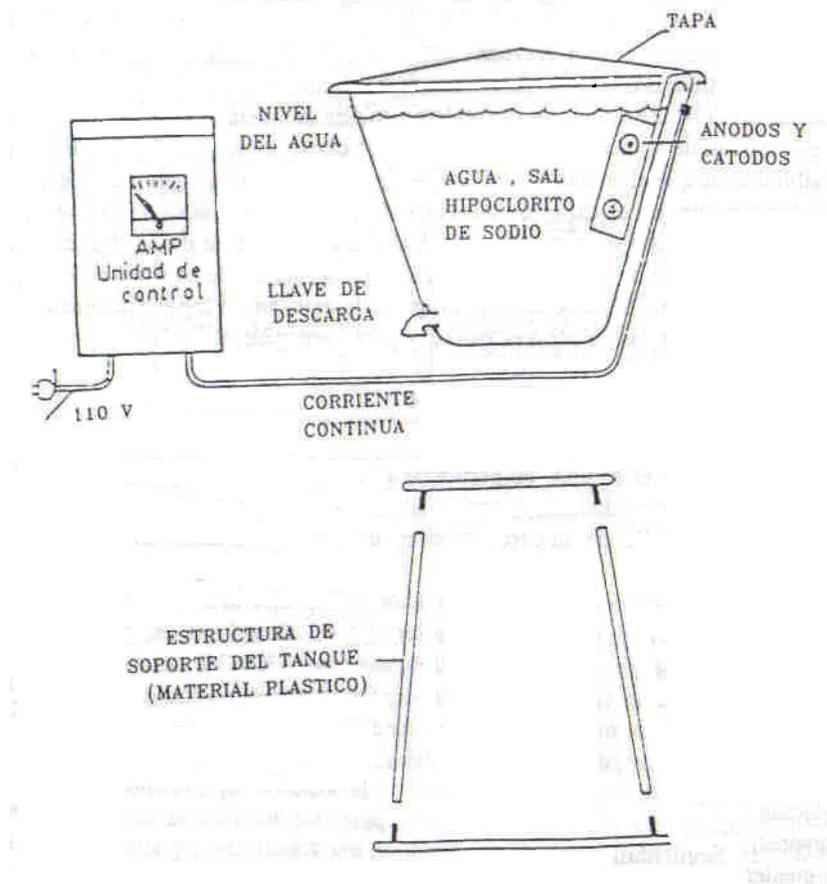


Figura 16. Sistema para producir Hipoclorito de sodio in situ (OPS-OMS, 1995)

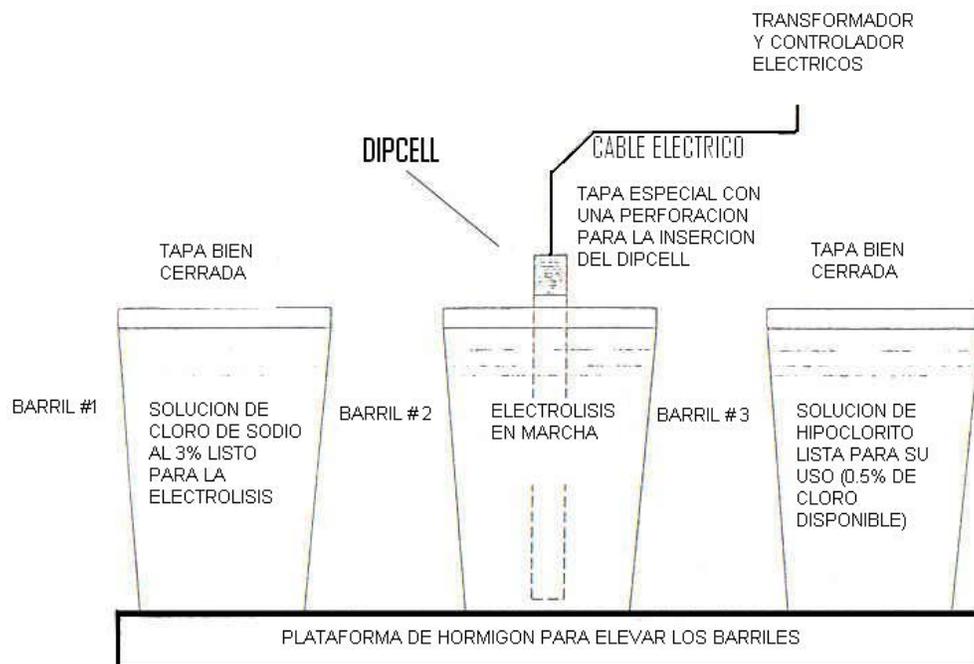


Figura 17. Sistema para producir Hipoclorito de sodio in situ (OPS-OMS, 1995)

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Tabla 15. Ventajas y desventajas del uso de Ozono como desinfectante (OPS, 1999)

Ventajas	Desventajas
Actúa como una sustancia virucida excelente	En agua con contenido de materia orgánica o Bromo, genera subproductos de desinfección que incluyen: Aldehídos, Cetonas, Acidos carboxilicos, THM de bromo incluido el bromoformo, Ácidos Acéticos de bromo, Bromato, Quinonas y Peróxidos.
Desactiva a la mayoría de agentes patógenos conocidos	Fomenta la formación de THM cuando se combinan algunos subproductos de ozonización con procesos secundarios de desinfección, por lo cual se requiere un filtro biológicamente activado para eliminarlos
Controla sabor y olor	No proporciona un residuo persistente.
Mejora la remoción de turbiedad bajo ciertas condiciones.	Plantea inquietudes reglamentarias frente a la necesidad de usar sistemas de remoción de los subproductos de desinfección (como sistemas granulares de filtración de carbono activado).
En general no produce ningún subproducto.	Requiere inversión de capital, ya que el ozono se debe producir in situ mediante una tecnología costosa con alto nivel de mantenimiento y capacitación de operadores.
Desinfecta y oxida muy eficazmente.	El ozono reacciona fácilmente con la materia orgánica más compleja y la descompone en compuestos sencillos, fáciles de asimilar por los microorganismos, promoviendo el crecimiento microbiano.

El ozono es un gas alótropo del oxígeno, que combina tres átomos de este elemento y se representa mediante el símbolo O_3 . Su densidad es de 1.5 veces la del oxígeno y es 1.7 veces más pesado que el aire. La solubilidad del ozono en el agua es de 14-20 veces la del oxígeno. A la temperatura y presión ambiente, es un gas inestable que se descompone rápidamente para volver a la molécula de oxígeno (O_2), debido a esta característica, no es posible almacenar o envasar, sino que se debe generar en el mismo lugar y usarse inmediatamente (OPS-OMS, 1995).

3.2.1 Eficacia

Desde el punto de vista de la eficacia biocida el ozono es el desinfectante más potente que se utiliza en los suministros de agua, siendo el producto $C.t_{99}$ de la mayoría de los microorganismos menor que 1/10 del HOCl o del bióxido de cloro. Los tiempos de contacto y la concentración para inactivar o matar todos los agentes patógenos transmitidos por el agua son mucho más bajos que los del cloro libre o cualquier otro de los desinfectantes empleados en los abastecimientos de agua. En la tabla 16, se compara la resistencia de diferentes microorganismos al ozono, donde se puede ver que incluso el

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

quiste *Naegleria gruberi*, uno de los microorganismos más resistentes a la desinfección tiene un valor de C.t₉₉ de tan solo 4.23 a 5°C (OPS-OMS, 1995).

Tabla 16. Comparación de la resistencia de diferentes microorganismos a la inactivación con ozono (OPS-OMS, 1995).

ORGANISMOS	pH	Temp. (°C)	Concentración (mg/l)	Tiempo (min)	C.t (mg.min/l)	Referencias
<i>Escherichia coli</i>	7.2	1	0.07	0.083	0.006	Katzenelson <i>et al</i>
	7.2	1	0.065	0.33	0.022	
<i>Mycobacterium fortuitum</i>	7.0	24	0.8-1.08	0.58	0.53	Farooq <i>et al</i>
<i>Coxsackie A9</i>	7.2	20	0.15	0.12	0.018	Roy <i>et al</i>
<i>Poliovirus 1</i>	7.2	20	0.15	0.5	0.075	Roy <i>et al</i>
	7.2	5	0.15	1.47	0.22	
<i>Poliovirus 2</i>	7.2	20	0.15	0.83	0.725	Roy <i>et al</i>
<i>Giardia muris</i>	7.0	25	0.03-0.15	9.0-1.8	0.27	Wickramanayake
	7.0	5	0.15-0.7	12.9-2.8	1.94	
<i>Naegleria gruberi</i>	7.0	25	0.3-1.2	4.3-1.1	1.29	Wickramanayake
	7.0	5	0.55-2.0	7.8-2.1	4.23	
<i>Entamoeba histolytica</i> (quiste)	7.5-8.0	19	0.7-1.1	<5.0	-	Newton <i>et al</i>

3.2.2 Equipos

El uso de equipos de ozonación en América latina aún no se ha generalizado, aunque cada vez hay más opciones en el mercado y se cuenta con más experiencia.

3.2.2.1 Descripción del equipo y su funcionamiento

Los sistemas de ozonación para abastecimientos de agua constan de cinco componentes básicos: la unidad de preparación de gas (aire u oxígeno puro), el generador de ozono, la fuente de energía eléctrica, el contactor y la unidad para eliminación del gas sobrante. En la figura 18 se muestra la relación entre todos estos componentes. En la mayoría de los casos, además de ozono se añade un desinfectante secundario para asegurar un residual duradero en el sistema de distribución.

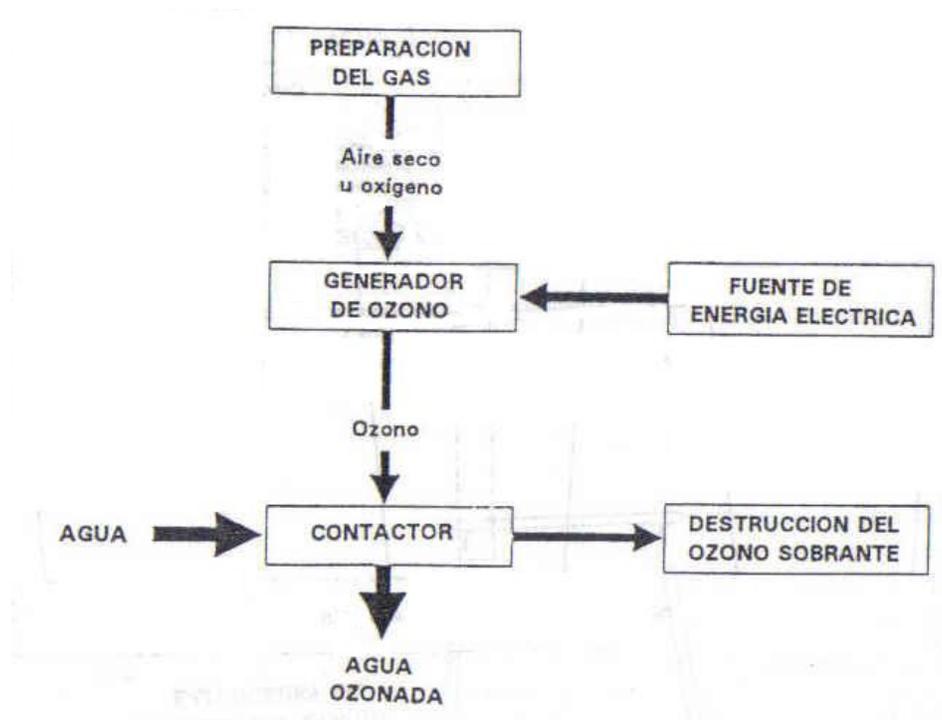
Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Figura 18. Componentes básicos del proceso de ozonación (OPS-OMS, 1995)

La *Unidad de Preparación del Gas*, tiene como propósito secar y enfriar el gas que contiene oxígeno. Cuando se trabaja con aire como fuente de oxígeno, se lo enfría hasta -65°C o se utilizan desecantes químicos, para evitar la formación de óxidos de nitrógeno que corroen los electrodos. Al emplear como fuente el oxígeno puro, el producto de la ozonación contiene hasta un 7% de ozono, mientras que cuando se trabaja con aire se esperan concentraciones entre el 1 y 3.5%.

Los Generadores de Ozono son obligatorios dentro de la instalación, puesto que la generación se hace in situ. Existen muchas configuraciones, aunque casi todos ellos funcionan por una descarga de corona (ver figura 19), a través de la cual pasa el oxígeno o aire seco, o por fotólisis, aunque el primero es más común. El rendimiento de los generadores de ozono varía entre el 10% y el 70% de la producción máxima

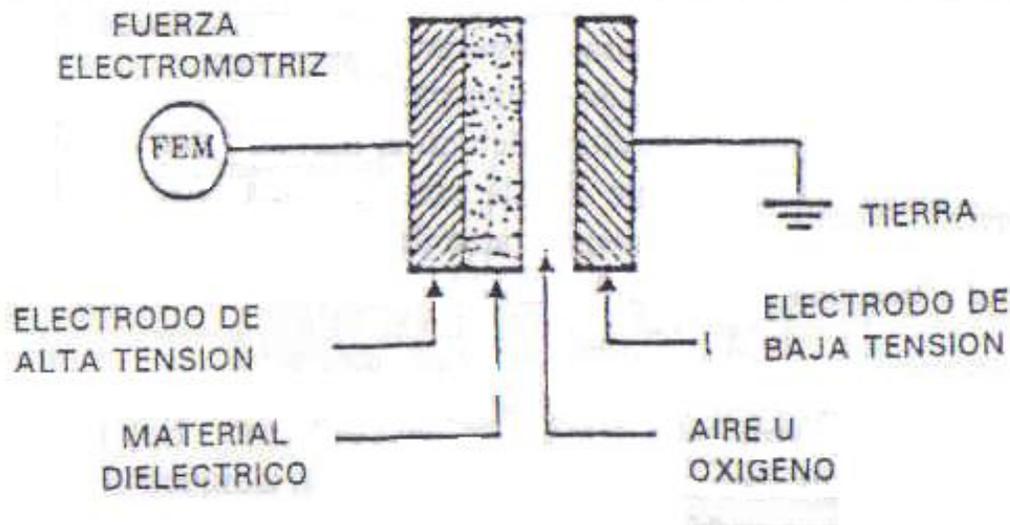
Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Figura 19. Configuración típica de una celda de descarga de corona para la generación de ozono (OPS-OMS, 1995)

Las *Fuentes de Energía* más comunes son las de baja frecuencia (50-60 Hz) y de alta tensión (>20.000 Voltios), aunque recientemente se han desarrollado dispositivos más eficientes, que operan a alta frecuencia (1000 a 2000 Hz) y 10.000 voltios, especialmente para grandes sistemas de agua.

Todos los sistemas de ozonación utilizan *Contactores* para transferir el ozono generado al agua a desinfectar. El tipo de contactor depende del objetivo específico de la ozonación (Reacciones rápidas: desactivación de microorganismos, oxidación del hierro, manganeso y sulfuros, mejoramiento de la floculación, o Reacciones lentas: oxidación de plaguicidas u otras sustancia complejas, que requieren largos tiempos de reacción). Gran parte de las fallas de los sistemas de desinfección por ozono se han debido al diseño y/o construcción defectuosa del contactor. Hay tres diseños básicos de contactor, el de cámaras separadas con pantallas o tabiques y difusor, el reactor agitado por turbina y, el que ofrece mejor eficiencia en la transferencia, el difusor de burbujas de columnas múltiples. En la ozonación se utiliza un tiempo de contacto entre 10 y 20 minutos para la oxidación y desinfección de sistemas de abastecimiento de agua. En los tres tipos de contactores, se utiliza flujo de contracorriente, en que el agua fluye hacia abajo y las burbujas suben a fin de maximizar el tiempo de contacto (OPS-OMS, 1995).

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

La solubilidad del gas se rige por la Ley de Henry, por lo que la concentración alcanzable del ozono disuelto es proporcional a la presión parcial del ozono en el agua. Por lo tanto, el gas que escapa, aún con una eficiencia de transferencia del 90%, puede contener ozono en una concentración de 500 a 1000 ppm. Este contenido de ozono no se debe dejar libre a la atmósfera, por lo que en ocasiones se recircula a una etapa previa con el fin de mejorar la oxidación o floculación, pero a pesar de ello, de nuevo quedará alguna porción de ozono residual en los gases de salida. En las plantas de tratamiento de agua pequeñas, la dilución con aire puede ser factible, pero en plantas grandes se emplea uno de los tres métodos siguientes para destrucción del ozono: (1) Descomposición térmica a Temperaturas mayores a 300 °C, (2) Descomposición catalítica por metales u óxidos de metal, y (3) Adsorción con carbón activado granular húmedo.

3.2.2.2 Costos

En 1990, el costo del generador de ozono puede variar entre U\$ 1.500/Kg.d para un sistema grande y U\$ 8.000/Kg.d para un sistema pequeño. El costo de la cámara de contacto se estima entre U\$ 8.000 y U\$ 12.000 para una planta que maneja 1.000 m³/d. El costo de un sistema de monitoreo y control completamente automatizado es de U\$ 10.000 a U\$ 15.000, independientemente de la capacidad de la planta.

El costo de un sistema para una comunidad de 10.000 personas, donde el uso per cápita promedio es de 100 l/d, podría ascender a U\$ 50.000. El costo de operación y mantenimiento varía entre U\$ 4.000 y U\$ 8.000 por año, dependiendo de los costos de mano de obra y energía, así como de la necesidad de hacer reparaciones y reemplazar componentes. Asimismo, se ha estimado que el costo total de la ozonación en plantas pequeñas de tratamiento de agua varía de \$0,03 a \$0,06 por m³ de agua tratada. Los costos de operación y mantenimiento (excluyendo energía) de las plantas pequeñas de ozono oscilan entre U\$ 0,003 y U\$ 0,006 por m³ de agua tratada (OPS-OMS, 1995).

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá**3.3 RADIACIÓN ULTRAVIOLETA (UV)**

La luz ultravioleta es parte del espectro electromagnético de radiación situado entre las bandas de rayos X y la luz visible, con longitudes de onda que van de los 100 a los 400 nanómetros. Los rayos ultravioleta, por lo tanto, no son visibles. Este espectro de radiación se divide en las bandas UV-A, UV-B, UV-C y UV de vacío. La banda UV-A por ejemplo, tiene aplicación en fumigaciones debido a que resulta atrayente a los insectos voladores; la banda UV-A combinada con la UV-B se emplean para lámparas bronceadoras. La radiación germicida se concentra en la banda UV-C y una parte de la banda UV-B, con longitudes de onda entre 200 y 315 nanómetros, teniendo su efectividad máxima a los 260 nanómetros (Ortega, 1996)

El proceso de desinfección con Luz ultravioleta se logra mediante la inducción de cambios fotobioquímicos en los microorganismos. Como mínimo, deben cumplirse dos condiciones: 1) Radiación de suficiente energía para alterar los enlaces químicos y 2) Absorción de tal radiación por el organismo (RAS, 2000). En la tabla 17 se resume las ventajas y desventajas del uso de radiación Ultravioleta (Moscoso y Egoecheaga, 2002).

Tabla 17. Ventajas y desventajas de la Radiación UV como desinfectante (OPS-OMS, 1995; OPS, 1999)

Ventajas	Desventajas
No requiere almacenamiento químico, manejo o equipo de alimentación, únicamente la radiación solar.	La desinfección se puede afectar por la claridad del agua (Sólidos suspendidos), dureza, longitud de las ondas de radiación UV o falta de energía.
No presenta subproductos identificados de desinfección.	Se requiere etapa previa con alta filtración o coagulación de sólidos coloidales
Eficiente remoción de patógenos puesto que debido al daño producido en las enzimas y proteínas, no es posible reparar el ADN destruido	Elevados costos de capital inicial
No produce lodos	Elevados costos operativos (energía)
Actividades de operación muy simples (requieren personal no calificado)	No hay acción residual
	Requisitos altos de mantenimiento

Los resultados obtenidos de las investigaciones (Beltrán y Jiménez, 2000), muestran que la luz UV es efectiva para inactivar coliformes fecales (como indicadores de contaminación), *Streptococos* fecales y *Salmonella typhi*. La resistencia de los coliformes fecales y la

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Salmonella fue menor a la de los Estreptococos fecales. Igualmente, se ha demostrado (Ortega, 1996) que la eficiencia del método depende de la longitud de onda empleada, así, al aplicar la tecnología de luz ultravioleta de alta intensidad en canales cerrados para desinfección de grandes caudales de agua residual tratada, se logra obtener una desinfección permanente de alta eficiencia en espacios reducidos, lo cual repercute de forma significativa y drástica en los costos de instalación, operación y mantenimiento.

Las aplicaciones más comunes de este principio es en las lagunas de oxidación y el uso de lámparas ultravioleta. Para las lámparas UV se sugiere el uso de burbujas de aire en la base del canal durante periodos cortos, pero frecuentes (10 minutos por día) para disminuir la acumulación de material en su superficie (RAS, 2000). La Universidad de los Andes ha desarrollado prototipos para desinfección de agua con radiación solar con buenos resultados (Hernández, 1991).

3.3.1 Eficacia

Los parámetros que afectan la eficiencia de desinfección para un sistema de luz ultravioleta son los siguientes: transmitancia del fluido, diseño de la cámara de desinfección y flujo a tratar. Para evaluar la transmitancia del líquido es necesario analizar parámetros tales como los sólidos suspendidos, sólidos disueltos, color, turbiedad, etc. El diseño del sistema involucra al tiempo de exposición y la distancia entre la superficie de la lámpara y las paredes de la cámara (Ortega, 1996).

La temperatura del agua tiene poca, o ninguna, influencia en la eficacia de desinfección de la luz ultravioleta, pero sí ejerce un efecto sobre el rendimiento operativo de la lámpara de luz ultravioleta (OPS-OMS, 1995)

- Comportamiento del flujo

En un sistema tradicional de desinfección de baja presión, con flujo paralelo, se puede ver que existe una amplia variación entre la intensidad de radiación mínima y la máxima, siendo de 3 a 27 $\mu\text{Watts}/\text{cm}^2$, es decir, casi de 10 veces. Esto indica que una parte del agua va a estar sobre-radiada y con posibles efectos negativos de dosis no aprovechada correctamente; asimismo, habrá una dosis relativamente baja en la pared, tratando

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

ligeramente el agua. Los baffles internos sólo crean alta velocidad local, por lo tanto, su contribución para eliminar un corto circuito es mínima.

- Hidrodinámica

La hidrodinámica creada por el sistema de flujo perpendicular da como resultando cortos circuitos mínimos, alta intensidad y una suficiente eficiencia energética.

- Caída de presión

Con base en la información acerca del cálculo hidrodinámico de los sistemas perpendiculares, se ha logrado un diseño con baja caída de presión. Esto hace que sea especialmente adecuado para los sistemas de flujo por gravedad.

Se ha determinado que la *Escherichia coli* es más resistente a la desinfección por luz ultravioleta que las especies *Salmonella* y *Shigella*. También se ha revelado que el *Streptococcus faecalis* es cerca de tres veces más resistente, el *Bacillus subtilis*, cuatro veces más resistente y las esporas de *B.subtilis*, seis veces más resistentes a la desinfección por luz ultravioleta que la *E.coli*. con dosis de $4.000 \mu\text{Watts.s/cm}^2$, se han notificado inactivaciones cuatrilogarítmicas o mayores de poliovirus, de ecovirus y del virus Coxsackie. La mayoría de los equipos de desinfección ultravioleta utilizan una exposición mínima (en agua clara) de $30.000 \mu\text{watts.s/cm}^2$. Esto es adecuado para inactivar las bacterias y virus patógenos, pero quizás no sea suficiente para ciertos protozoos patógenos, quistes de protozoos y huevos de nemátodos, que pueden requerir hasta $100.000 \mu\text{watts.s/cm}^2$ para su inactivación total (OPS-OMS, 1995)

Tres ventajas importantes tiene la desinfección con luz ultravioleta: (1) no se requieren productos químicos, (2) el tiempo de exposición puede ser muy corto en comparación con la duración del contacto necesario para los desinfectantes químicos convencionales y (3) es eficaz para una gran variedad de microorganismos. Una gran desventaja es que este método no proporciona residuales, por lo que el riesgo de una nueva contaminación o recrecimiento de bacterias, sin añadir desinfectante secundario, es alto. Otra desventaja del método es que hay una reducción importante en la eficiencia de desinfección cuando aumenta la turbiedad del agua. Así, el uso de la radiación ultravioleta, sin un desinfectante

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

secundario, se recomendaría solo cuando la desinfección es preventiva, cuando el abastecimiento de agua tiene una turbiedad menor a 1 UTN y cuando hay pocas posibilidades de recontaminación del agua (OPS-OMS, 1995).

La dosis de radiación UV se conoce como la energía (intensidad) emitida en un medio durante cierto período de tiempo (tiempo de residencia), con un factor de corrección del nivel de absorción del fluido. Dicha dosis debe ser adecuada, según la sensibilidad del microorganismo (Ortega, 1996).

El tiempo de residencia está relacionado con la velocidad de la partícula de agua a través de la cámara de radiación. La tasa de supervivencia de un microorganismo después de la aplicación del tratamiento con luz ultravioleta se relaciona directamente a la dosis aplicada y se expresa en $\mu\text{Watt}/\text{cm}^2$ acorde con la siguiente ecuación (Ley de Chick de la cinética de desinfección):

$$\text{Log } (N / N_0) = \text{Dosis UV} * \text{constante} = I * t / Q \quad [3]$$

Donde:

N = Número microorganismos que sobrevivieron de una población inicial; N_0 = Número original de microorganismos; Dosis UV = Intensidad de la lámpara UV * tiempo de residencia en la cámara de reacción; I = la intensidad de exposición en $\mu\text{watts}/\text{cm}^2$; T = tiempo de exposición, s; Q = Dosis para la supervivencia unilogarítmica, en $\mu\text{watts.s}/\text{cm}^2$

Hay una variación considerable en la magnitud absoluta notificada de la dosis de supervivencia unilogarítmica (Q), principalmente debido a la dificultad para determinar con exactitud la duración e intensidad promedio de la exposición en los contactores utilizados y otras variables que intervienen en el proceso (OPS-OMS, 1995). La tabla 18 muestra valores reportados por varias fuentes para algunos microorganismos, lo cual permite darse una idea del rango y orden de magnitud de las exposiciones.

La trayectoria de un microorganismo a través de una cámara de reacción sigue modelos de flujo turbulento, así, puede producir variaciones con respecto al tiempo calculado. La intensidad de la lámpara es más baja en la pared de la cámara, por lo que una partícula que se traslada cerca de la pared está sujeta a una intensidad de radiación UV menor.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Tabla 18. Dosis de energía ultravioleta (254 nm), necesaria para inactivar diversos microorganismos (OPS-OMS, 1995)

MICROORGANISMO	ENERGÍA REQUERIDA ($\mu\text{Watts.s/cm}^2$)
<i>Escherichia coli</i>	360 – 2.400
<i>Staphylococcus aureus</i>	210 – 400
<i>B. paratyphi</i>	320
<i>B. subtilis</i>	1.000 – 2.400
Esporas de <i>B. subtilis</i>	2.160 – 12.000
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	2.500
<i>S typhimurium</i>	3200
Virus colifago T3	160
Poliovirus	780
Huevos de nemátodos	18.400
Paramecium	40.000
Quiste de <i>Giardia muris</i>	60.000 – 100.000

La mayoría de bacterias y virus requieren relativamente bajas dosis para su inactivación, por ejemplo, los protozoos son de 10 a 15 veces más resistentes que la *Escherichia Coli* y en general, las bacterias Gram negativas son más sensitivas que las Gram positivas y las esporas. Asimismo, las pérdidas de energía por efecto de los sólidos suspendidos y los cambios en la transmitancia afectan el valor teórico de la dosis, por ejemplo, *E-coli* requiere una dosis de 5-6 $\mu\text{Ws/cm}^2$ para una reducción LOG 1 (es decir del 90%) y en teoría una dosis UV de 18 $\mu\text{Ws/cm}^2$ (3 veces el valor LOG-1) debería producir una reducción LOG 3 (99.9%), pero en la práctica no sucede así. En resumen, los diversos usos del agua pueden requerir diferentes dosis de aplicación, basadas en el tipo de microorganismos y en la tasa de eliminación requerida.

3.3.2 Equipos

Los sistemas de desinfección con luz ultravioleta funcionan con emisores (lámparas) de vapor de mercurio (Hg). El espectro resultante del paso de la corriente eléctrica depende de la presión del vapor en el interior de la lámpara. Los emisores de radiación ultravioleta se pueden dividir así, en emisores de baja presión (de 0.001 a 0.01 bar de presión de gas) y emisores de presión media (de 1 a 2 bar de presión de gas). Existen importantes diferencias respecto a la energía y los espectros emitidos por ambas, lo cual repercute en la eficiencia de desinfección de cada tipo de lámpara (Ortega, 1996).

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

El átomo de mercurio tiene un número de líneas espectrales dentro de las regiones UV-C, UV-A y en la luz visible. Este fenómeno se utiliza para la generación de la luz germicida UV-C. El proceso consiste en el paso de una corriente eléctrica que fluye de un electrodo negativo (ánodo) a un electrodo positivo (cátodo). En la ruta entre el ánodo y el cátodo el átomo de mercurio se excita debido a la descarga eléctrica sobre los electrodos.

Al realizarse la colisión entre el átomo de mercurio y un ion o un electrón, se excita el electrón Hg en su banda estable, es decir, se mueve a una banda de electrones más alta. Durante el decaimiento desde el estado de energía más alto hacia su banda estable, se realiza una descarga de energía cuántica, es decir, un fotón, el cual tiene una longitud de onda determinada y sumamente específica.

3.3.2.1 Emisores (lámparas) UV de baja presión

En los emisores de vapor de mercurio de presión baja, denominados también monocromáticos, la excitación de los electrones se limita a una colisión elástica dando como resultante un fotón de baja energía. Este fotón se transporta en la longitud de onda de 254 nm. La eficiencia de energía corresponde a un 33% de la entrada total de energía (Ortega, 1996).

Estos tipos de emisor son los más comunes utilizados para desinfección. La longitud de onda emitida es de 253.7 nm en el rango germicida en el rango de onda corta. Se fabrican con potencias de 15 hasta 200 W de radiación UV germicida. La intensidad de luz ultravioleta puede ser incrementada aumentando el número de emisores instaladas, de acuerdo al flujo y calidad del agua (Ortega, 1996). Su temperatura de trabajo es de por arriba de los 22°C, teniendo su óptimo a los 40 °C, si el agua se encuentra por debajo de 22 °C o por encima de los 60°C bajará la eficiencia germicida a menos del 50% del óptimo y se requerirá aumentar o disminuir el número de lámparas, o bien, disminuir o aumentar el flujo a tratar, respectivamente. La eficiencia de desinfección de este tipo de equipos también disminuye con el uso, debido principalmente a que el vidrio cambia gradualmente por la exposición a la luz ultravioleta, atenuando la longitud de onda útil. Las lámparas rara vez se queman, pero generalmente se cambian después de que han perdido del 35% al 40% de la luz ultravioleta que emitían originalmente. Estas, normalmente tienen una vida útil de 9 meses a 1 año, según el fabricante (OPS-OMS, 1995).

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

3.3.2.1.1 Descripción del equipo

Hay dos tipos básicos de cámaras de exposición del agua a la radiación ultravioleta. Aquellas que están sumergidas en el agua y las que están fuera del agua. En las primeras, se debe proveer un espacio aislante para mantener las temperaturas cerca del punto óptimo, lo que se logra rodeando la lámpara con una camisa de cuarzo o vidrio de alto contenido de sílice, proporcionando un espacio de aire suficiente para aislarla del agua fría. Las lámparas que están fuera del agua pueden estar suspendidas sobre el agua que se está tratando o el agua puede confinarse en una tubería de teflón o de cuarzo para conducirla a través de las lámparas UV (ver figura 20). Aunque el teflón no deja pasar la luz UV con la misma eficiencia que el cuarzo, es considerablemente más económico y no es tan frágil. El uso de tubería de teflón es más común en los sistemas pequeños de abastecimiento de agua (OPS-OMS, 1995).

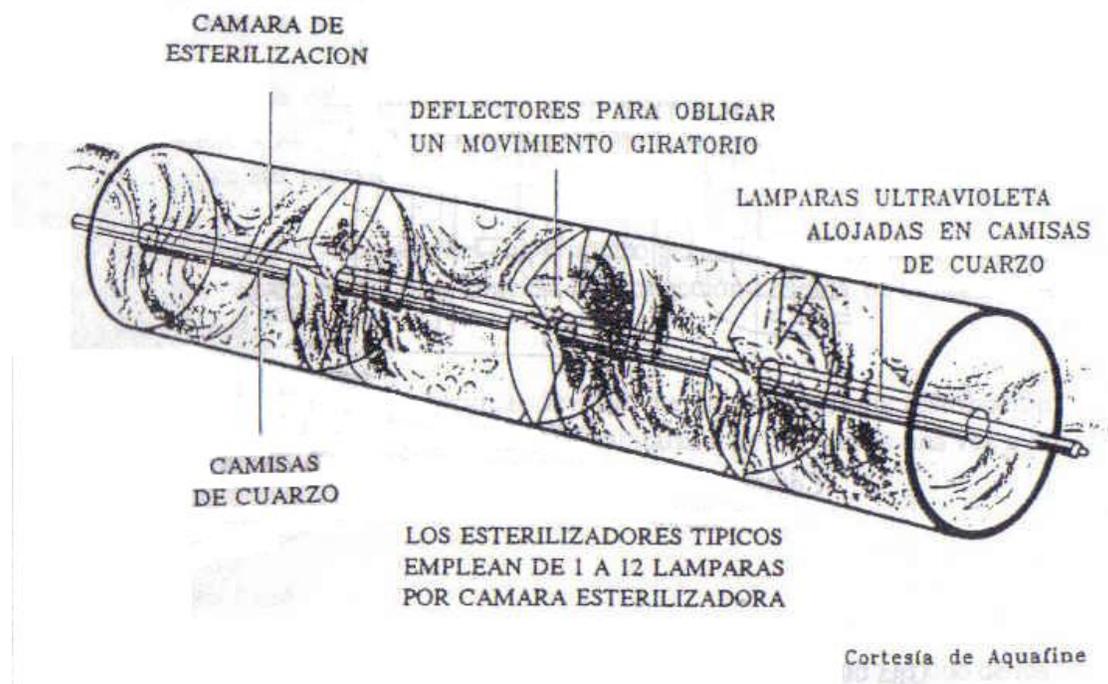


Figura 20. Cámara de contacto que utiliza tubos de teflón transparente para el flujo de agua. (OPS-OMS, 1995)

Una consideración importante en el diseño del equipo de desinfección con luz UV es asegurarse de que los microorganismos reciban la dosis biocida adecuada en la cámara de contacto. Esto se logra determinando el espacio correcto entre las lámparas y las

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

superficies reflectivas del interior de la cámara y agitando adecuadamente el agua cuando pasa por la cámara.

El equipo UV con lámparas sumergidas puede tener dos configuraciones básicas de flujo de agua: paralelo o perpendicular a la longitud de las lámparas. Si el flujo es perpendicular, las mismas lámparas y camisas pueden producir la turbulencia necesaria para asegurar que toda el agua quede expuesta a la dosis biocida. Cuando el flujo es paralelo, es necesario utilizar mezcladores estáticos (pantallas) para lograr la turbulencia deseada (ver figura 21)

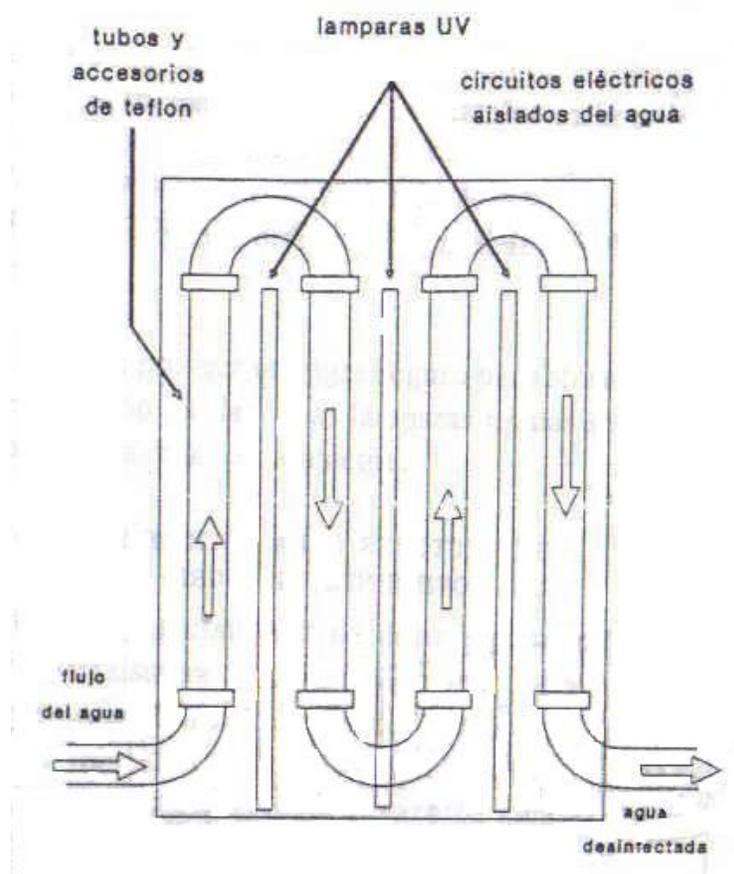


Figura 21. Cámara de contacto de flujo paralelo a las lámparas de luz UV, utilizando pantallas para crear turbulencia. (OPS-OMS, 1995)

Para efectos de tener un buen desempeño del equipo, es necesario mantener las camisas de cuarzo o la tubería de teflón libres de sedimento u otros depósitos que atenúan la luz UV, para ello, se sugiere limpiarlos una vez al mes, como mínimo.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

3.3.2.1.2 Costos

Un sistema completo de desinfección UV, incluyendo el reactor ultravioleta, el sistema de limpieza, la fuente de energía eléctrica y el interruptor, los controles e instrumentos accesorios costaba, en 1992, cerca de U\$7.500/KW de tasación. El costo anual de operación y mantenimiento incluyendo electricidad, mano de obra y reemplazo de lámparas es de unos U\$900 /KW de tasación del sistema de UV.

En 1990, el costo anual de la desinfección de agua clara con el sistema UV (sin el costo del desinfectante secundario para proporcionar un residual) costaba entre U\$10 y U\$20 por metro cúbico de agua desinfectada, dependiendo del factor de recuperación del capital y de los costos de electricidad, mano de obra y reemplazo de lámparas en el sitio. En las plantas de tratamiento pequeñas, el costo de reemplazar las lámparas oscila entre el 10% y 20% del total de los costos de operación y mantenimiento, mientras que en plantas mayores puede llegar hasta al 50% (OPS-OMS, 1995).

3.3.2.2 Emisores UV de presión media de longitud de onda múltiple

Cuando se aumenta parcialmente la presión del vapor de mercurio hasta obtener una presión media, las colisiones elásticas tienen una verdadera excitación, es decir, se mueven hacia colisiones ionizantes, o de órbitas más altas. Cuando regresan de la órbita alta a la baja, el electrón envía un fotón hacia una longitud de onda determinada, dependiendo de la ruta del decaimiento a través de las bandas orbitales y de electrones. Al aumentar la energía, el resultado de una colisión puede dar una reacción totalmente ionizante del átomo de mercurio (Ortega, 1996).

Los emisores de vapor de mercurio de presión media requieren de un alto voltaje de entrada, y a través de un transformador el emisor de luz emite un espectro que abarca los rangos de la luz ultravioleta, luz visible y luz infrarroja, por lo cual también recibe el nombre de radiación policromática. Las longitudes de onda emitidas cubren totalmente la banda UV germicida, incluyendo la longitud de onda de 260 nm, que es donde se maximiza la efectividad para romper de forma efectiva la molécula de ADN, así como las longitudes de onda de 220 nm, que dañan las proteínas y enzimas.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Un emisor de presión media tiene una producción de energía que produce de 10 a 20 veces más energía UV que una lámpara UV de baja presión, por lo que un solo emisor de presión media puede reemplazar más de 50 emisores de presión baja. Una característica importante es que este tipo de emisores no es afectado por la temperatura del agua. La eficiencia de energía de los emisores de presión media comunes oscila en el rango de 10 a 14% de la entrada de energía total.

Actualmente existe otro tipo de emisor de presión media, el cual ofrece una eficiencia energética de 20 a 24%, muy superior a los emisores comunes de este tipo. Combina la generación de radiación de luz ultravioleta de alta intensidad con una gran amplitud en el espectro luz emitida. Casi todos los microorganismos presentes en el agua son dañados simultáneamente en un cortísimo periodo de tiempo de exposición, afectando no sólo la cadena de ADN de sus moléculas, sino también la del ARN, causando total y permanente inactivación.

Este tipo de emisores ofrece una eficiencia energética de 20 a 24% de la entrada de energía total. Comparadas con los emisores comunes de presión media resultan de 3 a 5 veces más compactas. Debido al poco espacio ocupado es posible colocar estos emisores en cámaras de irradiación especial, perpendiculares al flujo del fluido, asegurando así una distribución de intensidad más homogénea en toda la cámara de reacción y ahorrando espacio para su instalación y operación.

La principal ventaja de los sistemas de desinfección con emisores multi-onda de presión media sobre los sistemas que utilizan emisores presión baja, es que con las primeras se pueden tratar grandes caudales de agua de buena y mala calidad. Esto se traduce en un bajo número de emisores, reducida necesidad de espacio, mantenimiento sencillo y mínima caída de presión. Puesto que la temperatura de la lámpara se eleva, ésta es insensible al agua que rodea las camisas de cuarzo.

Con emisores multionda es posible adaptarse a las variaciones en el caudal (+/- 30%) y en la transmisión (+/- 10%). La producción de la lámpara permanece estable en una temperatura que oscila de 0°C a 70°C. Gracias a esta alta intensidad, una sola lámpara puede tratar caudales de hasta 300 gal/s.

3.4 OXIDANTES MEZCLADOS (MOGOD)

La OPS definió el término MOGGOD como una sigla en inglés: Mixed Oxidant Gases Generated On-site for Disinfection, para describir de manera genérica el proceso de producción de “gases oxidantes mezclados generados in situ para la desinfección”. En particular, los más empleados con éxito en América Latina son aquellos métodos en los que la electrólisis de una solución de cloruro de sodio produce una mezcla de especies de oxígeno y de cloro que actúan sinérgicamente como un potente oxidante y desinfectante, por lo cual el análisis del capítulo se basará en esta clase de oxidantes (OPS-OMS, 1995).

También es posible producir otros tipos de oxidantes mezclados, como los interhalógenos mediante procesos electroquímicos y diversas especies de oxígeno por procesos fotolíticos. Recientemente, se han desarrollado dispositivos que producen una solución de oxidantes mezclados en lugar del gas. Las especies oxidantes producidas y la eficacia como oxidantes y desinfectantes parecen ser similares a la del gas de oxidantes mezclados cuando se inyecta en el agua. Por lo tanto, el término MOGGOD se ha cambiado por el de MOGOD a fin de incluir ambos tipos de desinfectantes mezclados (OPS-OMS, 1995).

Existen diferencias en la relación de oxígeno con las especies de cloro generadas entre varios dispositivos de MOGOD, debido a las diferencias en el diseño de las celdas electrolíticas, el material y la configuración del electrodo y la concentración de sal en el electrolito. Se ha demostrado que las especies de oxígeno de MOGOD incluyen peróxido de hidrógeno, ozono, especies de cloro y oxidantes efímeros no identificados con precisión, por la interferencia de oxidantes fuertes en las pruebas estándar y la complejidad de la reacción potencial de las diferentes especies de oxidantes. Las especies de cloro incluyen el ión de hipoclorito, ácido hipocloroso y vestigios del bióxido de cloro.

El examen comparativo de la desinfección de los sistemas de agua comunitaria con MOGOD y con cloro indica que el primero produce un residual más estable en el sistema de distribución. No se comprende bien la razón pero parece estar relacionado con el efecto sinérgico de los oxidantes múltiples que también destruyen la flora microbiana previamente establecida en las paredes de las tuberías, reduciendo la demanda (OPS-OMS, 1995).

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá**3.4.1 Eficacia**

Los oxidantes mezclados son eficaces contra un amplio espectro de microorganismos (algunos de los cuales se encuentran entre los más resistentes a la desactivación mediante desinfección química) bajo un extenso intervalo de condiciones de pH y temperatura. Las pruebas efectuadas indican que la eficacia del proceso MOGOD como desinfectante de agua es igual o superior a la del cloro.

Tabla 19. Valores de *C.t₉₉* de MOGOD para diversos microorganismos a pH entre 6 y 7.5

MICROORGANISMO	C.t₉₉ (mg.min/l)
<i>Giardia lamblia</i> @ 3-5°C	6 – 10
<i>Giardia lamblia</i> @ 20°C	3
<i>Legionella pneumophila</i>	<3
<i>Staphylococcus aureus</i>	6
<i>Escherichia coli</i>	<2
<i>Pseudomona arueaginososa</i>	<3
Esporas de <i>Bacillus subtilis</i>	2000
<i>Virus bacteriófago (f2)</i>	<3

Olivieri y Ramírez (1987) compararon la actividad bactericida y virucida del proceso MOGOD con la del cloro, usando soluciones preparadas del gas oxidante mezclado diluido en aire y de cloro gaseoso y concluyeron que el gas producido por un MOGOD específico inactivo *E.coli*, *P.aureaginososa* y el *virus f2* con una actividad desinfectante equivalente a la de las soluciones de cloro con un residual oxidante total igual medido con DPD (N,N-dietilo-p-fenildiamina), bajo las mismas condiciones químicas y físicas. Utilizando los datos disponibles de varias fuentes, la OPS ha calculado los valores de *C.t₉₉* para MOGOD que se muestran en la tabla 19.

3.4.2 Equipos

A pesar de que esta tecnología aún se encuentra en desarrollo, en el mercado existen varios dispositivos que han llegado a proporcionar desinfección eficaz, fiable y de bajo costo, la mayoría de ellos utiliza la electrólisis de una solución de sal y otros emplean la fotólisis de aire u oxígeno.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

3.4.2.1 Descripción del equipo

El sistema MOGOD está constituido por dos componentes: la celda electrolítica y el control que reduce y convierte la corriente de 120 ó 220 Voltios CA a 6 Voltios CC. La figura 22, es un esquema de una unidad típica de electrólisis para la producción de gas de oxidantes mezclados, que muestra la relación entre los componentes de la celda electrolítica, los insumos y productos químicos que se obtienen. La celda electrolítica está dividida en dos compartimentos, uno para el ánodo y otro para el cátodo, por una membrana semipermeable de un copolímero perfluorinado para el intercambio de cationes (Nafión).

Las unidades cuentan ya sea con ánodos de titanio con recubrimiento de óxidos de iridio y/o platino como el TIR-2000 de ELTECH, ánodos fabricados de una aleación de metales del grupo VIII, o los hechos de grafito especial. Los oxidantes generados por la electrólisis saturan el ánodo y se desprenden forma de gas. A veces se incluyen electrodos auxiliares que operan a una fuerza electromotriz más baja que el ánodo primario, para producir un porcentaje mayor de las especies de oxígeno y se colocan entre el ánodo primario y la membrana. El cátodo es de acero inoxidable 440.

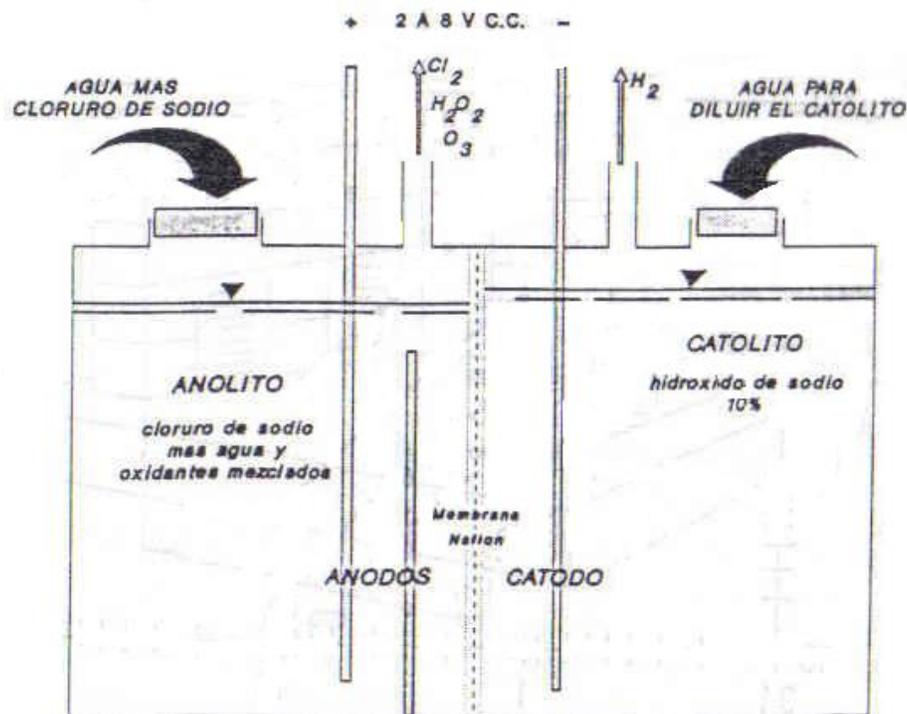


Figura 22. Celda electrolítica típica de un sistema MOGOD (OPS-OMS, 1995)

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

En el compartimento del ánodo se mantiene una solución saturada de cloruro de sodio añadiendo agua con exceso de cloruro de sodio. En el compartimento del cátodo se genera hidróxido de sodio, que generalmente se mantiene en una concentración entre el 8% y el 10%, añadiéndole agua para diluirla y extrayendo el líquido excedente, ya que una concentración de hidróxido de sodio superior al 10% requiere mucha más energía y hace subir la temperatura. En los ánodos se generan las especies de cloro y oxígeno activado (gases oxidantes mezclados), mientras que en el cátodo se forma el gas de hidrógeno y el hidróxido de sodio. En este proceso específico, los gases oxidantes mezclados son inyectados en el agua a desinfectar, el gas de hidrógeno excedente se dispersa en la atmósfera y el hidróxido de sodio se recoge para destinarlo a otros fines o para disponer de él en forma adecuada.

Si se aumenta el espesor del revestimiento de óxidos de iridio y/o platino, se prolonga la vida útil del ánodo. Bajo condiciones usuales, con este revestimiento, donde la densidad de corriente operacional es de 0,6-1,0 Amp/plg², la vida útil del ánodo estará entre 3 y 8 años y entre 7 y 12 años con el revestimiento más grueso, si los electrodos funcionan 24 horas al día. Asimismo, los ánodos de grafito duran entre 9 meses y 2 años, según la densidad de corriente y la calidad del grafito.

Otro método para producir oxidantes mezclados, que genera una solución (líquida) de oxidantes mezclados en lugar de gases oxidantes mezclados, es mediante una celda de titanio recubierta de óxido de iridio que aprovecha el flujo laminar que atraviesa la celda para separar por electrólisis las especies oxidantes y dividir el flujo de la solución salina en oxidantes en la pared de la celda donde se halla el ánodo y el hidróxido de sodio en la pared donde está el cátodo. A escala de laboratorio, se ha comparado la eficiencia de este dispositivo con las soluciones de hipoclorito en la desactivación de microorganismos difíciles como las esporas de *Clostridium perfringens*; quistes de *Giardia lamblia* y *Cryptosporidium parvum*; MS-2 virus y *Vibrio cholera* (rugoso).

Las tuberías y accesorios empleados en la instalación del equipo incluyen un Venturi, grifos, mangueras, los cuales deben ser de un material resistente a la corrosión, como PVC o CPVC y además, su configuración debe ser diseñada cuidadosamente, según las necesidades del lugar (área disponible, proveniencia del agua a desinfectar, etc.)

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

3.4.2.2 Costos

Los datos que en adelante se reportan, se refieren a equipos de gas de oxidantes mezclados y corresponden a varios países latinoamericanos. No se cuenta con información sobre la solución de oxidantes mezclados, pero su costo parece ser similar (OPS-OMS, 1995).

El costo de los diversos equipos para generar oxidantes mezclados in situ, con celda electrolítica, regulador eléctrico y Venturi oscilan entre U\$800 y U\$ 2.500 por unidad que produce el equivalente de medio kilogramo de cloro en oxidantes mezclados durante un periodo de 24 horas, y entre U\$1.400 y U\$2.800 por unidades que producen el equivalente de 1 kilogramo de cloro durante 24 horas. Las unidades que producen 2 Kg. Cada 24 horas cuestan de U\$2.500 a U\$4.000. Actualmente, las unidades no se producen en serie, y los precios fluctúan considerablemente según la cantidad adquirida.

La conversión de sal y agua a gases oxidantes mezclados varía de 0,7 a 0,9 Kg de sal consumida por cada Kg (equivalente de cloro) de oxidante mezclado producido. La variación depende de la eficiencia de conversión, así como de la proporción de cloro y de las especies de oxígeno generadas. Los dispositivos que producen soluciones de oxidantes mezclados requieren cerca de 3 Kg de sal por cada Kilogramo de oxidante mezclado producido. El precio de 1 Kg de alta pureza industrial varía entre U\$0,16 y U\$0,50. En casi todos los casos cuesta menos utilizar sal de alta pureza que una de baja, que exige cambios más frecuentes de membrana y de ánodos.

Los costos generales estimados de estos sistemas, basados en la experiencia operacional en diversos países, incluyendo instalación, amortizados en un periodo de 10 años, más el costo de operación y mantenimiento, oscilan entre U\$0,75 y \$1,85/Kg de oxidante producido, dependiendo del costo de la electricidad, sal, mano de obra, materiales de construcción y complejidad de la instalación.

4 DESARROLLO DEL MODELO DE PATOGENOS EN AGUAS CORRIENTES

La aplicación usual de la modelación consiste en la simulación de los procesos de desaparición de patógenos y la estimación de los niveles de coliformes en el tiempo y/o en la distancia desde la fuente, en función de la carga inicial, las condiciones ambientales tales como temperatura, salinidad e intensidad lumínica y de otros fenómenos fisicoquímicos que afectan la tasa de desaparición. La utilidad de esta herramienta, para el caso, es la evaluación de los escenarios probables en la cuenca media y baja del río Bogotá, con o sin desinfección y/o canalización del mismo.

4.1 PROTOCOLO DE MODELACIÓN

El protocolo de modelación utilizado para el desarrollo y aplicación de los modelos utilizando datos de campo sigue los pasos que se presentan en la figura 23. La utilidad de los modelos matemáticos está determinada en gran medida por su habilidad en reproducir con precisión series de tiempo observadas. Para lograr desarrollarlo, es necesario utilizar técnicas que permitan incorporar y cuantificar la incertidumbre que existe en la estructura y parámetros del modelo y en los datos observados con el fin de determinar la capacidad predictiva real de dicho modelo.

En este capítulo se realiza la primera etapa del protocolo de modelación (la formulación matemática); el desarrollo del código de computador se muestra en el anexo 4 y la verificación y calibración del mismo se realiza a partir de los datos experimentales de las campañas sobre el río Bogotá, en el capítulo 5. Finalmente, se emplea el modelo desarrollado para simular el impacto de la alternativa de desinfección sugerida en la calidad del agua del río Bogotá (ver capítulo 6).

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

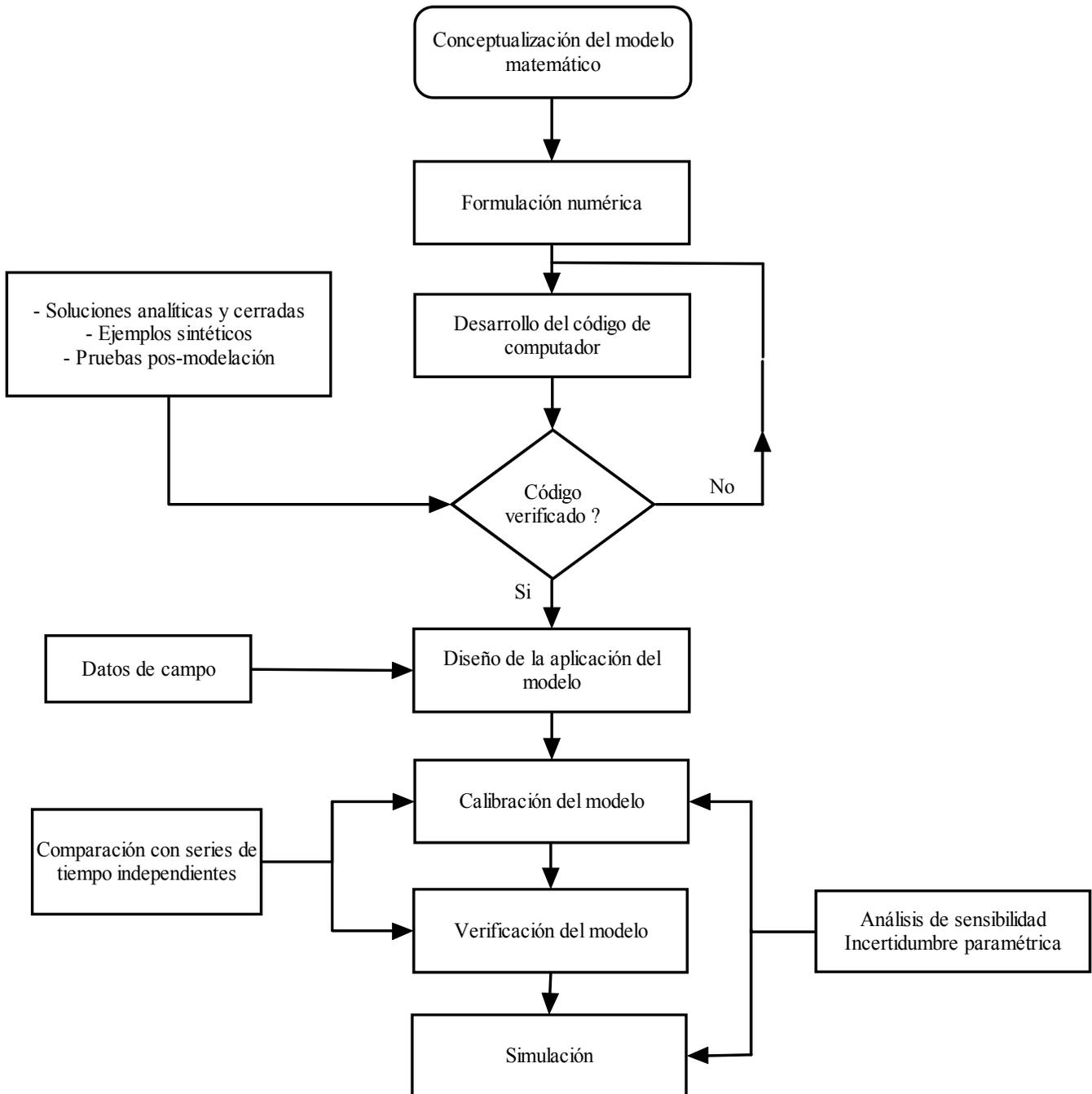


Figura 23 - Protocolo de modelación (Bockelman, 1998)

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá**4.2 FACTORES QUE AFECTAN LA TASA DE DESAPARICIÓN**

Después de la descarga al cuerpo de agua, las condiciones ambientales determinan la extensión a la cual sucederá la muerte o el crecimiento de los coliformes. Los coliformes fecales y los streptococcus se encuentran ocasionalmente en números crecientes, sin embargo, esto puede ser debido a la disgregación de los cúmulos de organismos.

Tabla 20. Factores que afectan la tasa de desaparición de coliformes

FÍSICOS	FISICOQUÍMICOS	BIOQUÍMICOS-BIOLÓGICOS
Foto-oxidación	Efectos osmóticos	Niveles de nutrientes
Adsorción	pH	Presencia de sustancias orgánicas
Floculación	Toxicidad química	Predadores
Coagulación	Potencial redox	Bacteriófagos (virus)
Sedimentación		Algas
Temperatura		Presencia de materia orgánica

Los factores pueden ser convenientemente clasificados en tres categorías: físicas, fisicoquímicas y bioquímica-biológica (ver tabla 20). Sin embargo, pueden presentarse sinergismos, como los efectos osmóticos y la foto-oxidación, al igual que interferencias, como la sedimentación versus la foto-oxidación, generando un incremento aparente o disminución de la tasa de desaparición de coliformes.

4.2.1 Factores físicos

A pesar de que muchas investigaciones han reportado muchos datos de las tasas de desaparición de los coliformes, el mecanismo que gobierna estas tasas ha sido pobremente entendido. De acuerdo a Charmberlin y Mitchell (Bowie, 1985), la luz es uno de los factores más importantes ya que para ellos ha sido difícil establecer una relación estadística entre las tasas de desaparición de los coliformes y diferentes factores, pero el efecto con la Luz, si tiene una influencia demostrada. Igualmente, otros investigadores (Sieracki, Kapuscinski, Mitchel, Lantrip, y otros (Bowie, 1985)) han demostrado que los virus y los patógenos bacteriales entéricos también son sensibles a la luz, aunque los primeros son menos sensibles que los coliformes.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Charmberlin y Mitchell (Bowie, 1985) han desarrollado posibles mecanismos mediante los cuales la luz puede incrementar la tasa de desaparición de coliformes. Ellos describen que aunque en muchos casos la luz induce la mortalidad, cuando una o más sustancias fotosensibilizadoras están involucradas, la luz visible y la cercana a la ultravioleta (UV) puede matar *E. coli* en ausencia de fotosensibilizadores exógenos.

Un mecanismo propuesto es que los cuantos de la luz llevan a algunos cromóforos exógenos o endógenos hacia un estado electrónicamente excitado. El cromóforo, en el proceso de regresos a su estado original, transfiere su energía lumínica absorbida a otra sustancia formando los superóxidos (O_2^*), los cuales a su vez causan daño a los componentes celulares. Alternativamente, los cromóforos activados pueden causar daño directo, sin la intermediación del superóxido. Krinsky (Bowie, 1985), ha sustentado que la causa de la muerte de los microorganismos puede ser la división-inhibición, mutación y/o daño en la membrana celular. Algunas fuentes de foto-oxidantes exógenos incluyen pigmentos algales, ligninas y ácidos húmicos y fúlvicos. Aguas más altamente coloreadas y turbias, han demostrado producción de peróxidos, oxígeno monoatómico, radicales hidroxilo, a tasas mayores que las aguas limpias.

Por otra parte, la adsorción, coagulación y floculación pueden afectar la tasa de desaparición de coliformes, aunque se dispone de pocos datos cuantitativos sobre estos factores. La *Adsorción* refiere al atrapamiento de organismos coliformes hacia las partículas suspendidas. Mitchel y Camberlin (Bowie, 1985) han demostrado que las arcillas tienden a adsorben más coliformes que la arena o el lodo. La *Coagulación*, refiere a la coalescencia de las bacterias en cúmulos y la *Floculación* se trata de la formación de agregados no compactos (flocs) incorporando mucha agua.

La *Sedimentación* consiste en la precipitación de las partículas bacteriales y agregados. La tasa de desaparición puede ser materialmente influenciada por la agregación y sedimentación, pero la magnitud y dirección de la tasa de cambio no es bien entendida. El mecanismo aparente de la desaparición debido a la sedimentación es la remoción simple de células de la columna del agua, que es una transferencia de materia simple desde un compartimento físico (columna de agua) a otro (los bentos). Particularmente en los lagos, la sedimentación puede ser el mecanismo predominante en la remoción de patógenos.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

La *Temperatura* influye en la mayoría de los demás factores, incluso, se ha encontrado que es el factor que más influye en la tasa de decaimiento, especialmente en aguas frescas y en la oscuridad.

4.2.2 Factores Físicoquímicos

Mitchel y Camberlin (Bowie, 1985), reportan que las tasas de supervivencia del *E. coli*, es inversamente proporcional a la *salinidad* tanto en agua de mar natural como en soluciones salinas artificiales. Además, Sieracki (Bowie, 1985) ha reportado un efecto sinérgico con la luz. En general, se ha encontrado que el *E. coli* sobrevive por más tiempo en soluciones salinas con bajo pH (pH<8) que en soluciones alcalinas.

La toxicidad de *metales pesados* hacia los microorganismos ha sido demostrada desde finales del siglo XIX. Un gran número de estudios se han realizado sobre la “acción oligodinámica” de las sales de plata y cobre, de los cuales se ha concluido que los metales pesados influyen en gran forma en la desaparición del *E. coli* y su efecto puede ser reducido por la adición de agentes quelantes. El potencial redox, mediante su efecto en la solubilidad de los metales pesados también afecta las tasas de desaparición, aunque su efecto puede ser extensivo a otros mecanismos, pero estos son aún indeterminados.

Finalmente, Kott (Bowie, 1985) ha encontrado evidencia de que los coliformes siguen generalmente una transición de ambientes de baja *concentración de oxígeno* hacia aquellos donde hay mayores niveles de oxígeno, por lo cual el choque de la concentración de oxígeno puede promover un decaimiento rápido en la concentración de coliformes en el agua.

4.2.3 Factores Bioquímicos-Biológicos

La *concentración de nutrientes* puede ser un factor importante en la determinación de las tasas de desaparición bajo ciertas condiciones. En muchos estudios de nutrientes, el impacto aparente de la adición de nutrientes al cultivo de coliformes es debido a la quelación de iones de metales pesados (Bowie, 1985). Así, el decrecimiento aparente en la tasa de desaparición puede no ser debido a la adición de nutrientes, pero sí a la reducción en la toxicidad del medio de cultivo.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Se ha encontrado (Bowie, 1985) que el *E. coli* no crece a 37 °C ni en agua filtrada esterilizada o agua de mar sintética enriquecida con glucosa, cloruro de amonio y fosfato de potasio. La inhibición puede ser reversada por autoclavado o por adición de cantidades muy pequeñas de materia orgánica o por la adición de un metal quelante o agente acomplejante.

En algunas situaciones pareciera que la influencia de los niveles de nutrientes en formas no relacionadas con la disponibilidad de metales tóxicos. Adicionalmente, es posible que el nivel de nutrientes afecte a la tasa de depredación de coliformes. La depredación en aguas naturales puede ser significativa en la reducción de poblaciones de coliformes dadas altas concentraciones de predadores. Mitchel y Charmerlin, citan tres grupos de microorganismos que pueden ser importantes en la depredación de agua de mar: bacterias marinas wall-lytic, algunas amebas marinas y parásitos bacteriales marinos similares al *Bdellovibrio bacteriovorus*.

Algunas formas de fitoplancton produce agentes antibacteriales que son excretadas en la columna de agua. Estas sustancias son macromoléculas termosensibles y según Mitchell y Charmberlin (Bowie, 1985), por menos la clorofillida se activa solamente en sistemas iluminados. El hecho de que por lo menos un agente antibacterial sea activado por la luz sugiere que las algas pueden influir en el efecto de la luz en la tasa de desaparición de coliformes. Igualmente, se han propuesto otros mecanismos de actividad algal anti-coliforme, como el florecimiento algal, la presencia de otros organismos que puedan alimentarse tanto de algas como de coliformes, etc.

4.3 FORMULACIÓN DEL MODELO

Dentro del modelo se considerarán los factores descritos en el presente capítulo, los cuales combinan no-solo la cinética de los coliformes, sino también los efectos básicos para ríos de profundidad variable. Adicionalmente se tendrá en cuenta la interacción entre sedimento y agua, cuyos principios pueden verse en la figura 24.

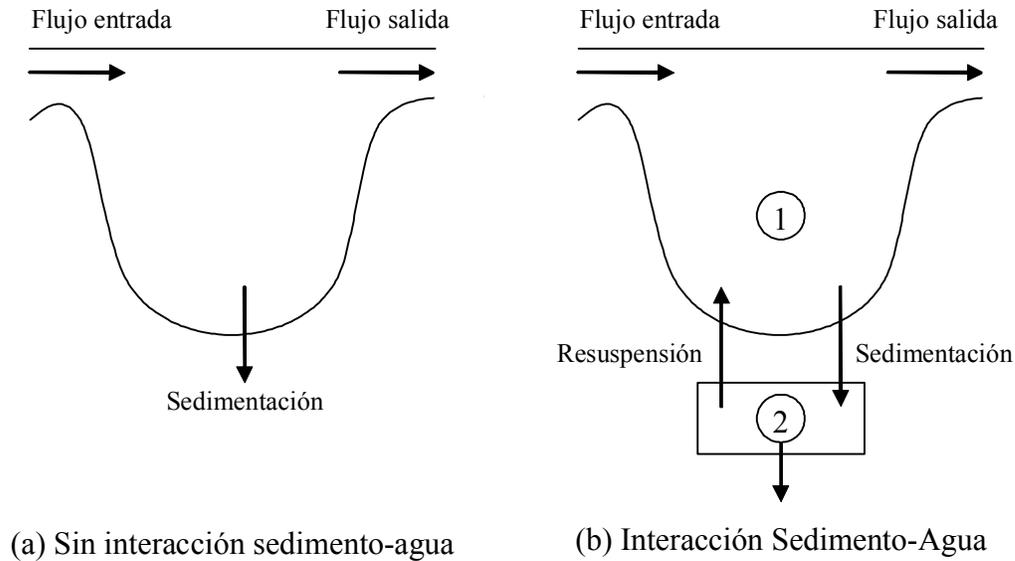
Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Figura 24. Esquema del movimiento de sólidos en un estanque bien mezclado sin (a) y con interacción sedimento-agua (b) (Adaptado de Chapra, 1997).

4.3.1 Esquema del modelo propuesto

En el modelo propuesto, se consideran factores como la cinética de primer orden de los coliformes, difusión, advección, dispersión longitudinal y resuspensión y pérdida burial. Para lo cual involucra 8 parámetros (Coeficiente de partición (K_d), Velocidad máxima (U_{max}), Velocidad de pérdida burial (V_b), Coeficiente de Difusión dispersiva (D), Velocidad de sedimentación (V_s), Velocidad de resuspensión (V_r), Tasa de mortalidad natural y por salinidad de bacterias (K_b) y Velocidad de difusión (V_d). Los cuatro primeros cuales fueron fijados, mientras los restantes fueron sometidos a calibración con los datos de la campaña 4.

4.3.2 Cinética de coliformes

Tradicionalmente el modelo de coliformes ha tenido en cuenta solamente la desaparición y se ha aproximado mediante una cinética de primer orden (Bowie, 1985)

$$\frac{dN}{dt} = -k N \quad [4]$$

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

o lo que es igual

$$N_t = N_o e^{-kt} \quad [5]$$

donde:

N = Concentración de coliformes, NMP/100ml; N_o = Concentración inicial de coliformes, NMP/100 ml; N_t = Concentración de coliformes en el tiempo t , NMP/100ml; k = Constante total de la tasa de desaparición, h^{-1} o d^{-1} ; t = Tiempo de exposición, horas (h) o días (d)

La constante total de la tasa de desaparición (k) puede ser representada como la suma de las contribuciones de diferentes factores que la afectan (Chapra, 1997):

$$k = k_L + k_N + k_S \quad [6]$$

donde:

k_L = Tasa de pérdida debido a la radiación lumínica, d^{-1} ; k_N = Tasa de mortalidad natural y por salinidad, d^{-1} ; k_S = Tasa de pérdida por sedimentación, d^{-1}

4.3.2.1 Tasa de pérdida debido a la radiación lumínica

La tasa de pérdida bacterial debida al efecto de la luz (k_L) puede ser representada como:

$$k_L = \alpha I \quad [7]$$

donde:

α = constante de proporcionalidad para un organismo específico, cm^2/cal ; I = energía lumínica a la altura promedio, ly/h, $cal/cm^2/h$

A partir de los datos de Gameson y Gould, Thomann y Mueller (Chapra, 1997) se concluyó que α es aproximadamente la unidad. La extinción de luz para una capa de agua bien mezclada puede ser modelada mediante una expresión de decaimiento exponencial mediante la ley de Beer-Lambert (Chapra, 1997):

$$I(z) = I_o e^{-keZ} \quad [8]$$

donde:

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

$I(z)$ = Energía lumínica a la altura z , ly/h, cal/cm²/h; I_0 = Energía lumínica superficial, ly/h, cal/cm²/h; Ke = Coeficiente de extinción o atenuación por unidad de longitud, m⁻¹; z = Profundidad, m

$$Ke = 0.55 m \quad [9]$$

Donde:

m = Sólidos suspendidos Totales, mg/l

Es importante resaltar que el coeficiente de extinción es función de la cantidad de material particulado y del color del agua. La luz promedio para la capa puede ser estimada por integración de la profundidad, mediante la siguiente expresión, asumiendo mezcla vertical uniforme (Bowie, 1985):

$$I = \frac{I_0}{KeH} (1 - e^{-KeH}) \quad [10]$$

donde:

H = Altura o profundidad total de la columna de agua, m

Entonces

$$k_L = \frac{\alpha I_0}{KeH} (1 - e^{-KeH}) \quad [11]$$

4.3.2.2 Tasa de mortalidad natural y por salinidad

Debido a que se conoce que los coliformes y otros indicadores decaen en la oscuridad, Mancini y Lantrip (Bowie, 1985) han desarrollado modelos para los componentes dependientes de la luz, en función de la temperatura, el porcentaje de agua de mar o la salinidad y la intensidad de luz a la profundidad promedio, donde el término de mortalidad por temperatura y salinidad corresponde a:

$$k_N = 1,07^{T-20} (0,8 + 0,006 P_S) \quad [12]$$

donde:

T = Temperatura, °C; P_S = Porcentaje del agua de mar

Esta formulación asume una tasa de pérdida de agua fresca de 0,8 d⁻¹. Esta pérdida de agua fresca es suplida por la pérdida de agua salada que es linealmente dependiente de la

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

salinidad. Consecuentemente el rango de pérdida total va desde $0,8d^{-1}$, para agua fresca, hasta $1,4d^{-1}$, para agua salada. El valor de 1,07 denota una fuerte dependencia de la temperatura (esto es el doble de la tasa para un aumento en la temperatura de $10\text{ }^{\circ}\text{C}$). Si el agua de mar se asume que tiene una salinidad de 30 - 35 ppt es posible expresar la ecuación anterior como (Chapra, 1997):

$$k_N = 1,07^{T-20} (0,8 + 0,02.S) \quad [13]$$

donde:

S = salinidad, ppt o g/l

4.3.2.3 Tasa de decaimiento multifactorial

Lantrip (Bowie, 1985) desarrolló un juego de modelos de temperatura y dependencia de la luz basada en una serie de estudios de cámara realizados con agua fresca. Lantrip empleó métodos de regresión no lineales para determinar el mejor coeficiente que reportara la mejor estimación en la desviación estándar asociada. La tabla 21, muestra los valores de las variables para cada tipo de microorganismo de interés en este modelo (Coliformes Totales, Coliformes Fecales y *Estreptococos Fecales*). Estos tres modelos son de la forma:

$$k_b = k_N + k_L = k_{d20} \theta^{T-20} + \alpha I \quad [14]$$

donde:

k_b = Tasa de mortalidad global en el agua (por efecto natural y luz), h^{-1} ; k_{d20} = Tasa de decaimiento en la oscuridad a 20°C , h^{-1} ; θ = Término de corrección por temperatura

Tabla 21. Parámetros estimados por Lantrip para modelos de decaimiento multifactorial (Bowie, 1985)

Microorganismo Indicador	k_{d20} (h^{-1})	θ	α (cm^2/cal)
Coliformes Totales (TC)	0.0301	1.0893	0.00220
Coliformes Fecales (FC)	0.0305	1.0978	0.00377
Estreptococos Fecales (FS)	0.0294	1.0859	0.00502

Considerando el modelo de Mancini y Lantrip (Bowie, 1985), bajo los supuestos ya mencionados, el valor de la tasa de mortalidad global (k_b) se puede expresar como:

$$k_b = [1,07^{T-20} (0,8 + 0,02.S)] + \left[\frac{\alpha I_0}{KeH} (1 - e^{-KeH}) \right] \quad [15]$$

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Con lo anterior, es posible definir la variación de la concentración de bacterias en el tiempo por efecto de mortalidad natural y por efecto de la radiación lumínica así:

$$N_b = k_b V_1 N_1 \quad \text{o de igual forma,} \quad N_{b2} = k_{b2} V_2 N_2 \quad [16]$$

donde:

N_b = Concentración de bacterias en el tiempo por efecto de mortalidad natural y por la radiación lumínica en el agua, NMP/100ml; N_1 = Concentración de coliformes en el agua, NMP/100ml; N_{b2} = Concentración de bacterias en el tiempo por efecto de mortalidad natural y por la radiación lumínica en el sedimento, NMP/100ml; k_{b2} = Tasa de mortalidad global en el sedimento (por efecto natural y luz), h^{-1} ; V_2 = Volumen del sedimento, m^3 ; N_2 = Concentración de coliformes en el sedimento, NMP/100ml

4.3.2.4 Tasa de pérdida por sedimentación

La sedimentación es uno de los factores naturales de autopurificación, que puede desplazar rápidamente agentes patógenos del agua de la superficie hacia depósitos en el fondo del agua. Esta acción se produce en los sectores tranquilos de un curso de agua o durante periodos de prolongada retención en los lagos y embalses. Un caso interesante para resaltar la importancia de la sedimentación es que en un periodo de un año de observación del Río Oconee Norte en Georgia, se logró recuperar en los sedimentos densidades de *Salmonella* entre 3-150 microorganismos/100g peso húmedo, mientras que en el agua del canal se detectó un máximo de 11 microorganismos de *Salmonella*/100 ml (Geldrich, 1996).

Las pérdidas por sedimentación dependen de cuantos organismos son atrapados por partículas. Para modelar este proceso es necesario discriminar entre la cantidad de bacterias que están flotantes y las atrapadas.

$$N = N_w + N_p \quad [17]$$

Donde:

N = Concentración de bacterias en el agua, NMP/100ml; N_w = Concentración de bacterias libres flotantes, NMP/100ml; N_p = Concentración de bacterias atrapadas por partículas, NMP/100ml.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Una vez realizado el tratamiento matemático de esta ecuación (Chapra, 1997), se encuentra la expresión final para la tasa de pérdida por sedimentación (k_s):

$$k_s = Fp \frac{V_s}{H} \quad [18]$$

con la cual se puede definir:

$$N_s = Fp V_s A_s N_1 \quad [19]$$

Donde:

V_s = Velocidad de sedimentación de las partículas, m/d; N_s = Concentración de bacterias sedimentadas en el tiempo, NMP/100ml d; $Fp = \frac{Kd \cdot m}{1 + Kd \cdot m}$ = Fracción de bacterias atrapadas; m = Concentración de sólidos suspendidos, mg/L; r = Concentración de masa-específica de bacterias, número/g; $Kd = 10^{-4} \cdot \frac{r}{N_w}$ = Coeficiente de partición, m³/g

4.3.3 Otros fenómenos contemplados en la modelación

Existen numerosos fenómenos de transporte de material en agua, en medios naturales, tales como la energía del viento y la gravedad, que promueven la transferencia de masa. Los mecanismos básicos responsables del transporte de solutos disueltos y suspendidos en aguas naturales, son advección, dispersión, difusión y resuspensión.

4.3.3.1 Advección y Dispersión longitudinal

La concentración de una sustancia en un sitio particular es continuamente modificado por los procesos físicos de advección y dispersión los cuales transportan los constituyentes del fluido desde una posición a otra (Bowie, 1985). La *advección* es el resultado del flujo unidireccional sin cambiar la identidad de la sustancia transportada. Un ejemplo de este fenómeno es el movimiento del agua a través de un lago, hacia la descarga, por efecto de la corriente de entrada al lago (Chapra, 1997). Se refiere al transporte debido al movimiento en bulto del agua que contiene el soluto. El mecanismo de transporte advectivo usualmente es representado por la ecuación de difusión convectiva (James, 1994).

Asimismo la *dispersión*, es el resultado de la diferencia de velocidades en el espacio. Por ejemplo, suponga que se introduce tinta en el flujo de agua a través de una tubería. En tal caso una molécula de tinta cercana a la pared de la tubería se moverá más lentamente que

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

una molécula cercana al centro debido al gradiente de velocidad o cortante entre el fluido y el tubo. El efecto neto de estas diferencias en la velocidad media es la dispersión o mezcla de la tinta a lo largo del eje de la tubería (Chapra, 1997).

En el ambiente, la difusión turbulenta y la dispersión pueden, individualmente o en conjunto, causar la mezcla de una sustancia. Por ejemplo, en ríos y estuarios, la dispersión usualmente predomina debido a que se desarrollan fuertes cortantes por el flujo (por efecto de la gravedad y las mareas) y los canales que lo contienen. Adicionalmente, para todas las clases de agua, la dispersión es frecuentemente importante en cortos tiempos y espacios.

Para lagos y cuerpos de agua amplios como bahías, predomina generalmente la difusión. Para estos casos, el viento es el agente principal de movimiento aleatorio en el agua. En particular, para simulaciones a largo plazo, la mezcla con viento actúa como un proceso aleatorio y puede ser representado adecuadamente como difusión turbulenta. En general, se emplea el factor de dispersión en aquellos casos en estuarios y en lo que se presentan corrientes de agua en una dirección. Para lagos, bahías y transporte vertical se empleará la contribución por difusión (Chapra, 1997).

Es posible realizar un balance de masa empleando una expresión de tipo Fickiano para flujo turbulento en tres dimensiones (Bowie, 1985):

$$\frac{\partial N}{\partial t} + \frac{U \cdot \partial N}{\partial x} + \frac{V \cdot \partial N}{\partial y} + \frac{W \cdot \partial N}{\partial z} - \frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial N}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial N}{\partial y} \right) - \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial N}{\partial z} \right) = \Sigma S \quad [20]$$

Donde:

N = Concentración media de constituyente, masa / volumen; U = Velocidad media en dirección X , longitud /tiempo; V = Velocidad media en dirección Y , longitud /tiempo; W = Velocidad media en dirección Z , longitud /tiempo; D_x, D_y, D_z = Coeficientes de difusión longitudinal turbulenta de Eddy, longitud²/tiempo; ΣS = Suma de fuentes / tasa de sedimentación; t = Tiempo

Existen dificultades para tratar de cuantificar correctamente los términos de esta ecuación. El campo de velocidad inestable se evalúa usualmente por separado. Cuando se desea evaluar el campo de velocidad completo es necesario considerar simultáneamente las

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

ecuaciones de momento, continuidad, hidrostática y de estado en tres dimensiones. En general los modelos hidrodinámicos resultan ser demasiado complejos y costosos de implementar (Bowie, 1985), por ello, para el análisis que sigue, solamente se considerará que la advección y dispersión en una dimensión (X).

A partir de lo anterior y de la ecuación [20], se puede decir que la expresión matemática que define la advección, se puede escribir como:

$$N_{AD} = -U_1 \frac{dN_1}{dx} \quad [21]$$

Donde:

N_{AD} = Concentración de bacterias en el tiempo por efecto de la advección, NMP/100md; U = Velocidad del flujo, m/s; x = Distancia horizontal (ancho del elemento diferencial), m; V_1 = Volumen del elemento diferencial, m³; N_1 = Concentración de bacterias en el agua, NMP/100ml

Mientras, la expresión matemática que define la dispersión, se puede escribir como:

$$N_{DIS} = D \frac{d^2 N_1}{dx^2} \quad [22]$$

Donde:

N_{DIS} = Concentración de bacterias en el tiempo por efecto de la Dispersión, NMP/100ml; D = Coeficiente de difusión o de dispersión vertical, m²/s

En sistemas lacustres que son representados geoméricamente como tajadas horizontales, consideran procesos de transporte advectivo y dispersivo que ocurren en la dirección vertical solamente. Baca y Arnett (1976) propusieron la siguiente expresión para determinar el coeficiente de dispersión vertical uni-direccional (Bowie, 1985).

$$D = a_1 + a_2 V_w d^{-4.6Z/d} \quad [23]$$

Donde:

a_1 = Constante empírica, m²/s; a_2 = Constante empírica, m; V_w = Velocidad del viento, m/s; d = profundidad de la termoclina, m; Z = profundidad, m

Las constantes a_1 y a_2 , que se muestran en la tabla 22 son empíricas y han sido determinadas para algunos lagos Estadounidenses.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Tabla 22. Valores de coeficientes empíricos a_1 y a_2 , para cálculo del Coeficiente difusivo en lagos (Bowie, 1985)

LAGO	DESCRIPCIÓN	PROF MAX. (m)	a_1 (m ² /s)	a_2 (m)
Cascadas Americanas	Bien mezclado	18	1×10^{-5}	1×10^{-4}
Lago Washington	Estratificado	65	1×10^{-6}	1×10^{-5}
Lago Mendota	Estratificado	24	5×10^{-7}	5×10^{-5}
Lago Wingra	Bien mezclado	5	5×10^{-5}	2×10^{-4}
Lago Largo	Linealmente estratificado	54	5×10^{-6}	5×10^{-5}

Para hacer mayor claridad sobre las diferentes aplicaciones del coeficiente de difusión dependiendo del ambiente y del sentido de interés, se puede ver la figura 25

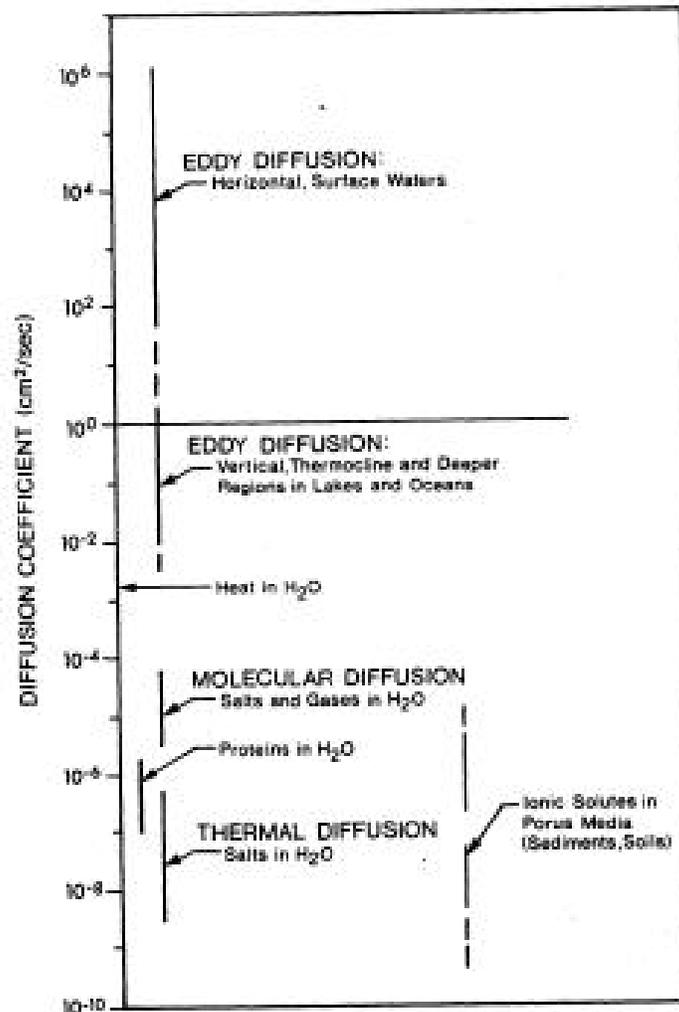


Figura 25. Coeficientes de difusión característicos de varios ambientes (Bowie, 1985)

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

4.3.3.2 Difusión Agua - Sedimento

Es el transporte no advectivo debido a la migración de soluto como respuesta a un gradiente de concentración. Una forma de expresar este mecanismo es mediante el siguiente modelo matemático (James, 1994, Chapra, 1997):

$$V_1 \frac{dN}{dt} = E(N_2 - N_1) \quad [24]$$

Donde:

N_1 = Concentración punto de baja concentración de partículas (agua); N_2 = concentración punto de alta concentración de partículas (sedimento); V_1 = Volumen de control; E = Coeficiente de difusión turbulenta agua-sedimento, m^3/s

Este coeficiente del flujo difusivo es una medida de la intensidad del mezclado, así cuando se presente difusión molecular, es de esperarse que el coeficiente de difusión sea pequeño y que suceda lo contrario para flujo turbulento.

La primera ley de Fick establece que la tasa de transferencia de masa de un material o flux a través de una unidad de área de líquido por difusión molecular es proporcional al gradiente de concentración del material en el líquido (James, 1994).

$$J_D = -D \frac{\partial N}{\partial x} \quad [25]$$

donde:

J_D = flux másico en la dirección x, kg/m^2s ; D = Coeficiente de difusión molecular, m^2/s

De acuerdo a la ley de Fick, el flujo difusivo lo constituyen tres factores: El coeficiente de difusión, que refleja el vigor del proceso de mezclado, el Area, que involucra el principio de que el transporte de masa debe ser directamente proporcional al área de interfaces a través del área de mezclado, y la Longitud de mezclado, que define la distancia a través de la cual toma lugar el mezclado. Todo lo anterior se resume en la siguiente expresión para el coeficiente de difusión turbulenta:

$$E = \frac{D A_C}{L} \quad [26]$$

L = Longitud vertical de mezclado (donde la mezcla por difusión toma lugar), m;
 A_C = Área perpendicular a la dirección de la difusión, m^2

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

La concentración de bacterias en el tiempo por efecto de la difusión se puede expresar como (Chapra, 1997):

$$N_D = V_1 \frac{dN_1}{dt} = -J_D A_C = D A_C \frac{\partial N}{\partial x} \quad [27]$$

$$\text{con } \frac{\partial N}{\partial x} \cong \frac{N_2 - N_1}{L} \quad \text{y} \quad Vd = \frac{D}{L} \quad \text{entonces,} \\ N_D = Vd A_C (N_2 - N_1) \quad [28]$$

Donde:

N_D = Concentración de patógenos en el tiempo por efecto de la difusión, NMP/100ml;

N_2 = Concentración de bacterias en los sedimentos, NMP/100ml; Vd = Coeficiente de transferencia de masa por difusión Agua-sedimento, m/s

4.3.3.3 Resuspensión y Pérdida Burial

En los sistemas poco profundos las bacterias pueden ser reintroducidas a la superficie del agua por efecto de lluvias o por el movimiento propio del agua. Para evaluar mejor este mecanismo, se expresa separadamente la tasa de desaparición por sedimentación (k_s) y por mortalidad natural y lumínica (k_b), en la constante total de la tasa de desaparición (k) (Chapra, 1997)

$$k = k_b + k_s \quad [29]$$

Donde

k_b = Tasa de desaparición por mortalidad natural y lumínica = $k_N + k_L$

La expresión matemática que define la resuspensión, se puede escribir como (Chapra, 1997):

$$N_{R1} = Vr As N_2, \quad \text{mientras que} \quad N_{R2} = Vr As N_1 \quad [30]$$

Donde:

N_{R1} = Concentración de bacterias en el tiempo por efecto de la Resuspensión en el agua, NMP/100ml; Vr = Velocidad de resuspensión, m/yr; As = Área de la interfase agua-sedimento, m^2 ; N_{R2} = Concentración de bacterias en el tiempo por efecto de la Resuspensión en el sedimento, NMP/100ml

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

La expresión matemática que define la pérdida burial, se puede escribir como (Chapra, 1997):

$$N_{PB} = Vb As N_2 \quad [31]$$

Donde:

N_{PB} = Concentración de bacterias en el tiempo por efecto de la Pérdida Burial en el sedimento, NMP/100ml

4.3.4 Balance de masa con interacciones sedimento-agua

La variación en la concentración de bacterias en el tiempo queda expresada en los siguientes términos para el caso del río, asumiendo que no hay acumulación:

$$V_1 \frac{dN_1}{dt} = -V_1 U \frac{dN_1}{dx} - Fp Vs As N_1 - k_b V_1 N_1 + Vr As N_2 + V_1 D \frac{d^2 N_1}{dx^2} + As Vd (N_2 - N_1) \quad [32]$$

Simplificando el término de V_1 se encuentra finalmente la expresión del balance de masa para el río:

$$\frac{dN_1}{dt} = -U \frac{dN_1}{dx} - \frac{Fp Vs N_1}{H_1} - k_b N_1 + \frac{Vr N_2}{H_1} + D \frac{d^2 N_1}{dx^2} + \frac{Vd (N_2 - N_1)}{H_1} \quad [33]$$

Asimismo, para el caso del sedimento, la variación en la concentración de bacterias en el tiempo queda expresada en los siguientes términos:

$$\frac{dN_2}{dt} = \frac{Fp Vs N_1}{H_2} - \frac{Vr N_2}{H_2} - \frac{Vb N_2}{H_2} + \frac{Vd (N_1 - N_2)}{H_2} \quad [34]$$

4.3.5 Solución por diferencias finitas

El método de Crank – Nicolson es el más apropiado para aproximar la solución de las ecuaciones diferenciales obtenidas como producto del balance de masa del agua del río y del sedimento, ecuaciones 33 y 34, respectivamente. Esto es, debido a que este método emplea una estrategia de centralización del tiempo y del espacio. En esencia, las estimaciones de la derivada espacial son hechas en el presente y el futuro. Estas estimaciones luego son promediadas para obtener una estimación espacial que corresponde al punto medio del periodo de tiempo (Δt) (Chapra, 1997), para darse una idea más exacta de la notación empleada en el método de Crank – Nicolson, puede verse la figura 26.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

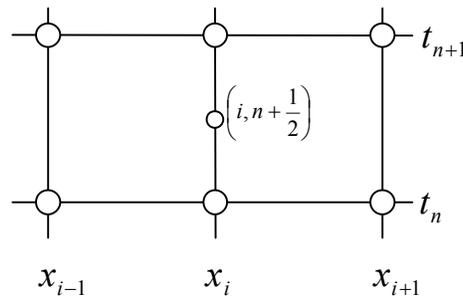


Figura 26. Esquema de notación para el método de Crank – Nicolson (Carnahan *et al*, 1992)

Con este método, es posible expresar las derivadas de primer orden, evaluada en el punto medio, como sigue (Carnahan *et al*, 1992):

$$\frac{\partial u}{\partial t} = \frac{u_{i,n+1} - u_{i,n}}{\Delta t} + O[(\Delta t)^2] \tag{35}$$

Es posible demostrar que el método de Crank-Nicolson es estable y que converge con la discretización del error $O[(\Delta t)^2 + (\Delta x)^2]$. Igualmente, realizando la expansión de Taylor puede encontrarse que (Carnahan *et al*, 1992):

$$\frac{\partial^2 u}{\partial x^2} = \frac{1}{2} \delta_x^2 u_{i,n+1} + \frac{1}{2} \delta_x^2 u_{i,n} \quad \text{con} \quad \delta_x u_{i,j} = \frac{u_{i+\frac{1}{2},j} - u_{i-\frac{1}{2},j}}{\Delta x}$$

En adelante se entenderá “j” como el tiempo actual, “j+1” como el tiempo siguiente al actual, “i” el nodo actual, “i-1” el nodo anterior, y por consecuencia “i+1” el nodo siguiente. Así, aplicando el método Crank – Nicolson a la ecuación [33], se obtiene el desarrollo de cada término, como sigue.

- Término de dependencia del tiempo en balance de masa de coliformes en agua:

$$\frac{dN}{dt} = \frac{N_{li}^{j+1} - N_{li}^j}{\Delta t} \tag{36}$$

esta ecuación puede despejarse los términos de N, así:

$$\frac{dN_1}{dt} = A_{11} N_{li}^{j+1} + A_{22} \tag{37}$$

Donde:

$$A_{11} = \frac{1}{\Delta t} \quad \text{y} \quad A_{22} = -\frac{N_{li}^j}{\Delta t} \tag{38}$$

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

- Término de advección (N_{AD}) en balance de masa de coliformes en agua:

$$-U \frac{dN_1}{dx} = - \left[\frac{1}{2} U_i \frac{N_{li+1}^{j+1} - N_{li-1}^{j+1}}{2 \Delta x} + \frac{1}{2} U_i \frac{N_{li+1}^j - N_{li-1}^j}{2 \Delta x} \right] \quad [39]$$

$$-U \frac{dN_1}{dx} = -B_{11} N_{li+1}^{j+1} + B_{12} N_{li-1}^{j+1} - B_{22} \quad [40]$$

Donde:

$$B_{11} = \frac{U_i}{4 \Delta x} \quad , \quad B_{12} = \frac{U_i}{4 \Delta x} \quad \text{y} \quad B_{22} = U_i \frac{N_{li+1}^j - N_{li-1}^j}{4 \Delta x} \quad [41]$$

- Término de sedimentación (N_S) en balance de masa de coliformes en agua:

$$-Fp \frac{V_S}{H_{li}} N_1 = - \left[\frac{1}{2} Fp \frac{V_S}{H_{li}} N_{li}^{j+1} + \frac{1}{2} Fp \frac{V_S}{H_{li}} N_{li}^j \right] \quad [42]$$

$$-Fp \frac{V_S}{H_{li}} N_1 = -C_{11} N_{li}^{j+1} - C_{22} \quad [43]$$

Donde:

$$C_{11} = \frac{Fp V_S}{2 H_{li}} \quad \text{y} \quad C_{22} = \frac{Fp V_S N_{li}^j}{2 H_{li}} \quad [44]$$

- Término de muerte natural y por radiación lumínica (N_b) en balance de masa de coliformes en agua:

$$-k_b N_1 = - \left[\frac{1}{2} k_b N_{li}^{j+1} + \frac{1}{2} k_b N_{li}^j \right] \quad [45]$$

$$-k_b N_1 = -D_{11} N_{li}^{j+1} - D_{22} \quad [46]$$

Donde:

$$D_{11} = \frac{k_b}{2} \quad \text{y} \quad D_{22} = \frac{k_b N_{li}^j}{2} \quad [47]$$

- Término de resuspensión (N_{RI}) en balance de masa de coliformes en agua:

$$\frac{Vr N_2}{H_{li}} = - \left[\frac{1}{2} \frac{Vr}{H_{li}} N_{2i}^{j+1} + \frac{1}{2} \frac{Vr}{H_{li}} N_{2i}^j \right] \quad [48]$$

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

$$\frac{Vr}{H_{li}} N_2 = E_{11} N_{2i}^{j+1} + E_{22} \quad [49]$$

Donde:

$$E_{11} = \frac{Vr}{2 H_{li}} \quad \text{y} \quad E_{22} = \frac{Vr N_{2i}^j}{2 H_{li}} \quad [50]$$

- Término de dispersión (N_{DIS}) en balance de masa de coliformes en agua: [51]

$$D \frac{d^2 N_1}{dx^2} = \frac{1}{\Delta x} \left[\frac{1}{2} \left\langle \bar{D}_{i,i+1} \frac{N_{li+1}^{j+1} - N_{li}^{j+1}}{\Delta x_i} - \bar{D}_{i,i-1} \frac{N_{li}^{j+1} - N_{li-1}^{j+1}}{\Delta x_{i-1}} \right\rangle + \frac{1}{2} \left\langle \bar{D}_{i,i+1} \frac{N_{li+1}^j - N_{li}^j}{\Delta x_i} - \bar{D}_{i,i-1} \frac{N_{li}^j - N_{li-1}^j}{\Delta x_{i-1}} \right\rangle \right]$$

con $\bar{D}_{i,i+1} = \frac{D_i + D_{i+1}}{2}$, entonces

$$D \frac{d^2 N_1}{dx^2} = F_{11} N_{li+1}^{j+1} - F_{12} N_{li}^{j+1} - F_{13} N_{li}^{j+1} + F_{14} N_{li-1}^{j+1} + F_{22} \quad [52]$$

Donde:

$$F_{11} = \frac{D_i + D_{i+1}}{4 \Delta x^2}, \quad F_{12} = \frac{D_i + D_{i+1}}{4 \Delta x^2}, \quad F_{13} = \frac{D_i + D_{i-1}}{4 \Delta x^2}, \quad F_{14} = \frac{D_i + D_{i-1}}{4 \Delta x^2} \quad \text{y}$$

$$F_{22} = \frac{(D_i + D_{i+1})(N_{li+1}^j - N_{li}^j)}{4 \Delta x^2} - \frac{(D_i + D_{i-1})(N_{li}^j - N_{li-1}^j)}{4 \Delta x^2} \quad [53]$$

- Término de Difusión (N_D) en balance de masa de coliformes en agua:

$$\frac{Vd.(N_2 - N_1)}{H_{li}} = \frac{Vd.N_2}{H_{li}} - \frac{Vd.N_1}{H_{li}} \quad [54]$$

$$\frac{Vd(N_2 - N_1)}{H_{li}} = \left[\frac{1}{2} \frac{Vd N_{2i}^{j+1}}{H_{li}} + \frac{1}{2} \frac{Vd N_{2i}^j}{H_{li}} \right] - \left[\frac{1}{2} \frac{Vd N_{li}^{j+1}}{H_{li}} + \frac{1}{2} \frac{Vd N_{li}^j}{H_{li}} \right] \quad [55]$$

$$\frac{Vd(N_2 - N_1)}{H_{li}} = G_{11} N_{2i}^{j+1} - G_{12} N_{li}^{j+1} + G_{22} \quad [56]$$

Donde:

$$G_{11} = \frac{Vd}{2 H_{li}} \quad G_{12} = \frac{Vd}{2 H_{li}} \quad \text{y} \quad G_{22} = \frac{Vd N_{2i}^j}{2 H_{li}} - \frac{Vd N_{li}^j}{2 H_{li}} \quad [57]$$

Reemplazando en la ecuación [33] las variables definidas en el anterior desarrollo matemático, se obtiene: [58]

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

$$A_{11}N_{1i}^{j+1} + A_{22} = (-B_{11}N_{1i+1}^{j+1} + B_{12}N_{1i-1}^{j+1} - B_{22}) + (-C_{11}N_{1i}^{j+1} - C_{22}) + (-D_{11}N_{1i}^{j+1} - D_{22}) + \dots \\ \dots + (E_{11}N_{2i}^{j+1} + E_{22}) + (F_{11}N_{1i+1}^{j+1} - F_{12}N_{1i}^{j+1} - F_{13}N_{1i}^{j+1} + F_{14}N_{1i-1}^{j+1} + F_{22}) + (G_{11}N_{2i}^{j+1} - G_{12}N_{1i}^{j+1} + G_{22})$$

En la anterior ecuación se factorizan las variables que contienen el superíndice “ $j+1$ ”, ya que esto representa el valor de la concentración de bacterias en el nodo para un tiempo siguiente al actual. Con ello, posteriormente se desarrollará un sistema de ecuaciones que permitirá encontrar el valor de dichas variables.

[59]

$$N_{1i-1}^{j+1}(B_{12} + F_{14}) + N_{1i}^{j+1}(-A_{11} - C_{11} - D_{11} - F_{12} - F_{13} - G_{12}) + N_{1i+1}^{j+1}(-B_{11} + F_{11}) + N_{2i}^{j+1}(E_{11} + G_{11}) = \dots \\ \dots = A_{22} + B_{22} + C_{22} + D_{22} - E_{22} - F_{22} - G_{22}$$

De forma semejante se desarrollarán todos los términos de la ecuación [34], como en adelante se muestra:

- Término de dependencia del tiempo en balance de masa de coliformes en el sedimento:

$$\frac{dN_2}{dt} = \frac{N_{2i}^{j+1} - N_{2i}^j}{\Delta t} \quad [60]$$

$$\frac{dN_2}{dt} = K_{11}N_{2i}^{j+1} - K_{22} \quad [61]$$

Donde:

$$K_{11} = \frac{1}{\Delta t} \quad \text{y} \quad K_{22} = \frac{N_{2i}^j}{\Delta t} \quad [62]$$

- Término de sedimentación (N_S) en balance de masa de coliformes en el sedimento:

$$Fp \frac{V_S}{H_{2i}} N_1 = \frac{1}{2} Fp \frac{V_S}{H_{2i}} N_{1i}^{j+1} + \frac{1}{2} Fp \frac{V_S}{H_{2i}} N_{1i}^j \quad [63]$$

$$Fp \frac{V_S}{H_{1i}} N_1 = L_{11}N_{1i}^{j+1} + L_{22} \quad [64]$$

Donde:

$$L_{11} = \frac{FpV_S}{2H_{2i}} \quad \text{y} \quad L_{22} = \frac{FpV_S N_{1i}^j}{2H_{2i}} \quad [65]$$

- Término de resuspensión (N_{R2}) en balance de masa de coliformes en el sedimento:

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

$$-\frac{Vr N_2}{H_{2i}} = -\left[\frac{1}{2} \frac{Vr}{H_{2i}} N_{2i}^{j+1} + \frac{1}{2} \frac{Vr}{H_{2i}} N_{2i}^j \right] \quad [66]$$

$$-\frac{Vr}{H_{2i}} N_2 = -P_{11} N_{2i}^{j+1} - P_{22} \quad [67]$$

Donde:

$$P_{11} = \frac{Vr}{2H_{2i}} \quad y \quad P_{22} = \frac{Vr N_{2i}^j}{2H_{2i}} \quad [68]$$

- Término de Pérdida Burial (N_{PB}) en balance de masa de coliformes en el sedimento:

$$-\frac{Vb N_2}{H_{2i}} = -\left[\frac{1}{2} \frac{Vb}{H_{2i}} N_{2i}^{j+1} + \frac{1}{2} \frac{Vb}{H_{2i}} N_{2i}^j \right] \quad [69]$$

$$-\frac{Vb N_2}{H_{2i}} = -Q_{11} N_{2i}^{j+1} - Q_{22} \quad [70]$$

Donde:

$$Q_{11} = \frac{Vb}{2H_{2i}} \quad y \quad Q_{22} = \frac{Vb N_{2i}^j}{2H_{2i}} \quad [71]$$

- Término de Difusión (N_D) en balance de masa de coliformes en el sedimento:

$$\frac{Vd(N_1 - N_2)}{H_{2i}} = \left[\frac{1}{2} \frac{Vd}{H_{2i}} N_{1i}^{j+1} + \frac{1}{2} \frac{Vd}{H_{2i}} N_{1i}^j \right] - \left[\frac{1}{2} \frac{Vd}{H_{2i}} N_{2i}^{j+1} + \frac{1}{2} \frac{Vd}{H_{2i}} N_{2i}^j \right] \quad [72]$$

$$\frac{Vd(N_1 - N_2)}{H_{2i}} = R_{11} N_{1i}^{j+1} - R_{12} N_{2i}^{j+1} + R_{22} \quad [73]$$

Donde:

$$R_{11} = \frac{Vd}{2H_{2i}} \quad R_{12} = \frac{Vd}{2H_{2i}} \quad y \quad R_{22} = \frac{Vd N_{1i}^j}{2H_{2i}} - \frac{Vd N_{2i}^j}{2H_{2i}} \quad [74]$$

Reemplazando en la ecuación [34] las variables definidas en el anterior desarrollo matemático, se obtiene:

$$K_{11} N_{2i}^{j+1} - K_{22} = (L_{11} N_{1i}^{j+1} + L_{22}) + (-P_{11} N_{2i}^{j+1} - P_{22}) + (R_{11} N_{1i}^{j+1} - R_{12} N_{2i}^{j+1} + R_{22}) + (-Q_{11} N_{2i}^{j+1} - Q_{22}) \quad [75]$$

factorizando se encuentra:

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

$$N_{1i}^{j+1}(L_{11} + R_{11}) + N_{2i}^{j+1}(-K_{11} - P_{11} - Q_{11} - R_{11}) = -K_{22} - L_{22} + P_{22} + Q_{22} - R_{22} \quad [76]$$

A partir de las ecuaciones [59] y [76], es posible encontrar la matriz de factores y de términos independientes para obtener las concentraciones de los patógenos en el tiempo según el modelo propuesto. A manera de ejemplo, se muestra en la tabla 23 el desarrollo para 5 nodos. En ella, se ha incluido un subíndice más en los casos en los que es necesario evaluar el término para el nodo respectivo.

La matriz de ecuaciones se constituye entonces por NN-1 ecuaciones planteadas para la concentración de bacterias en el agua (ecuación [59]) y otras NN-1 ecuaciones para la concentración de bacterias en el sedimento (ecuación [76]), siendo NN el número de nodos.

Mediante esta matriz se plantea el sistema de ecuaciones que se soluciona simultáneamente para obtener el vector respuesta donde la primera mitad de los componentes corresponde a la concentración de los patógenos en el agua para cada nodo y la segunda mitad a la concentración de patógenos en el sedimento para cada nodo.

Tabla 23. Matriz de factores para encontrar las concentraciones de los patógenos en modelo con 5 nodos

Nodo\ Variable	N ₁₁	N ₁₂	N ₁₃	N ₁₄	N ₂₁	N ₂₂	N ₂₃	N ₂₄	Término Indep.
i = 1	$-A_{11}-C_{111}-$ $D_{11}-F_{121}-$ G_{121}	$-B_{111}+F_{111}$	0	0	$E_{111}+G_{111}$	0	0	0	$N_{10}*(-B_{121}-$ $F_{141})+A_{221}+B_{221}+C_{221}$ $+D_{221}-E_{221}-F_{221}-G_{221}$
i = 2	$B_{122}+F_{142}$	$-A_{11}-C_{112}-$ $D_{11}-F_{122}-$ G_{122}	$-B_{112}+F_{112}$	0	0	$E_{112}+G_{112}$	0	0	$A_{222}+B_{222}+C_{222}+D_{222}$ $-E_{222}-F_{222}-G_{222}$
i = 3	0	$B_{123}+F_{143}$	$-A_{11}-C_{113}-$ $D_{11}-F_{123}-$ G_{123}	$-B_{113}+F_{113}$	0	0	$E_{113}+G_{113}$	0	$A_{223}+B_{223}+C_{223}+D_{223}$ $-E_{223}-F_{223}-G_{223}$
i = 4	0	0	$B_{124}+F_{144}$	$-A_{11}-C_{114}-$ $D_{11}-F_{124}-$ $G_{124}-$ $B_{114}+F_{114}$	0	0	0	$E_{114}+G_{114}$	$-B_{124}-$ $F_{144}+A_{224}+B_{224}+C_{224}$ $+D_{224}-E_{224}-F_{224}-G_{224}$
i = 1	$L_{111}+R_{111}$	0	0	0	$-K_{11}-P_{111}-$ $R_{121}-Q_{111}$	0	0	0	$-K_{221}-L_{221}+P_{221}-$ $R_{221}+Q_{221}$
i = 2	0	$L_{112}+R_{112}$	0	0	0	$-K_{11}-P_{112}-$ $R_{122}-Q_{112}$	0	0	$-K_{222}-L_{222}+P_{222}-$ $R_{222}+Q_{222}$
i = 3	0	0	$L_{113}+R_{113}$	0	0	0	$-K_{11}-P_{113}-$ $R_{123}-Q_{113}$	0	$-K_{223}-L_{223}+P_{223}-$ $R_{223}+Q_{223}$
i = 4	0	0	0	$L_{114}+R_{114}$	0	0	0	$-K_{11}-P_{114}-$ $R_{124}-Q_{114}$	$-K_{224}-L_{224}+P_{224}-$ $R_{224}+Q_{224}$

5 DESCRIPCIÓN DE LA PROBLEMÁTICA DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO BOGOTÁ

El río Bogotá nace a unos 3.400 msnm en el Alto de la Calavera (Páramo de Guacheque), Municipio de Villapinzón al nororiente de Cundinamarca. Recorre cerca de 375 Km en dirección suroccidente y desemboca en el río Magdalena a una altura de 280 msnm, en el Municipio de Girardot. En este recorrido la cuenca del río Bogotá, comprende la ciudad de Bogotá y 41 municipios del departamento de Cundinamarca (Ver Tabla 24), drena una superficie de 599.561 hectáreas y constituye el principal elemento del sistema hídrico del Distrito Capital, actúa como límite occidental de la ciudad y como elemento articulador entre el área urbana y el área rural de la Sabana (EEAB-Uniandes, 2003).

En sentido norte-sur desde el extremo occidental, en el Puente del Común, hasta Alicachín el río Bogotá atraviesa la ciudad, siendo el último tramo del río sobre la Sabana. Este recorrido lo convierte en el receptor de todas las aguas servidas de origen doméstico e industrial, que se producen en la ciudad, y en una corriente altamente deteriorada. El 90% de la carga contaminante del río llega a través de los ríos Salitre o Juan Amarillo, Fucha y Tunjuelo. Un 30% de este caudal proviene de la cuenca del Salitre, un 39% del Fucha y un 21% del Tunjuelo, estando compuesto el 10% restante por los aportes combinados de las subcuencas de Torca, Conejera, Jaboque, Tintal y Soacha. El 90% de su contaminación es generada por los vertimientos de las aguas residuales domésticas y el 10% por los vertimientos industriales (CEPIS/OPS Colombia, 2002) (DAMA, 2001).

Once afluentes contaminan el río Bogotá, tres de ellos vierten el 90% de las descargas: El Juan Amarillo que descarga al río Bogotá 123 toneladas de desechos al día; el río Fucha, con una descarga de 590 ton/día y el río Tunjuelo, con una descarga de 616 ton/día. Así, el río Bogotá vierte diariamente 1.473 ton de sólidos en suspensión al río Magdalena, con un caudal medio de 30 m³/s (DAMA, 2001).

La ausencia actual de tratamiento de las aguas residuales que se descargan al río Bogotá hace que se encuentre en un estado muy avanzado de contaminación la cual produce efectos

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

ambientales adversos sobre toda la ciudad al convertirse en foco de enfermedades, afectar negativamente la agricultura de los municipios de su cuenca baja. Así mismo, impacta negativamente sobre otros elementos del medio como los lechos de los ríos, el hábitat de la fauna, la ictiofauna, la calidad de los alimentos, el suministro de agua potable y la generación hidroeléctrica (DAMA, 2001).

Tabla 24. Municipios de la cuenca del Río Bogotá (Unión Temporal Saneamiento Río Bogotá, 2002)

Cuenca Alta (18 municipios)	Cuenca Media (Bogotá y 8 municipios)	Cuenca Baja (15 municipios)
Villapinzón*	Bogotá*	San Antonio del Teq.*
Chocontá*	Funza*	Tena*
Suesca*	Mosquera*	La mesa*
Sesquile*	Soacha*	El colegio*
Gachancipá*	Sibaté*	Anapoima*
Tocancipá*	Subachoque	Apulo*
Zipaquirá*	El rosal	Tocaima*
Cajicá*	Madrid	Agua de Dios*
Sopo*	Facatativá	Ricaurte *
Chía*		Girardot*
Cota*		Bojacá
Nemocón		Zipacón
Tausa		Anolaima
Cogua		Cachipay
Guatavita		Viota
Guasca		
Tabio		
Tenjo		

* Municipios que tienen contacto directo con el Río Bogotá

5.1 DESCRIPCIÓN DE LAS CUENCAS

Dada la diversidad de zonas que cruza el Río Bogotá a lo largo de su recorrido este se ha dividido en tres cuencas que se describen más adelante (EEAB-Uniandes, 2003). En la Figura 27 se presenta el perfil longitudinal del Río Bogotá, en el cual se resalta claramente la escasa pendiente de la cuenca media y las mayores pendientes de las cuencas alta y baja características de los ríos de montaña colombianos.

La baja capacidad del río Bogotá en la cuenca media para asimilar la carga orgánica se debe a una combinación de bajos caudales que limitan la dilución, bajas pendientes que limitan

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

la reaeración, gran altitud y temperaturas medias que limitan la concentración de saturación de oxígeno.

Los lixiviados generados por la descomposición de las basuras y los residuos industriales contribuyen a la afectación de la calidad química del agua del Río Bogotá. Los rellenos sanitarios que más afectan la cuenca del Río Bogotá son: Doña Juana y Mondoñedo. En cuanto a vertimientos industriales se identifican en la cuenca alta del Río Bogotá los residuos aportados por las industrias de curtiembres en el municipio de Villapinzón y la zona industrial de Tocancipá (alimentos, bebidas, emparadoras, cerámicas entre otras). El Río Frío aporta vertimientos provenientes de lecherías, el Río Tunjuelo transporta vertimientos industriales y hacia la zona final de la cuenca media se identifican los aportes de la zona industrial del Río Balsilla (corredor industrial de Fontibón, Funza, Mosquera, Madrid y Facatativá) y la zona industrial del Muña.

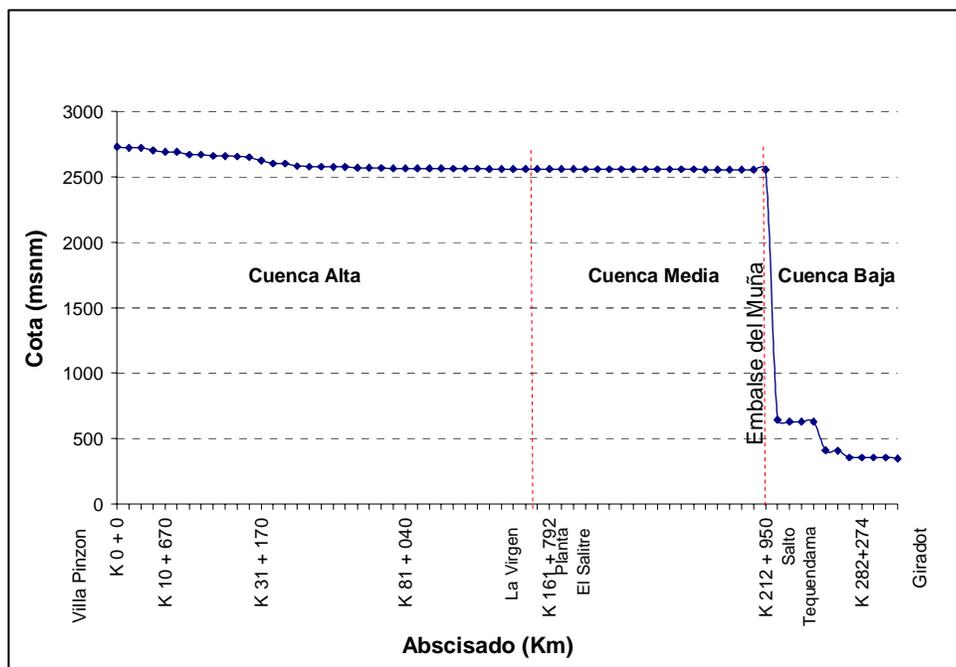


Figura 27. Perfil longitudinal del Río Bogotá (EEAB-Uniandes, 2003).

Se presenta escasez del recurso hídrico en algunas zonas, como las subcuencas de los ríos Chicú y Frío, debido a la baja precipitación en la mayor parte de la Sabana, el alto grado de ocupación poblacional y las actividades productivas.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

LOCALIZACIÓN DE LOS PUNTOS DE AFORO Y MUESTREO
CUENCA ALTA

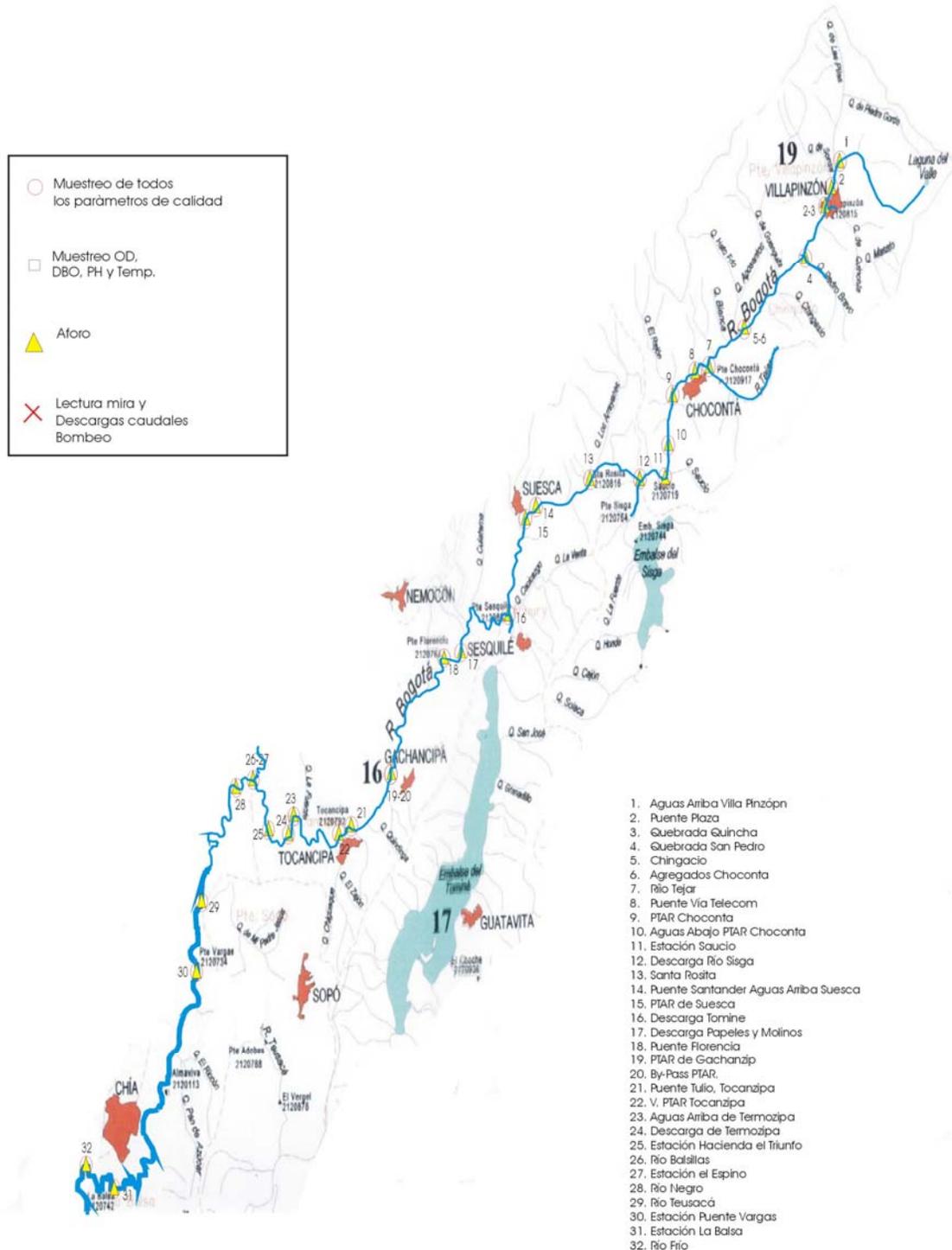


Figura 28. Mapa de estaciones de medición en la cuenca alta (EEAB-Uniandes, 2003).

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

5.1.1 Cuenca Alta

- La cuenca alta está comprendida entre el municipio de Villa Pinzón en el Kilómetro 0 hasta la estación La Virgen en el Kilómetro 144
- Se caracteriza por una amplia y variada utilización del suelo: pequeños asentamientos urbanos, industrias artesanales, actividades de pastoreo y agricultura y actividades industriales a gran escala.
- Las cargas actuales de contaminación que recibe el río en la cuenca alta producen niveles de OD muy bajos e incluso anoxia para condiciones de caudales bajos en la zona de entrada a la ciudad de Bogotá.
- El alto contenido de patógenos es el principal factor de contaminación.
- En su recorrido por esta cuenca el río recibe las descargas de los siguientes afluentes: Quebrada Quinchá, Quebrada San Pedro y los Ríos Tejar, Sisga y Barandillas (o Balsillas), Río Negro y Río Frío, las descargas de las plantas de tratamiento de las aguas residuales de los municipios de Chocontá, Suesca, Gachancipá, y Tocancipá y las descargas industriales de Agregados Chocontá, Papeles y Molinos, Cervecería Leona y Termozipa (Ver figura 28).

5.1.2 Cuenca Media

- Está comprendida entre el Kilómetro 144 correspondiente a la estación La Virgen y el Kilómetro 212 en la estación Variante Mondoñedo.
- Esta cuenca comprende el recorrido del río por toda la ciudad de Bogotá.
- Presenta baja pendiente.
- Hay uso desmedido del suelo para asentamientos urbanos y complejos industriales
- Presenta la mayor cantidad de población afectada
- Los principales problemas de esta cuenca son: alta contaminación con patógenos, condiciones anaeróbicas, presencia de buchón, basuras flotantes, grasas y olores.

LOCALIZACIÓN DE LOS PUNTOS DE AFORO Y MUESTREO CUENCA MEDIA

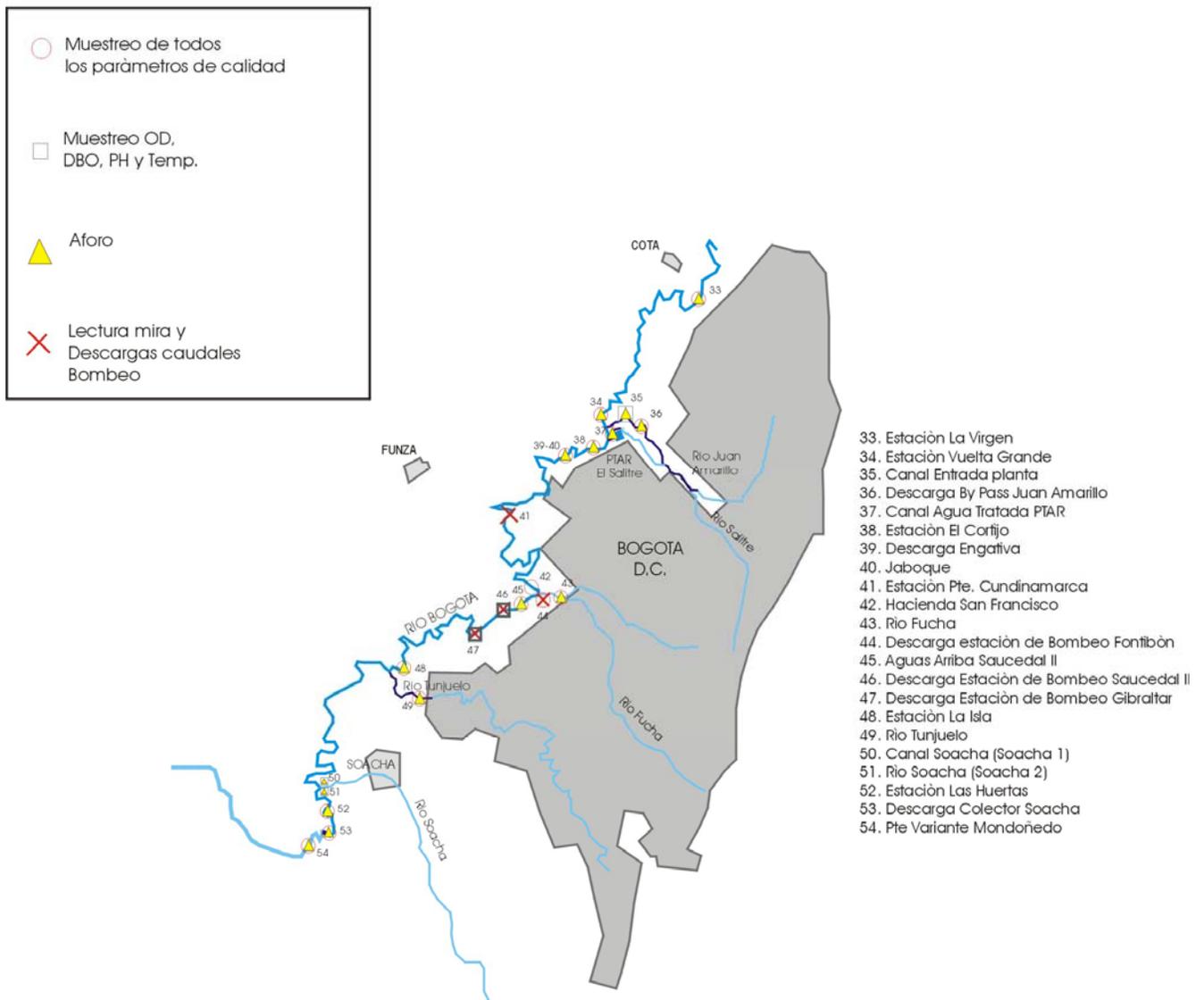


Figura 29. Mapa de las estaciones de medición en la cuenca media (EEAB-Uniandes, 2003).

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

- Luego de atravesar la ciudad de Bogotá al final de la cuenca media, las aguas del río están altamente contaminadas. Sin embargo, estas son utilizadas para la generación de energía eléctrica, para lo cual el agua es transportada, casi en su totalidad, por ductos subterráneos o sin revestimiento, que generan contaminación de los suelos. Las aguas del Río Bogotá son almacenadas en el Embalse del Muña generando graves problemas ambientales.
- Los principales afluentes y descargas de aguas residuales identificadas en esta cuenca son: Río Juan Amarillo, Río Fucha, Río Tunjuelo y Río Soacha y las descargas de aguas residuales de la PTAR El Salitre y de las plantas de bombeo de Fontibón, Saucedal II, Patio Bonito II (clausuradas en octubre de 2001) y Gibraltar, y las descargas de los colectores de Soacha. (Ver figura 29). Al final de la cuenca media se encuentra ubicado el Embalse del Muña el cual recibe por bombeo las aguas del Río Bogotá.

5.1.3 Cuenca Baja

- La cuenca baja inicia en las compuertas de Alicachín donde el agua del Río Bogotá es bombeada al Embalse del Muña. Esta cuenca comprende el Salto del Tequendama y se extiende hasta el Kilómetro 335, correspondiente a la desembocadura del Río Bogotá en el Río Magdalena.
- Es poco industrializada y está dominada por las actividades agrícolas.
- La calidad del agua del Río Bogotá en la cuenca baja es afectada por la baja capacidad de reaireación del río y por la alta carga orgánica que no alcanza a ser degradada en su recorrido de montaña. En esta zona el agua es usada para actividades agrícolas.
- El Río Bogotá tiene una excelente capacidad de autodepuración en la parte inicial de la Cuenca Baja.
- En la zona cercana a la desembocadura, la capacidad de reaireación del río disminuye presentándose niveles de oxígeno disuelto muy bajos

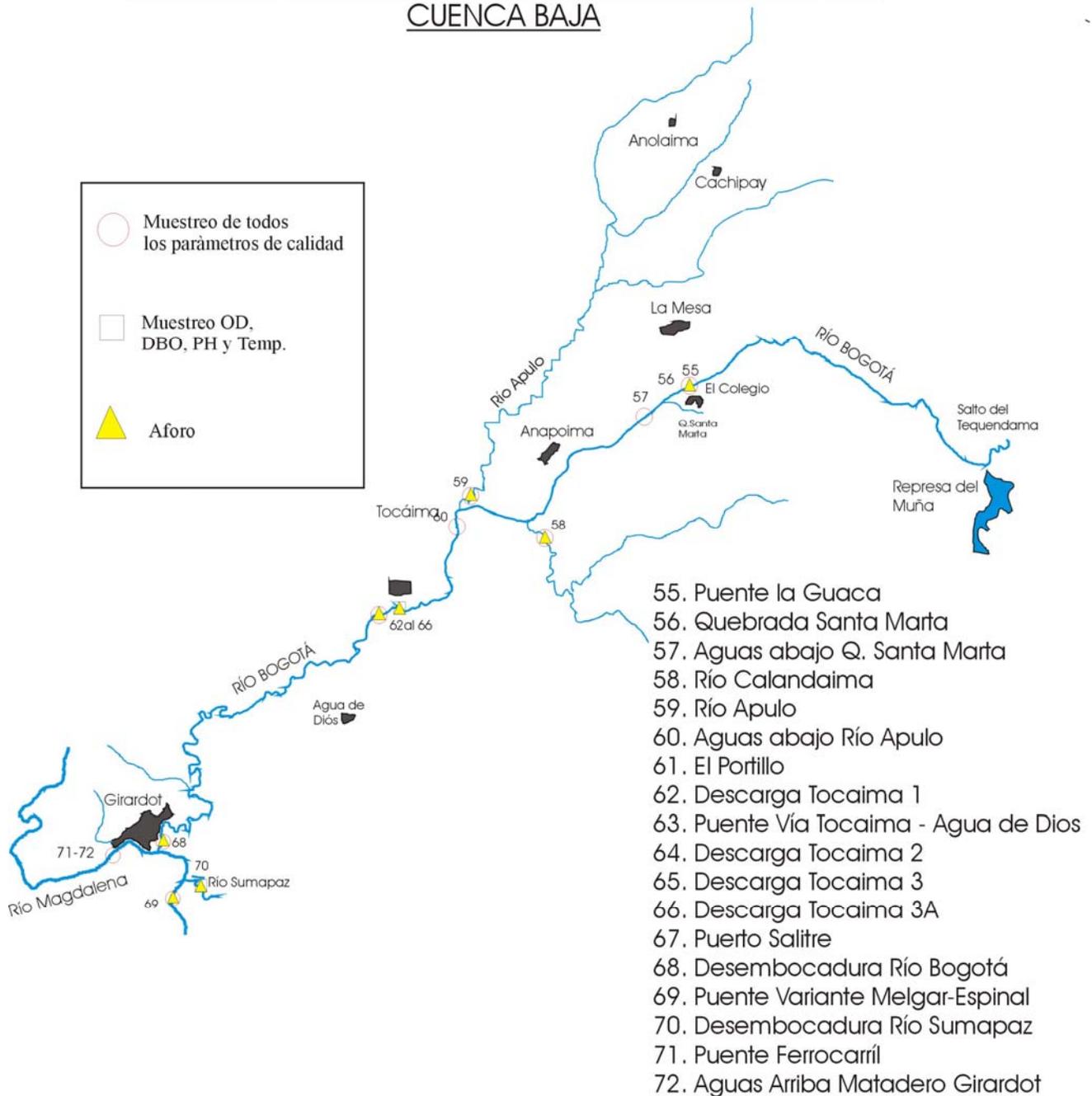
Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río BogotáLOCALIZACIÓN DE LOS PUNTOS DE AFORO Y MUESTREO
CUENCA BAJA

Figura 30. Mapa de las estaciones de medición en la cuenca baja (EEAB-Uniandes, 2003).

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá**5.2 CALIDAD DEL AGUA EN EL RÍO**

En el proyecto de “Modelación de la Calidad del Río Bogotá”, realizado en Julio de 2001 se realizaron algunas mediciones de campo de la calidad del agua que permitieron implementar, calibrar y verificar un modelo de calidad del agua del Río Bogotá, para ser utilizado como herramienta de planeación de su saneamiento. Dichas mediciones, se realizaron en cinco campañas de monitoreo, las tres primeras en el tramo Tibitoc – Desembocadura en el Río Magdalena, y las dos últimas en el tramo Villapinzón – Desembocadura en el Río Magdalena, sobre las cuales se establecen los perfiles de ciertos parámetros fisicoquímicos en las cuencas del Río Bogotá. En adelante se exponen los resultados obtenidos (EEAB-Uniandes, 2003).

5.2.1 Caudales

Los perfiles longitudinales de los caudales aforados en las cinco campañas de medición se pueden apreciar en la Figura 31.

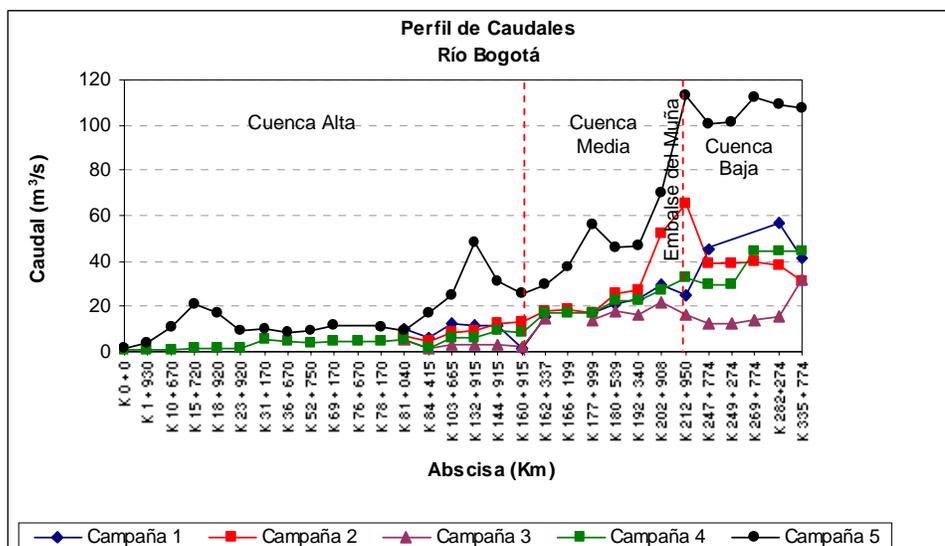


Figura 31. Perfil longitudinal de caudal observado en las cinco campañas de medición (EEAB-Uniandes, 2003).

Como se puede observar, se presentaron condiciones hidrológicas bastante diferentes durante las mediciones, incluyendo caudales bajos de tiempo seco y caudales altos de invierno. Los diferentes escenarios hidrológicos registrados permiten, entre otros, analizar

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

claramente el efecto real que tiene la dilución sobre los determinantes de la calidad del agua del río. Los resultados de los aforos realizados durante las campañas 1 - 5 ilustran el incremento del caudal del río a lo largo de su recorrido desde su nacimiento aguas arriba del municipio de Villapinzón, hasta su desembocadura en el Río Magdalena.

5.2.2 Parámetros Físicoquímicos

En adelante se muestra rápidamente las condiciones de calidad del agua del Río Bogotá, referente a los parámetros físicoquímicos más importantes, que influyen en el modelo a desarrollar.

5.2.2.1 Temperatura

La temperatura del agua del Río Bogotá tiene un incremento natural con la disminución de la altitud. En la cuenca alta se observan los valores más bajos de temperatura, los cuales oscilan entre 11°C y 22°C, alcanzando los 25°C en la cuenca baja, como se observa en el perfil longitudinal registrado para las cinco campañas (ver Figura 32).

5.2.2.2 pH

En la Figura 33 se observa el aumento moderado del perfil longitudinal de pH el cual, oscila entre 5.5 y 7 unidades en las cuencas media y alta y entre 7 y 8.5 unidades en la cuenca baja. En la cuenca baja el comportamiento se caracteriza por un ascenso del pH aguas abajo de la estación La Guaca y un decaimiento posterior hacia la desembocadura en Girardot.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

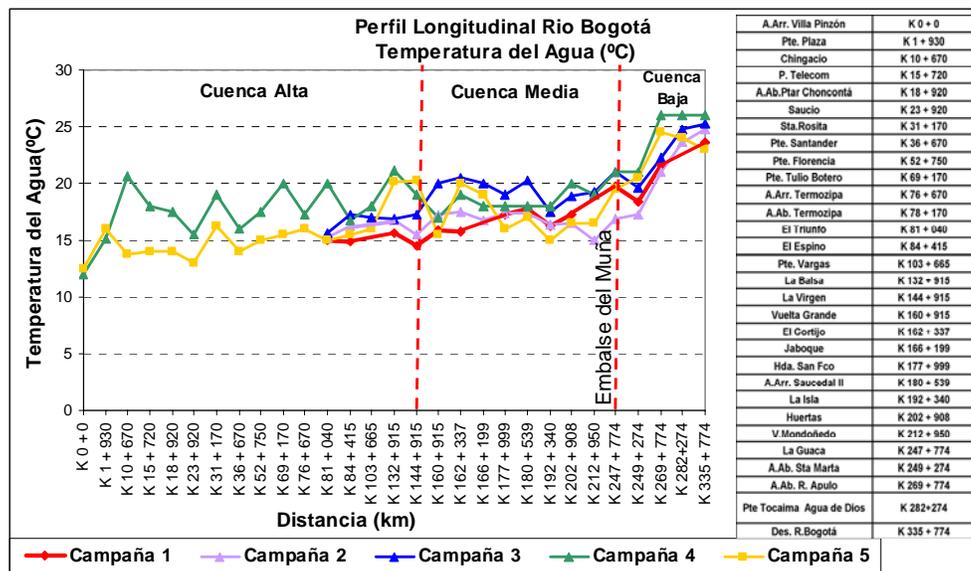


Figura 32. Perfil longitudinal de temperatura en Río Bogotá (EEAB-Uniandes, 2003).

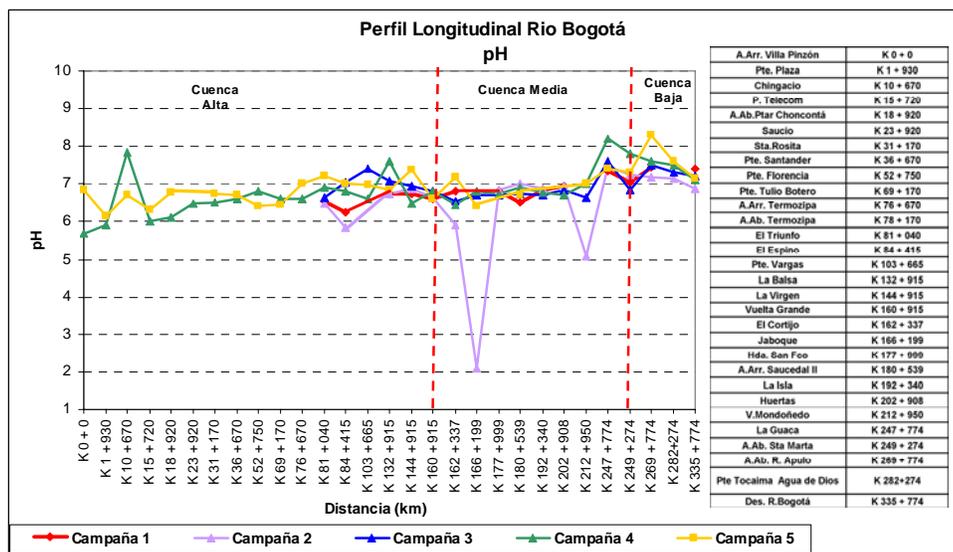


Figura 33. Perfil longitudinal de pH (EEAB-Uniandes, 2003).

5.2.2.3 Oxígeno Disuelto

Tal como lo muestra la 34, al inicio de la cuenca media el Río Bogotá ya presenta condiciones de calidad deterioradas debido a las diferentes descargas que ha recibido en la cuenca alta. Al paso por la zona de Suba y en general, por Bogotá la calidad del agua del Río se deteriora aún más. La descarga del Río Juan Amarillo y la descarga contigua de la

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

PTAR el Salitre son suficientes para convertir al Río Bogotá en una corriente de condiciones anaeróbicas (aproximadamente, 60 kilómetros bajo estas condiciones).

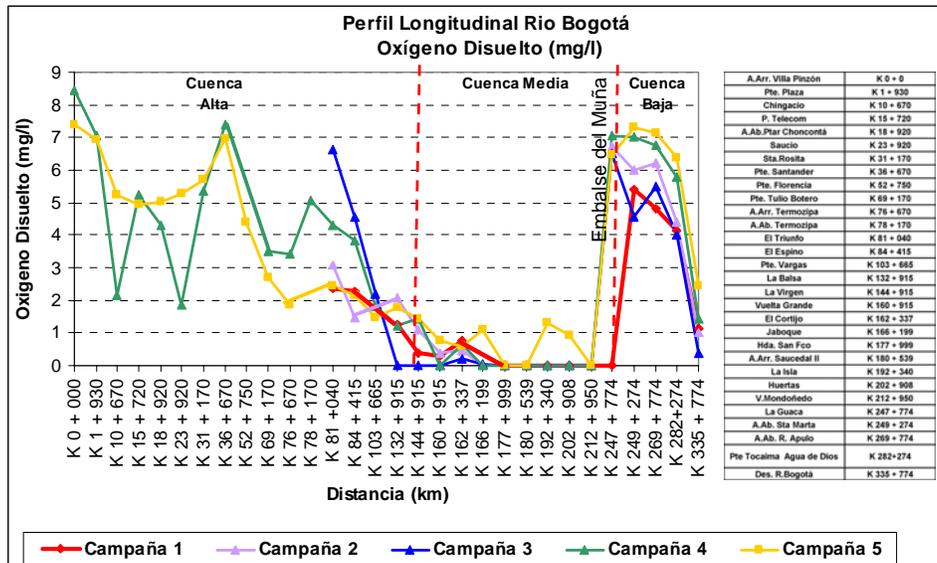


Figura 34. Perfil Longitudinal Oxígeno Disuelto (EEAB-Uniandes, 2003).

En el sector de la Guaca (640 m.s.n.m), en la cuenca baja, el Río presenta un nivel de oxígeno disuelto alto entre 6 y 7 mg/l, gracias a la reaireación ocurrida por loa 1900 m de caída de elevación en el salto del Tequendama y luego a través de la línea de conducción de la cadena de generación en las turbinas Pelton y en el trayecto hacia la desembocadura en el Magdalena, se observa nuevamente, una disminución del nivel de oxígeno disuelto hasta un valor cercano a 1 mg/l.

5.2.2.4 Demanda Bioquímica de Oxígeno

El perfil longitudinal de la DBO registrado a lo largo de la cuenca media al paso por Bogotá es consistente con las condiciones anaeróbicas que se presentan en la corriente (ver Figura 35). Se observa en forma general un aumento considerable de la DBO de la cuenca media, después de las descargas de los ríos Juan Amarillo, Fucha, Tunjuelo y Soacha, de los colectores de Engativá, de la estación de bombeo Gibraltar y los colectores de Soacha, hasta alcanzar valores por encima de 120 mg/l en la estación Variante Mondoñedo en la zona baja de la cuenca media.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

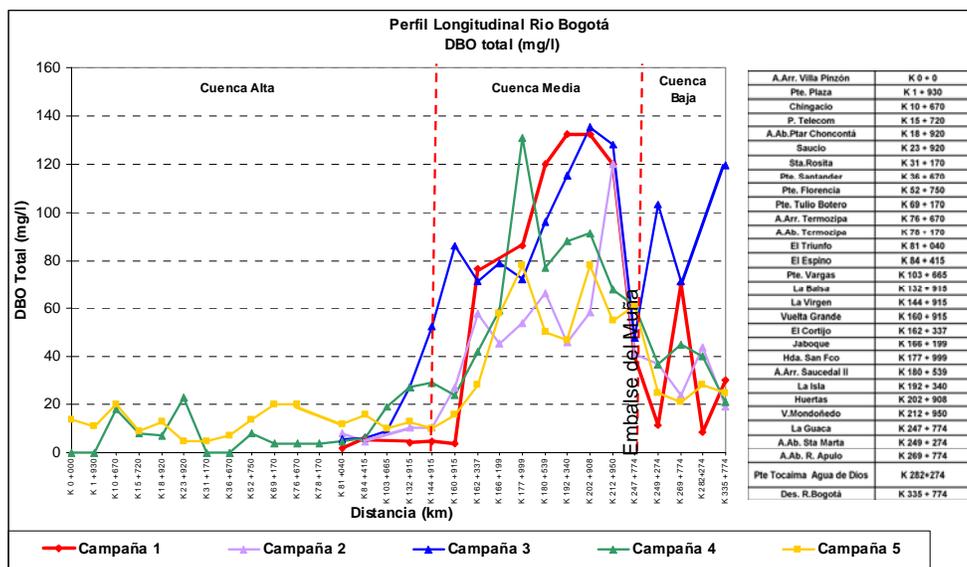


Figura 35. Perfil longitudinal de DBO₅ Total (EEAB-Uniandes, 2003).

La carga de DBO aportada por los principales afluentes y descargas en las 5 campañas se presenta en la figura 36, donde se observa claramente el impacto de los principales afluentes son, el Río Fucha, Tunjuelo, Juan Amarillo, Fontibón, Teusacá, Apulo y Río Negro, en orden de importancia, por su aporte en la carga tanto en DBO₅ como en SST.

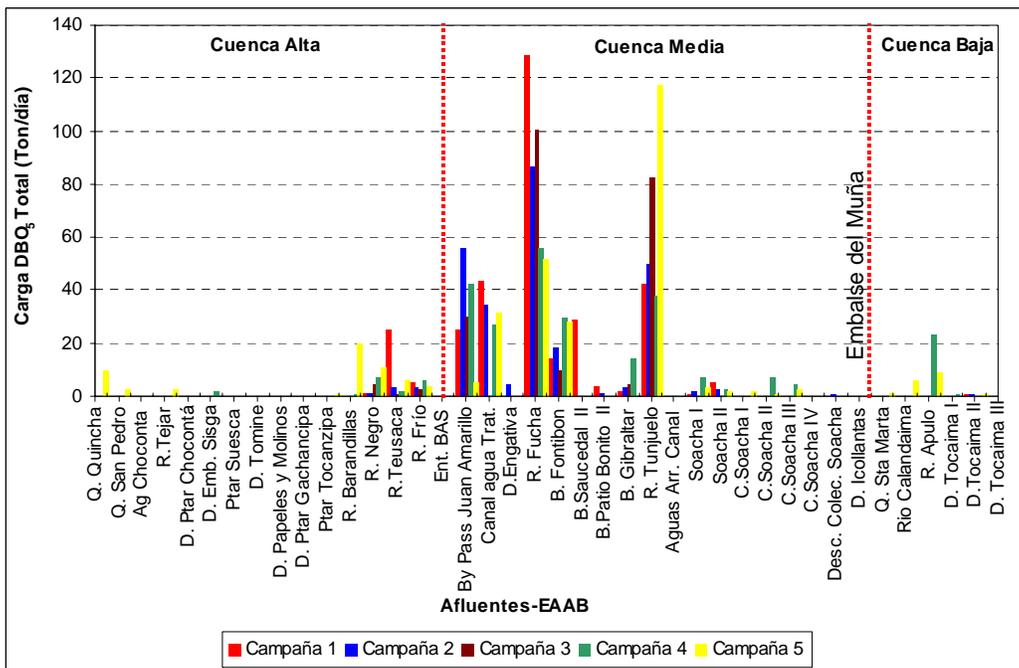


Figura 36. Cargas contaminantes de DBO₅ total (EEAB-Uniandes, 2003).

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

5.2.2.5 Sólidos Suspendidos Totales

Los perfiles longitudinales de SST se presentan en la figura 37, donde se puede ver que al paso por la cuenca media se destacan dos máximos en la concentración de SST. El primero aguas arriba de la descarga del Río Fucha y un segundo en la estación de Variante Mondoñedo al final de la cuenca media. Al igual que ocurre con la DBO, la concentración de SST disminuye entre el 30 y el 70% entre las estaciones de Mondoñedo y la Guaca en la cuenca baja. Esto, puede deberse al efecto de sedimentación en el embalse del Muña

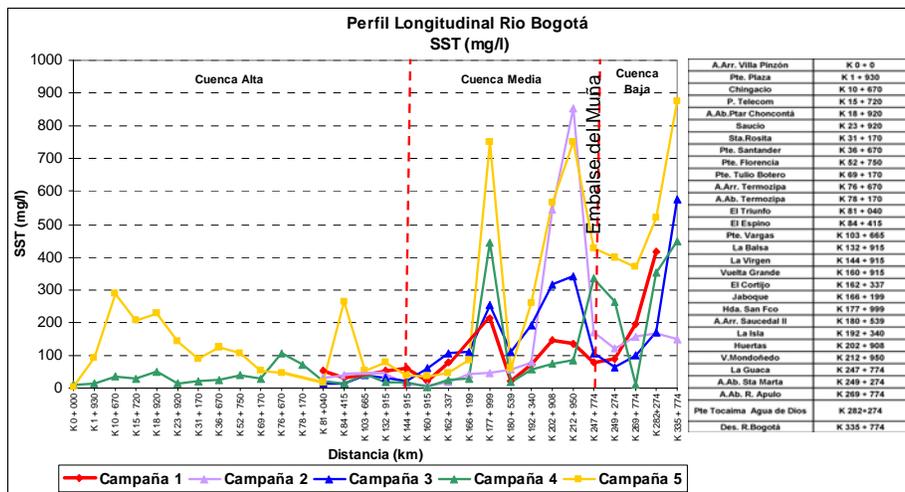


Figura 37. Perfil longitudinal de SST (EEAB-Uniandes, 2003).

5.2.2.6 DQO total

Tal como lo muestra la Figura 38, el perfil de DQO registra un comportamiento similar al de DBO5, con concentraciones más bajas en la cuenca alta y concentraciones altas en la cuenca media con valores cercanos al del agua residual doméstica entre 350 y 500 mg/l.

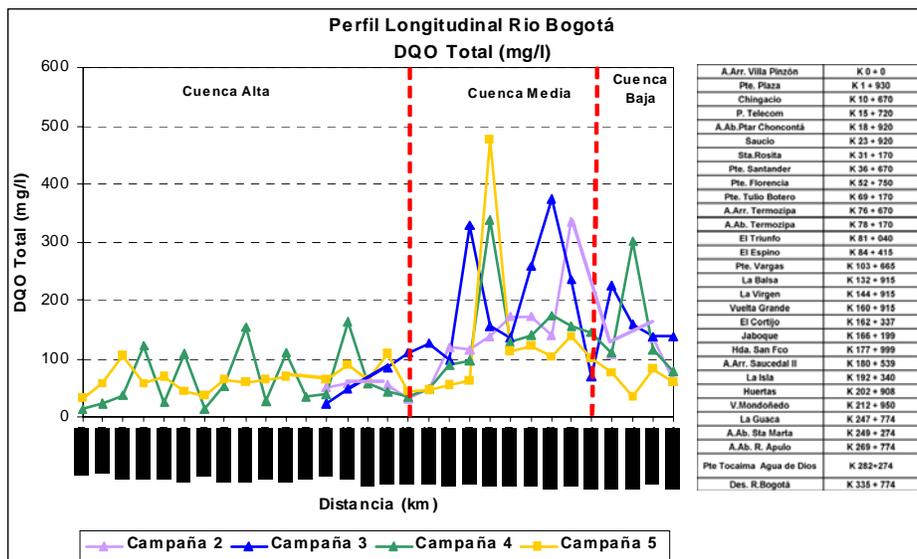


Figura 38 – Perfil longitudinal de DQO Total (EEAB-Uniandes, 2003).

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Es interesante analizar el comportamiento de la relación DQO/DBO a lo largo del río pues ésta da un buen indicio de la composición de las aguas. A partir de la estación Puente Florencia en la cuenca alta la relación DQO/DBO disminuye hasta un valor de 2.69 en la Virgen, y con la descarga del Juan Amarillo (1.42) y del canal de agua tratada de la planta el Salitre (1.77) la composición del agua del Río en la cuenca media se torna predominantemente igual a la de agua residual doméstica con relaciones DQO/DBO bajas, iguales o cercanas a 2 (1.84 en la Guaca al final de la cuenca media). Resaltan las relaciones altas de los ríos Tunjuelo (3.57) y Soacha (3.96). Posteriormente en la cuenca baja con las descargas de la Quebrada Santa Marta, el Río Apulo y Tocaima la relación DQO/DBO del río Bogotá vuelve aumentar hasta un valor promedio en la desembocadura en el Magdalena de 2.65.

5.2.3 Coliformes totales y *Escherichia coli*

En las Figura 39 y 40 se presenta el perfil longitudinal de Coliformes Totales y el de *Escherichia Coli*, respectivamente, donde se observan altos índices de contaminación bacteriológica del Río Bogotá en toda su extensión. Es importante notar que el efecto de contaminación se mantiene en la cuenca baja y no se presenta remoción sustancial por efectos de degradación natural de las bacterias, como si ocurre con la materia orgánica y con las diferentes formas de nitrógeno y fósforo. Los valores de concentración de patógenos que alcanzan el Río Magdalena son muy altos, por lo cual se estima que presentan un impacto sustancial en esta corriente.

Las concentraciones de coliformes totales en todo el río están por encima del Decreto 1594 de uso para riego con restricciones (5000 NMP/100ml), norma vigente en la actualidad. Las concentraciones aumentan progresivamente desde la cuenca alta hasta alcanzar la concentración máxima en la parte final de la cuenca media con valores superiores a 10^8 NMP/100ml. En la cuenca baja, a pesar de no observarse una degradación natural importante de bacterias, las concentraciones descienden continuamente hasta llegar a la desembocadura en el Río Magdalena con valores por debajo de 10^7 NMP/ml, probablemente por efectos de la sedimentación u otros fenómenos fisicoquímicos.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

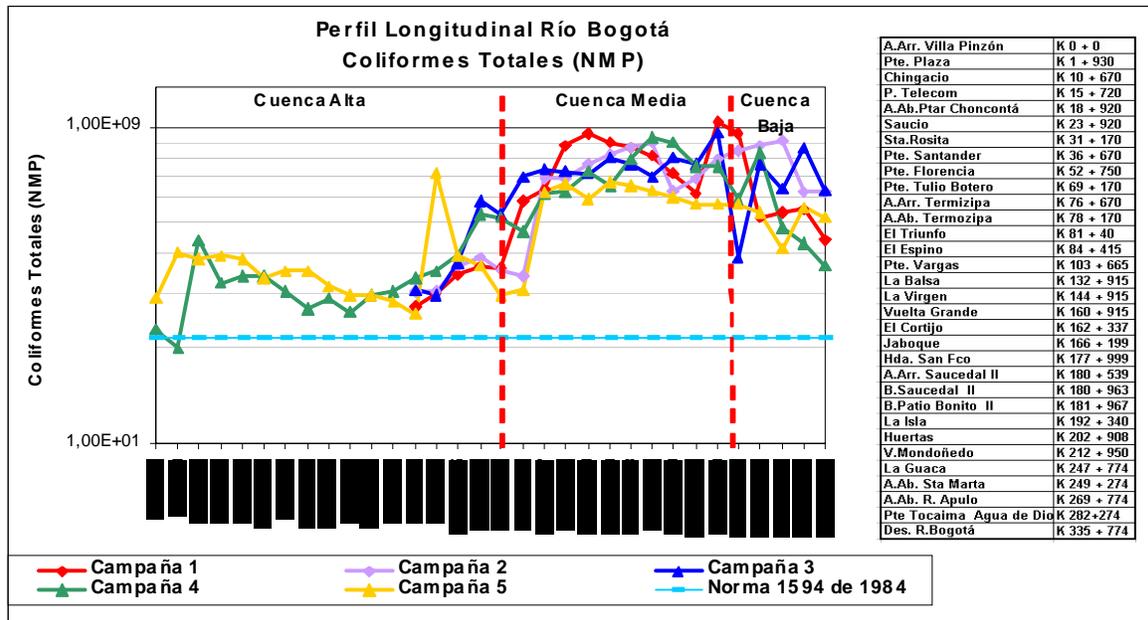


Figura 39. Perfil Longitudinal Río Bogotá Coliformes Totales (NMP/100ml) (EEAB-Uniandes, 2003).

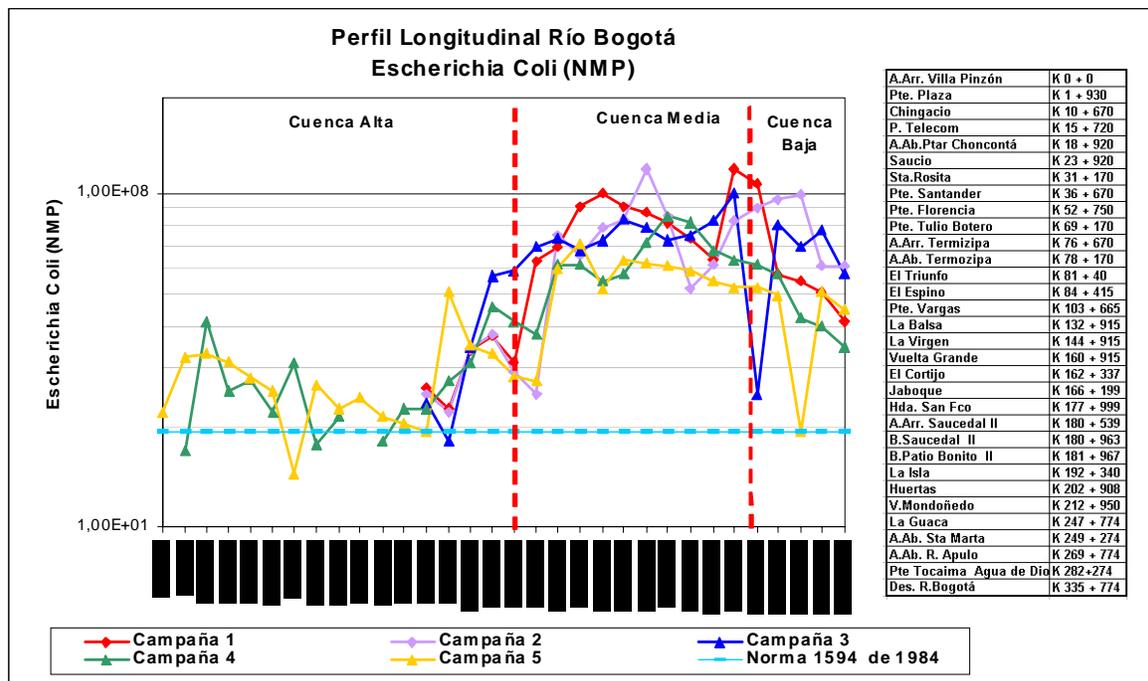


Figura 40. Perfil Longitudinal Río Bogotá Escherichia Coli (NMP) (EEAB-Uniandes, 2003).

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

El perfil de *E-coli* presenta un comportamiento similar al de Coliformes Totales. Sin embargo en algunas estaciones aguas abajo del embalse del Sisga y de la descarga del Río Apulo, el valor de este parámetro en una campaña fue menor al establecido por el decreto 1594 de 1984, para uso de agua para riego con restricciones (1000 NMP/100 ml). Al igual que para Coliformes Totales, los valores más altos de concentración en todo el perfil longitudinal del río se registran en la cuenca media.

Es importante notar que aunque, aparentemente, hay algunos puntos sobre el río Bogotá donde se cumple con la norma para uso agrícola (riego con restricciones), respecto a *E.coli* pero no respecto a Coliformes totales, dicha afirmación se basa en la determinación puntual de una campaña. Es decir, tal situación no fue confirmada por las cinco campañas, sino solo por una de ellas, lo cual deja amplia incertidumbre sobre la afirmación.

Considerando lo dicho y teniendo en cuenta que los niveles de contaminación típicos de aguas residuales están entre 10^7 y 10^8 NMP/100ml de coliformes totales (Butcher, 1995), queda claro que a la altura de la cuenca media del río Bogotá, este puede ser considerado como agua residual, por lo cual, los sistemas de desinfección que se analizarán posteriormente, estarán enfocados en este tipo de agua.

5.3 PROBLEMÁTICA DE SALUD PÚBLICA EN EL RÍO BOGOTÁ

En los estudios de la diarrea en niños se ha determinado que los rotavirus son la causa principal de esta enfermedad en todo el mundo, especialmente en los países en desarrollo, como Colombia. Se estima que las bacterias causan hasta el 45% de los casos de diarrea en todos los grupos de edad en los países en desarrollo y que la diarrea del viajero, de alta incidencia, es causada principalmente por *E. coli* enterotoxígena (OPS-OMS, 1995).

Uno de los problemas críticos de Colombia es la contaminación de fuentes de aprovisionamiento del agua con aguas residuales sin tratamiento. Aparentemente el 94.8% de la población colombiana tiene acceso a la conexión del acueducto, pero solo un 70% consume agua de buena calidad (OPS-OMS, 1996).

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

En la población de 1 a 4 años, durante los últimos cinco (5) años, las enfermedades infecciosas intestinales ocupan el segundo lugar entre las causas de muerte; se registra además un grave aumento de algunas enfermedades transmisibles que si bien, el agente infeccioso no se transporta a través del agua, el manejo del agua sí incide en la alta densidad de sus vectores, como es el caso de la malaria y el dengue. Asimismo, la Enfermedad Diarréica Aguda y el parasitismo intestinal en general, la helmintiasis, amebiasis, giardiasis, constituyen en los grupos poblacionales de menores de edad una de las primeras cinco causas de enfermedad (OPS, 1999)

En Colombia, se han realizado varios estudios sobre los beneficios de la desinfección, los dos más sobresalientes son: (1) un estudio sobre la diarrea efectuado en Quindío: “Problemas relacionados con el tratamiento del agua”, en 1985, por David Bersh y Margarita Osorio, quienes encontraron una relación inversa entre la concentración del cloro residual y las tasas de diarrea entre niños menores a 5 años en un quinquenio y (2) un estudio realizado en 1987 por la Universidad del Valle, “Microbiología y parasitología del agua destinada al consumo humano en áreas semiurbanas de Santiago de Cali, antes y después de la cloración”

Asimismo, otras investigaciones han estado orientadas hacia la determinación de los agentes causantes de los trastornos del aparato digestivo, tal es el caso de Trujillo y otros, en 1982, quienes en su estudio “Rotavirus y otros enteropatógenos en la etiología de la diarrea aguda en Medellín (Colombia)” encontraron que el 48% de los casos agudos y el 36% de los casos leves revelaron rotavirus como agentes infecciosos. Además, en los casos leves 8% mostraron *Salmonella* y 4% *Giardia lamblia*, mientras en el 4% de los casos agudos se aisló *E. Histolytica*, *Tricuris tricura* y *Strongyloides stercoralis*.

En adelante se observa la situación de la morbilidad y la mortalidad en las poblaciones de incidencia directa sobre el río Bogotá, como un estimativo de la problemática de la salud pública en la cuenca media y baja. Es importante recordar que las enfermedades que se consideran dentro del análisis tienen relación con los microorganismos patógenos existentes en el ambiente y aunque no necesariamente sean exclusivamente las transmitidas por agua, este recurso sí tiene relación con el desarrollo o transporte del microorganismo en todos los casos.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá**5.3.1 Morbilidad en las poblaciones de incidencia directa sobre el Río Bogotá**

En la tabla 1 del Anexo 3, se muestra la distribución porcentual de enfermedades de origen patógeno en las diferentes poblaciones con incidencia directa sobre el Río Bogotá, las cuales fueron totalizadas y graficadas para analizar la importancia de este tipo de enfermedades frente al diagnóstico general de la morbilidad (Ver figura 41)

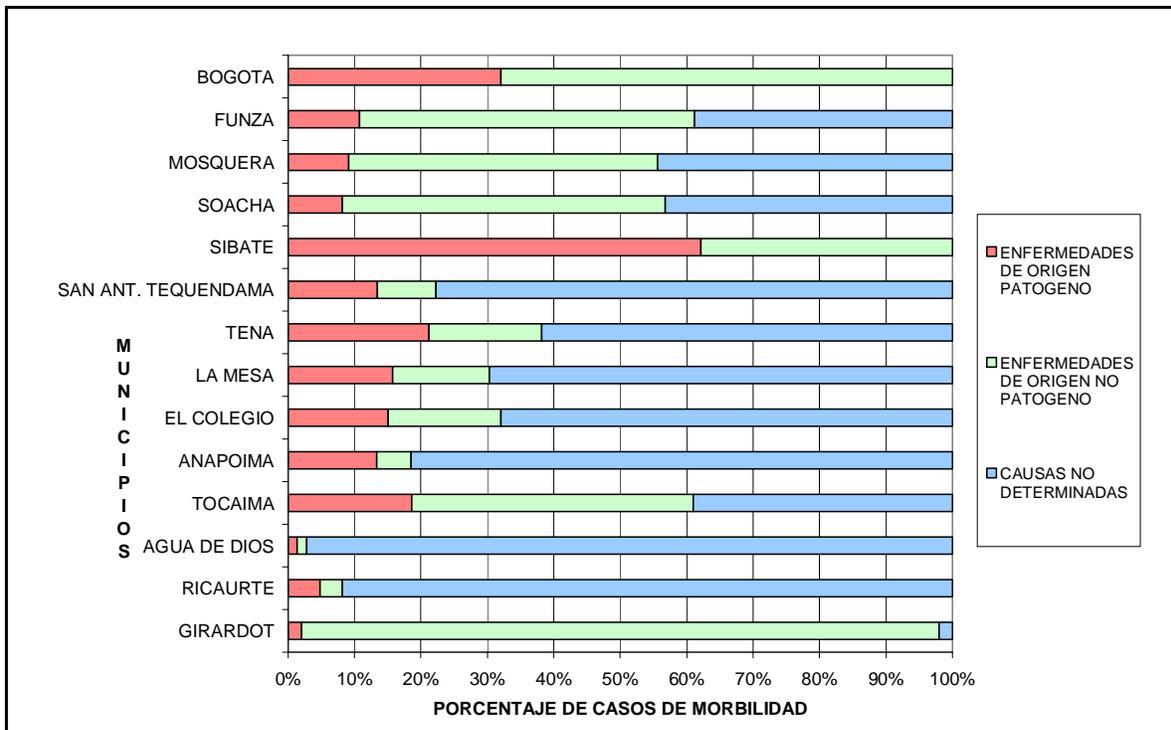


Figura 41. Morbilidad en las poblaciones de la cuenca media y baja del río Bogotá (Secretaría de Salud de Cundinamarca, 1998 y S. S. de Bogotá, 2003 (en revisión))

Así, se encuentra que, en promedio, el 10% de los casos de consulta externa o urgencias se deben a causas virales o bacterianas y el porcentaje restante se distribuye entre las enfermedades que no tienen origen patógeno y aquellas que no tienen causa definida. Esta última situación corresponde, en la mayoría de los casos, al porcentaje más alto del reporte de enfermedades (50% en promedio) y puede deberse a la falta de atención o capacitación al momento de registrar la información para las estadísticas en los diferentes centros de atención o por desconocimiento o confusión sobre el origen de la enfermedad.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Un 10% de casos de enfermedades de origen patógeno se considera alto, aunque puede ser mucho mayor por la incertidumbre generada en el 50% de causas desconocidas, ya que la sintomatología de las enfermedades de origen patógeno no es igual para todas las personas, variando mucho dependiendo de las defensas de cada individuo y de la variedad del microorganismo, lo cual puede generar un reporte confuso sobre el origen de la enfermedad, cayendo dentro del 50% mencionado (Tchobanobloous, 1997).

Vale la pena resaltar la situación de Sibaté, debido a que su morbilidad por patógenos llega a ser del 63%, probablemente por la influencia del Embalse del Muña y los vectores que conlleva su grado de deterioro.

5.3.2 Mortalidad en las poblaciones de incidencia directa sobre el Río Bogotá

En la figura 42, se muestra la distribución porcentual de enfermedades de origen patógeno y no patógeno en las diferentes poblaciones con incidencia directa sobre el Río Bogotá, donde se puede ver la importancia de este tipo de enfermedades frente al total de causas de mortalidad. Los datos correspondientes a las enfermedades incluidas en el grupo de origen patógeno se pueden consultar en la tabla 2 del Anexo 3.

Como se puede ver, en promedio, un 5% de las enfermedades que causan la muerte en las cuencas media y baja del río Bogotá, son de origen patógeno. Como era de esperarse, el porcentaje de la morbilidad por causas de microorganismos patógenos es el doble de la mortalidad causada por estos mismos. Esto es debido a que normalmente las enfermedades generadas por microorganismos patógenos tienen consecuencias a corto plazo (consulta externa y urgencias) y solo si el individuo no se cuida adecuadamente, la enfermedad pasa a ser crónica al punto de conducir a la muerte.

La distribución de causas de mortalidad en las localidades de Bogotá se puede observar en la Figura 43, que muestra una tendencia general homogénea con un promedio de enfermedades de origen patógeno del 20%. No existe ninguna tendencia especial en aquellas localidades que inciden directamente sobre el río Bogotá (Suba, Engativá, Fontibón y Bosa). Sin embargo, se sabe que las enfermedades que con mayor frecuencia se presentan en las diferentes localidades son respiratorias, principalmente en los niños y en las personas de la tercera edad. En segundo orden de importancia se encuentran las

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

enfermedades infecciosas y parasitarias del aparato digestivo, generalmente causadas por el consumo de agua contaminada (Contraloría de Santafé de Bogotá, 2000).

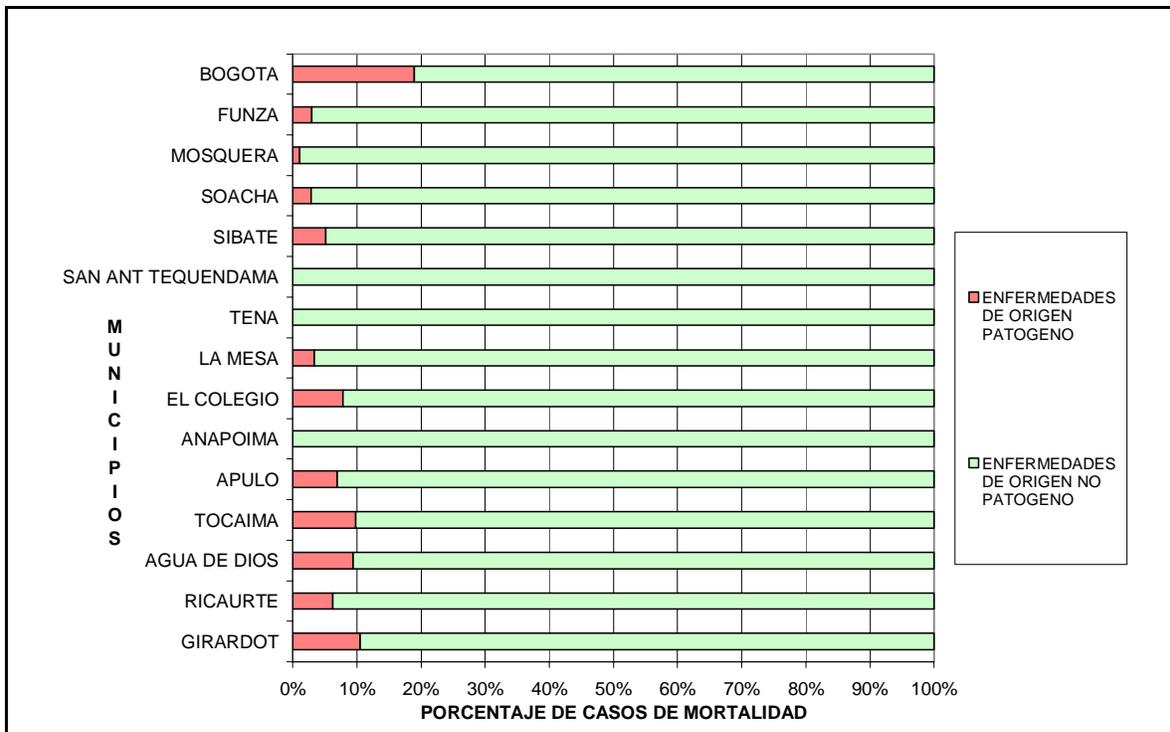


Figura 42. Mortalidad por patógenos en las poblaciones de la cuenca media y baja del río Bogotá (Secretaría de Salud de Cundinamarca, 2003)

Un caso especial, la localidad de San Cristóbal, presenta una mortalidad del 55% por enfermedades de origen patógeno. Esta situación se presenta probablemente debido a que se trata de una zona marginada, bastante seca y erosionada, con zonas con saneamiento básico precaria. El material particulado de la zona puede generar enfermedades respiratorias, puesto que es en esta matriz donde se adhieren los patógenos para introducirse al cuerpo humano. Esta situación se confirma al analizar la tabla 3 del anexo 3, donde se puede identificar que el 28% de la mortalidad es causada por enfermedades respiratorias (amigdalitis, bronquitis, bronconeumonía, faringitis, etc.) mientras que el 27% se debe a enfermedades infecciosas y parasitarias y del aparato digestivo. Situación que se presenta en general en la población urbana.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

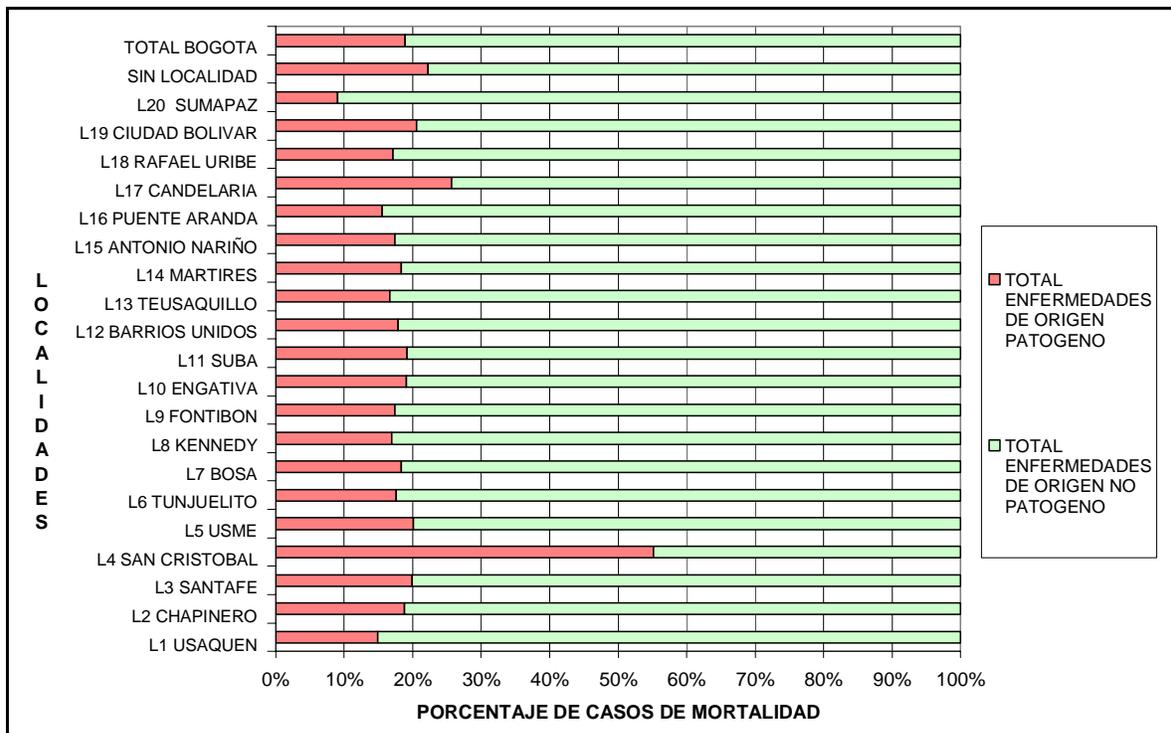


Figura 43. Mortalidad por patógenos en las Localidades de Bogotá (Secretaría de Salud de Bogotá, 2003)

5.3.2.1 Sibaté

Tal como se concluyó en el numeral anterior, Sibaté presenta mayores problemáticas de salud pública que las demás poblaciones, en lo relacionado con enfermedades de origen patógeno (normalmente de tipo gastrointestinal o respiratorio), por ello, en adelante se reporta un detalle de su situación.

En la tabla 25, se pueden ver las principales causas de morbilidad en consulta ambulatoria para los diferentes grupos de edades. De ella, se resalta que la segunda causa del grupo de todas las edades corresponde a patologías asociadas a infecciones respiratorias agudas, más específicamente el resfriado común, que junto con la faringitis aguda no especificada, quien ocupa el quinto lugar, representan el 8,4%. Asimismo, se puede ver que a nivel de enfermedades gastrointestinales, en el sexto lugar se encuentra la parasitosis intestinal, y en el octavo lugar se ubica la gastroduodenitis no especificada (Cimesalud, 2003).

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Tabla 25. Primeras causas de morbilidad en consulta ambulatoria en Sibaté (Cimesalud, 2003)

CAUSA	PORCENTAJE DE INCIDENCIA						
	Todos los grupos de edades	Menores de 1 año	1-4 años	5-14 años	15-44 años	45-59 años	Mayores de 60
Examen médico general y control	6,7	25,3	11,1	8,8	10,1	3,4	3,0
Rinofaringitis Aguda (Resfriado común)	5,9	15,0	12,8	8,6	4,6	4,9	3,9
Lumbago	3,5	0	0	0	4,1	5,7	3,7
Hipertensión esencial (primaria)	3,0	0	0	0	0	5,2	8,1
Faringitis Aguda N.E.	2,5	4,8	6,4	4,3	2,1	1,6	0
Parasitosis intestinal N.E.	2,3	2,1	6,4	7,6	1,7	0	0
Infección de vías urinarias, sitio N.E.	1,5	0	0	0	1,8	1,8	0
Gastroduodenitis N.E.	1,4	0	0	0	0	2,0	2,4
Artrosis N.E.	1,4	0	0	0	0	1,6	4,9
Diarrea y Gastroenteritis de presunto origen infeccioso	0	2,3	0	0	0	0	0
Bronquitis aguda N.E.	0	2,2	3,3	1,9	0	0	0
Amigdalitis Estreptocócica	0	2,1	3,8	2,0	0	0	0
Infección viral no especificada	0	1,5	0	0	0	0	0
Amigdalitis Aguda N.E.	0	0	3,2	2,5	0	0	0
Diarrea funcional	0	0	2,1	0	0	0	0
Dermatitis	0	0	0	1,5	0	0	0
Gastritis crónica N.E.	0	0	0	0	1,3	2,1	0
Otras gastritis agudas	0	0	0	0	1,3	0	0
Enfermedad pulmonar obstructiva crónica N.E.	0	0	0	0	0	0	4,9
Dolor de la columna dorsal	0	0	0	0	0	0	1,8
Diabetes mellitus	0	0	0	0	0	0	1,8
Trastorno muscular N.E.	0	0	0	0	0	1,7	0
Otras causas	71,8	44,7	50,9	62,8	73,0	70,0	65,5

N.E. = No Especificada(o)

A partir de lo dicho, se concluye que la tendencia general de la distribución de causas de mortalidad y morbilidad en las poblaciones de incidencia directa en la cuenca media y baja del Río Bogotá es que las enfermedades que con mayor frecuencia se presentan son respiratorias, principalmente en niños y en personas de la tercera edad. En segundo orden de importancia se encuentran las enfermedades infecciosas, parasitarias y del aparato digestivo, generalmente causadas por el consumo de agua contaminada (Contraloría de Santafé de Bogotá, 2000; Cimesalud, 2003; Secretaría de Salud de Bogotá, 2003 y 2001; Secretaría de Salud de Cundinamarca, 1998 y 2003).

5.4 APLICACIÓN DEL MODELO PARA COLIFORMES

Durante el año 2002, un grupo de expertos de la EAAB adelantó con la Unión Temporal Saneamiento Río Bogotá el estudio “Usos y Estándares de la Calidad del Río Bogotá”, en donde se analizan los diferentes usos y escenarios prospectivos para cada una de las cuencas del río y la normatividad que debe estar asociada a estos. En dicho estudio, prepararon tres escenarios para diferentes referentes de prospección. El anexo 2, muestra el escenario más probable para las tres cuencas, que incluye los temas que tienen mayor posibilidad de ejecutar para el año 2012, definido como horizonte de planificación.

En dicho estudio se propone el incremento de la capacidad de la PTAR del Salitre a 8 m³/s y mejoramiento de su eficiencia técnica y económica, la entrada en operación del interceptor del Río Bogotá, la puesta en marcha de los interceptores de Fucha y Tunjuelo 1 y la construcción de la pantalla del Embalse del Muña, entre otros.

En este trabajo se pretende simular algunos de estos elementos críticos para predecir su efecto en la calidad del río Bogotá, relacionados con la concentración de patógenos. Los elementos críticos a considerar dentro del escenario a modelar se encuentran localizados en la cuenca media, razón por la cual la modelación se realizará sobre esta y sobre la cuenca baja del Río Bogotá (para ver los efectos de la desinfección), desde la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales El Salitre.

Para continuar con la metodología propuesta en el capítulo 4, se realiza la calibración y verificación del modelo desarrollado, estableciendo para ello los parámetros en las dos zonas a modelar (cuenca media y baja del río Bogotá), que se muestran en la tabla 26, junto con los datos de la tabla 27. Posteriormente, se calibrará el modelo frente a datos reales, obtenidos en cuarta campaña del Río Bogotá. Esta campaña se eligió ya que cuenta con caudales medios, lo que permite mayor representatividad en las mediciones. Los valores de concentración de coliformes presentan un pequeño desbalance en las concentraciones observadas. Sin embargo, con el fin de modelar la situación real, no se modifican dichos valores.

Antes de iniciar con la calibración y verificación, es necesario verificar la estabilidad del modelo, con el fin de no generar zonas de oscilación o inestabilidad durante la modelación.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Tabla 26. Parámetros para modelo Patógenos en cuencas media y baja del Río Bogotá

Símbolo	Parámetro	Unidad	Valor	Fuente
Kd	Coeficiente de Partición	m ³ /g	0,05	Chapra, 1997
Vs₁	Vel. sedimentación en la cuenca media	m/s	0,001	Clavijo, 2002
Vs₂	Vel. sedimentación en la cuenca baja	m/s	0,0001	Clavijo, 2002
Vr	Velocidad de resuspensión	mm/yr	200	Chapra, 1997
Vd	Velocidad de difusión	m/s	0.005	Criterio
Vb	Velocidad de pérdida burial	mm/yr	2	Chapra, 1997
U1 max	Velocidad máx. del agua en cuenca media	m/s	0,31	QUAL2K
D1	Coef. de difusión dispersiva cuenca media	m ² /s	6	Criterio
U2 max	Velocidad máx. del agua en cuenca baja	m/s	1,13	QUAL2K
D2	Coef. de difusión dispersiva cuenca baja	m ² /s	1	Criterio
Kb1*	Tasa mortalidad de bacterias en el líquido. Cuenca media	d ⁻¹	0.09-1	Raciny, 2003
Kb2*	Tasa mortalidad de bacterias en el líquido. Cuenca baja	d ⁻¹	0.43-7	Raciny, 2003

* Valores promedio de los recomendados

5.4.1 Análisis de Estabilidad

Para un modelo de una zona, como el desarrollado en el capítulo 4 del presente documento, se establecen dos criterios de estabilidad. El primero de ellos es el del número Peclet (Chapra, 1997)

$$Pe = \frac{\text{Tasa de transporte advectivo}}{\text{Tasa de transporte difusivo / dispersivo}} = \frac{\Delta x U}{D} \leq 2 \quad [80]$$

Donde: **Pe** = Número Peclet, adimensional; Δx = longitud del tramo, m; **D** = Coeficiente de difusión, m²/s, **U** = Velocidad de flujo, m/s

De donde se puede despejar para obtener el valor mínimo del Δx para la modelación.

$$\Delta x \min = \frac{2.D}{U \max} \quad [81]$$

El segundo criterio es el de Courant, para el transporte advectivo de las concentraciones, consistente en la siguiente expresión:

$$\Delta t \min \leq \frac{\Delta x}{U \max} \quad [82]$$

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Tabla 27. Datos de QUAL2K, para las cuencas media y baja del Río Bogotá

No Nodo	Nombre Estación	dx (Km)	H1 (m)	U (m/s)	TEMP (°C)	Io (ly/d)	SST (mg/l)	Q (m ³ /s)	Coliformes Tot (NMP/100ml)*
0	D. Canal Trat. Salitre	0,34	4,01	0,16	18,83	240,99	53,47	16,931	1,50E+08
1	Cortijo	0,54	3,28	0,26	19,53	240,98	59,21	16,931	2,10E+07
2	D. Engativá	2,29	3,28	0,26	20,19	240,88	56,32	17,103	2,40E+09
3	Jaboque	1,58	3,30	0,27	20,22	240,88	57,40	17,103	2,20E+07
4		4,00	3,30	0,27	20,19	240,88	53,39	17,103	2,20E+07
5		4,00	3,30	0,27	20,22	240,88	50,19	17,103	2,20E+07
6	Hd. San Francisco	3,80	3,79	0,23	20,24	240,88	47,50	17,103	7,30E+07
7	D. Río Fucha	0,79	3,79	0,23	20,26	240,89	46,97	21,573	2,70E+08
8	RB. Saucedal II	1,75	3,31	0,26	20,27	240,86	101,82	21,573	3,30E+07
9	D. Saucedal II	0,42	3,31	0,26	20,59	240,86	101,07	22,513	1,10E+08
10	D. Gibraltar	1,81	3,31	0,26	20,57	325,84	99,31	23,043	4,60E+08
11		6,00	3,34	0,27	20,52	325,81	100,29	23,043	1,18E+08
12	R. B. La Isla	3,56	4,44	0,25	20,48	325,80	94,76	23,043	4,10E+08
13	D. Río Tunjuelo	0,52	4,44	0,25	20,46	325,77	93,97	27,193	2,00E+08
14		4,00	4,54	0,29	20,46	325,73	139,05	27,193	1,80E+08
15	D. Río Soacha I y II	5,17	4,54	0,29	19,80	401,73	133,22	27,377	2,90E+08
16	R. B. Las Huertas	0,88	3,23	0,31	19,72	401,73	133,38	27,377	9,90E+07
17	D. Colector Soacha	2,94	3,23	0,31	19,72	401,69	130,63	27,377	2,20E+08
18		4,00	3,24	0,31	19,69	401,71	128,97	27,377	2,20E+08
19	D. Icollantas	3,02	3,24	0,31	19,74	401,73	125,89	27,377	2,20E+08
20	R. B. Mondoñedo	0,08	4,21	0,25	19,76	401,73	125,81	27,377	9,90E+07
21	La Guaca-D.Sta Marta	1,25	1,32	0,76	21,00	572,36	384,00	27,840	1,60E+07
22	D. R. B. Ab. Sa Marta	2,60	1,33	0,78	20,98	572,36	383,42	30,737	1,20E+05
23		2,25	1,33	0,78	21,00	572,32	379,14	30,737	2,30E+08
24		2,25	1,33	0,78	20,92	572,28	378,16	30,737	1,48E+07
25		2,25	1,33	0,78	20,89	572,24	377,18	30,737	1,48E+07
26		2,25	1,33	0,78	20,86	572,20	376,22	30,737	1,48E+07
27		2,25	1,33	0,78	20,83	572,16	375,28	30,737	1,48E+07
28	D. Rio Calandaima	1,90	1,33	0,78	20,80	572,12	374,35	32,769	1,48E+07
29		2,38	1,34	0,79	20,78	572,11	373,56	32,769	1,48E+07
30	D. Río Apulo	2,37	1,45	1,01	20,91	572,04	369,66	40,531	3,90E+05
31	R. B. Ab. Apulo	3,10	1,45	1,01	21,70	572,07	395,60	40,531	2,80E+06
32		5,40	1,64	1,13	21,86	571,87	394,30	40,531	2,80E+06
33		2,25	1,64	1,13	24,00	571,78	334,48	40,531	2,80E+06
34	D. Tocaima 1	0,75	1,64	1,13	24,44	571,75	332,57	41,595	8,60E+07
35	R. B. Tocaima	2,25	1,64	1,13	24,59	571,75	331,93	41,595	9,60E+07
36	Tocaima 2	3,35	1,64	1,13	25,10	571,75	329,80	41,595	1,10E+06
37	D. Tocaima 3	2,25	1,64	1,13	25,87	571,64	327,00	43,011	1,10E+08
38		2,25	1,64	1,13	26,38	571,53	325,12	43,011	4,60E+06
39		2,25	1,64	1,13	26,87	571,43	323,35	43,011	4,60E+06
40		2,25	1,64	1,13	27,33	571,32	321,64	43,011	4,60E+06
41		2,25	1,64	1,13	27,75	571,22	320,03	43,011	4,60E+06
42	Desembocad R. B.	3,75	1,64	1,13	27,99	571,04	318,51	43,011	3,10E+05
43		2,25	1,64	1,13	28,30	571,04	316,23	43,011	3,10E+05
44		2,25	1,64	1,13	28,45	571,04	314,95	43,011	3,10E+05
45		2,25	1,64	1,12	28,56	571,04	313,74	43,011	3,10E+05
46		2,25	1,64	1,12	28,66	571,04	312,60	43,011	3,10E+05
47		2,25	1,64	1,12	28,73	571,04	311,50	43,011	3,10E+05
48	Desembocad R. B.	3,75	1,64	1,12	28,80	571,04	310,45	43,011	3,10E+05
49		2,25	1,64	1,12	28,91	571,04	308,76	43,011	3,10E+05
50		2,25	1,64	1,12	28,98	571,04	307,77	43,011	3,10E+05
51		2,25	1,64	1,12	29,06	571,04	306,79	43,011	3,10E+05
52	Desembocad R. B.	3,25	1,64	1,12	29,15	571,04	305,82	43,011	3,10E+05
53		2,25	1,64	1,12	29,32	571,04	304,43	43,011	3,10E+05
54		2,25	1,64	1,12	29,46	571,04	303,47	43,011	3,10E+05
55		2,25	1,64	1,12	29,61	571,04	302,53	43,011	3,10E+05
56	Desembocad R. B.	2,40	2,84	1,17	29,78	881,46	301,59	43,011	3,10E+05

* Valores de la campaña cuatro realizada en el Río Bogotá.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

De donde se encuentra el valor del incremento de tiempo (Δt) a usar en la modelación. A partir de estos dos criterios, se encuentra, con los valores dados en la tabla 26, el valor de Δx y Δt para la cuenca media y baja, cuyos resultados se muestran en la tabla 28.

Tabla 28. Parámetros para modelo Patógenos en cuencas media y baja del Río Bogotá

	Cuenca media (nodo 1-20)	Cuenca baja (nodo 21-56)
D (m ² /s)	6	5
Umax (m/s)	0,31	1,13
Δx (m)	38,5	10
Δt (s)	125,4	9
Número de Nodos	2233	8800

5.4.2 Implementación del modelo matemático

Para la implementación del modelo se diseñaron dos subrutinas para el cálculo de los tramos del río, dependiendo de la cantidad de nodos dentro del tramo y de la posición que ocupan:

- **PrimerNodo:** como se pudo ver en la tabla 23, el balance de la concentración de patógenos para el primer nodo es diferente que para los demás, por esta razón fue necesario desarrollar una subrutina independiente para calcular la concentración de patógenos en agua y sedimento del primer y del segundo nodo del tramo de interés, a partir de unas condiciones de frontera dadas.
- **Nodo_Ni_a_Nf:** en esta subrutina se programó la solución para dos o más nodos, proporcionando como respuesta, la concentración de patógenos en agua y sedimento para los nodos Ni hasta el Nf

Este conjunto de subrutinas son empleadas dentro de la rutina del Modelo de patógenos en la cuenca que calcula la concentración de patógenos en el agua y el sedimento de toda la cuenca de interés (media o baja), en el tiempo asignado por el usuario. Dicha rutina se denomina *PatogenosCmediaMonteCarlo* o *PatogenosCbajaMonteCarlo*, según sea el caso, y para correr las subrutinas ya mencionadas se requieren datos sobre el río y los microorganismos patógenos a modelar, los cuales se manejan para ambas cuencas en un archivo denominado *DatosParaMonteCarlo*.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

El diagrama de flujo que se muestra en la figura 44, permite ver la organización de las subrutinas antes mencionadas para la implementación del método numérico. Asimismo, el código desarrollado en Matlab® se muestra en el anexo 4.

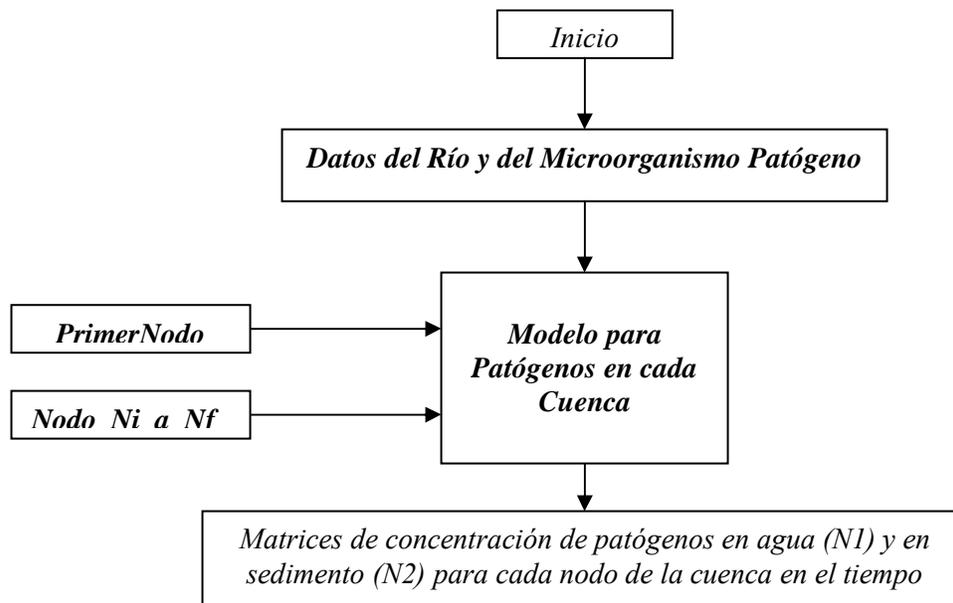


Figura 44. Diagrama de flujo del modelo computacional implementado

5.4.3 Metodologías de calibración objetiva (MonteCarlo)

Con el fin de tener una primera aproximación a los parámetros con los que se trabajará, para encontrar los que mejor se ajusten a los valores reales, se ha establecido una banda de confianza para el modelo, donde se puede verificar la facilidad con que el modelo se ajustará al rango de valores experimentales y los valores máximos y mínimos para realizar la calibración. Dicha banda de confianza se realiza tomando los valores mínimos o máximos de cada parámetro, convenientemente según el balance realizado en el capítulo 4, con el fin de minimizar o maximizar la respuesta, respectivamente. Así, en la tabla 29 se muestran los rangos de los parámetros con los que se trabajará para la calibración.

Las figuras 45 y 46 muestran las bandas de confianza para las cuencas media y baja, considerando los factores dados en la tabla 29. Así, se utilizan los factores: V_s mínimo, K_b mínimo, V_r máximo y V_d máximo para obtener el límite superior y los valores contrarios

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

para obtener el límite inferior de la banda de confianza. Como se puede ver, el ajuste logrado para la cuenca baja es muy pobre, puesto que de aumentar los valores de los parámetros, la concentración de patógenos puede llegar a ser negativa, lo cual es físicamente imposible, por tal razón se asumieron los valores críticos antes de presentarse dicha situación.

Tabla 29. Parámetros máximo y mínimo para la calibración del modelo de patógenos

Símbolo	Parámetro	Unidades	Valor Min	Valor Max
<i>Kb1</i>	Tasa mortalidad de bacterias en el líquido.Cuenca media	h^{-1}	0.00001	10
<i>Kb2</i>	Tasa mortalidad de bacterias en el líquido.Cuenca baja	h^{-1}	0.000001	50
<i>Vs1</i>	Vel. Sedimentación en el la cuenca media	m/s	0.000001	0.1
<i>Vs2</i>	Vel. Sedimentación en el la cuenca baja	m/s	0.0000001	10
<i>Vd1</i>	Velocidad de difusión cuenca media	m/h	0.01	300
<i>Vd2</i>	Velocidad de difusión cuenca baja	m/h	0.00001	100
<i>Vr1</i>	Velocidad de resuspensión cuenca media	mm/yr	10	3000
<i>Vr2</i>	Velocidad de resuspensión cuenca baja	mm/yr	1	3500

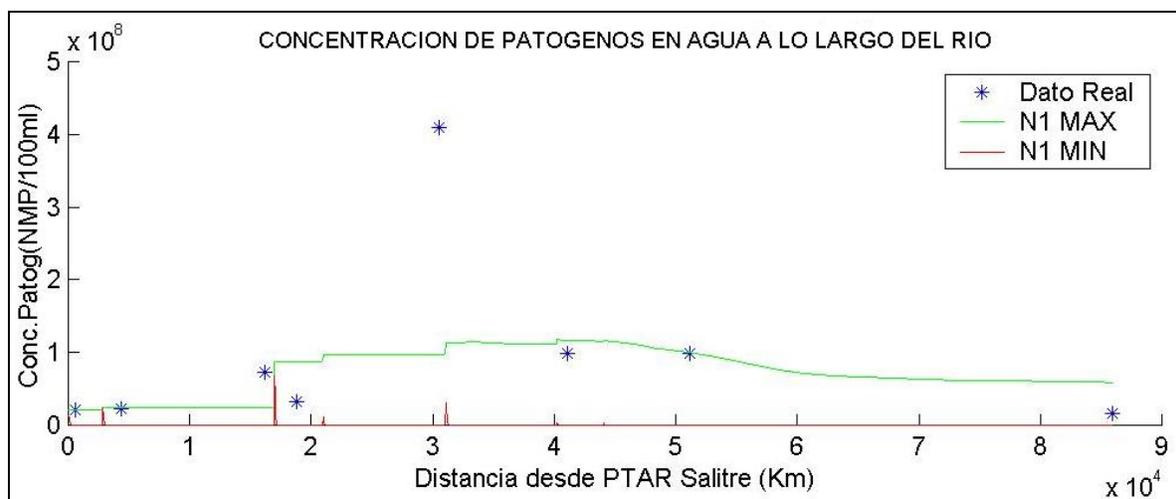


Figura 45. Banda de confianza del modelo para la cuenca media

A partir de lo anterior, se podría esperar que el modelo simule bien las condiciones de la cuenca media, pero no las de la cuenca baja, pues existen varias medidas experimentales que se apartan en un orden de magnitud del valor predicho por el modelo, tal como se puede ver en la figura 46.

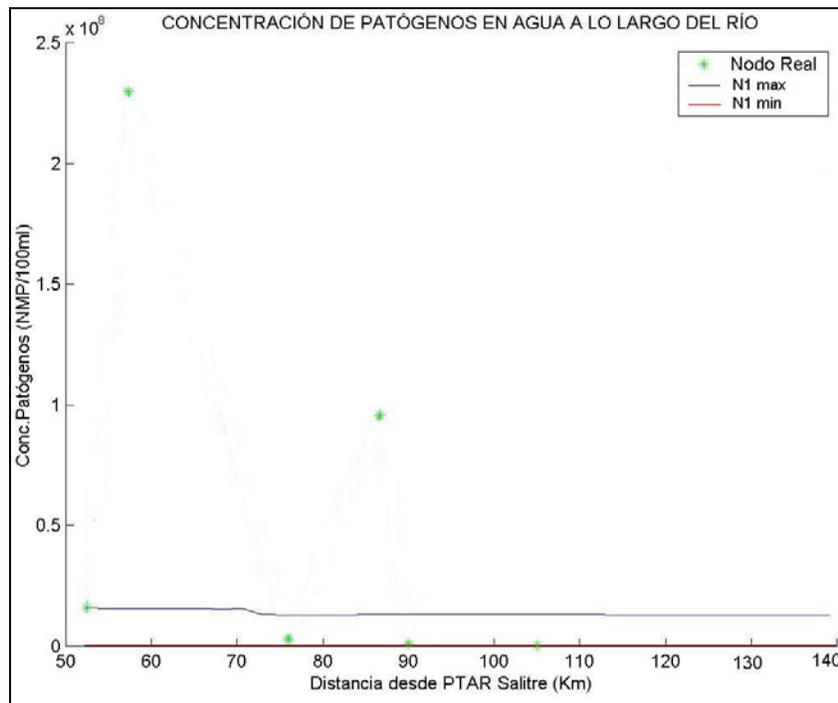
Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Figura 46. Banda de confianza del modelo para la cuenca baja

5.4.4 Metodología de calibración objetiva (MonteCarlo)

La optimización o calibración de un modelo con más de dos parámetros no es un problema trivial. Usualmente, se presentan problemas de no-linealidad en los modelos y de múltiples interacciones entre los diferentes parámetros, donde dos o más parámetros producen efectos similares en la respuesta del modelo. Estos problemas dificultan la identificación de los parámetros “reales”, que reflejen los procesos físicos involucrados, o la estimación de un grupo único óptimo de parámetros como resultado del proceso de calibración. El modelo para patógenos desarrollado no está exento de este tipo de problemas de identificación, que en últimas limitan la aplicabilidad del modelo, medida en términos de la habilidad predictiva de datos observados.

En esta investigación la estimación de parámetros del modelo se realiza utilizando la metodología GLUE (Generalised Likelihood Uncertainty Estimation), basada en técnicas de MonteCarlo. Para ello, se desarrolló una rutina en Matlab que genera los parámetros de calibración en forma aleatoria utilizando una distribución uniforme en un rango físico

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

probable especificado por el modelador, con los cuales corre el modelo muchas veces y almacena en archivos específicos los parámetros de cada simulación y la variable respuesta (serie de concentración de patógenos en el tiempo), para al final, seleccionar las 10 mejores combinaciones. Dicha clasificación se realiza según ciertos criterios de error, asignados por el modelador, denominados funciones objetivo. Todo lo anterior, con ayuda de la herramienta MonteCarlo Analysis Toolbox, MCAT (Wagener y Lees, 2000), la cual también genera diagramas de dispersión y de sensibilidad regional, entre otros, que permiten realizar un análisis completo de los resultados.

La metodología GLUE tiene varias ventajas sobre métodos estadísticos tradicionales tales como métodos de mínimos cuadrados no lineales (NLS), *e.g.* no es necesario hacer suposiciones de distribuciones al determinar límites de confianza o de predicción; la no linealidad y las interacciones entre parámetros en las respuestas del modelo se manejan implícitamente en la metodología GLUE, la cual se centra en grupos de parámetros y no en parámetros individuales; y los errores en datos de entrada observados se manejan también en forma implícita. En métodos tradicionales de optimización usualmente se asume que los errores son variables aleatorias con media cero y varianza común, y que los errores no están correlacionados, (*i.e.* covarianza $(e_i, e_j) = 0, i \neq j$). Adicionalmente se asume que los errores son independientes y siguen una distribución normal. En cambio, la metodología GLUE no requiere de ninguna de éstas suposiciones (Camacho, 1997).

Empleando las herramientas antes descritas, los análisis realizados fueron el análisis de sensibilidad regional, la distribución de la función objetivo respecto a los parámetros de calibración y la banda de confianza del modelo.

5.4.4.1 Distribución del indicador de ajuste (Función objetivo) con respecto a los parámetros de calibración

Como indicador del nivel de ajuste, se puede construir gráficas de los niveles con los valores de los parámetros. Para el caso, MCAT tool busca que la superficie de respuesta de los indicadores de ajuste tenga un mínimo identificable. Así, se tienen gráficas de dispersión de los valores de indicadores de ajuste, donde se pretende detallar las superficies de respuesta. Esta es una función de MCAT que se denomina “Dotty Plots Objective Functions”.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

5.4.4.2 Análisis de Sensibilidad Regional

Bajo esta metodología se establece la sensibilidad del modelo con la variación de los parámetros. Inicialmente se tiene el rango de los parámetros, que se divide en 10 clases, según sean los mejores indicadores, de forma que el primer grupo de clase es el que contiene los parámetros con mejores indicadores de ajuste. Luego, en cada clase se normaliza el valor de su indicador según la suma total de estos y finalmente se halla el valor acumulado de la normalización que determina el nivel de la sensibilidad. Cuando se tienen diferencias notables en las distribuciones acumuladas en las distintas clases, se puede decir que el modelo es sensible a dicho parámetro, de lo contrario, el modelo no presenta sensibilidad. Esta es una función de MCAT que se denomina “Regional Sensitivity Analysis”.

5.4.4.3 Configuración de la Banda de Confianza de Incertidumbre del Modelo

Este análisis permite describir las posibilidades de simulación del modelo dentro del rango total de parámetros considerados y así establecer el nivel de incertidumbre del mismo. Su construcción se basa en percentiles establecidos para las distribuciones acumuladas de las variables de salida del modelo. Con estas se determinan las salidas a los niveles inferior y superior de percentiles, según sean determinados.

5.4.4.4 Diagrama de clases

Este gráfica permite observar el ajuste del mejor y del peor modelo frente a los datos reales y de 9 simulaciones intermedias. Es útil para observar la dispersión de los datos de salida.

5.4.5 Indicadores de Bondad de Ajuste

Se consideraron cuatro indicadores de bondad de ajuste, para determinar el comportamiento excluyente del modelo ante diversas funciones objetivo. Los indicadores de ajuste o Funciones objetivo considerados son:

- Desviación de la correlación (1-R²).
- Error medio Absoluto

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

- Raíz del error medio al cuadrado.
- Error absoluto total

Todas ellas son medidas de la desviación del modelo respecto a los datos observados y se toma como referencia para el análisis la desviación de la correlación (1-R2), por considerar que este parámetro es más sensible a las diferencias de los datos reales. El cálculo de este criterio se realiza según la ecuación [77].

$$1 - R2 = 1 - \frac{\sigma_{MODELO}}{\sigma_{DATOS REALES}} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{NN} |N_{1F} - \overline{N_{1R}}|^2}{\sum_{i=1}^{NN} |N_{1R} - \overline{N_{1R}}|^2} \quad [77]$$

donde: **R2** = Correlación, mg/m³; **N_{IR}** = Concentración real de Patógenos en el agua (Medida en campaña 4), mg/m³; **N_{IF}** = Concentración final calculada por el modelo de Patógenos en el agua, mg/m³; **NN** = Número de nodos de la cuenca.

Como se puede ver, la correlación (R2) es una relación de la varianza del modelo respecto a la de los datos reales. En la medida en que esta se aproxime más a uno, el ajuste del modelo es mejor, situación en la que la desviación de la correlación (1-R2) deberá aproximarse a cero.

5.4.6 Resultados de la calibración del modelo

En el rango establecido para cada parámetro se generaron 100 corridas con combinaciones de valores aleatorios dentro de una distribución uniforme, obteniendo para cada iteración los valores finales de concentración a lo largo de la cuenca en estado estable. Después de varios ensayos, se encontró que dicho estado se adquiere a los 1.500 periodos de tiempo (dt) para la cuenca media y 20.000 para la cuenca baja, lo cual corresponde aproximadamente a 50 horas, en ambos casos. Con los valores finales de concentración en cada nodo, es posible generar el perfil longitudinal de la cuenca, el cual se compara con los valores medidos en la campaña 4, determinando así una desviación de la correlación sobre el cual se realiza el análisis para establecer los parámetros de calibración.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Como se ha dicho, para evaluar los efectos de la desinfección del Río Bogotá, se ha considerado la cuenca media y baja, a partir de la PTAR Salitre. Dichas cuencas se modelaron independientemente, ya que el Embalse del Muña no es objetivo de este estudio, pero afecta grandemente la contaminación del agua del río Bogotá. Así, la cuenca media incluye desde la descarga de la PTAR Salitre hasta la entrada del Embalse del Muña, mientras la cuenca baja va desde la descarga del Muña hasta la desembocadura del Río Bogotá en el Río Magdalena.

5.4.6.1 Cuenca Media

La gráfica que permite encontrar rápidamente un diagnóstico del modelo es la de distribución del indicador de ajuste (1-R2) con respecto a los parámetros de calibración (Ver figura 47), de donde se puede decir que los valores que se muestran en la tabla 30 corresponden al óptimo para la calibración del modelo, los cuales MCAT muestra con un cuadro rojo (ver figura 48). Reportando dichos valores en las unidades típicas, se tiene: $Vs = 0.0718$ m/s, $Kb = 228$ d⁻¹, $Vr = 2102$ mm/yr, $Vd = 75,3677$ m/s. Igualmente, la figura 48 permite identificar que se presenta el parámetro con mayor sensibilidad es la tasa de muerte natural (Kb)

Tabla 30. Parámetros para la calibración óptima del modelo de patógenos

Sím-bolo	Parámetro	Unidades	Valor Calibrado
<i>Vs1</i>	Vel. Sedimentación en la cuenca media	m/h	258.5256
<i>Kb1</i>	Tasa mortalidad de bacterias en el líquido cuenca media	h ⁻¹	9.4976
<i>Vr1</i>	Velocidad de resuspensión cuenca media	m/h	2.4E-04
<i>Vd1</i>	Velocidad de difusión cuenca media	m/h	75.3677

La desviación de la correlación (1-R2) para el caso del punto óptimo es de 0,38, con lo que la bondad de ajuste del modelo sería del 62%. La figura 50 muestra el rango de confianza que permite el modelo bajo las mejores condiciones, donde se puede ver que el ajuste no es excelente pero se aproxima a la mayoría de los puntos, especialmente desde el nodo 6.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

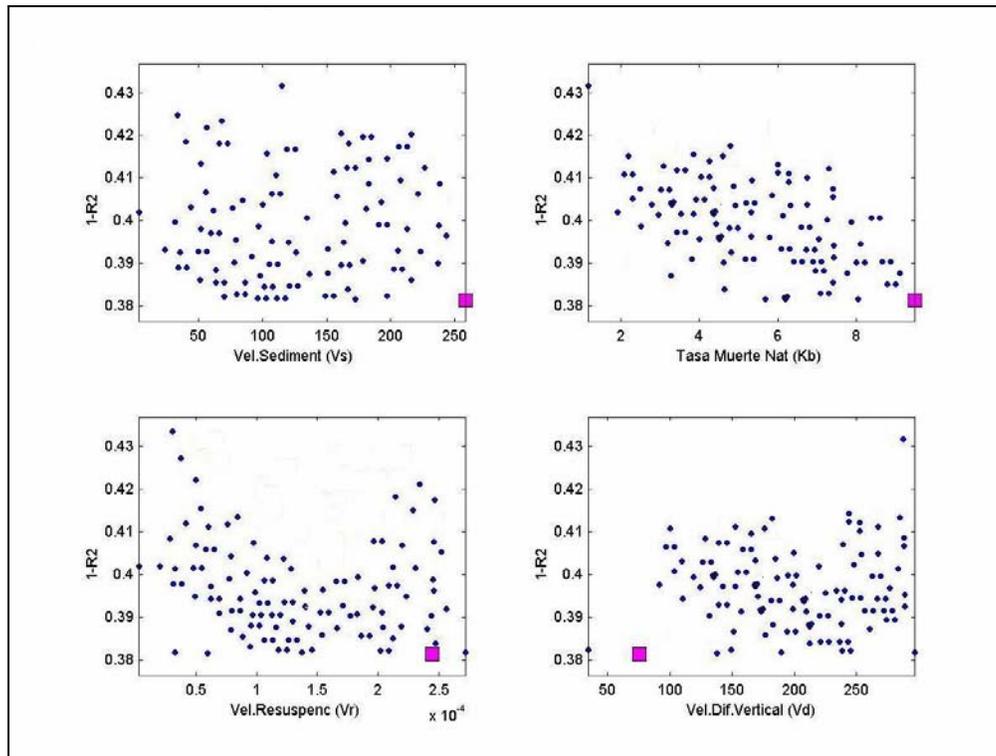


Figura 47. Distribución de la desviación de la correlación (1-R2) para los parámetros de Calibración en cuenca media

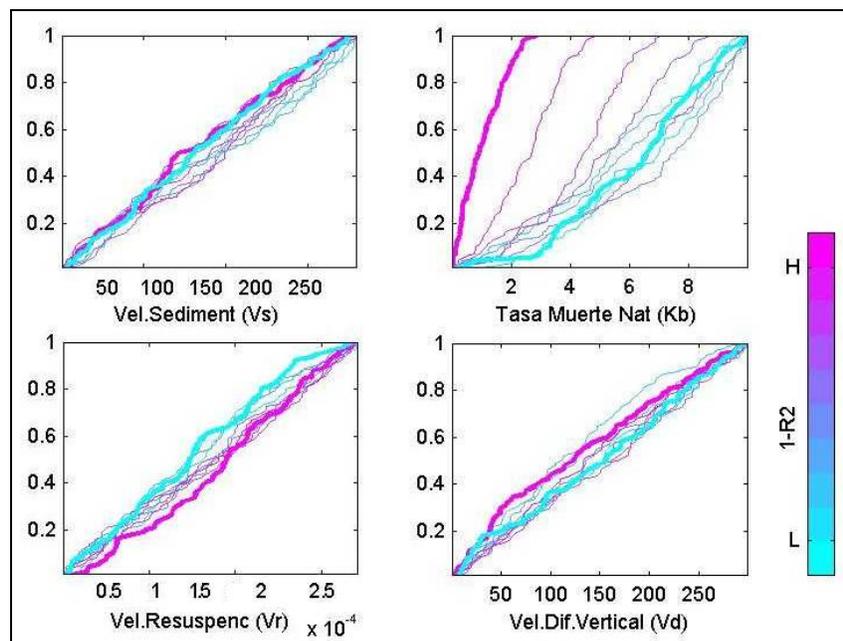


Figura 48. Análisis de sensibilidad regional del Modelo en cuenca media

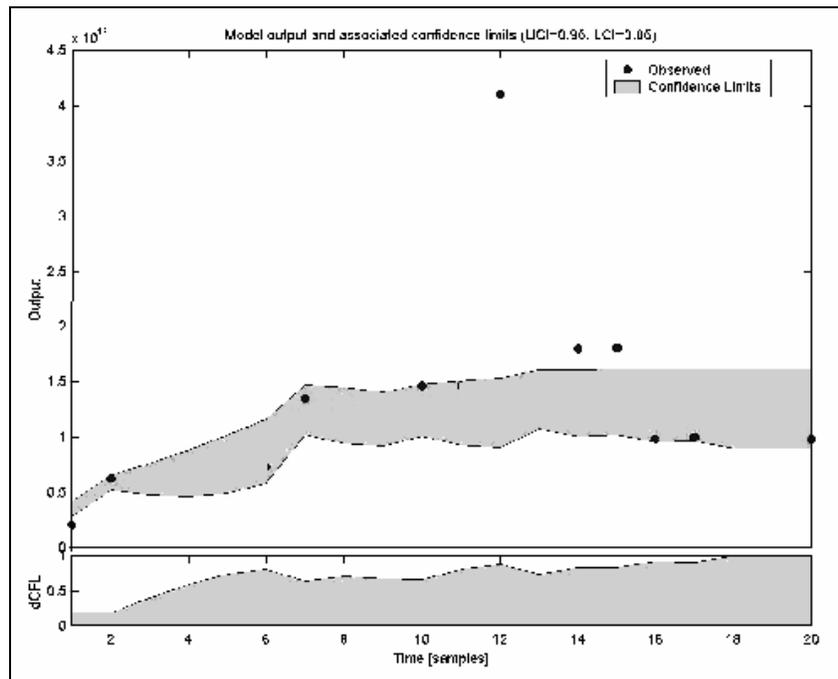
Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Figura 49. Banda de Confianza de la incertidumbre del Modelo en cuenca media

5.4.6.1.1 Verificación

Finalmente, una vez identificados los parámetros que ajustan mejor el modelo, se realiza la verificación, corriendo el modelo para los mismos periodos de tiempo antes descritos en las condiciones dadas en la tabla 30, obteniendo la curva que se observa en la figura 50, la cual resulta ajustarse en forma aceptable.

5.4.6.2 Cuenca Baja

Igual que para el caso de la Cuenca Media, en la figura 51 se puede ver la distribución de la desviación de la correlación, donde se muestra el mejor valor del parámetro (marcado con un diamante fucsia), de donde se puede decir lo siguiente:

Como era de esperarse, el ajuste de los valores reales en la cuenca baja es muy pobre, en razón a que desde la definición de los valores máximos y mínimos de cada parámetro ya existían varios puntos experimentales fuera del rango considerado. Los puntos con menor error dentro de las 100 corridas aleatorias realizadas, se muestran en la tabla 31.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

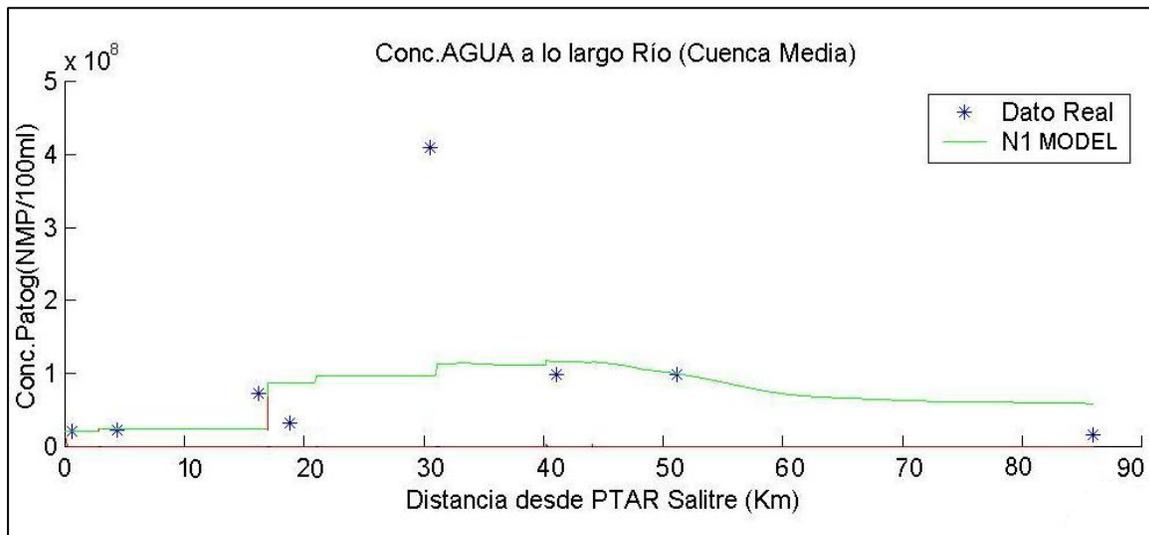


Figura 50. Verificación del modelo de la cuenca media calibrado

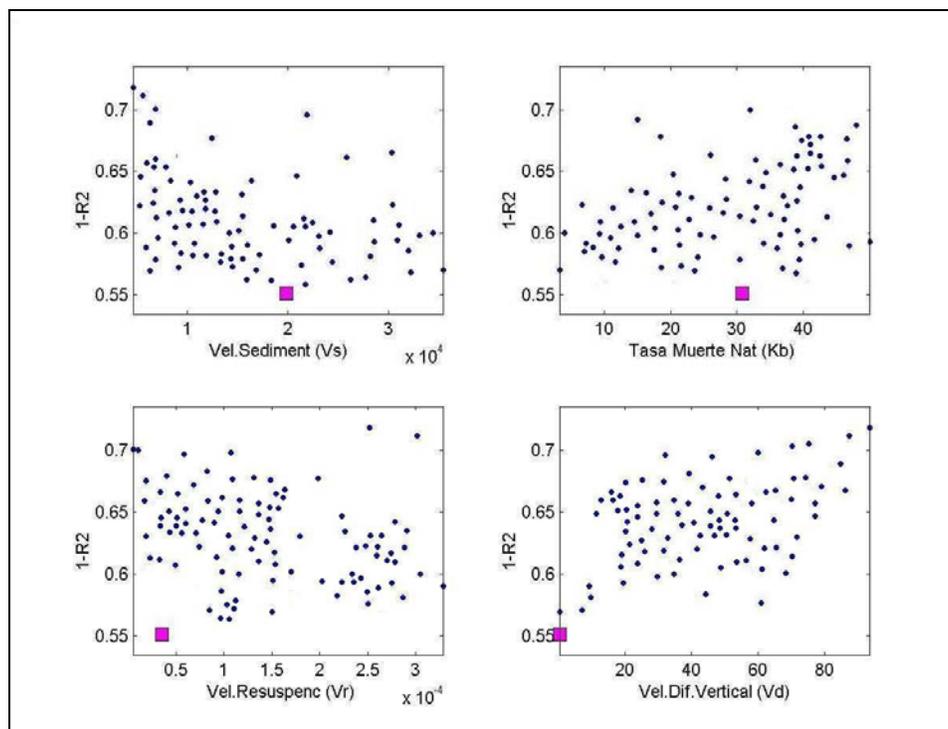


Figura 51. Distribución de la desviación de la correlación (1-R2) para los parámetros de Calibración en cuenca baja

En general, se puede decir que los parámetros no muestran una tendencia clara, generando incertidumbre sobre los valores de calibración. Sin embargo, por no contar con herramientas diferentes para llegar a determinar dichos parámetros, se acogerán para llevar a cabo la simulación final, teniendo presente su incertidumbre. Lo anterior se comprueba al

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

observar la desviación de la correlación obtenida en el punto óptimo, correspondiente a 0,54, equivalente a un nivel de bondad del ajuste de los datos del 46%. Los valores de la calibración, en unidades más comunes son: $Vs = 5.5205$ m/s, $Kb = 744$ d⁻¹, $Vr = 262.8$ mm/yr, $Vd = 1$ m/s.

Tabla 31. Parámetros para calibración óptima del modelo de patógenos en cuenca baja

Sím-bolo	Parámetro	Unidades	Valor Calibrado
$Vs2$	Vel. Sedimentación en el la cuenca baja	m/h	1.9874E+04
$Kb2$	Tasa mortalidad de bacterias en el líquido en cuenca baja	h ⁻¹	31
$Vr2$	Velocidad de resuspensión cuenca baja	m/h	3E-05
$Vd2$	Velocidad de difusión cuenca baja	m/h	1

La figura 52 muestra el rango de confianza que permite el modelo bajo las mejores condiciones, donde se puede ver que desvía en algunas secciones de la cuenca, pero en la parte final tiene buen ajuste a los puntos experimentales.

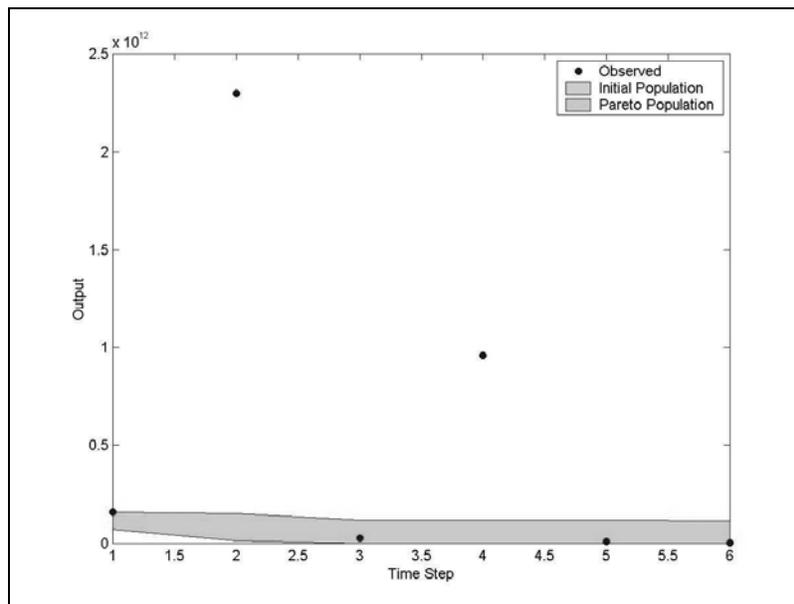


Figura 52. Banda de Confianza de la incertidumbre del Modelo en cuenca baja

Asimismo, en la figura 53 se puede ver que los parámetros más sensibles son la tasa de muerte natural y la Velocidad de difusión vertical, en su orden.

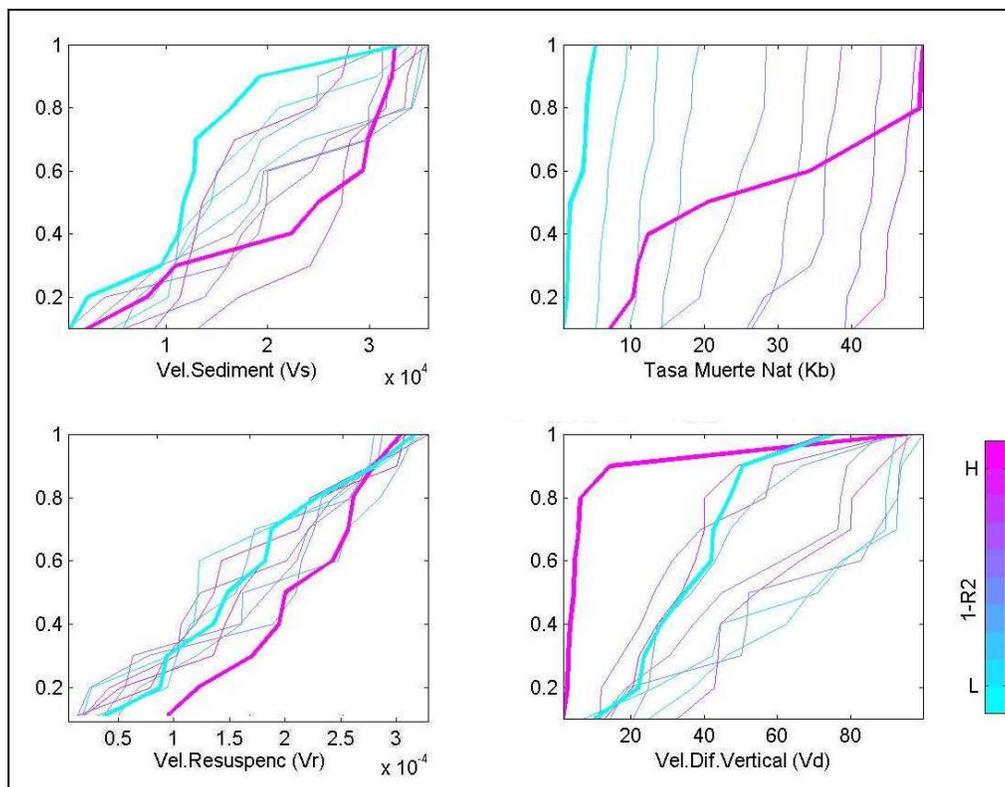
Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Figura 53. Análisis de sensibilidad regional del Modelo en cuenca baja

5.4.6.2.1 Verificación

Finalmente, una vez identificados los parámetros que ajustan mejor el modelo, se realiza la verificación, corriendo el modelo para los mismos periodos de tiempo antes descritos en las condiciones dadas en la tabla 31, obteniendo la curva que se observa en la figura 54, la cual resulta ajustarse en forma inadecuada.

5.4.7 Comparación con Modelos previos

En un estudio de modelación de la calidad del agua del río Bogotá, realizado por la Universidad de los Andes, junto con la Empresa de Acueducto y alcantarillado de Bogotá, en el año 2002, se implementó un modelo para coliformes en el Río Bogotá, considerando un modelo de decaimiento natural de primer orden. Para su calibración se utilizaron los datos de las cinco campañas de medición adelantadas en el mismo proyecto, de donde se obtienen los parámetros de calibración que se reportan en la tabla 32.

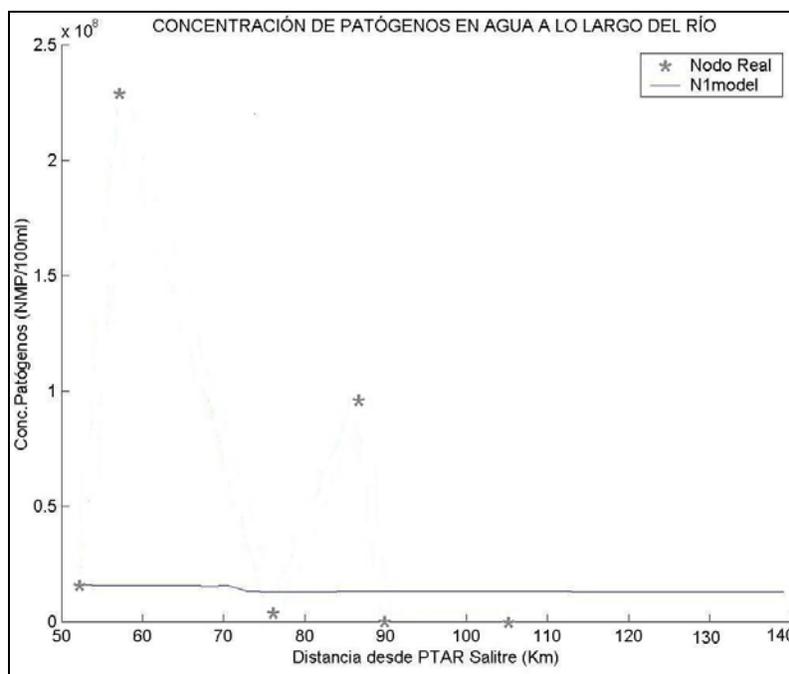
Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Figura 54. Verificación del modelo de la cuenca baja calibrado

Tabla 32. Valores parámetros óptimos de tasa decaimiento para coliformes totales en el modelo Streeter Phelps (EEAB, Uniandes, 2002)

	Cuenca media		Cuenca baja	
	Kb (d ⁻¹)	1-R2	Kb (d ⁻¹)	1-R2
Campaña 2	0,37	0.62	0	1.24
Campaña 3	1	No reportada	2,87	0.15
Campaña 4	0,09	0.71	4	0.97
Campaña 5	0,84	1.01	0,84	0.71

Como se puede ver, el valor de la desviación de la correlación es muy alto en todos los casos, excepto en el caso de la cuenca baja en su campaña 3, siendo incluso mayor que uno (1) en algunos casos, lo cual no tiene significado físico. Por lo anterior, los valores obtenidos en dicho estudio preliminar no son consistentes para todas las campañas hidrológicas y obligaron a pensar en la necesidad de incluir otros factores, en modelos más complejos de mortalidad de bacterias.

Es importante resaltar que en dicho estudio se modificaron los valores de las concentraciones de las descargas pues notaron que había un desbalance en las concentraciones a lo largo del río. Aproximación que para el caso no fue considerada pues

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

el objetivo era tratar de aproximar más el modelo a la realidad, aunque valdría la pena explorar estas posibilidades para evaluar si se mejora el ajuste del modelo propuesto.

Posteriormente, Raciny (2003), implementó, calibró y comparó dos modelos desarrollados para diferentes parámetros fisicoquímicos y biológicos: el ADZ y el de Streeter Phelps, incluyendo los coliformes totales. El modelo de Streeter Phelps considera una cinética de primer orden para los patógenos y supone caudal constante. El modelo de ADZ considera mecanismos de transporte relacionados con procesos advectivos y dispersivos acoplando el término de decaimiento asociado a proceso no conservativos, generando en estado estable, un modelo que depende de una cinética de primer orden y de la corrección por temperatura. Raciny (2003) reporta que tanto el modelo de Streeter Phelps como el ADZ generan las mismas bandas de confianza (figura 57), y el mismo valor de la constante de muerte natural (K_b), de 0,052 d⁻¹, con una desviación de la correlación ($1-R^2$) de 0,85, por lo que en adelante se manejarán como si fueran un solo modelo.

La diferencia fundamental entre los modelos previos y el desarrollado en este documento es la consideración de factores adicionales al decaimiento por muerte natural o salinidad en una cinética de primer orden, como son la difusión agua-sedimento, advección, dispersión longitudinal, resuspensión y pérdida burial.

Los datos del resultado de la modelación según Streeter Phelps y el ADZ proporcionan una respuesta aproximada en el orden de magnitud de la medición real, pero, en general, pocos datos observados en la realidad caen dentro del rango definido por el modelo con un nivel de confianza del 95% (ver figura 57), mientras que el modelo con todos los factores para la cuenca media genera un rango de confianza que incluye la mayoría de los puntos observados (ver figuras 50 y 56), lo cual deja en evidencia la ventaja de incluir los factores ya mencionados. En el caso de la cuenca baja, hace falta calibrar el modelo considerando las otras campañas de medición en el Río Bogotá y realizar mas pruebas recientes, para definir con mayor certeza los parámetros del modelo. Por otra parte, es importante observar la escala de las gráficas antes citadas, para reconocer que una pequeña diferencia en la curva de la figura 55 puede implicar una variación de varios órdenes de magnitud, mientras que en las figuras 52 y 54 esto no sucede.

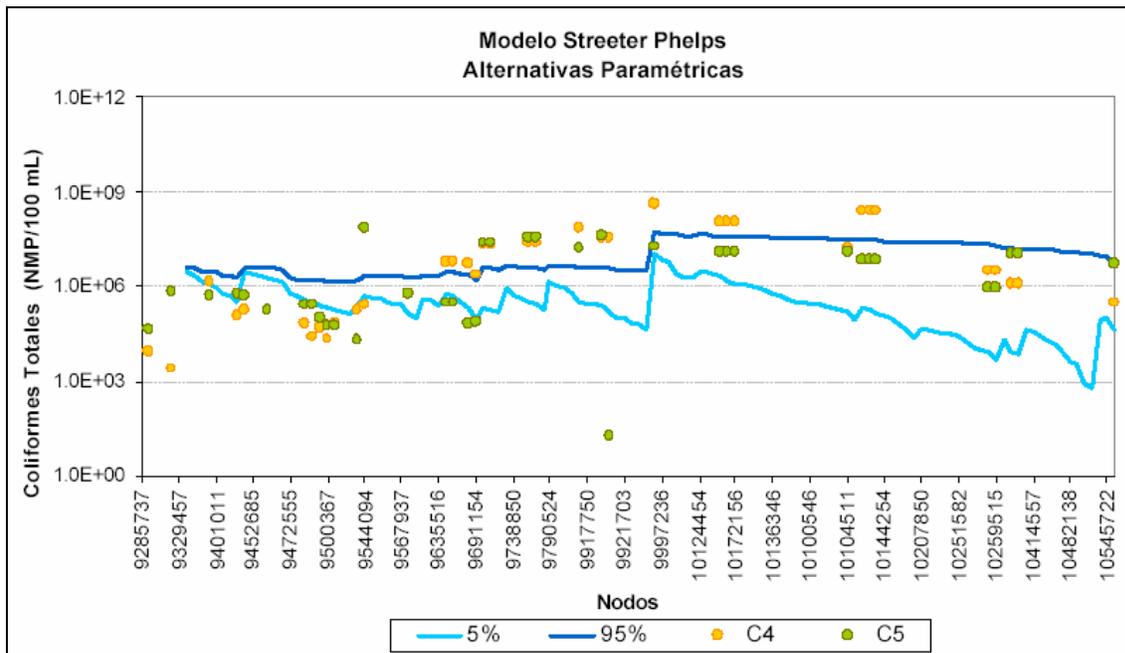
Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Figura 55. Banda de confianza del Modelo de Patógenos según Streeter Phelps en toda la cuenca del Río Bogotá (Raciny, 2003).

Sobre los resultados de la tasa de muerte natural o por salinidad (kb) para la cuenca media y baja, con un valor de $9,5 \text{ h}^{-1}$ y 31 h^{-1} , que corresponde a 228 d^{-1} y 744 d^{-1} respectivamente, comparados con los valores reportados en la tabla 32, se puede decir que son totalmente diferentes, puesto que el modelo que considera todos los factores debe compensar el efecto de las otras variables. Aunque es importante recordar que en el caso de la cuenca media, la combinación de parámetros óptima, generó una desviación de la correlación ($1-R^2$) de 0.38, lo cual permite un nivel de ajuste del 62%, mientras para la cuenca baja fue del 46%, con una desviación de la correlación de 0,54. De lo anterior, se concluye que los datos obtenidos por el modelo multifactorial, aquí propuesto, se podrían tomar como base para futuras calibraciones con datos más recientes y más detallados tanto del cauce del río, como de las descargas, para poder determinar el valor real de los parámetros de calibración considerados.

6 ESTUDIO Y SELECCIÓN DE LA ALTERNATIVA DE DESINFECCIÓN PARA EL CASO DEL RÍO BOGOTÁ

El propósito de seleccionar un sistema de desinfección es obtener máxima efectividad sobre la amplia variedad de condiciones microbiológicas esperadas, mínimos efectos indeseables sobre el agua a tratar y mayor economía. Todas estas características son muy difíciles de conseguir, por ello es necesario realizar un análisis de las ventajas y desventajas de cada método en cada uno de estos aspectos, a fin de elegir el más adecuado. En estos términos, en este capítulo se realiza una comparación de las alternativas desde el punto de vista técnico y posteriormente se analizarán económicamente, solo aquellas que sean viables técnicamente.

La selección del proceso de desinfección debe realizarse después de considerar el caudal de aguas residuales a tratar, la calidad final deseada y exigida de desinfección según el uso que se le vaya a dar, la razón de aplicación y demanda, pH del agua a tratar, costos y disponibilidad del equipo y suministros (Art. 75 y 167. Resolución No. 1096 de 2000).

6.1 ASPECTOS TÉCNICOS

Para poder realizar una comparación técnica de las alternativas, es necesario contar con información básica, como las características más importantes de los métodos de desinfección, las cuales fueron descritas en el capítulo 6 y ahora son resumidas en la Tabla 33. Adicionalmente, se debe tener en cuenta aspectos como los grupos patógenos objetivo, las condiciones del agua a tratar, que se describen a continuación.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Tabla 33. Comparación de los tipos de desinfectantes (Trussell y Rhodes, 1991, OPS-OMS, 1995, OPS, 1999)

FACTORES Y CONSIDERACIONES		CLORO	HIPOCLORITO	CLORAMINAS	OZONO	MOGOD	LUZ UV
CLASE DE USO		Prim. y secund.	Prim. y secund.	Prim. y secund.	Prim. y secund	Prim. y secund	Prim. y secund
EFICACIA	Bacterias	Muy bueno como HOCl	Muy bueno como HOCl	Deficiente	Excelente	Muy bueno	Muy bueno
	Virus	Muy bueno como HOCl	Muy bueno como HOCl	Deficiente	Excelente	Muy bueno	Muy bueno
	Protozoos	Regular	Regular	Muy deficiente	Muy bueno	Bueno	Regular
	Helminthos	Bueno	Bueno	Sin información	Excelente	Bueno	Sin información
INFL. FACTORES	pH	El aumento reduce eficiencia	El aumento reduce eficiencia	pH>7, monoclóraminas pH<5, dicloroaminas	El cambio de pH tiene poco efecto	Menor efecto del pH que el cloro	Ningún efecto
	Alta Turbiedad y S. S	Disminuye eficiencia desinf	Disminuye eficiencia desinf	Disminuye eficiencia desinf	Disminuye eficiencia desinf	Disminuye eficiencia desinf	Disminuye eficiencia desinf
	Disminución Temperatura	Reduce eficiencia	Reduce eficiencia	Reduce eficiencia	Reduce eficiencia	Reduce eficiencia	Poco efecto
	Amoniaco y prod. Org.	Formación Comp Organoclorados	Formación Comp Organoclorados	Poco efecto	Ejerce una demanda de ozono	Menos afectado que el cloro	Ningún efecto
EFECTOS (dosis normal)	En salud	Ninguno	Ninguno	Ninguno	Ninguno	Ninguno	Ninguno
	En sabor / En olor	Insignificante en ausencia productos orgánicos	Insignificante en ausencia productos orgánicos	Insignificante	Ninguno	No detectable	Ninguno
DERIVADOS	Sabores / olores	De la Rx con prod. Org. y fenoles	De la Rx con prod. Org. y fenoles	Ninguno para monoclóraminas Moderado para dicloroaminas Alto para tricloroaminas	Mejora	Mejora	Ninguno
	Subproductos indeseables	Trihalometanos, ácidos acéticos clorados, Haloácido nitrilos y otros	Trihalometanos, ácidos acéticos clorados, Haloácido nitrilos y otros	Formación de cloruro de cianógeno	Forma bromatos y bromoformos	30-80% menos del nivel desarrollado por el cloro	Ninguno

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

FACTORES Y CONSIDERACIONES (continuación)		CLORO	HIPOCLORITO	CLORAMINAS	OZONO	MOGOD	LUZ UV
VALORES	Dosis (mg/L)	2,0 - 5,0	2,0 - 5,0	1,0 - 2,0	4,8 – 8,0	1,0 – 3,0	30.000 μVatios/s.cm ²
	Residuos (mg/L)	0,2 – 0,5	0,2 – 0,5	1,0 - 2,0	Ninguno	0,1 – 0,2	Ninguno
	Tiempo de contacto (min)	30	30	Muy largo	10 - 20	15 - 20	Corto
	Requisitos previos a la desinfección	Turb<1 UN 6,5<pH<7,8	Turb<1 UN 6,5<pH<7,8	Turb<1 UN 6,5<pH<7,8	Turb<1 UN 6,0<pH<9,5	Turb<1 UN 6,0<pH<8,5	Turb<1 UN Eliminar color
	Preparación Necesaria	No se requiere	Mezcla en lotes	Según proporción de amoniaco y cloro	Desecación y enfriamiento del aire	Mezcla en lote de la solución de sal	No se requiere
	Sustancias necesarias	Cloro	Cloro y Sodio o Calcio	Amoniaco y cloro	Ozono y oxígeno o aire	Cloro, peróxidos y ozono	Ninguno
	Dificultad Prueba residual	Relativamente fácil	Relativamente fácil	Relativamente fácil	Bastante difícil	Relativamente fácil	No se aplica
	Efecto de sobredosis	Sabores y olores / THM en presencia Orgánicos y precursores	Sabores y olores / THM en presencia Orgánicos y precursores	Sin sabor ni olores ni THM	Sin efecto	Menos que para el cloro	Sin efecto
	Requisitos de energía	Sí, para bomba de refuerzo	Depende del equipo	Depende del proceso	Sí	Sí	Sí
	Envase de prod. Quím	Cilindros de 100 y 150 lb y 1 ton	Polvo de HTH; tambor de 45 kg. Tabletas de HTH, tambor de 60 lb. NaOCl, 1gil, 6400 L	Cloro igual que hipoclorito, amoniaco en cilindros o cloraminas preformadas	No se requiere ninguno	NaCl en bolsas de 80 lb	No se requiere ninguno
	Experiencia en América Latina	Amplia	Amplia	Poca	Limitada	Limitada	Limitada
	Costos (US\$)	0,70 – 4,50	1,2 – 8,00	Sin información	2,50 – 5,00	0,5 – 1,00	No se aplica
	Costo con Relación al cloro gaseoso	1	2 – 4 veces más caro	3 – 4 veces más caro	3 – 5 veces más caro	0,6 – 1,5 veces más caro	3 – 5 veces más caro
OBSERVACIONES	Reduce los sabores y olores por encima del punto de quiebre pero puede producir THM	Reduce los sabores y olores por encima del punto de quiebre pero puede producir THM	Desinfectante débil, puede permitir el recrecimiento de bacterias	Descompone moléculas org en forma más biodegradable. Posible recrecimiento de microorganismos	Desinfectante eficaz pero el efecto según dosis de oxidante no se conoce claramente	La dosificación es difícil de medir y asegurar	

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá**6.1.1 Identificación de los grupos a desinfectar**

La característica más importante de un método de desinfección es su eficacia. Por ello, es necesario identificar los grupos patógenos críticos para ser eliminados y evaluar el comportamiento del método frente a ellos. Una guía para estimar la relevancia de la remoción de cierto microorganismo del agua es su “peligrosidad”, la cual está relacionada con la cantidad excretada por organismo infectado en las heces, la supervivencia del microorganismo en el agua, la dosis necesaria para infectar un organismo y los brotes que se han presentado (Craun, 1996)

A partir de la información reportada en la tabla 34, es posible concluir que los microorganismos que más frecuentemente generan brotes de enfermedades y resisten más en condiciones ambiente son las bacterias, aunque como se puede ver, también son los microorganismos que tienen una dosis infectante más alta. En estos términos, también es importante analizar las características de los virus y de los protozoarios, que aunque no presentan brotes tan frecuentes y no sobreviven mucho tiempo en el agua, sí requieren una dosis muy baja para infectar a un individuo, por lo cual representan también un riesgo potencial. Así, en el análisis de las alternativas de tratamiento, se tendrá en cuenta la de desinfección de Bacterias, Virus y Protozoarios, en orden de prioridad.

6.1.2 Condiciones del Agua a tratar

El punto en el cual se proyecta la implementación del método de desinfección, como tratamiento terciario, es la planta de tratamiento de agua El Salitre. Por ello, en adelante se listan los parámetros promedio de las cinco campañas realizadas en este punto.

- Caudal (Q) = 16 m³/s
- Temperatura (T) = 18,5 °C
- Turbiedad aproximada = 8 – 50 UNT
- pH = 6,5 – 8,5

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

- Conductividad = 600 μ s
- Oxígeno disuelto (O.D) = 0 mg/L
- DBO = 90 mg/L
- DQO = 150 mg/L
- Sólidos Suspendidos Totales (SST) = 100 mg/L
- Concentración de E-coli = 5×10^7 NMP/100ml
- Concentración de Coliformes totales = 5×10^8 NMP/100ml

Tabla 34. Comparación de agentes patógenos procedentes de heces (Geldreich, 1996)

Agente Patógeno	Cant. Excretada por individuo infectado/g heces	Máxima supervivencia en el agua (d)	Dosis infectante (NMP/100ml)	Brotos de enfermedades transmitidas por agua potable contaminada		
				Estados Unidos	Suecia	Reino Unido
BACTERIAS						
E. coli toxígena	10^8	90	$10^2 - 10^9$	3	1	-
Salmonella	10^6	60-90	$10^6 - 10^7$	19	2	9
Shigella	10^6	30	10^2	57	2	4
Campylobacter	10^7	7	10^6	13	5	5
Vibrio cholerae	10^6	30	10^8	1	-	-
Yersinia enterocolítica	10^5	90	10^9	2	-	-
Aeromonas	-	90	10^8	-	1	-
Leptospira	-	-	3	3	-	-
VIRUS						
Enterovirus	10^7	90	1-72	2	-	-
Hepatitis A	10^6	5-27	1-10	29	1	-
Rotavirus	10^6	5-27	1-10	1	1	-
Norwalk	-	5-27	-	24	-	8
PROTOZOARIOS						
Entamoeba	10^7	25	10-100	1	-	1
Giardia	10^5	25	1-10	118	1	1
Cryptosporidium	10^2	-	1-30	7	-	2
Balantidium coli	-	20	25-100	-	-	-
HELMINTOS						
Echinococcus	-	-	-	-	-	-
Ascaris	10^3	365	2-5	-	-	-
Taenia	10^3	270	1	-	-	-

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

6.1.3 Comparación de las técnicas de desinfección

Los dispositivos de desinfección varían considerablemente en complejidad técnica y requisitos de operación y mantenimiento. En general, los sistemas más complejos requieren personal más calificado que los sencillos, aunque estos últimos pueden requerir atención más frecuente. El sistema técnicamente apropiado, debe tener alta efectividad, durabilidad, fácil operación, disponibilidad de repuestos y mínima generación de subproductos indeseables.

En circunstancias normales, ningún sistema de desinfección alcanzará todas las metas. Así, es importante establecer una jerarquía de los objetivos deseados y luego definir un equilibrio entre las prioridades del desempeño deseado. Para ello, se ha acogido la metodología propuesta por la OMS (ver figura 58), para la selección de un sistema de desinfección.

Dicha metodología, involucra aspectos como la eficacia, efecto residual, infraestructura, habilidades técnicas disponibles, subproductos de desinfección indeseables y la inversión requerida, donde la prioridad se concentra en la efectividad del método bajo las condiciones del agua a tratar y en el riesgo potencial para la salud de la población. Para realizar la comparación de las alternativas de desinfección, se ha diligenciado cada pregunta que plantea la metodología de la OPS y se ha resumido para todos los métodos en la Tabla 34, donde la numeración de las preguntas corresponde a las indicadas en la figura 58. En tal comparación, se ha considerado que para todas las técnicas existe suficiente capacidad técnica y de organización, hay infraestructura adecuada de apoyo para la operación y mantenimiento y no hay limitaciones energéticas.

El análisis que sigue se hizo según el principio de desinfección, con fundamento en la Tabla 33, teniendo en cuenta su efectividad, efecto residual, desempeño bajo las condiciones del agua a tratar y la generación de subproductos de desinfección (SDD) indeseables, como complemento de la Tabla 35, lo cual corresponde a las preguntas 1 al 6 de la figura 56.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

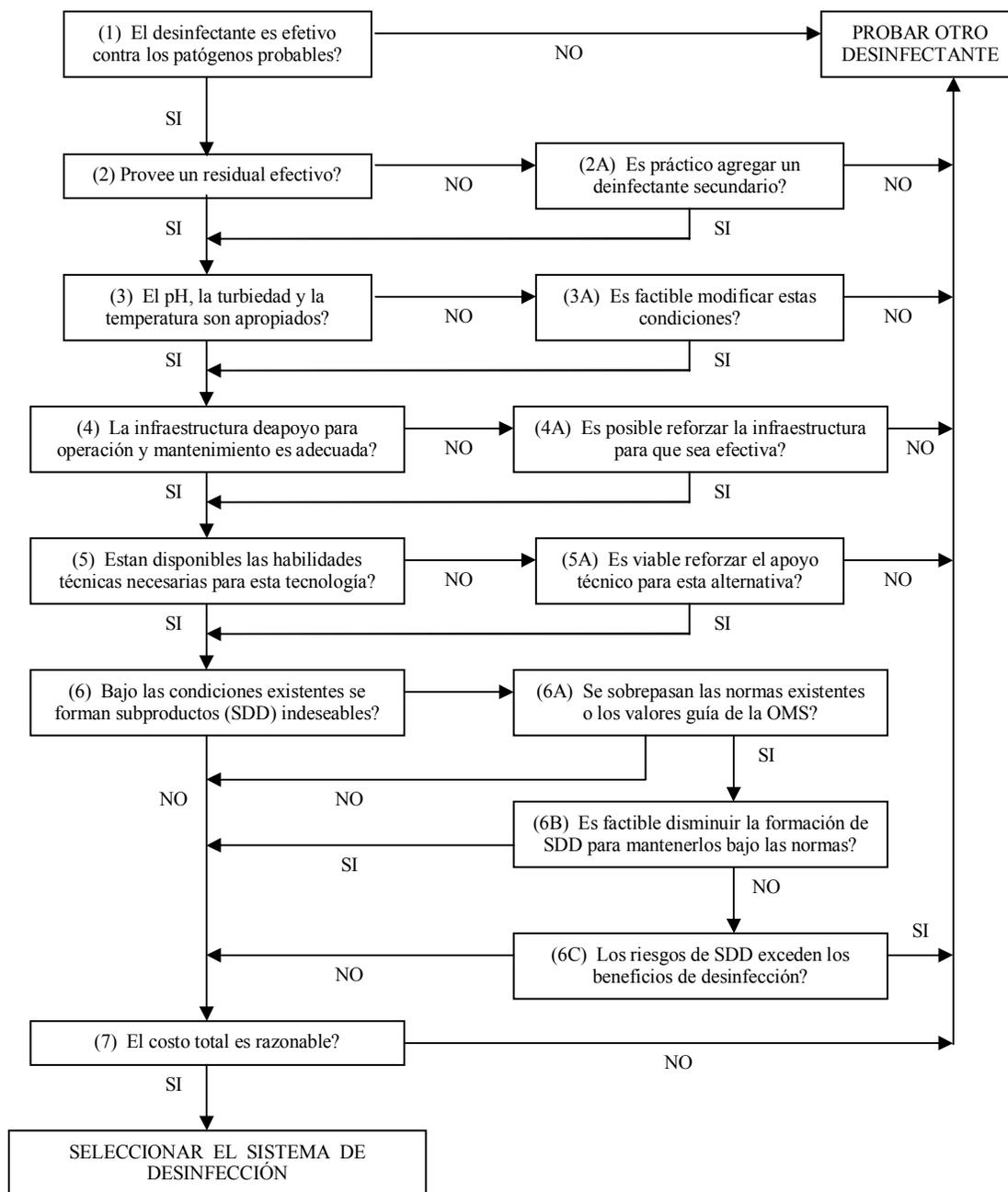


Figura 56. Algoritmo para seleccionar un sistema de desinfección (OPS-OMS, 1995)

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Tabla 35. Comparación sistemas de desinfección, según metodología OMS-OPS

Equipo / Pregunta*	1	2	2A	3	3A	4	4A	5	5A	6	6A	6B	6C	7	Pre-Selección?	
Clorador Gas a Vacío	Si	Si	-	No. La turbiedad es inadecuada	Si. Usar filtro lento de arena antes de la desinfección	Si	-	Si	-	Si	Si	Si. Usar filtro lento de arena antes de la desinfección	No	?	Si	
Hipoclorador Diafragma	Si	Si	-			Si	-	Si	-	Si	Si		No	?	Si	
Dosificador de tabletas	Si	Si	-			Si	-	Si	-	Si	Si		No	?	Si	
Dosificador de píldoras	Si	Si	-			Si	-	Si	-	Si	Si		No	?	Si	
Hipoclorador por gravedad	Si	Si	-			Si	-	Si	-	Si	Si		No	?	Si	
Hipoclorador in-situ	Si	Si	-			Si	-	Si	-	Si	Si		No	?	Si	
Cloraminas	No	-	-			-	-	-	-	-	-		No	?	No	
Ozono	Si	No	Si			Si	-	Si	-	Si	No		-	No	?	Si
Luz U.V.	Si	Si	Si			Si	-	Si	-	No	-		-	No	?	-
M.O.G.O.D	Si	Si	-			Si	-	Si	-	Si	No		-	No	?	Si

* Los números de las preguntas corresponden a los que se indican en la figura 58.

6.1.3.1 Técnicas de Cloración

Son técnicas muy efectivas para bacterias y virus y aceptables para helmintos, mientras que para protozoos resultan ser muy deficientes. La ventaja de esta técnica es que tiene efecto residual efectivo, aunque esto implica que también produce algunos SPD carcinogénicos teratogénicos o mutagénicos dependiendo de los precursores presentes en el agua a tratar. Para el caso, la turbiedad no es adecuada (se esperaría que fuera del orden de 1 UNT, y se cuenta por lo menos con 8 veces ese valor), por lo cual sería recomendable mejorar los procesos de tratamiento primarios y secundarios, previos a la etapa de desinfección o evaluar la factibilidad de incluir una etapa de filtración reduciendo así los precursores de SPD. En realidad, la comparación de los equipos de cloración debería fundamentarse en el aspecto económico, puesto que en general mantienen condiciones equivalentes en cuanto a la seguridad durante la operación y mecanismo de desinfección (efectividad, efecto residual, desempeño bajo las condiciones del agua a tratar y la generación de subproductos de desinfección). Sin embargo, en adelante se comparan en sus aspectos técnicos de detalle.

Entre los cloradores a gas, se prefiere trabajar con el clorador de gas a vacío porque presenta mejores condiciones de seguridad, dosificación controlada, aunque requiere

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

energía para el funcionamiento de la bomba reforzadora. Por ello, el análisis de costos se realizará respecto al clorador de gas a vacío y la descripción del equipo de cloro de gas que aparece en la Tabla 33 corresponde a este sistema.

Los diferentes tipos de hipocloradores resultan ser igualmente efectivos y seguros, la diferencia entre ellos radica en la facilidad de instalación y manejo del equipo y los requisitos de energía. Las cloraminas, por su parte, presentan una efectividad deficiente contra la mayoría de microorganismos, genera SPD muy peligrosos (mono y dicloraminas), es un método más costoso que la cloración con gas y con hipoclorito y además, se tiene poca experiencia con este en método América latina. Por todo lo anterior, no se incluirá este método dentro de la comparación económica final.

Con lo anterior se llega a la conclusión general de que las diferentes técnicas de cloración son técnicamente adecuadas para la desinfección, con excepción de las cloraminas. Sin embargo, hasta el momento no se ha considerado el aspecto de seguridad ni de operación, por lo que en adelante se comparan las diferentes presentaciones del cloro bajo dicha perspectiva.

El tamaño del sistema de desinfección determina la conveniencia del uso de una u otra presentación del cloro. Es poco práctico usar gas en un sistema muy grande, dadas las limitaciones en la seguridad por los escapes en los contenedores de cloro, durante su manipulación. Por ello, en todos, excepto en las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) muy pequeñas (menos de 43,8 l/s), o para los casos en los que el cloro se pretende usar ocasionalmente, se emplea la alimentación del cloro en solución (EPA, 1986).

El uso de hipoclorito de calcio es restringido principalmente a las plantas de tratamiento de agua residual (PTAR) más pequeñas, debido a la economía de los suministros químicos. La solución alimentada de hipoclorito de calcio tiene desventajas inherentes como que al adicionarle agua produce un lodo de carbonato de calcio que se sedimentará en las superficies y tanques de almacenamiento.

La selección entre cloro gaseoso, hipoclorito de sodio e hipoclorito de calcio está influenciada principalmente por aspectos económicos, además de las consideraciones de seguridad con el uso del cloro gaseoso. En las PTAR que sirven grandes municipios, puede

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

ser ventajoso el uso de hipoclorito de sodio, pues, logra minimizar riesgos asociados al transporte de cloro líquido a través de zonas urbanas pobladas, aunque pueda representar mayores costos unitarios (EPA, 1986). A partir de lo anterior, se define que para la comparación económica final se considerará como técnica de cloración, se excluirá también el uso de cloro gaseoso, así que se tendrán en cuenta solamente los hipocloradores.

Debido a que la técnica de desinfección a elegir debe ser apropiada, no solo para tratar grandes caudales de agua, sino que debe permitir dosificar adecuadamente para evitar riesgos con la cloración excesiva (riesgo químico) o escasa (riesgo biológico), el equipo de hipocloración por gravedad y el dosificador de tabletas resultan inadecuados, ya que la dosificación se realiza gracias a las diferencias de altura en el nivel del líquido, tamaño y número de orificios, lo cual es impreciso y además no permite un control directo posterior. Adicionalmente, en el caso del dosificador de tabletas se requeriría de un operario que estuviera muy pendiente del momento en que se desgastan las tabletas para reponerlas, y aún así la concentración de la solución de cloración no sería uniforme (OPS-OMS, 1995).

En resumen, los equipos de cloración a considerar en la comparación económica para la selección final de la alternativa son el hipoclorador de bomba de diafragma y el hipoclorador in-situ. No se tendrá en cuenta el dosificador de píldoras, en razón a que su mecanismo de operación está enfocado a pozos profundos, por los que su aplicación para el caso de interés es inadecuada.

6.1.3.2 Ozono

Desde el punto de vista de la eficacia biocida, el ozono es el desinfectante más potente, teniendo una excelente eficacia frente a todos los microorganismos, y se utiliza en los sistemas de tratamiento de agua, aunque no provee un efecto residual efectivo (por su corta vida media), por lo que, normalmente, es necesario adicionar un desinfectante secundario, como el cloro. El ozono solo no genera subproductos de desinfección, pero en presencia de bromuros, yoduros o algunos plaguicidas como malathion y parathion, puede formar bromoformos, THM, malaoxono y paraoxono, respectivamente, considerados como los subproductos de desinfección más tóxicos. Es un método que no presenta mayores riesgos de seguridad y su efectividad no se afecta grandemente con las condiciones de agua, aunque claramente la turbiedad disminuye la eficiencia de desinfección, lo cual significa

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

que sería necesario reducir el contenido de SST antes de la ozonación. Adicionalmente, para su buen funcionamiento hay que garantizar el suministro permanente de energía y su operación requiere de la vigilancia continua de personal bien capacitado (OPS-OMS, 1995).

6.1.3.3 Luz Ultravioleta

El tratamiento con luz ultravioleta también proporciona la máxima efectividad germicida para virus y bacterias, pero regular para helmintos (que no son objeto de este análisis), aunque no provee un efecto residual (ni subproductos de desinfección), por lo que, normalmente, es necesario adicionar un desinfectante secundario, como el cloro. Es un método que no presenta mayores riesgos de seguridad y su efectividad no se afecta grandemente con las condiciones de agua, aunque evidentemente, la turbiedad disminuye la eficiencia de desinfección, por lo cual habría que instalar un filtro lento de arena antes de la desinfección con luz UV. Al igual que para la ozonación, su buen funcionamiento depende del suministro permanente de energía y de la vigilancia continua de personal bien capacitado (OPS-OMS, 1995).

6.1.3.4 MOGOD

El método MOGOD (Mixed Oxidant Generated On-site for Disinfection) presenta muy buenas eficiencias para bacterias y virus y buena eficacia frente a protozoos y helmintos, incluso se podría decir que es más efectivo que la cloración (ver tablas 13 y 19). Al igual que en los demás métodos, MOGOD también se ve afectado por la alta turbiedad, por ello, sería recomendable emplear un sistema de filtración para reducirla y mejorar la eficacia del proceso. Su efecto residual es menor que el del cloro gaseoso generando entre un 30 y 80% menos de THM, lo que implica un riesgo menor para la salud. Además es un método muy seguro, aunque requiere un suministro de energía permanente para garantizar la desinfección (OPS-OMS, 1995)

6.1.4 Subproductos de desinfección

Sobre la comparación de desinfectantes desde el punto de vista de la generación de productos de desinfección, es importante considerar la normatividad existente, para

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

realmente identificar si vale la pena rechazar un método de desinfección considerando los subproductos de desinfección que genera. La OMS ha establecido unos valores guía para dos desinfectantes y 15 subproductos potencialmente tóxicos incluyendo los 4 Trihalometanos más comúnmente encontrados en el agua.

Para las sustancias identificadas como carcinogénicas, los valores de la norma representan la concentración en el agua asociada con **un caso adicional de cáncer en 100.000 consumidores que ingirieron 2 l/d por un periodo de 70 años**, lo que equivale a un riesgo de un caso adicional de cáncer de 10^{-5} . La OMS aclara que estos valores no deben considerarse exactos, debido a una serie de incertidumbres que involucran los factores utilizados en el modelo matemático desarrollado para determinarlos, pero pueden considerarse como una aproximación del riesgo de cáncer. Como ejemplo, se citan algunos valores guía de ciertos desinfectantes: para la monocloramina es de 3 mg/l, para el cloro de 5 mg/l, mientras para el bióxido de cloro no se ha establecido un valor.

Con el fin de equilibrar los riesgos microbianos y los químicos, la OMS recomienda utilizar un enfoque de Riesgo/Beneficio en el cual se consideren los agentes patógenos, los desinfectantes, los subproductos de la desinfección, la calidad del agua y el costo. También es importante tener en cuenta que los intentos por controlar los desinfectantes y sus subproductos no deben comprometer la desinfección misma.

La forma más económica y eficaz de minimizar la cantidad de precursores de los SDD es la reducción del material orgánico antes de entrar a la etapa de desinfección, especialmente los compuestos orgánicos halogenados (por ser más difíciles de oxidar y ser menos biodegradables), ya que se pueden conseguir los siguientes beneficios:

- Se reducirá la demanda del método oxidante
- Se reducirán las cantidades de sustancias orgánicas oxidadas que pudieran formarse posteriormente en el proceso
- Se reducirán los efectos perjudiciales sobre el agua tratada, causados por los niveles altos de sustancias orgánicas y productos residuales o SDD indeseables.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Una vez se han formado los subproductos de desinfección (SDD), se propone emplear las siguientes estrategias:

- La protección y el control de las fuentes de abastecimiento de agua para disminuir o eliminar los precursores
- La reducción de los precursores mediante el mejoramiento del tratamiento antes de la desinfección
- La reducción de la dosificación de cloro y/o el tiempo de contacto al mínimo necesario para la destrucción de agentes patógenos.
- La utilización de los desinfectantes alternativos.
- La remoción de los subproductos ya formados.

La aplicación de estas estrategias debe considerar los efectos de los factores físicos y químicos que influyen en la formación de los subproductos de desinfección, la modalidad de reacción de los precursores o los subproductos con los desinfectantes bajo diferentes condiciones, la complejidad técnica del proceso y el costo de las alternativas. Por ejemplo, la tecnología de la membrana, la adsorción con carbón activado y el uso de filtros biológicos pueden eliminar los precursores antes de la desinfección, pero son tratamientos costosos, por lo cual pueden ser poco factibles para los sistemas pequeños de abastecimiento de agua (OPS-OMS, 1995).

Afortunadamente, el mejoramiento de los procesos existentes, como la coagulación, la floculación, la sedimentación y filtración pueden hacer más eficaz la remoción de la materia orgánica natural y en general, de los precursores de SDD, además de reducir el uso de sustancias químicas para la desinfección. Una de las soluciones más sencillas es evitar la precloración e incluir el uso de prefiltros gruesos seguidos de filtros lentos de arena, ya que no solo reducirán los precursores, sino que también removerán quistes de protozoos como la *Giardia lamblia* y *Cryptosporidium parvum*, que son muy resistentes a la desinfección.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

6.1.4.1.1 Comparación Riesgo biológico Vs Riesgo químico

Los riesgos para la salud asociados con la contaminación química y biológica son diferentes. Los contaminantes químicos en el agua producen en su mayor parte, efectos adversos sobre la salud después de la exposición crónica a largo plazo. Esto es particularmente el caso de las sustancias tóxicas que se acumulan en uno o varios órganos del cuerpo humano, pero en general, los riesgos a largo plazo son sumamente bajos y dan tiempo para remediar la situación amenazante. La importancia de la presencia de los subproductos de desinfección en el agua potable es que varios de ellos puedan ser tóxicos y/o carcinogénicos, constituyendo un riesgo potencial para la salud de un número (relativamente pequeño) de consumidores después de una vida de exposición.

Contrariamente, los contaminantes biológicos del agua pueden producir problemas de salud inmediatos, agudos, con un gran impacto sobre números grandes de usuarios después de unos minutos de exposición a una dosis infectante del agente patógeno. Las consecuencias potenciales de la contaminación microbiana del agua, son tales que su control debe recibir la prioridad más alta (OPS-OMS, 1995).

Es importante resaltar que el riesgo **estimado** (de cáncer) por los subproductos de desinfección, como los trihalometanos (THM), es pequeño en comparación con el riesgo **real** que plantean los agentes patógenos transmitidos por el agua y la mortalidad y morbilidad posteriores son mucho mayores (generalmente miles de veces), por lo cual no será tenido en cuenta como una desventaja sino como un punto a controlar, ya que es buena práctica mantener cualquier contaminante potencialmente nocivo debajo de los niveles en los cuales haya una amenaza para la salud pública.

A partir de lo dicho anteriormente, se continúa con la selección de los métodos desinfectantes preseleccionados técnicamente para las necesidades del río Bogotá a la altura de la PTAR del Salitre (hipoclorador de bomba de diafragma, el hipoclorador in-situ, ozonador, MOGOD y Luz UV), desde el punto de vista económico, considerando que todos ellos cubren con la eficacia requerida frente a bacterias y virus y el efecto residual y los subproductos de desinfección, que presentan algunos de ellos, pueden ser superados con tratamientos complementarios, que también serán tenidos en cuenta al momento de comparar el costo de la técnica analizada.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá**6.2 ASPECTOS ECONÓMICOS**

Prácticamente cualquier método de desinfección del agua tiene una relación entre costo y beneficio muy positiva (OPS-OMS, 1995). Sin embargo, el costo de la desinfección varía considerablemente según el tipo de desinfectante usado, el método de dosificación, la capacidad de la infraestructura de apoyo y la ubicación de la fuente de suministro de agua a desinfectar. En adelante se consideran los cinco equipos de desinfección preseleccionados en el numeral anterior, identificando los costos de del equipo y su instalación, como inversión inicial, y los costos de insumos, gasto de energía y cambio de partes del equipo, como costos de operación y mantenimiento.

Es necesario aclarar que en los casos en que la literatura reporta los costos como un rango, se asumieron los valores más altos para garantizar una estimación holgada de los mismos. Adicionalmente se expresa todos los costos en dólares y el costo energético (del KW.h) corresponde al valor, en la zona industrial de Bogotá con red subterránea en horario nocturno, convertido a dólares. También se asumió que los costos reportados en la literatura por unidad de tratamiento, pueden tener un comportamiento lineal de costos, por lo que se puede escalar directamente al costo total.

6.2.1 Hipoclorador de bomba de diafragma

El equipo hipoclorador de bomba de diafragma está constituido por:

- Bomba de diafragma, con diafragma de material flexible y resistente y dos válvulas de retención con capacidad máxima de 200 l/h
- Motor entre $\frac{1}{4}$ y $\frac{3}{4}$ de HP con control eléctrico para la bomba de diafragma
- Tanque para la solución madre, en polietileno de alta densidad (PEAD), en asbestocemento o en fibra de vidrio, para resistir la corrosión.
- Filtro en tanque de mezcla y tuberías y accesorios

En 1990, Todo este equipo fue valorado entre U\$700 y \$1000 incluyendo su instalación, para tratar un caudal de hasta 1l/s (OPS-OMS, 1995). Considerando que el sistema de tratamiento de interés debe manejar 8 m³/s, es necesario emplear un sistema que contenga el equivalente a 8000 unidades de hipocloración de bomba de diafragma.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

El gasto energético requerido para operar el hipoclorador es relativamente pequeño, generalmente de $\frac{1}{4}$ a $\frac{3}{4}$ de HP, lo que equivale a 0,56 KW por cada motor, que en funcionamiento continuo para las 8000 bombas de diafragma, se traducen en 39.209.760 KW.h. Mientras, el costo de los compuestos de hipoclorito varía entre U\$2,50-4,60/Kg (OPS–OMS, 1995). También, es necesario cambiar periódicamente el diafragma flexible de la bomba, el cual se estima en un costo de U\$50 /año, equivalente el 5% del costo del equipo.

La demanda de cloro típica en aguas residuales domésticas es de 45 g/c.d (EPA, 1986). Así, considerando que a la altura de la PTAR Salitre, el río Bogotá ha servido las aguas de aproximadamente 6 millones de personas, se tiene una demanda de cloro de 270 Ton/d y sabiendo que el hipoclorito comercial tiene un contenido de cloro del 65%, se llega a que se requieren 415 Ton/d de hipoclorito de sodio alimentadas en una solución al 10%. Dicha cantidad corresponde a 151.615 Ton/año. Los datos anteriores, se pueden organizar en la Tabla 36, para realizar un mejor análisis.

Tabla 36. Costos de inversión inicial y de operación y mantenimiento para un equipo de hipocloración con bomba de diafragma (Valores para el año de 1990)

	CANTIDAD	UNIDAD	VALOR (U\$/UNIDAD)	TOTAL (U\$)
Costo Inversión Inicial				
Equipo e instalación	8000	Hipocloradores	\$1.000	\$8.000.000
Costos Anuales de Operación y Mantenimiento				
Insumos	151.475	Ton NaOCl	\$4.600	\$696.785.000
Energía	39.209.760	KW.h	\$0,1046	\$4.099.398
Mantenimiento	8000	Diafragmas	\$50	\$400.000
TOTAL				\$701.284.398

6.2.2 Hipoclorador in-situ

El equipo hipoclorador in-situ está constituido por:

- Celdas individuales para generación de 9-150 Kg/h de cloro
- Tanques de almacenamiento de soluciones

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Este equipo tiene un costo que se ha relacionado con la producción (Kg NaOCl/h), mediante la siguiente ecuación de costo del capital del equipo en 1974 (EPA, 1986).

$$\text{Costo Capital (U\$)} = 10386 * (\text{Kg NaOCl} / \text{h})^{0,66} \quad [81]$$

Sabiendo, a partir del cálculo en el numeral anterior, que se requieren 415 Ton/d de NaOCl, que equivale a 17.292 Kg NaOCl/h, se llega a un costo total del equipo de 53 millones de dólares, para el año de 1974. Para este mismo año, el costo de operación se estimó entre US\$4,40 y \$13,20 / 1000 Kg NaOCl, correspondiente al cambio de ánodo y membranas, y a la compra de insumos (sal común) (EPA, 1986). Por su parte, los requerimientos energéticos están entre 3,5 y 5,5 KW.h / Kg Cl (EPA, 1986), lo que representaría 5,42E+08 KW.h en un año, sabiendo que se requiere producir 270 Ton Cl/d y al año son 98.550 Ton Cl. Toda esta información se puede ver organizada en la Tabla 37.

Tabla 37. Costos de inversión inicial y de operación y mantenimiento para el hipoclorador in-situ (para el año 1974)

	CANTIDAD	UNIDAD	VALOR (U\$/UNIDAD)	TOTAL (U\$)
Costo Inversión Inicial				
Equipo e instalación *	17.292	Kg NaOCl/h	\$6.507.597	\$6.507.597
Costos Anuales de Operación y Mantenimiento				
Insumos y mantenimiento	151.475	Ton NaOCl	\$13,2	\$1.999.470
Energía	833.112.500	KW.h	\$0,1046	\$87.102.292
TOTAL				\$89.101.762

* Calculado según ecuación [81] para costo de capital del hipoclorador in situ

6.2.3 Ozono

Los sistemas de ozonación de agua constan de cinco componentes básicos: la unidad de preparación de gas (aire u oxígeno puro), el generador de ozono, la fuente de energía eléctrica, el contactor y la unidad para eliminación del gas sobrante. En 1990, el costo del generador de ozono podía variar entre US\$ 1.500/Kg.d para un sistema grande y US\$

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

8.000/Kg.d para un sistema pequeño. Para poder determinar el costo del generador, es necesario definir la demanda de ozono.

La dosis de ozono transferido requerida para alcanzar diferentes niveles de desinfección ha sido evaluada por varios investigadores y se ha reportado que típicamente las dosis se encuentran entre 4 y 10 mg O₃ / litro de agua a tratar, cuando el valor de DQO es menor de 40 mg/l, para alcanzar una concentración en la descarga de 200 NMP/100 ml. En los casos en que la DQO es mayor de 70 mg/l, es necesario emplear dosis superiores a 10 mg/l hasta valores de 42 mg/l (EPA, 1986). Debido a que el agua del río Bogotá presenta valores de DQO promedio de 150 mg/l, a la altura de la PTAR Salitre, se tomará el valor superior de la dosis (42 mg/l), con el fin de tener buen nivel de desinfección. Así, para tratar los 8 m³/s, se requieren 29.030 Kg O₃/d.

El costo de la cámara de contacto se estima entre U\$ 8.000 y U\$ 12.000 para una planta que maneja 1.000 m³/d (0,0116 m³/s). Para el caso se requerirían un sistema que contenga el equivalente a 690 unidades de cámara de contacto aquí descritas para tratar los 8 m³/s

El costo de un sistema de monitoreo y control completamente automatizado es de U\$ 10.000 a U\$ 15.000, independientemente de la capacidad de la planta. El consumo combinado de energía, para todo el funcionamiento, es de 25 a 30 KW-h /Kg de ozono generado por los sistemas alimentados por oxígeno o por aire, respectivamente. Considerando que la demanda de ozono es de 29.030 Kg O₃/d, se llega al gasto energético de la ozonación en un año: 317'882.880 KW.h. Toda esta información se puede ver organizada en la Tabla 38.

El costo de un sistema para una comunidad de 10.000 personas, donde el uso per cápita promedio es de 100 l/d, podría ascender a U\$ 50.000. Su costo de operación y mantenimiento varía entre U\$ 4.000 y U\$ 8.000 por año (lo que equivale a un 8 – 10% del costo total), dependiendo de los costos de mano de obra y energía, así como de la necesidad de hacer reparaciones y reemplazar componentes. Asimismo, se ha estimado que el costo total de la ozonación en plantas pequeñas de tratamiento de agua varía de \$0,03 a \$0,06 por m³ de agua tratada. Los costos de operación y mantenimiento (excluyendo energía) de las plantas pequeñas de ozono oscilan entre U\$ 0,003 y U\$ 0,006 por m³ de agua tratada. Para el caso, se acoge una relación del 10% de los gastos de operación y mantenimiento, pero

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

debido a que ya se conoce el gasto de operación (por energía), se asumirá que el gasto anual de mantenimiento será aproximadamente del 5% de la inversión inicial.

Tabla 38. Costos de inversión inicial y de operación y mantenimiento para el ozonador (para el año 1990)

	CANTIDAD	UNIDAD	VALOR (U\$/UNIDAD)	TOTAL (U\$)
Costo Inversión Inicial				
Generador O ₃	29.030	Kg O ₃ /d	\$1.500	\$43.545.600
Cámara de contacto	690	Cámara de contacto	\$12.000	\$8.280.000
Sistema de monitoreo y control	1	Sistema de monitoreo y control	\$15.000	\$15.000
TOTAL				\$51.840.600
Costos Anuales de Operación y Mantenimiento				
Mantenimiento	10		\$25.920.300	\$259.203.000
Energía	317.882.880	KW.h	\$0,1046	\$33.234.800
TOTAL				\$292.437.800

6.2.4 Luz UV

Los sistemas de Luz Ultravioleta constan de cinco componentes básicos:

- Reactor Ultravioleta
- Sistema de limpieza
- Fuente de energía eléctrica
- Interruptor
- Controles e instrumentos necesarios

En 1992, estos cinco componentes se estimaron en U\$7500/KW de tasación, mientras el gasto en operación y mantenimiento es de aproximadamente U\$900/KW de tasación. La tasación es el número de KW requeridos en el tratamiento por Luz ultravioleta durante una hora, que se estiman según una tasa de consumo estándar de 22 W.h/m³ de agua tratada

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

(OPS-OMS, 1995). Así, para tratar los 8m³/s, se tiene una tasación de 633.600 KW, generando un costo del equipo de U\$4'752.000 y de operación y mantenimiento de U\$570.240. Toda esta información se puede ver organizada en la tabla 39.

Tabla 39. Costos de inversión inicial y de operación y mantenimiento para el equipo de Luz UV (para el año 1992)

	CANTIDAD	UNIDAD	VALOR (U\$/UNIDAD)	TOTAL (U\$)
Costo Inversión Inicial				
TOTAL	633.600	KW	\$7.500	\$4.752.000.000
Costos Anuales de Operación y Mantenimiento				
Mantenimiento y gasto energía	633.600	KW	\$900	\$570.240.000
TOTAL				\$570.240.000

6.2.5 MOGOD

El sistema MOGOD está constituido por tres componentes:

- Celda electrolítica
- Regulador eléctrico, que reduce y convierte la corriente de 120 ó 220 voltios C.A. a 6 voltios C.C. y
- Venturi.

El costo de los diversos equipos para generar oxidantes mezclados in situ oscilaban, en 1992, entre U\$800 y U\$ 2.500 por unidad que produce el equivalente de medio kilogramo de cloro en oxidantes mezclados durante un periodo de 24 horas, y entre U\$1.400 y U\$2.800 por unidades que producen el equivalente de 1 kilogramo de cloro durante 24 horas. Las unidades que producen 2 Kg. cada 24 horas cuestan de U\$2.500 a U\$4.000.

Debido a que no se conoce claramente la química de generación de gases oxidantes, y menos la forma en que estos reaccionan con la materia orgánica para su degradación, es muy difícil establecer una tasa de demanda de gases oxidantes. En estos términos, se asumirá que se requiere la misma cantidad de gases oxidantes que de cloro (270 Ton/d), teniendo en cuenta que según lo dicho en capítulos anteriores, se esperaría que la cantidad requerida de gases oxidantes frente a la del cloro fuera menor, para producir la misma eficiencia de remoción. Una vez hecha esta suposición, se llega a que se requiere un

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

sistema que contenga el equivalente a 135.000 unidades de MOGOD, para satisfacer demanda del río Bogotá.

Los dispositivos que producen soluciones de oxidantes mezclados requieren cerca de 3 Kg de sal por cada Kilogramo de oxidante mezclado producido. Así, se requerirá 810 Ton/d de sal de alta pureza, lo que equivale a 295.659 Ton/año. El precio de 1 Ton de alta pureza industrial varía entre U\$160 y U\$500.

En la práctica, la energía total por la celda electrolítica y el regulador oscila generalmente entre 5,6 y 10 KW.h/Kg de oxidantes producidos, lo que significa que se requieren 9,855E08 KW.h/año para todo el proceso. Toda esta información se puede ver organizada en la tabla 40.

Tabla 40. Costos de inversión inicial y de operación y mantenimiento para el equipo de MOGOD (para el año 1992)

	CANTIDAD	UNIDAD	VALOR (U\$/UNIDAD)	TOTAL (U\$)
Costo Inversión Inicial				
TOTAL	135.000	Sistemas	\$4.000	\$540.000.000
Costos Anuales de Operación y Mantenimiento				
Insumos	295.650	Ton Sal Refinada	\$500	\$147.825.000
Energía	985.500.000	KW.h	\$0,1046	\$103.034.475
TOTAL				\$250.859.475

6.3 COMPARACIÓN SISTEMAS PRESELECCIONADOS

Para realizar la comparación económica de los sistemas preseleccionados, se acogerá el método del valor presente, para lo cual se traerán a la fecha actual (año 2004) los valores obtenidos en el numeral anterior sobre los costos de inversión inicial y el costo anual de operación y mantenimiento, asumiendo un índice social de inversión anual constante del 7%, generando los valores reportados en la Tabla 41, según la ecuación [82] (BACA, 1989).

$$VF = VP(1 + f)^n \quad [82]$$

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Donde:

VF = Valor Futuro (año 2004); **VP** = Valor Presente (año en que se reportan los datos de cada tabla); **f** = índice social de inversión (7%); **n** = numero de años (2004 - año del reporte de datos)

Tabla 41. Resumen de costos de sistemas de desinfección preseleccionados, millones de dólares (para el año 2004)

SISTEMA	Hipoclorador Bomba de diafragma	Hipoclorador in-situ	Ozono	Luz UV	MOGOD
Costo Inversión Inicial	\$20,6	\$49,5	\$133,7	\$10.702,4	\$1.216,2
Costos Anuales de Operación y Mantenimiento	\$1.808,3	\$678,3	\$754,1	\$1.284,3	\$565,0

Con la información reportada en la Tabla 41, en adelante se hace un estudio de costos a 20 años, haciendo una proyección geométrica anual de los costos de operación y mantenimiento, según la ecuación [83], trayendo a valor presente la suma de la serie teniendo en cuenta el incremento anual por la inflación. Los resultados se muestran en la Tabla 42.

$$VP = \frac{R.n}{(1+f)} \quad [83]$$

Donde:

VP = Valor Presente (año 2004); **f** = índice social de inversión (7%); **n** = número de años = 16; **R** = Valor de la serie en el año 1 (año 2005), calculado mediante la ecuación [82]

Los resultados de la Tabla 42 coinciden con la relación de costos que se reporta en la Tabla 33 e indican que el sistema de desinfección más económico es el MOGOD, seguido del Hipoclorador in situ, el Ozonizador, el Hipoclorador con bomba de diafragma y el sistema con Luz ultravioleta, en orden de ascendente. Como se puede ver, la diferencia entre el Hipoclorador in situ y el sistema MOGOD es relativamente pequeña (645,9 millones de dólares), por lo cual se analizó las variables asumidas que pudieran influenciar en esa pequeña diferencia y se encontró que el índice de la inflación resulta ser un factor crítico.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Tabla 42. Proyección geométrica de los costos de los sistemas de desinfección preseleccionados (millones de dólares)

SISTEMA	Hipoclorador Bomba de diafragma	Hipoclorador in-situ	Ozono	Luz UV	MOGOD
Costo Inversión Inicial	\$20,6	\$49,5	\$133,7	\$10.702,4	\$1.216,2
Suma del Gradiente del Costo de Operación y mantenimiento	\$28.932,6	\$10.852,2	\$12.065,0	\$20.548,6	\$9.039,7
TOTAL (Serie Gradiente + Inv. Inicial)	\$28.953,2	\$10.901,8	\$12.198,6	\$31.251,1	\$10.255,9

Así, se evaluó de nuevo los costos de los diferentes sistemas de desinfección variando las tasas de inflación y se obtuvo los resultados que se reportan en la Tabla 43, donde se puede ver que a bajas tasas de inflación, el hipoclorador in situ resulta ser el sistema de desinfección más económico, mientras que para tasas superiores al 6% es el sistema MOGOD.

Tabla 43. Comparación del Valor presente total (Costos Operación y Mantenimiento + Inversión Inicial) para los sistemas de desinfección, según la tasa de inflación asumida, millones de dólares

Índice social de inversión %)	Hipoclorador Bomba de diafragma	Hipoclorador in-situ	Ozono	Luz UV	MOGOD
4	19.444,2	4.645,0	8.192,3	22.215,7	7.290,7
5	22.231,8	6.189,6	9.366,8	24.919,0	8.177,9
6	25.386,7	8.225,5	10.696,0	27.920,9	9.163,0
7	28.953,2	10.901,8	12.198,6	31.251,1	10.255,9
8	32.980,4	14.411,1	13.895,4	34.941,7	11.467,1
9	37.522,8	19.001,1	15.809,2	39.028,1	12.808,2

Por lo anterior, la elección del sistema de desinfección sugerido estará fundamentada en la suposición de que el sistema MOGOD y el Hipoclorador in situ tienen el mismo costo. Es importante recordar que las cifras sobre las cuales se hace esta afirmación, son aproximaciones a la realidad fundamentadas en relaciones reportadas en la literatura, por lo tanto, para tomar una decisión final sobre la alternativa a implementar, estos deben

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

considerarse como una guía pero habría que realizar un diseño en detalle de cada equipo, para poder determinar los costos reales a la fecha.

Considerando que el análisis económico solo dejó claro que el mínimo costo lo tienen dos alternativas, deberá realizarse un análisis más profundo comparándolas de nuevo técnicamente con el fin de tomar una decisión final.

En la Tabla 44 se comparan los dos sistemas con mejores características técnicas y económicas empleando símbolos (+) para significar que en ese aspecto ese método presenta una ventaja frente al otro, y el símbolo (-) para significar lo contrario o el símbolo (=), cuando ambos presentan un comportamiento semejante.

Tabla 44. Comparación simbólica del Hipoclorador in situ con el MOGOD

FACTORES Y CONSIDERACIONES		HIPOCLORADOR IN SITU *	MOGOD *
EFICACIA	Bacterias	=	=
	Virus	=	=
	Protozoos	-	+
	Helmintos	-	+
INFLUENCIA FACTORES	pH	-	+
	Alta Turbiedad y S. S	=	=
	Disminución temperatura	=	=
EFECTOS (dosis normal)	En salud	=	=
	Subproductos indeseables	-	+
DERIVADOS	Requisitos previos a la desinfección	-	+
	Dificultad Prueba residual	=	=
	Efecto de sobredosis	-	+
	Experiencia en América Latina	+	-
OPERACIÓN	Conocimiento proceso desinfección	+	-

* Símbolos: (+): Ventaja, (-): Desventaja, (=): Igual comportamiento

De esta comparación, es evidente que el sistema MOGOD (Mixed Oxidant Generated On-site for Disinfection) presenta mejores características de desempeño, ya que es eficaz incluso frente a los microorganismos más resistentes (protozoos y helmintos), es menos sensible a cambios de pH, genera hasta un 80% menos subproductos indeseables que los sistemas clorados, en caso de presentarse una sobredosis no afecta grandemente el sabor ni

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

olor del agua, ni se generan grandes cantidades de THM y, finalmente, es menos exigente sobre los requisitos previos a la desinfección.

En realidad, el único aspecto que el hipoclorito tiene a su favor, frente al sistema de MOGOD, es que se tiene mayor experiencia y conocimiento sobre el proceso de desinfección con los sistemas clorados, lo cual permite modificar sus condiciones de proceso para efectos de mejorar el desempeño, mientras que con el sistema MOGOD, se conoce que es eficaz, pero no se conoce exactamente el efecto de la dosis y composición de los oxidantes mezclados, ni su mecanismo de desinfección.

Por todo lo anterior, se concluye que el sistema de desinfección sugerido para el río Bogotá, a la altura de la planta de tratamiento de aguas residuales el Salitre, es el sistema MOGOD (Mixed Oxidant Generated On-site for Disinfection), con una eficiencia de desinfección entre 99.9% y el 99.99% (llegando al 99.999% en condiciones óptimas) para bacterias y virus y entre el 90 y 99% contra Protozoos y Helmintos. Dicho valor permitirá que la concentración de descarga de patógenos a la altura de la PTAR Salitre esté entre 21000 y 2100 NMP/100 ml (descarga actual de 21'000.000 NMP/100 ml), condiciones bajo las cuales se cumple con la norma de reutilización del agua para usos agrícolas (20000 NMP de Coliformes totales/100ml).

6.4 SIMULACIÓN DEL IMPACTO DE LA ALTERNATIVA SUGERIDA EN LA CALIDAD DEL AGUA DEL RIO BOGOTÁ

Una vez calibrado el modelo y elegida la alternativa factible técnica y económicamente para las necesidades del río Bogotá a la altura de la PTAR Salitre, se procede a la realización de la simulación del impacto de la alternativa sugerida en la calidad del agua en el río Bogotá, para lo cual se debe comparar cuatro escenarios considerando las descargas actuales en el Río, y la desinfección del río Bogotá a la altura de la PTAR salitre.

Cuando se hace referencia a la presencia o no de descargas, se está evaluando la opción de canalizar las aguas tratadas desde la PTAR Salitre para que no lleguen descargas adicionales a estas y mantengan su calidad hasta la desembocadura al río Magdalena. Mientras, en los casos en los que se hace referencia al tratamiento con o sin desinfección, se proyecta el efecto de un tratamiento con el 99.95% de remoción, como se esperaría que lo

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

hiciera MOGOD, bajo condiciones promedio de trabajo (la eficiencia teórica reportada esta entre el 99.9% y el 99.99% (OPS-OMS, 1996)).

Asimismo, para la simulación en la cuenca baja, se parte del valor antes de la descarga del Muña (a la altura de Mondoñedo, nodo 20) y se asume una eficiencia de remoción de patógenos en el embalse de 83.3%, fijada según la realidad en la medición de la campaña 4. el análisis se realiza asumiendo la misma concentración inicial para todo, $2.12E+07$ NMP/100ml, que corresponde a $2.12E+11$ NMP/m³.

6.4.1 Impacto sin canalización y sin tratamiento

Estas son las condiciones que rigen la situación actual. Es evidente que en la cuenca media, el río, recibe muchas descargas, generando un aumento en la concentración de patógenos del 73%, mientras en la cuenca baja se presenta una reducción de la contaminación de aproximadamente el 38%. En la figura 57, se puede ver comportamiento del modelo bajo las condiciones actuales para las cuencas consideradas (teniendo en cuenta una eficiencia del 83.3% de remoción en el Muña).

6.4.2 Impacto con canalización del Río Bogotá y sin tratamiento

Esta opción consiste en construir un canal independiente para transportar las aguas contaminadas del río Bogotá y permitir que todos los fenómenos fisicoquímicos de transporte presentes en el río, degraden en alguna proporción la carga de patógenos inicial. Así, de la simulación realizada, ver figura 58, se puede esperar que la degradación natural remueva aproximadamente el 28% de la carga de los microorganismos patógenos en la cuenca media, llegando al embalse del Muña con una concentración de $1,15E+07$, y el 16% en la cuenca baja.

6.4.3 Impacto sin canalización y con desinfección

Se trata de la instalación de una unidad de desinfección a la altura de la PTAR salitre, y descargar al cauce del río tal como se hace en la actualidad, permitiendo las descargas de todos los demás ríos. En este caso, se observa una conducta semejante a cuando no hay desinfección, solo que parte de un valor más reducido de contaminación inicial y por lo tanto la descarga también es menor que cuando no hay tratamiento (Ver figura 59)

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

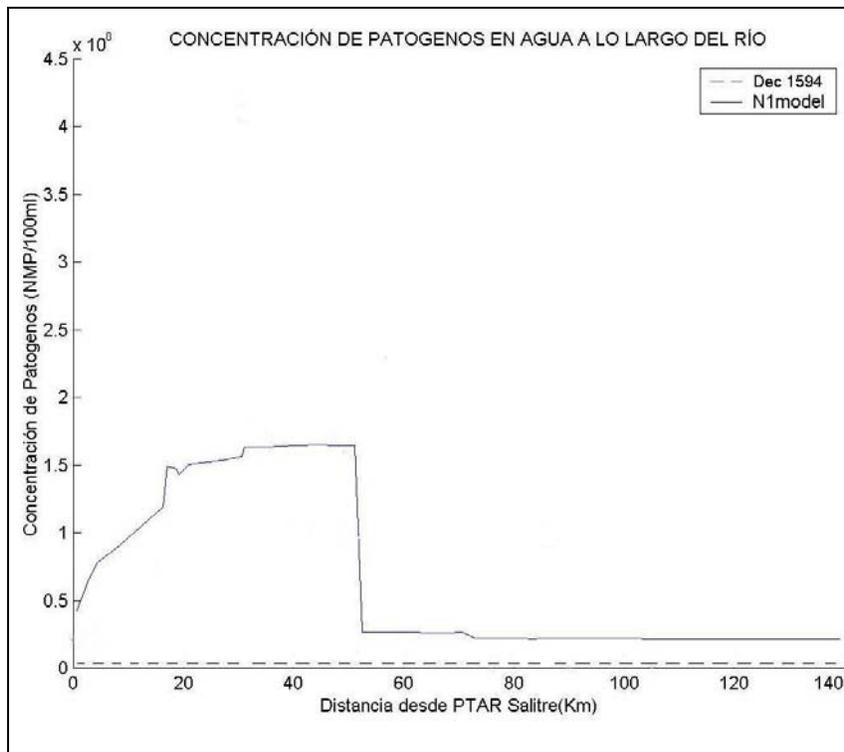


Figura 57. Simulación de cuenca media y baja, sin desinfección y sin canalización, considerando eficiencia de remoción en el Muña

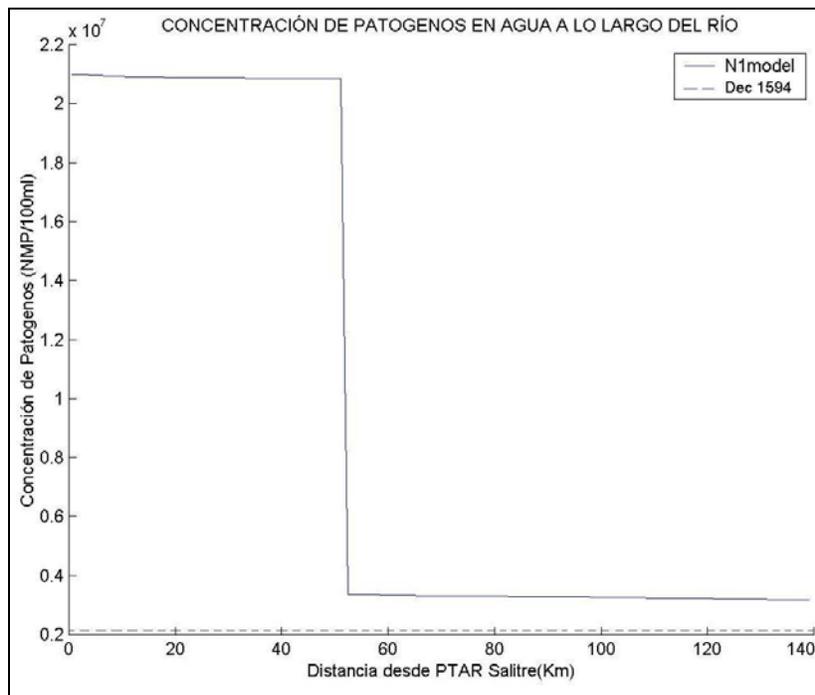


Figura 58. Simulación de cuenca media y baja, con canalización y sin tratamiento, considerando eficiencia de remoción en el Muña.

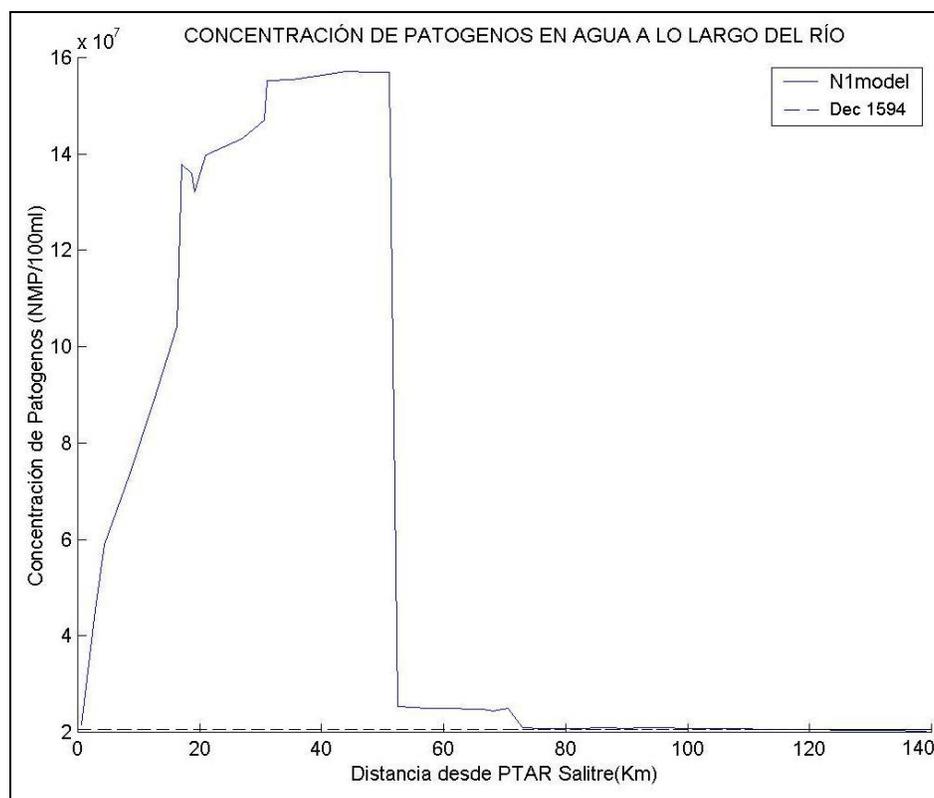
Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Figura 59. Simulación de cuenca media y baja, sin canalización con tratamiento, considerando eficiencia de remoción en el Muña

6.4.4 Impacto con canalización y con tratamiento

Es evidente que esta opción de construir una unidad de desinfección y además canalizar el agua del Río Bogotá, genera la mejor remoción que todas las alternativas estudiadas, generando una eficiencia de remoción de patógenos del 11% en la cuenca media y una descarga final al Río Magdalena de 1200 NMP/100ml , aproximadamente (ver figura 60).

Entre los escenarios analizados, es claro que la inversión en un sistema de desinfección supone ventajas en la calidad del agua que deben ser protegidas para que tengan algún efecto notorio, por lo cual, la construcción del sistema de desinfección deberá ir vinculado a la canalización para el Río Bogotá, siendo ésta la única opción, de las alternativas evaluadas, en la que el agua se mantiene a lo largo de toda la cuenca en niveles que permiten emplear el agua para usos agrícolas.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Por otra parte, los escenarios evaluados, también dejaron ver las ventajas de la degradación natural, en caso de canalizar el río, ya que la eficiencia esperada de degradación de patógenos es del orden del 28% en la cuenca media y del 16% en la cuenca baja, lo cual es una ventaja porque no representa ningún costo de mantenimiento ni de operación.

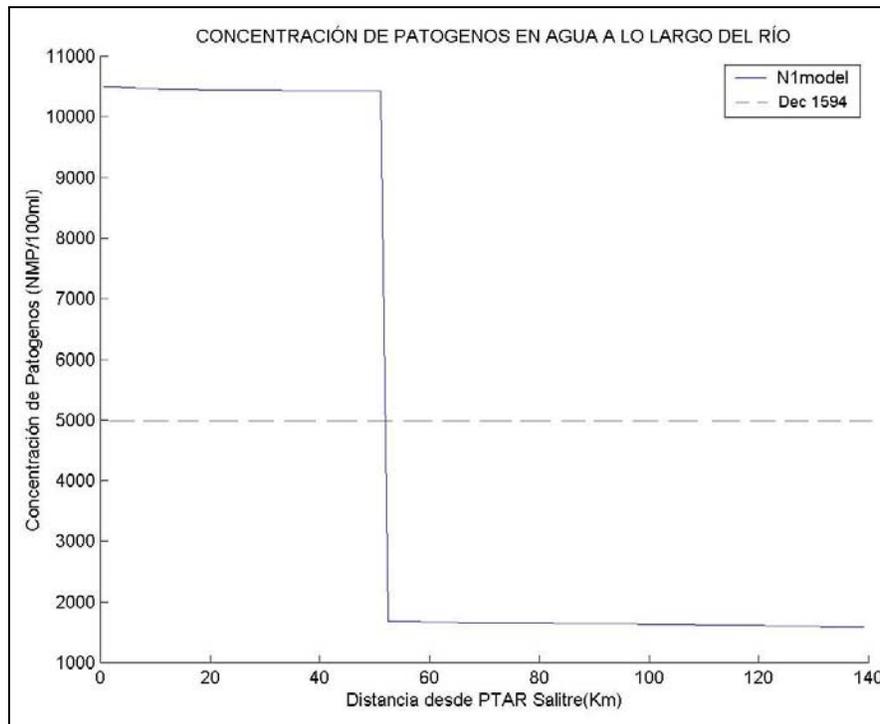


Figura 60. Simulación de cuenca media y baja, con canalización con tratamiento, considerando eficiencia de remoción en el Muña.

7 CONCLUSIONES

Para mayor claridad, este capítulo se ha dividido en los puntos más importantes de esta investigación, sobre los cuales se pudo aportar en el conocimiento.

7.1 SITUACIÓN DEL RIO BOGOTA

Las concentraciones actuales de patógenos en el río Bogotá son tan altas que llega a los límites típicos del agua residual. Como es de esperarse, dicho grado de contaminación hace que el río no cumpla con la reglamentación vigente para uso doméstico ni agrícola en toda su extensión

7.2 MORBILIDAD Y MORTALIDAD EN CUENCAS MEDIA Y BAJA DEL RÍO BOGOTÁ

La tendencia general de la distribución de causas de morbilidad en las poblaciones de incidencia directa al río Bogotá es que las enfermedades más frecuentes sean respiratorias, principalmente en niños y en personas de la tercera edad. En segundo orden de importancia se encuentran las enfermedades infecciosas, parasitarias y del aparato digestivo, generalmente causadas por el consumo de agua contaminada. Es posible establecer una relación entre las enfermedades gastrointestinales y los microorganismos patógenos y una relación indirecta con las enfermedades respiratorias, ya que pueden utilizar como medio de propagación el agua del río y posteriormente ser transportada al aire mediante la evaporación del agua. De lo anterior, queda clara la necesidad de controlar la contaminación en el río Bogotá para evitar que se siga afectando grandemente la salud pública.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

7.3 SISTEMAS DE DESINFECCIÓN FACTIBLES TÉCNICA Y ECONÓMICAMENTE

Un aspecto importante que se tuvo en cuenta durante el análisis de la factibilidad de los sistemas de desinfección fue el efecto de los subproductos de desinfección (SPD) sobre la salud. Al respecto, se concluyó que el riesgo **estimado** (de cáncer) por los subproductos de desinfección, como los trihalometanos (THM), es pequeño en comparación con el riesgo **real** que plantean los agentes patógenos transmitidos por el agua y la mortalidad y morbilidad posteriores son mucho mayores (generalmente miles de veces), por lo cual este aspecto se analizó como un punto a controlar en aquellos sistemas que presentan SPD, pero no como una desventaja.

Un análisis técnico de los sistemas disponibles para desinfección, permitió definir cinco sistemas preseleccionados para ser evaluados económicamente por considerar que todos cumplen con la eficacia requerida frente a bacterias y virus y los subproductos de desinfección o la falta de efecto residual que presentan algunos de ellos, pueden ser superados con tratamientos complementarios. Estos son: hipoclorador de bomba de diafragma, el hipoclorador in-situ, ozonador, MOGOD y Luz Ultravioleta.

Para realizar la comparación económica de los sistemas preseleccionados, se acogió el método del valor presente a partir de los costos de inversión inicial y el costo anual de operación y mantenimiento, después de lo cual se encontró que el sistema MOGOD y el Hipoclorador in situ tienen aproximadamente el mismo costo.

7.4 SELECCIÓN FINAL DEL SISTEMA DE DESINFECCIÓN

Los dos sistemas factibles técnica y económicamente, se compararon entre sí desde el punto de vista técnico, de donde se concluyó que el sistema MOGOD (Mixed Oxidant Generated On-site for Disinfection) presenta mejores características de desempeño, ya que es eficaz incluso frente a los microorganismos más resistentes (protozoos y helmintos), es menos sensible a cambios de pH, genera hasta un 80% menos subproductos indeseables que los sistemas clorados, en caso de presentarse una sobredosis no afecta grandemente el sabor ni

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

olor del agua, ni se generan grandes cantidades de THM y es menos exigente sobre los requisitos previos a la desinfección.

El único aspecto que el hipoclorito tiene a su favor, frente al sistema de MOGOD, es que se tiene mayor experiencia y conocimiento sobre el proceso de desinfección con los sistemas clorados, lo cual permite modificar sus condiciones de proceso para efectos de mejorar el desempeño, mientras que del sistema MOGOD se conoce la eficacia, pero no se sabe exactamente el efecto de la dosis y composición de los oxidantes mezclados, ni su mecanismo de desinfección.

Por todo lo anterior, se concluye que el sistema de desinfección sugerido para el río Bogotá, a la altura de la planta de tratamiento de aguas residuales el Salitre, es el sistema MOGOD (Mixed Oxidant Generated On-site for Disinfection), con una eficiencia de desinfección entre 99.9% y el 99.99% (llegando al 99.999% en condiciones óptimas) para bacterias y virus y entre el 90 y 99% contra Protozoos y Helmintos, con un costo aproximado de US\$10.256.000 en inversión inicial y mantenimiento por 20 años.

7.5 PARÁMETROS ÓPTIMOS DE CALIBRACIÓN

El modelo desarrollado involucra 8 parámetros (Coeficiente de partición (K_d), Velocidad máxima (U_{max}), Velocidad de pérdida burial (V_b), Coeficiente de Difusión dispersiva (D), Velocidad de sedimentación (V_s), Velocidad de resuspensión (V_r), Tasa de mortalidad natural y por salinidad de bacterias (K_b) y Velocidad de difusión (V_d). Los cuatro primeros cuales fueron fijados, mientras los restantes fueron sometidos a calibración con los datos de la campaña 4.

Se encontró que el factor crítico a considerar es la tasa de muerte natural o por salinidad (k_b) con un valor de $9,5 \text{ h}^{-1}$ y 31 h^{-1} , para la cuenca media y baja, respectivamente. Los otros parámetros resultan en valores aproximados de Velocidad de Sedimentación (V_s) = 0.0718 m/s , Velocidad de difusión (V_d) = $75,3677 \text{ m/s}$ y Velocidad de resuspensión (V_r) = 2102 mm/yr , para la cuenca media. En el caso de la cuenca baja los parámetros óptimos

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

fueron: Velocidad de Sedimentación (V_s) = 5.5205 m/s, Velocidad de difusión (V_d) = 1 m/s y Velocidad de resuspensión (V_r) = 262.8 2 mm/yr.

Este modelo, para la cuenca media, aproxima de forma aceptable la realidad ($R^2 = 62\%$), mientras que para la cuenca baja, se encontró un bajo nivel de ajuste ($R^2 = 46\%$).

7.6 COMPARACIÓN MODELO CON CINÉTICA DE PRIMER ORDEN Vs MODELO COMPLETO

La diferencia fundamental entre los modelos previos y el desarrollado en este documento es que aquí se consideran factores adicionales al decaimiento por muerte natural o salinidad en una cinética de primer orden, como son la difusión agua-sedimento, advección, dispersión longitudinal, resuspensión y pérdida burial.

Los datos del resultado de la modelación según Streeter Phelps y el ADZ proporcionan una respuesta aproximada en el orden de magnitud de la medición real, pero su grado de ajuste a los datos reales es del 15%, mientras que para el modelo multifactorial, planteado en esta investigación se obtiene un ajuste del 62% en la cuenca media y del 46% en la cuenca baja, lo cual deja en evidencia la ventaja de incluir los factores ya mencionados, aunque deja claro también la necesidad de mejorar la calibración, con nuevos datos de campo.

Sobre los resultados de la tasa de muerte natural o por salinidad (kb) no es posible llegar a una comparación entre los valores reportados en el estudio de la Universidad de los Andes, con la Empresa de Acueducto y Alcantarillado (2002) y los valores reportados por Raciny (2003), con el modelo multifactorial actual, puesto que los primeros consideran una cinética de primer orden únicamente, mientras que el modelo aquí propuesto involucra otros parámetros que hacen que el valor de la constante se modifique a fin de que el aporte de todos los factores, en suma, aproximen el modelo a la realidad.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá**7.7 ANÁLISIS DE RESULTADOS DE LA SIMULACIÓN EN DIFERENTES ESCENARIOS**

Una vez calibrado el modelo y elegida la alternativa factible técnica y económicamente para las necesidades del río Bogotá a la altura de la PTAR Salitre, se procede a la realización de la simulación del impacto de la alternativa sugerida en la calidad del agua en el río Bogotá, para lo cual se comparan cuatro escenarios considerando dos factores: la canalización de las aguas el Río y la desinfección del río Bogotá a la altura de la PTAR salitre.

En los casos en los que se hace referencia al tratamiento con o sin desinfección, se proyecta el efecto de un tratamiento con el 99.95% de remoción, como se esperaría que lo hiciera MOGOD, bajo condiciones promedio de trabajo (la eficiencia teórica reportada esta entre el 99.9% y el 99.99% (OPS-OMS, 1996)).

Entre los escenarios considerados, es evidente que la inversión en un sistema de desinfección supone ventajas en la calidad del agua que deben ser protegidas para que tengan algún efecto notorio, por lo cual, la construcción del sistema de desinfección deberá ir vinculado a la canalización para el Río Bogotá, siendo ésta la única opción, de las alternativas evaluadas, en la que el agua se mantiene a lo largo de toda la cuenca en niveles que permiten emplear el agua para usos agrícolas. Otra alternativa, equivalente a la canalización del río es la desinfección de todas las descargas que llegan al río Bogotá, lo cual resultaría costoso, pero muy provechoso para el ecosistema.

Por otra parte, los escenarios evaluados, también dejaron ver las ventajas de la degradación natural, en caso de canalizar el río, ya que la eficiencia esperada de degradación de patógenos es del orden del 28% en la cuenca media y del 16% en la cuenca baja, lo cual es una ventaja porque no representa ningún costo de mantenimiento ni de operación.

8 RECOMENDACIONES

Sería conveniente probar el ajuste del modelo al aumentar las concentraciones en las descargas para compensar el desbalance que se presenta en los niveles de patógenos a lo largo del río.

Igualmente, valdría la pena calibrar el modelo considerando las otras campañas de medición en el Río Bogotá y realizar mas pruebas de campo de concentración en el cauce del río y en las descargas, para definir con mayor certeza los parámetros del modelo.

9 BIBLIOGRAFÍA

- **ALVAREZ et al (2002).** Alvarez D, Contreras S, Poggi H. Sistemas de tratamiento de aguas residuales por aplicación al suelo. En. Avance y Perspectiva, Vol. 21, septiembre - octubre de 2002
- **BACA G. (1989).** Ingeniería Económica. Editorial educativa. Bogotá.
- **BOWIE et al (1985).** Rates and constants and Kinetics formulations in surface water quality modeling. Rep. No EPA/600/3-85/040. Segunda edición. Environmental Protection Agency.
- **BUTCHER J. (1995).** Dissolved oxigen analysis with temperature dependence, Journal of Environmental Engineering. 754-759
- **CAMACHO L.A. (1997)** Extention of the QUASAR river water quality model to incorporate dead-zone mixing concepts, Msc. Dissertation, University of London, Imperial College of Science Technology and Medicine.
- **CEPIS/OPS Colombia (2002),** Análisis del sector de agua potable y saneamiento en Colombia. Plan Regional de Inversiones en Ambiente y Salud. Serie Análisis No. 11, Segunda Parte, Capítulo 10, Mayo 29 de 2002
- **CAMPOS C (2003).** Reutilización de Agua para agricultura y riesgo sanitario”. En: Tercer Encuentro Mundial de Ríos. Mesa 4. Relatoría sobre el Plan de Saneamiento del Río Bogotá. Consultado en Abril de 2003. Universidad Javeriana En http://www.alverde vivo.org/relatorias.html#_ftn1
- **CARNAHAN et al (1992).** Carnahan B., Luther H.A., Wilkes J. Numeric Methods. Ed. Jhon Wiley, New York.
- **CIMESALUD (2004),** Reporte Epidemiológico para el año 2003, Sibaté.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

- **CONTRALORÍA DE SANTA FÉ DE BOGOTÁ D.C. (2000)** Agenda de participación ciudadana, Localidades 4, 7, 8, 9, 10 y 11. Grupo de investigación e la división de participación ciudadana. Bogotá, 2000.
- **CONVENIO IDRC – OPS/HEP/CEPIS (2002)**, Sistemas Integrados de Tratamiento y Uso de Aguas Residuales en América Latina: Realidad y Potencial, 2000 – 2002. Estudio de Viabilidad Ibagué, Tolima, Colombia Ing. Consultor Mario Vanegas, Perú.
- **CHAPRA S. (1997)** Surface Water Quality Modeling. McGrawHill, New York.
- **CRAUN G. (1996)** Enfermedades transmitidas por el agua en los Estados Unidos de América. En: La Calidad del Agua Potable en América Latina. Ponderación de los Riesgos Microbiológicos contra los Riesgos de los Subproductos de la Desinfección Química. OPS, OMS. ILSI Press, Washington D.C.
- **CEPAL (1999)**. Comisión Económica para América Latina y el Caribe. Gestión de cuencas y ríos vinculados con centros urbanos, LC/R. 1948, 16 de diciembre de 1999.
- **CLAVIJO W. (2002)**. Una Metodología para el Acople del Transporte de Sedimentos y la Modelación de la Calidad del Agua. Tesis para optar al título de Magister en Ingeniería Civil. Universidad de los Andes. Bogotá.
- **DAMA (2001)**. Alcaldía mayor., Informe de Rendición de Cuenta para la Contraloría de Bogotá D.C. Informe de gestión y resultados, 2001 En: <http://www.clubflyer.net/p2001/2001.pdf>
- **DECRETO 1594** del 26 de junio de 1984, por el cual se reglamenta parcialmente el título I de la ley 9 de 1979, así como el Capítulo II del Título VI -Parte III- Libro II y el Título III de la Parte III -Libro I- del Decreto - Ley 2811 de 1974 en cuanto a usos del agua y residuos líquidos. Capítulo IV. De los Criterios de Calidad para la Destinación del Recurso
- **EAAB – UNIVERSIDAD DE LOS ANDES (2003)** Centro de Investigaciones en Acueductos y Alcantarillados - CIACUA, Evaluación y manejo Ambiental del Embalse del Muña: recopilación y resumen de estudios realizados sobre el embalse, Bogotá, Mayo 22 de 2003

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

- **EPA (1986).** U.S. Environmental Protection Agency Office of Research and Development. Design Manual: Municipal Wastewater Disinfection, EPA/625/1-86/021. Cincinnati, October 1986
- **GELDREICH E. (1996).** La amenaza mundial de los Agentes Patógenos transmitidos en el agua. En: La Calidad del Agua Potable en América Latina. Ponderación de los Riesgos Microbiológicos contra los Riesgos de los Subproductos de la Desinfección Química. OPS, OMS. ILSI Press, Washington D.C.1996
- **GELDREICH E. y CRAUN F. (1996).** Barreras múltiples para la protección y el tratamiento del abastecimiento de agua potable: un método probado de prevención de la propagación de las enfermedades transmitidas por el agua. En: La Calidad del Agua Potable en América Latina. Ponderación de los Riesgos Microbiológicos contra los Riesgos de los Subproductos de la Desinfección Química. OPS, OMS. ILSI Press, Washington D.C.1996
- **JAMES A. (1994)** An Introduction to Water Quality Modelling. Segunda edición. Universidad de Newcastle upon Tyne, UK., Jhon Wiley & Sons. Chichester (Inglaterra)
- **LEY 373 DE 1997** del CONGRESO DE COLOMBIA. "Por la cual se establece el programa para el uso eficiente y ahorro del agua" En: http://bases.colnodo.org.co/reloc/docs/colombia/cendoc_colombia16.htm
- **METCALF & EDDY (1996)**, Ingeniería Sanitaria, Editorial Labor, Madrid.
- **MOSCOSO J y EGOICHEAGA L (2002)** Convenio IDRC – OPS/HEP/CEPIS 2000 – 2002 Resumen ejecutivo. En: <http://www.cepis.ops-oms.org/bvsaar/e/proyecto/rejecutivo.pdf>
- **OLIVIERI V. y RAMIREZ M. (1987)**, Comparative bactericidal and viridical activity of On-Site Generated Oxidants Used For The Disinfection of Water. Informe de una investigación realizada en la Universidad de Johns Hopkins en 1986, presentado en el Primer Seminario Internacional de Desinfección con Oxidantes Mezclados Generados in-situ -Patrocinado por la OPS. Lima (Perú), Diciembre 5-12.
- **OPS (1999).** ORGANIZACIÓN PANAMERICANA DE LA SALUD. La desinfección del agua. En: Agua. Publicación No OPS/HEP/99/32

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

- **OPS-OMS (1995).** Manual de desinfección: Guías para la selección y aplicación de tecnologías de desinfección del agua en pueblos pequeños y comunidades rurales en América Latina y el Caribe. División de Salud y Ambiente. Serie técnica No 30, Washington D.C.
- **OPS – OMS (1996).** La calidad del Agua Potable en América Latina. Ponderación de Riesgos Microbiológicos contra los Riesgos de los Subproductos de la Desinfección Química
- **ORTIZ et al (1996).** ORTIZ L., MÍGUEZ L., y REY P. Manual de Gestión Medioambiental, Julio de 1996
- **RACINY I. (2003).** Investigación y Extensión del Modelo Computacional del Impacto de las Aguas Residuales sobre la Red Hídrica Colombiana. Tesis para optar al título de Magister en Ingeniería Civil. Universidad de los Andes. Bogotá
- **RAS (2000).** Reglamento Técnico del Sector de Agua Potable y Saneamiento Básico. Sección II. Título E. Tratamiento de Aguas Residuales. Ministerio de Desarrollo Económico Dirección de Agua Potable y Saneamiento Básico. Bogota D. C., Noviembre de 2000
- **REIFF, F (1988).** Disinfection of drinking water with Mixed Oxidant Gases Generated On-site (MOGGOD). Boletín de la Organización Panamericana de la salud N° 4
- **REIFF, F (1996).** El Estado de la Desinfección del Agua Potable en América Latina y el Caribe. En: La Calidad del Agua Potable en América Latina. Ponderación de los Riesgos Microbiológicos contra los Riesgos de los Subproductos de la Desinfección Química. OPS, OMS. ILSI Press, Washington D.C
- **RESOLUCIÓN No. 1096** de 17 de Noviembre de 2000 “Por la cual se adopta el Reglamento Técnico para el sector de Agua Potable y Saneamiento Básico – RAS.” Ministerio de Desarrollo Económico de Colombia
- **RESTREPO A y TOBÓN O (2002)** Manual de Calidad de Aguas. Escuela De Ingeniería De Antioquia (EIA) Facultad de Ingeniería Ambiental. Medellín. 2002-10-01

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

- **TCHOBANOGLIOUS G. (1987).** Water Quality: characteristics, modeling, modification. Ed. Addison-Wesley.
- **TRAVERSO H (1996).** Agua y Salud en América Latina y el Caribe: Enfermedades Infecciosas transmitidas por el agua. En: La Calidad del Agua Potable en América Latina. Ponderación de los Riesgos Microbiológicos contra los Riesgos de los Subproductos de la Desinfección Química. OPS, OMS. ILSI Press, Washington D.C.1996
- **TRUSSELL y RHODES (1991),** Control Strategy-Alternative Oxidants and Disinfectants. Presentation at the 98th Annual American Water Works Association Conference.
- **SECRETARÍA DE SALUD DE CUNDINAMARCA (1998 y 2003).** Información suministrada personalmente sobre morbilidad y mortalidad en poblaciones con incidencia directa sobre el Río Bogotá
- **SECRETARÍA DE SALUD DE BOGOTÁ (2003 y 2001).** Información suministrada personalmente sobre morbilidad y mortalidad en Bogotá, por localidades.
- **UNIÓN TEMPORAL SANEAMIENTO RÍO BOGOTÁ-EAAB (2002).** Usos y Estándares de la Calidad del Río Bogotá. 2002.
- **UNIANDES-EEAA (2002).** Universidad de los Andes - Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá. Modelación de la Calidad del Agua del Río Bogotá – Informe final. Diciembre de 2002
- **UNMSM (2003).** UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE SAN MARCOS, Antecedentes: Los agentes patógenos transmitidos por agua. En: web de Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Consultada en Mayo de 2003. En: http://sisbib.unmsm.edu.pe/bibvirtual/tesis/Basic/Marchand_P_E/Antecedentes.pdf,
- **WAGENER, T & LEES, M. (2001).** MonteCarlo Analysisi toolbox User Manual. London: Civil and Environmental Engineering. Imperial College os Science, Technology and Medicine.

ANEXOS

*Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá***Anexo 1. Localización georreferenciada y absicado de los estaciones de medición Cuencas Media y baja**

	ESTACIÓN	COORDENADAS		Abscisado	Cota	
		Norte	Este			
CUENCA MEDIA	33	La Virgen	997,482,000	1,021,779,750	K144+915	2559.168
	34	Vuelta Grande	994,113,812	1,015,811,438	K160+915	2558.208
	35	Canal entrada PTAR	996,343,312	1,014,653,188	BAS	---
	36	By Pass Juan Amarillo	996,234,125	1,014,813,000	K161+454	2558.175
	37	Canal Agua Tratada PTAR	994,615,750	1,015,593,000	K161+792	2558.155
	38	Cortijo	994,545,438	1,014,932,875	K162+337	2557.915
	39	Descarga Engativá	992,199,625	1,014,284,325	K164+624	2557.635
	40	Jaboque	991,980,000	1,014,144,000	K166+199	2557.591
	41	Puente Cundinamarca	989,825,000	1,011,375,000	K172+499	---
	42	Hacienda San Francisco	990,784,625	1,007,773,000	K177+999	2556.457
	43	Descarga Río Fucha	992,495,000	1,007,235,000	K178+789	2556.423
	45	Aguas arriba Saucedal II	989,612,875	1,006,725,688	K180+539	2556.318
	46	Descarga Bombeo Saucedal II	989,612,875	1,006,725,688	K180+963	2556.295
	47	Bombeo Gibraltar	988,904,000	1,006,403,000	K182+777	2556.187
	48	Estación la Isla	984,425,500	1,003,664,000	K192+340	2555.555
	49	Río Tunjuelo	984,483,625	1,002,186,438	K192+858	2555.528
	50	Soacha 1 (Canal Soacha)	981,659,625	999,465,500	K202+028	2554.970
	51	Soacha 2 (Río Soacha)	981,659,625	999,465,500	K202+028	2554.970
	52	Las Huertas	981,767,130	999,514,630	K202+908	2554.916
	53	Descarga Colector Soacha	981,009,060	998,015,750	K205+850	2554.739
54	Pte Variante Mondoñedo	980,650,060	994,363,560	K212+950	2554.315	
CUENCA BAJA	55	Puente La Guaca	954,456,812	999,608,500	K247+774	641.700
	56	Quebrada Santamarta	957,060,000	999,120,000	K249+024	627.800
	57	Aguas Abajo Q. Santamarta	906,620,312	991,816,625	K249+274	627.448
	58	Río Calandaima	955,642,000	988,602,000	K264+774	465.617
	59	Río Apulo	942,760,000	990,200,000	K269+524	407.100
	60	A. Abajo Río Apulo	942,700,000	990,060,000	K269+774	405.400
	61	Puente Portillo	941,441,000	984,085,000	K275+179	---
	62	Descarga Tocaima I	937,383,312	983,661,750	K282+262	354.000
	63	Puente Tocaima Agua de Dios	937,383,312	983,661,750	K282+274	353.000
	64	Descarga Tocaima II	937,383,312	983,661,750	K282+286	352.985
	65	Descarga Tocaima III	937,383,312	983,661,750	K282+286	352.985
	66	Descarga Tocaima III-A	937,383,312	983,661,750	K282+286	352.983
	67	Puerto Salitre	927,250,000	975,231,000	K310+426	---
	68	Descarga Río Bogotá-Magdalena	920,717,125	965,244,562	K 335+774	345.000
	69	Puente Variante Melgar	962,500,000	921,350,000	Río Magdalena	Río Magdalena
	70	Desembocadura Río Sumapaz	1,007,190,812	934,571,062	Río Magdalena	Río Magdalena
	71	Puente Ferrocarril	966,580,000	918,540,000	Río Magdalena	Río Magdalena
	72	Aguas Arriba Matadero Girardot	937,362,250	984,924,31	Río Magdalena	Río Magdalena

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá**Anexo 2. Escenario más probable en las cuencas del Río Bogotá para el año 2012**

CUENCA ALTA	
Aguas Residuales Urbanas	Aguas Residuales en el sector rural
Se logra ejercer un control sobre la producción de aguas residuales domésticas que cumpla con la normatividad, mediante la aplicación del POT y campañas de ahorro de agua y de educación ambiental a la población.	Se realizan estudios para determinar las causas de la disminución de los caudales del Río Bogotá y se adelanta el balance hídrico del mismo.
Se completan los sistemas de conexión de aguas residuales con las PTARs y se aumenta su cobertura. Estos sistemas son separados de las aguas lluvias.	Se hace la distribución de caudales entre los usuarios del Río Bogotá y se toman medidas para mantener el caudal promedio.
Las PTARs se operan con eficiencia parcial por los municipios o mediante esquemas de concesión y se han expandido para tratar la totalidad de las aguas residuales domésticas.	Se intensifica el control de las tomas de agua no autorizadas.
Se ha logrado un control completo de los vertimientos industriales en la fuente, mediante sistemas de tratamiento y cambios en la tecnología.	Se aumenta el control sobre los vertimientos que contienen químicos en la floricultura.
Todos los vertimientos de actividades altamente contaminantes como los mataderos, los hospitales y los rellenos sanitarios reciben tratamiento especializado en la fuente.	Se usan alternativas no contaminantes a los agroquímicos en la floricultura, cultivo de papa y agricultura en general con tecnologías limpias, realización de campañas de sensibilización y educación ambiental.
	Se inician programas de educación ambiental, mejoramiento tecnológico, asistencia técnica para implantar procesos eco-amigables.
CUENCA MEDIA	
Aguas Residuales Urbanas	Aguas Residuales en el sector rural
Se mantiene la producción de aguas residuales domésticas correspondiente al consumo per cápita de 130 L/h.d es decir del orden de 14 m ³ /s.	Se hace la distribución de caudales entre los usuarios del Río Bogotá y se toman medidas para mantener el caudal promedio.
Debe haber incremento de las aguas residuales respecto al año 2002. Puede ser mayor que el dato de 14 m ³ /s.	Se hace manejo integral de cuencas.
Se ha adelantado en la construcción del sistema de tratamiento previsto para Bogotá, con la entrada en operación del interceptor del Río Bogotá, de los interceptores de Fucha y Tunjuelo 1 y de la pantalla del Embalse del Muña.	Se usan alternativas no contaminantes a los agroquímicos en la floricultura y el cultivo de hortalizas.

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

La introducción de tecnologías eficientes y de procesos de producción más limpia en el sector productivo y de servicios disminuye la cantidad de aguas residuales y mejoran su calidad.	Legalización de captaciones.
Se han implantado algunos sistemas de tratamiento en los vertimientos de los mataderos y hospitales sin ser un número considerable.	Uso eficiente del agua.
Los lixiviados del relleno sanitario Doña Juana son tratados antes de su vertimiento al Río Tunjuelo.	Se implementan controles a los vertimientos de la actividad ganadera y a otros efectos sobre las aguas superficiales.
Se ha incrementado la capacidad de la PTAR del Salitre a 8 m ³ /s y su eficiencia técnica y económica se ha mejorado.	Se controlan los vertimientos de la actividad industrial tradicional de pequeña escala, pero su efectividad es limitada.
CUENCA BAJA	
Aguas Residuales Urbanas	Aguas Residuales en el sector rural
Se logra mantener un cierto control sobre la producción de aguas residuales domésticas, mediante el adecuado manejo de los procesos de urbanización a través de los proyectos de vivienda social	Se realizan estudios para determinar las causas de disminución de los caudales del Río Bogotá y se adelanta el balance hídrico del mismo.
Avance en la construcción de PTARs en los municipios de mayor tamaño como Tocaima y Girardot y optimización de la operación de la PTAR de Anapoima.	Se continúa la actividad agrícola tradicional afectando el recurso hídrico con altas cargas de agroquímicos y sistemas de riego por aspersión ineficiente.
Avance en la construcción de sistemas de conducción de las aguas residuales domésticas y la conexión de estos a las PTARs. Aunque no se logra la cobertura total de los sectores urbanos.	Se continúa captando la totalidad del caudal del Río Bogotá en el sector de carga de las plantas de generación dejando el curso natural del río prácticamente seco.
Intensificación del control de vertimientos provenientes de mataderos, hospitales, rellenos sanitarios y otras actividades altamente contaminantes. Cada matadero municipal está implementando su sistema de tratamiento	Se organiza y controla parcialmente la actividad turística de acuerdo a los POTs y se exige el tratamiento de los vertimientos para la expedición de los permisos ambientales correspondientes
	Inicio de programas de educación ambiental, de mejoramiento ecológico y de asistencia técnica para la implantación de procesos eco-amigables.

Fuente: Unión Temporal Saneamiento Río Bogotá (UT, 2002)

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Otras enfermedades bacterianas	0,11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Otras enfermedades del aparato digestivo	2,79	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Otras enfermedades del aparato respiratorio	2,63	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Otras enfermedades infecciosas y parasitarias y las no especificadas	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,52	1,17
Otras helmintiasis	3,04	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Otras infecciones por salmonellas	1,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Otras tuberculosis	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Otras virosis	1,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Parasitosis intestinal	0,00	0,00	0,00	0,00	4,37	5,66	5,15	4,59	1,98	0,00	0,00	0,00	0,00
Parasitosis intestinal sin otra especificación	0,00	0,95	3,37	2,45	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	9,21	0,47	0,00	0,00
Rinofaringitis aguda	0,00	0,00	0,87	0,00	0,05	0,00	0,00	1,68	0,00	2,61	0,10	0,00	0,00
Shigelosis y amebiasis	0,55	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Síntomas relacionados con el aparato respiratorio	0,00	0,00	1,03	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Todas las demás enfermedades infecciosas y parasitarias	0,77	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Tuberculosis de los intestinos, peritoneo y ganglios mesentéricos	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Tuberculosis del aparato respiratorio	0,07	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Úlcera péptica	0,00	0,00	0,00	0,00	0,94	1,78	0,00	1,88	1,05	0,00	0,00	0,00	0,00
Úlcera péptica de sitio no especificado	0,00	0,00	0,00	0,71	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Úlceras gástricas y duodenales	0,23	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Total enfermedades de origen patógeno	32,05	17,65	16,55	14,49	13,42	21,21	15,77	15,94	13,39	18,66	1,41	4,85	2,01
Total enfermedades de origen no patógeno	67,95	18,86	3,55	9,50	8,82	16,95	14,59	12,16	5,18	42,31	1,38	3,29	95,97
Causas no determinadas	0,00	63,49	79,90	76,01	77,77	61,84	69,64	71,89	81,43	39,03	97,21	91,86	2,01
Número de casos de todas las patologías	2115725	9157	13843	153795	145573	2702	44604	24635	11128	7774	26532	2765	107815

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Tabla 2. Mortalidad en Municipios de Incidencia Directa en las Cuencas Media y Baja del Río Bogotá (Secretaría de Salud de Cundinamarca, 2003)

	FUN- ZA	MOS- QUE- RA	SOA- CHA	SI- BATE	SAN ANT TEQ	TENA	LA MESA	EL COLE- GIO	ANA- POIMA	APU- LO	TO- CAI- MA	AGUA DE DIOS	RI- CAU- RTE	GIRAR- DOT
Bronquitis aguda debida a virus echo	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,72	0,00	0,00	0,00	0,00
Bronquitis cronica no especi-ficada	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Des-nutricion proteico-calorica , no especi-ficada	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Encefalitis viral, no especi-ficada	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16
Manifes-taciones pulmo-nares cronicas y otras manifes-taciones debidas a radiacion	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,57	0,00	0,00
Meningitis bacteriana, no especi-ficada	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,72	0,00	0,00	0,00	0,00
Neumonia en otras enferme-dades clasifi-cadas en otra parte	0,00	0,00	1,31	4,12	0,00	0,00	0,00	0,87	0,00	0,00	0,70	0,00	0,00	0,32
Sepsis del recién nacido debida a staphylo-coccus aureus	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,55	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,32
Septi-cemia estrepto-cocica, no especi-ficada	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Septi-cemia, no especi-ficada	2,96	1,04	1,53	1,03	0,00	0,00	1,66	6,96	0,00	3,45	9,09	7,87	6,25	9,58
Total enfer-medades de origen patogeno	2,96	1,04	2,83	5,15	0,00	0,00	3,31	7,83	0,00	6,90	9,79	9,45	6,25	10,55
Total enfer-medades de origen no patogeno	97,04	98,96	97,17	94,85	100,00	100,00	96,69	92,17	100,00	93,10	90,21	90,55	93,75	89,45
Número de casos de todas las patologías	135	96	459	97	52	41	181	115	47	58	143	127	48	616

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

Tabla 2. Mortalidad por Patógenos en las localidades de Bogotá (Secretaría de Salud de Bogotá, 2001)

	L1 USA- QUEN	L2 CHA- PI- NE- RO	L3 SAN- TA- FE	L4 SAN CRIS- TO- BAL	L5 US- ME	L6 TUN- JUE- LITO	L7 BO- SA	L8 KE- NNE- DY	L9 FON- TI- BON	L10 EN- GA- TIVA	L11 SU- BA	L12 BA- RRIOS UNI- DOS	L13 TEU- SA- QUI- LLO	L14 MAR- TI- RES	L15 AN- TO- NIO NA- RIÑO	L16 PUEN- TE ARAN- DA	L17 CAN- DE- LA- RIA	L18 RA- FAEL URIBE	L19 CIU- DAD BOLI- VAR	L20 SU- MA- PAZ	SIN LO- CALI- DAD	TO- TAL BO- GO- TA
Deficiencias nutricionales	0,37	0,46	1,30	1,96	1,28	0,68	0,48	0,32	0,52	0,64	0,44	0,74	0,29	0,52	0,53	0,08	0,95	1,05	0,89	0,00	1,10	0,34
Enf. crónicas de las vías respiratorias	4,14	4,16	4,41	10,0 ₉	6,65	3,92	5,47	4,38	3,66	4,67	4,72	3,82	2,71	4,51	5,28	4,54	7,62	3,53	4,83	9,09	2,46	0,38
Enf. del esófago y otras enf. del estómago y del duodeno	0,07	0,31	0,26	1,96	0,64	0,41	0,56	0,40	0,21	0,52	0,40	0,53	0,43	0,52	0,26	0,30	0,95	0,00	0,50	0,00	0,25	1,03
Enf. del pulmón debida a agentes externos	0,30	0,31	0,13	1,65	0,26	0,00	0,40	0,44	0,31	0,22	0,36	0,21	0,00	0,00	0,00	0,53	0,00	0,43	0,33	0,00	0,17	1,63
Enf. infecciosas intestinales	0,44	0,15	0,78	4,60	0,00	0,14	0,40	0,32	0,42	0,34	0,28	0,21	0,29	0,52	0,26	0,23	0,00	0,62	0,39	0,00	0,42	0,46
Enteritis, colitis infecciosa y otras enf. de los intestinos	1,33	0,62	0,78	3,43	0,90	0,68	0,48	0,80	0,94	0,78	1,09	0,42	2,00	0,52	1,06	0,60	1,90	0,62	0,67	0,00	0,85	0,50
Feto o recién nacido afectados por ciertas afecciones maternas	0,00	0,00	0,00	1,47	0,00	0,14	0,16	0,08	0,00	0,07	0,12	0,11	0,00	0,35	0,26	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,16
Hemorragia gastrointestinal	0,74	0,31	0,52	2,94	0,90	1,22	0,00	0,76	0,73	0,97	0,77	0,85	0,14	0,69	0,79	0,53	0,95	0,74	0,83	0,00	0,76	1,54
Insuficiencia renal	1,41	1,85	1,04	3,06	0,51	1,76	1,43	1,13	1,99	1,42	1,57	1,38	2,14	1,56	1,06	1,51	3,81	1,43	1,17	0,00	1,53	0,17
Neumonía	0,00	4,62	4,28	7,52	2,81	3,11	2,85	2,82	2,51	3,96	3,47	3,61	3,14	3,64	3,17	3,55	2,86	2,79	4,00	0,00	3,57	4,84
Retardo del crecimiento fetal, desnutrición fetal, gestación corta y bajo peso al nacer	0,15	0,00	0,00	1,41	0,00	0,14	0,00	0,12	0,21	0,04	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25	0,11	0,00	0,00	2,01
Septicemia, excepto	0,37	0,62	0,52	0,49	0,13	0,14	0,48	0,60	0,10	0,60	0,40	0,64	0,43	0,35	0,79	0,08	0,95	0,50	0,44	0,00	0,76	0,46

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá**Anexo 4. Algoritmos implementados en MATLAB**

A continuación se presentan los algoritmos realizados para el modelo de patógenos, descritos en el capítulo 5. Estos, son expuestos en orden de importancia, partiendo del algoritmo para simulación de MonteCarlo (*MonteCarloCmedia* y *MonteCarloCbaja*), seguido del Modelo de Patógenos para cada cuenca (*PatogenosCmediaMonteCarlo* y *PatogenosCbajaMonteCarlo*) y finalmente las subrutinas para el cálculo del primer nodo (*PrimerNodo*), un nodo (*UnNodo*) y varios nodos (*Nodo_Ni_a_Nf*)

A-4.1. Archivo de Simulación de Montecarlo Cuenca Media (*MonteCarloCmedia*)

```
% DEFINICION DE DATOS DEL MODELO

clear all;
DatosParaMonteCarlo; % LECTURA DE DATOS

NSIM = 100; % NÚMERO DE SIMULACIONES DE MONTECARLO
KbMin = 0,000001; % Tasa Muerte Natural por luz y salinidad,h-1
KbMax = 10; % Tasa Muerte Natural por luz y salinidad, h-1
VsMin = 0.00000001*3600; % Vel sedimentación cuenca media(Vs), m/h
VsMax = 0.1*3600; % Vel sedimentación cuenca media(Vs), m/h
VdMin = 0.01; % Velocidad de difusión (Vd), en m/h
VdMax = 400; % Velocidad de difusión (Vd), en m/h
VrMin = 0.1/(365*24*1000); % Vel resuspensión (Vr), en m/h
VrMax = 3500/(365*24*1000); % Vel resuspensión (Vr), en m/h

mc_sim = zeros(NSIM,8);
pset = zeros(NSIM,4);
crit = zeros(NSIM,4);

%Simulaciones de Montecarlo
for I =1: NSIM

% MUESTREO CON DISTRIBUCIÓN UNIFORME
[gennumb1] = rand(NSIM,1);
[gennumb2] = rand(NSIM,1);
[gennumb3] = rand(NSIM,1);
[gennumb5] = rand(NSIM,1);

Vs = gennumb1(I).*(VsMax-VsMin)+VsMin;
Kb(1:NNcm) = gennumb2(I).*(KbMax-KbMin)+KbMin;
Vr = gennumb3(I).*(VrMax-VrMin)+VrMin;
Vd(1:NNcm) = gennumb5(I).*(VdMax-VdMin)+VdMin;
pars(I,1:4)=[Vs Kb(1) Vr Vd(1)]; % D(1)
N1R = N1Rcm;

[N1F] = PatogenosCmediaMonteCarlo(Vs,Kb,Vr,Vd,NEC,nper,NN,N1D10,N1D20,N1D30,
N1D40,N1D50,N1D60,N1D70,N1D80,N1D90,N1D100,N1D110,N1D120,N1D130,N1D140,N1D150,N10
,N120,N1,N2,N1R,N1Rcm,N1Rcb,NNcm,NNcb,XRt,xR,Xcm,Xcb,Xtotal,D,D0,D20,Fp,Vb,Qt1,Qt
8,QD,SST,Io,TEMP,dt,t,dxcm,dxcb,dx0,dx20,H,H1,H2,U);

N1F =[N1F(14) N1F(114) N1F(421) N1F(487) N1F(793) N1F(1068) N1F(1329)
N1F(2233)];
```

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

```

mc_sim(I,:) = N1F;
mc = mc_sim(I,:);

R(I)      = 1-Correlac1(mc,N1Rcm); % Desviación del modelo con R2
EMabs(I) = ErrorMabs(mc,N1Rcm);  % Error medio absoluto
REM2(I)   = RaizEMcuad(mc,N1Rcm); % Raíz del error medio al cuadrado
Eabs(I)   = abs(sum(N1Rcm-mc));   % Calcula el error absoluto
Vmax(I)   = max(mc);

crit(I,1) = R(I);
crit(I,2) = EMabs(I);
crit(I,3) = REM2(I);
crit(I,4) = Eabs(I);
end

vars = [Vmax]; % Valor máximo simulado
mct = mc_sim; % MC output time-series matrix [No of sims x No of samples]
obs = N1Rcm; % observed time-series vector [No of samples x 1]
id = 'Calibración del Modelo Patógenos con Valores Reales Campaña 4'; %Descriptor
[string]
pstr = str2mat('Vel.Sediment (Vs)', 'Tasa Muerte Nat (Kb)', 'Vel.Resuspenc
(Vr)', 'Vel.Dif.Vertical (Vd)'); %Parameter names [string matrix]
cstr = str2mat('1-R2', 'EMabs', 'REMC', 'Eabs'); % Criteria names
vstr = str2mat('Valor máximo');
mcat(pars,crit,vars',mct,[],obs,id,pstr,cstr,vstr,[],[]);

save PARAMETROSmedia pars crit mct vars obs id pstr cstr vstr;

```

A-4.2. Archivo de Simulación de Montecarlo Cuenca Baja (MonteCarloCbaja)

```

% DEFINICION DE DATOS DEL MODELO
clear all;
DatosParaMonteCarlo; % LECTURA DE DATOS

NSIM      = 1; % NÚMERO DE SIMULACIONES DE MONTECARLO
KbMin     = 0,000001; % Tasa Muerte Natural por luz y salinidad,h-1
KbMax     = 50; % Tasa Muerte Natural por luz y salinidad, h-1
VsMin     = 0.0000001*3600; % Vel sedimentación cuenca media(Vs), m/h
VsMax     = 10*3600; % Vel sedimentación cuenca media(Vs), m/h
VdMin     = 0.00001; % Velocidad de difusión (Vd), en m/h
VdMax     = 100; % Velocidad de difusión (Vd), en m/h
VrMin     = 1/(365*24*1000); % Velocidad de resuspensión (Vr), m/h
VrMax     = 3500/(365*24*1000); % Velocidad de resuspensión (Vr), m/h

mc_sim = zeros(NSIM,4);
pset = zeros(NSIM,4);
crit = zeros(NSIM,4);

%Simulaciones de Montecarlo
for I =1: NSIM

% MUESTREO CON DISTRIBUCIÓN UNIFORME
[gennumb1] = rand(NSIM,1);
[gennumb2] = rand(NSIM,1);
[gennumb3] = rand(NSIM,1);
[gennumb5] = rand(NSIM,1);

Vs          = gennumb1(I).*(VsMax-VsMin)+VsMin;
Kb(1:NNcb) = gennumb2(I).*(KbMax-KbMin)+KbMin;
Vr          = gennumb3(I).*(VrMax-VrMin)+VrMin;
Vd(1:NNcb) = gennumb5(I).*(VdMax-VdMin)+VdMin;
pars(I,1:4) = [Vs Kb(1) Vr Vd(1)]; %D(1)

```

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

```

N1R = N1Rcb;

[N1F] = PatogenosCbajaMonteCarlo(Vs,Kb,Vr,Vd,NEC, nper, NN, N1D10, N1D20, N1D30,
N1D40, N1D50, N1D60, N1D70, N1D80, N1D90, N1D100, N1D110, N1D120, N1D130, N1D140,
N1D150, N10, N120, N1, N2, N1R, N1Rcm, N1Rcb, NNcm, NNcb, XRT, xR, Xcm, Xcb,
Xtotal, D, D0, D20, Fp, Vb, Qt1, Qt8, QD, SST, Io, TEMP, dt, t, dxcm, dxcb, dx0,
dx20, H, H1, H2, U);

N1F =[N1F(3233-NNcm) N1F(16900-NNcm) N1F(25233-NNcm) N1F(NN-NNcm)];

mc_sim(I,:) = N1F;
mc = mc_sim(I,:);

R(I) = 1-Correla1(mc,N1Rcb); % Eficiencia del modelo con R2(1-R2)
EMabs(I) = ErrorMabs(mc,N1Rcb); % Error medio absoluto (EMabs)
REM2(I) = RaizEMcuad(mc,N1Rcb); % Raiz del error medio al cuadrado (REMC)
Eabs(I) = abs(sum(N1Rcb-mc)); % Calcula el error absoluto (EAbs)
Vmax(I) = max(mc);

crit(I,1) = R(I);
crit(I,2) = EMabs(I);
crit(I,3) = REM2(I);
crit(I,4) = Eabs(I);

end

vars =[Vmax]; % Valor máximo simulado
mct = mc_sim; % MC output time-series matrix [No of sims x No of samples]
obs = N1Rcb'; % observed time-series vector [No of samples x 1]
id = 'Calibración del Modelo Patógenos con Valores Reales Campaña 4'; %Descriptor
[string]
pstr = str2mat('Vel.Sediment (Vs)','Tasa Muerte Nat (Kb)','Vel.Resuspenc
(Vr)','Vel.Dif.Vertical (Vd)'); %Parameter names [string matrix] ;
cstr = str2mat('1-R2','EMabs','REMC','EAbs'); % Criteria names
vstr = str2mat('Valor máximo');
mcat(pars,crit,vars',mct,[],obs,id,pstr,cstr,vstr,[],[]);

save PARAMETROSbaja pars crit mct vars obs id pstr cstr vstr;

```

A-4.3. Modelo de Patógenos para cuenca media (PatogenosCmediaMonteCarlo)

```

function [N1F] = PatogenosCmediaMonteCarlo(Vs,Kb,Vr,Vd,NEC, nper, NN, N1D10,
N1D20, N1D30, N1D40, N1D50, N1D60, N1D70, N1D80, N1D90, N1D100, N1D110, N1D120,
N1D130, N1D140, N1D150, N10, N120, N1, N2, N1R, N1Rcm, N1Rcb, NNcm, NNcb, XRT,
xR, Xcm, Xcb, Xtotal, D, D0, D20, Fp, Vb, Qt1, Qt8, QD, SST, Io, TEMP, dt, t,
dxcm, dxcb, dx0, dx20, H, H1, H2, U);

% DEFINICION DE DATOS DEL MODELO
N1 = N1(1:NNcm); % vector composición de patógenos en agua para cada nodo.
N2 = N2(1:NNcm); % vector composición patógenos en sedimento para cada nodo
H1 = H1(1:NNcm);
U = U(1:NNcm);
TEMP= TEMP(1:NNcm);
Io = Io(1:NNcm);
SST = SST(1:NNcm);
dt = dt(1:NNcm);
Fp = Fp(1:NNcm);
x=Xtotal;
x = x(1:NNcm);
dx = dxcm;
NN=NNcm; %

```

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

```

A22(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
B22(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
C22(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
D22(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
E22(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
F22(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
G22(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
K22(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
L22(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
M22(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
P22(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
Q22(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
R22(1:NN-1) = ones(NN-1,1);

% INICIALIZACION DE VECTORES PARA MATRICES
FactA1(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
FactB1(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
FactC1(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
FactD1(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
Indep1(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
FactA2(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
FactB2(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
Indep2(1:NN-1) = ones(NN-1,1);

RESULT1 = ones(nper,NN);
RESULT2 = ones(nper,NN);
    ResultT1 = ones(1,NN);
    ResultT2 = ones(1,NN);

% CICLO PARA DETERMINAR LA CONCENTRACIÓN DE BACTERIAS EN CADA NODO EN EL TIEMPO
for j = 1:nper;

    % CALCULO DE PARÁMETROS EMPLEADOS EN DEFINICION DE LA MATRIZ PARA nodo i=1
    % (cortijo, después de descarga PTAR SALITRE)
    i = 1; % Primer Nodo a modelar
    PrimerNodo % Subrutina que calcula la concentración del nodo 1 y 2
    % *****
    % CALCULO DE PARÁMETROS EMPLEADOS EN DEFINICION DE MATRIZ PARA nodo i=3-74
    %
    % (Engativá)
    Ni = 3; % Nodo inicial en el rango a modelar
    Nf = 74; % Nodo final en el rango a modelar
    Nodo_Ni_a_Nf
%*****
    % Definición de la nueva concentración después de la descarga del nodo 2
    Qt2 = Qt1+QD(1); % Caudal para el tramo 2 % DESCARGA ENGATIVA
    N1(74) = (Qt1*N(Nf)+QD(1)*N1D10)/Qt2 ;
%*****
    % CALCULO DE PARÁMETROS EMPLEADOS EN DEFINICION DE MATRIZ PARA nodo i=75-441
    Ni = 75; % Nodo inicial en el rango a modelar
    Nf = 441; % Nodo final en el rango a modelar
    Nodo_Ni_a_Nf
%*****
    % Definición de la nueva concentración después de la descarga del nodo 7
    Qt3 = Qt2+QD(2)+QD(3); % Caudal para tramo 3 DESCARGA RIO FUCHA + FONTIBON
    N1(441) = (Qt2*N1(Nf)+QD(2)*N1D20+QD(3)*N1D30)/Qt3;
    % *****
    % CALCULO DE PARÁMETROS EMPLEADOS EN DEFINICION DE MATRIZ nodo i=442-545
    Ni = 442; % Nodo inicial en el rango a modelar
    Nf = 545; % Nodo final en el rango a modelar
    Nodo_Ni_a_Nf
%*****

```

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

```

% Definición de la nueva concentración después de la descarga del nodo 10
Qt4 = Qt3+QD(4); % Caudal para el tramo 4           % DESCARGA GIBRALTAR
N1(545) = (Qt3*N1(Nf)+QD(4)*N1D40)/Qt4;
%*****
% CALCULO DE PARÁMETROS EMPLEADOS EN DEFINICION DE MATRIZ nodo i = 546-807
Ni = 546; % Nodo inicial en el rango a modelar
Nf = 807; % Nodo final en el rango a modelar
Nodo_Ni_a_Nf
% *****
% Definición de la nueva concentración después de la descarga del nodo 13
Qt5 = Qt4+QD(5); % Caudal para el tramo 5           % DESCARGA RIO TUNJUELO
N1(807) = (Qt4*N1(Nf)+QD(5)*N1D50)/Qt5;
% *****
% CALCULO PARÁMETROS EMPLEADOS EN DEFINICION MATRIZ PARA nodo i = 808-1045
Ni = 808; % Nodo inicial en el rango a modelar
Nf = 1075; % Nodo final en el rango a modelar
Nodo_Ni_a_Nf
% *****
% Definición de la nueva concentración después de la descarga del nodo 15
Qt6 = Qt5+QD(6)+QD(7); % Caudal para el tramo 6     % DESCARGA RIO SOACHA I y II
N1(1045) = (Qt5*N1(Nf)+QD(6)*N1D60+QD(7)*N1D70)/Qt6;
% *****
% CALCULO PARÁMETROS EMPLEADOS EN DEFINICION DE MATRIZ nodo i=1046-1144
Ni = 1046; % Nodo inicial en el rango a modelar
Nf = 1144; % Nodo final en el rango a modelar
Nodo_Ni_a_Nf
% *****
% Definición de la nueva concentración después de la descarga del nodo 17
Qt7 = Qt6+QD(8)+QD(9); % Caudal para el tramo 7% DESCARGA COLECTOR SOACHA IyIII
N1(1144) = (Qt6*N1(Nf)+QD(8)*N1D80+QD(9)*N1D90)/Qt7;
% *****
% *****
% CALCULO PARÁMETROS EMPLEADOS EN LA DEFINICION MATRIZ PARA nodo i = 1145-2233
Ni = 1145; % Nodo inicial en el rango a modelar
Nf = 2233; % Nodo final en el rango a modelar
Nodo_Ni_a_Nf
% =====
% HOLDING RESULTS
ResultT1 = [N1];
RESULT1(j,:) = ResultT1(1,:);
ResultT2 = [N2];
RESULT2(j,:) = ResultT2(1,:);

end

% RESULTADOS
RESULTN1 = RESULT1';
RESULTN2 = RESULT2';

N1F = RESULT1(nper,:);
Xcm =xR(1:8);
Normacm(1:NNcm) = 5000;

clf % para borrar la gráfica existente

% GRÁFICA DE CONCENTRACIÓN EN EL TIEMPO, PARA NODOS 1, 10 Y 18
%Subplot (2,1,1)% Concentración en el agua Vs tiempo para cada nodo
%Hold on
%semilogy(1:nper,RESULTN1(1,:)./1E+04,'r*');%Plots concentración en nodo 1
%semilogy(1:nper,RESULTN1(500,:)./1E+04,'go');% Plots concentración en nodo 4
%semilogy(1:nper,RESULTN1(1000,:)./1E+04,'b-');% Plots concentración en nodo 8
%semilogy(1:nper,RESULTN1(1500,:)./1E+04,'c*');% Plots concentración en nodo 12
%semilogy(1:nper,RESULTN1(2000,:)./1E+04,'g-');% Plots concentración el nodo 17

```

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

```

%semilogy(1:nper,RESULTN1(2233,:)./1E+04,'k.-');% Plots concentración en nodo 20
%xlabel('Tiempo(No Periodos) CUENCA MEDIA');
%ylabel('Conc.Patog(NMP/100ml)');
%Title(' Conc.Patógenos en AGUA en CUENCA MEDIA')
%legend('Nodo 1','Nodo 500','Nodo 1000','Nodo 1500','Nodo 2000','Nodo 2233');

%Subplot (2,1,2)% Concentración en el agua y sedimento modelados y reales
%Hold on
%semilogy(Xcm./1000,N1Rcm./1E+04,'k*');% Plots Conc.REAL para último t
%semilogy(x./1000,RESULTN1(:,nper)./1E+04,'bo');% Plots Conc. agua para último t
%semilogy(x./1000,Normalcm,'r-*');% Plots Conc.en agua para último tiempo
%xlabel('Distancia desde PTAR Salitre (Km)');
%ylabel('Conc.Patógenos (NMP/100ml)');
%Title(' CONCENTRACIÓN DE PATÓGENOS A LO LARGO DEL RÍO')
%legend('Nodo Real','Nlmodel','Dec 1594');

%Subplot (2,2,3)% Concentración en el sedimento(NMP/ml)Vs tiempo para cada nodo
%Hold on
%semilogy(1:nper,RESULTN2(1,:)./1E+04,'r*');% concentración en el tiempo nodo 1
%semilogy(1:nper,RESULTN2(4,:)./1E+04,'go');% concentración en el tiempo nodo 1
en el sedimento
%semilogy(1:nper,RESULTN2(8,:)./1E+04,'g-');% concentración en el tiempo nodo 8
%semilogy(1:nper,RESULTN2(12,:)./1E+04,'c*');% concentración en nodo 12
%semilogy(1:nper,RESULTN2(17,:)./1E+04,'b-');% concentración en el tiempo nodo 17
%semilogy(1:nper,RESULTN2(20,:)./1E+04,'k.-');% concentración en nodo 20
%xlabel('Tiempo(No Periodos) CUENCA MEDIA');
%ylabel('Conc.Patog(NMP/100ml)');
%Title(' Conc.Patog.SEDIMENTO')
%legend('Nodo 1', 'Nodo 4', 'Nodo 8', 'Nodo 12', 'Nodo 17', 'Nodo 20');

%Subplot (2,2,4)% Concentración en el agua y sedimento modelados y reales
%Hold on
%semilogy(x,RESULTN2(:,nper)./1E+04,'r--');% Plots Conc.en sedim para último
tiempo a lo largo del río Bta
%xlabel('Distancia desde PTAR Salitre(Km)');
%ylabel('Conc.Patog(NMP/100ml)');
%Title(' Conc.SEDIMENTO a lo largo Río')

```

A-4.4. Modelo de Patógenos para cuenca baja (PatogenosCbajaMonteCarlo)

```

function [N1F] = PatogenosCbajaMonteCarlo(Vs,Kb,Vr,Vd,NEC, nper, NN, N1D10,
N1D20, N1D30, N1D40, N1D50, N1D60, N1D70, N1D80, N1D90, N1D100, N1D110, N1D120,
N1D130, N1D140, N1D150, N10, N120, N1, N2, N1R, N1Rcm, N1Rcb, NNcm, NNcb, XRT,
xR, Xcm, Xcb, Xtotal, D, D0, D20, Fp, Vb, Qt1, Qt8, QD, SST, Io, TEMP, dt, t,
dxcm, dxcb, dx0, dx20, H, H1, H2, U);

```

```

% DEFINICION DE DATOS DEL MODELO

```

```

N1 = N1(NNcm+1:NN); % Comp.inicial patógenos en Agua para cada nodo, NMP/m3

```

```

N2 = N2(NNcm+1:NN); % Comp.inicial patógenos en Sedim para cada nodo,NMP/m3

```

```

H1 = H1(NNcm+1:NN); % Profundidad del agua para cada nodo, m

```

```

U = U(NNcm+1:NN); % Velocidad del agua para cada nodo, m/h

```

```

TEMP= TEMP(NNcm+1:NN); % Temperatura del agua para cada nodo, °C

```

```

Io = Io(NNcm+1:NN); % Intensidad de luz para cada nodo, cal/cm^2.h

```

```

SST = SST(NNcm+1:NN); % Sólidos suspendidos totales, mg/L

```

```

dt = dt(NNcm+1:NN); % Incrementales de tiempo, h

```

```

Fp = Fp(NNcm+1:NN); % Fracción de bacterias atrapadas, Adimensional

```

```

x=Xtotal;

```

```

x = x(NNcm+1:NN); % Distancia entre cada nodo y la PTAR Salitre (Km)

```

```

dx = dxcb;

```

```

NN=NNcb; % para asignar número de nodos total, correspondiente a la cuenca baja

```

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

```

% Inicialización de vectores
A22(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
B22(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
C11(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
C22(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
D22(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
E22(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
F22(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
G22(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
K22(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
L22(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
M22(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
P22(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
Q22(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
R22(1:NN-1) = ones(NN-1,1);

% INICIALIZACION DE VECTORES PARA MATRICES
FactA1(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
FactB1(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
FactC1(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
FactD1(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
Indep1(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
FactA2(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
FactB2(1:NN-1) = ones(NN-1,1);
Indep2(1:NN-1) = ones(NN-1,1);

RESULT1 = ones(nper,NN);
RESULT2 = ones(nper,NN);
    ResultT1 = ones(1,NN);
    ResultT2 = ones(1,NN);

% CICLO PARA DETERMINAR LA CONCENTRACIÓN DE BACTERIAS EN CADA NODO EN EL TIEMPO
for j = 1:nper;

% ANALISIS DE LA INFLUENCIA DE LOS FACTORES CONSIDERADOS EN EL MODELO
% U = 0.*U;           %Para anular término Advección
% Vs = 0;             %Para anular término Sedimentación
% Kb = 0.*Kb;         %Para anular término Muerte Natural y por rad.Luminica
% Vr = 0;             %Para anular término Resuspensión
% D = 0.*D,D0=0,D20=0; %Para anular término Dispersión
% Vd = 0.*Vd;         %Para anular término Muerte Natural y por rad.Luminica

% CALCULO DE PARÁMETROS EMPLEADOS EN DEFINICION DE MATRIZ PARA nodo i = 2234
%
%           (Santa Martha-El Muña)
i = 2234; % Primer Nodo a modelar
i = i-NNcm; % Para tomar valor del nodo en nuevo vector solo para cuenca baja
N10 = N120; % Condición de Frontera: concentración de la corriente de entrada
D0 = D20; % Condición de Frontera: Coeficiente de Difusión para la entrada
dx0 = dx20; % Condición de Frontera: tamaño elemento diferencial anterior
PrimerNodo % Subrutina para el cálculo del primer nodo
% *****
% CALCULO DE PARÁMETROS EMPLEADOS EN DEFINICION DE MATRIZ PARA nodo i = 2236-
6296
Ni = 2236; % Nodo inicial en el rango a modelar
Nf = 6296; % Nodo final en el rango a modelar
Ni = Ni-NNcm; % Para tomar valor del nodo en nuevo vector para cuenca baja
Nf = Nf-NNcm; % Para tomar valor del nodo en nuevo vector para cuenca baja
Nodo_Ni_a_Nf % Subrutina para nodos Ni al Nf
% *****
% Definición de nueva conc.después de descarga del nodo 6296
Qt9 = Qt8+QD(11); % Caudal para el tramo 7 % DESCARGA RIO CALANDAIMA
N1(6296) = (Qt8*N1(Nf)+QD(11)*N1D110)/Qt9;

```

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

```

% *****
% CALCULO DE PARÁMETROS EMPLEADOS EN DEFINICION DE MATRIZ PARA nodo i = 6297-
16733
Ni = 6297; % Nodo inicial en el rango a modelar
Nf = 16733; % Nodo final en el rango a modelar
Ni = Ni-NNcm; % Para tomar valor del nodo en nuevo vector para cuenca baja
Nf = Nf-NNcm; % Para tomar valor del nodo en nuevo vector para cuenca baja
Nodo_Ni_a_Nf % Subrutina para nodos Ni al Nf
% *****
% Definición de nueva conc después de descarga del nodo
Qt10 = Qt9+QD(12); % Caudal para el tramo 10 % DESCARGA RIO APULO
N1(16733) = (Qt9*N1(Nf)+QD(12)*N1D120)/Qt10;
% *****
% CALCULO DE PARÁMETROS EMPLEADOS EN DEFINICION DE MATRIZ PARA nodo i = 16734-
25225
Ni = 16734; % Nodo inicial en el rango a modelar
Nf = 25225; % Nodo final en el rango a modelar
Ni = Ni-NNcm; % Para tomar valor del nodo en nuevo vector para cuenca baja
Nf = Nf-NNcm; % Para tomar valor del nodo en nuevo vector para cuenca baja
Nodo_Ni_a_Nf % Subrutina para nodos Ni al Nf
% *****
% Definición de nueva conc después de descarga del nodo
Qt11 = Qt10+QD(13); % Caudal para el tramo 10 % DESCARGA D.TOCAIMA I
N1(25225) = (Qt10*N1(Nf)+QD(13)*N1D130)/Qt11;
% *****
% CALCULO DE PARÁMETROS EMPLEADOS EN DEFINICION DE MATRIZ PARA nodo i = 25226-
25241
Ni = 25226; % Nodo inicial en el rango a modelar
Nf = 25241; % Nodo final en el rango a modelar
Ni = Ni-NNcm; % Para tomar valor del nodo en nuevo vector para cuenca baja
Nf = Nf-NNcm; % Para tomar valor del nodo en nuevo vector para cuenca baja
Nodo_Ni_a_Nf % Subrutina para nodos Ni al Nf
% *****
% Definición de nueva conc después de descarga del nodo
Qt12 = Qt11+QD(14)+QD(15); % Caudal para el tramo 12 % DESCARGA D.TOCAIMA II+III
N1(25241) = (Qt11*N1(Nf)+QD(14)*N1D140+QD(15)*N1D150)/Qt12;
% *****
% CALCULO DE PARÁMETROS EMPLEADOS EN DEFINICION DE MATRIZ PARA nodo i = 25242
Ni = 25242; % Nodo inicial en el rango a modelar
Nf = 60900; % Nodo final en el rango a modelar
Ni = Ni-NNcm; % Para tomar valor del nodo en nuevo vector para cuenca baja
Nf = Nf-NNcm; % Para tomar valor del nodo en nuevo vector para cuenca baja
Nodo_Ni_a_Nf % Subrutina para nodos Ni al Nf
% =====
% HOLDING RESULTS
ResultT1 = [N1];
RESULT1(j,:) = ResultT1(1,:);
ResultT2 = [N2];
RESULT2(j,:) = ResultT2(1,:);

end

% RESULTADOS
RESULTN1 = RESULT1'; % Concentración de patógenos en AGUA en el tiempo (N1)
RESULTN2 = RESULT2'; % Concentración de patógenos en SEDIMENTO en el tiempo (N2)

N1F = RESULT1(nper,:); % Conc patógenos en Agua a lo largo cuenca para último t

Xcb =xR(9:12);
Normacb(NNcm+1:NN)= 5000;

clf % para borrar la gráfica existente

```

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

```

% GRÁFICA DE CONCENTRACIÓN EN EL TIEMPO, PARA NODOS 1, 10 Y 18
Subplot (3,1,1)% Concentración en el agua Vs tiempo para cada nodo
Hold on
semilogy(1:nper,RESULTN1(1,:)./1E+04,'r*');% concentración nodo 1
semilogy(1:nper,RESULTN1(1000,:)./1E+04,'go');% concentración nodo 1000
semilogy(1:nper,RESULTN1(14500,:)./1E+04,'b-');% concentración nodo 14500
semilogy(1:nper,RESULTN1(30000,:)./1E+04,'co');% concentración nodo 30000
semilogy(1:nper,RESULTN1(45000,:)./1E+04,'g-');% concentración nodo 45000
semilogy(1:nper,RESULTN1(58667,:)./1E+04,'k.');
```

CUENCA BAJA);

```

ylabel('Conc.Patog(NMP/100ml)');
Title('CONCENTRACIÓN DE PATÓGENOS EN AGUA EN EL TIEMPO')
legend('Nodo 1', 'Nodo 1000', 'Nodo 14500', 'Nodo 30000', 'Nodo 45000', 'Nodo 58667');
```

```

Subplot (3,1,2)% Concentración en el agua y sedimento modelados y reales Vs nodos
Hold on
semilogy(Xcb./1000,N1Rcb./1E+04,'k*');% Plots Conc.REAL para último tiempo
semilogy(x./1000,RESULTN1(:,nper)./1E+04,'bo');% Conc.en agua para último tiempo
semilogy(x./1000,Normalcb,'r-*');% Plots Conc.máxima para reuso en Agricultura
xlabel('Distancia desde PTAR Salitre (Km)');
ylabel('Conc.Patógenos (NMP/100ml)');
Title('CONCENTRACIÓN DE PATÓGENOS EN AGUA A LO LARGO DEL RÍO')
legend('Nodo Real', 'N1model');
```

```

%Subplot (3,1,3)% Concentración en el sedimento(NMP/ml)Vs tiempo para cada nodo
%Hold on
%semilogy(1:nper,RESULTN2(1,:)./1E+04,'r*');% concentración en el tiempo nodo 1
%semilogy(1:nper,RESULTN2(1000,:)./1E+04,'go');% concentración en el tiempo
%semilogy(1:nper,RESULTN2(14500,:)./1E+04,'b-');%
%semilogy(1:nper,RESULTN2(30000,:)./1E+04,'co');%
%semilogy(1:nper,RESULTN2(45000,:)./1E+04,'g-');%
%semilogy(1:nper,RESULTN2(58667,:)./1E+04,'k.');
```

CUENCA BAJA);

```

ylabel('Conc.Patog(NMP/100ml)');
%Title('Conc.Patog. SEDIMENTO')
%legend('Nodo 1', 'Nodo 1000', 'Nodo 14500', 'Nodo 30000', 'Nodo 45000', 'Nodo 58667');
```

```

%Subplot (3,1,3)% Concentración en el agua y sedimento modelados Vs nodos
%Hold on
%semilogy(x,RESULTN2(:,nper)./1E+04,'r--');
```

CUENCA BAJA);

```

xlabel('Distancia desde PTAR Salitre(Km)');
ylabel('Conc.Patog(NMP/100ml)');
%Title('Conc.SEDIMENTO a lo largo Río')
```

A-4.5. Subrutina para el Primer Nodo (PrimerNodo)

```

% CALCULO DE COEFICIENTES
% Coef. del término de variación de conc.en t para balance en agua
A11(i) = 1/dt(i);
A22(i) = -N1(i)/dt(i);
% Coef. del término de advección en el balance en agua
B11(i) = U(i)/(4*dx(i));
B12(i) = U(i)/(4*dx(i));
B22(i) = U(i)*(N1(i+1)-N10)/(4*dx(i));
% Coef. del término de sedimentación en el balance en agua
C11(i) = Fp(i)*Vs/(2*H1(i));
C22(i) = (Fp(i)*Vs*N1(i))/(2*H1(i));
% Coef. término muerte natural y por Luz en balance en agua
D22(i) = Kb(i)*N1(i)/2;
D11(i) = Kb(i)/2;
% Coef. del término de resuspensión en balance en agua
```

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

```

E11(i) = Vr/(2*H1(i));
E22(i) = Vr*N2(i)/(2*H1(i));
% Coef. del término de dispersión en balance en agua
F11(i) = (D(i)+D(i+1))/(4.*(dx(i)).^2);
F12(i) = (D(i)+D(i+1))/(4.*(dx(i)).^2);
F13(i) = (D(i)+D0)/(4.*dx(i).*dx0);
F14(i) = (D(i)+D0)/(4.*dx(i).*dx0);
F22(i) = ((D(i)+D(i+1)).*(N1(i+1)-N1(i)))/(4.*(dx(i)).^2)-
((D(i)+D0).*(N1(i)-N10))/(4.*dx(i).*dx0);
% Coef. del término de Difusión en balance en agua
G11(i) = Vd(i)/(2*H1(i));
G12(i) = Vd(i)/(2*H1(i));
G22(i) = Vd(i)*(N2(i)-N1(i))/(2*H1(i));

% Coef. Término variación de conc. en el t en balance sedimentos
K11(i) = 1/dt(i);
K22(i) = N2(i)/dt(i);
% Coef. término de sedimentación en el balance de sedimentos
L11(i) = Fp(i)*Vs/(2*H2(i));
L22(i) = Fp(i)*Vs*N1(i)/(2*H2(i));
% Coef. término de Resuspensión en el balance de sedimentos
P11(i) = Vr/(2*H2(i));
P22(i) = Vr*N2(i)/(2*H2(i));
% Coef. término de Pérdida Burial en el balance de sedimentos
Q11(i) = Vb/(2*H2(i));
Q22(i) = Vb*N2(i)/(2*H2(i));
% Coeficientes del término de Difusión en el balance de sedimentos
R11(i) = Vd(i)/(2*H2(i));
R12(i) = Vd(i)/(2*H2(i));
R22(i) = Vd(i)*(N1(i)-N2(i))/(2*H2(i));

% GENERACIÓN DE MATRIZ DEL SISTEMA DE ECUACIONES (N) para PRIMER NODO

% TERMINOS ECUACIÓN 1 (PARA BALANCE DE PATOGENOS EN AGUA CORRIENTE)
FactA1(i) = B12(i) + F14(i) ;
FactB1(i) = - A11(i) - C11(i) - D11(i) - F12(i) - F13(i) - G12(i);
FactC1(i) = - B11(i) + F11(i);
FactD1(i) = E11(i) + G11(i);
Indep1(i) = A22(i)+B22(i)+C22(i)+D22(i)-E22(i)-F22(i)-G22(i);

% TERMINOS ECUACIÓN 2 (PARA BALANCE DE PATOGENOS EN SEDIMENTOS)
FactA2(i) = L11(i) + R11(i);
FactB2(i) = - K11(i) - P11(i) - R12(i) - Q11(i) ;
Indep2(i) = - K22(i) - L22(i) + P22(i) - R22(i) + Q22(i);

% CONSTRUCCION DE LA MATRIZ N para nodo 1
N = [FactB1(i)+FactC1(i) FactD1(i) ; FactA2(i) FactB2(i)];

% GENERACIÓN DEL VECTOR TÉRMINOS INDEP DEL SISTEMA DE ECUACIONES (I)
I=[Indep1(i)-N10*FactA1(i) ; Indep2(i)]; % Vector términos indep

% SOLUCIÓN DEL SISTEMA DE ECUACIONES para el primer nodo
NijR = (N \ I)' ; % RESULTADOS DE Nij EN EL TIEMPO.
Nij = NijR; % Vector solución del sistema de ecuaciones

% Definición de la correspondencia entre sln del sistema de ecuaciones
% y las variables relacionadas en ecuaciones del balance hecho arriba.

N1(i) = Nij(1,1);
N1(i+1) = N1(1);
N2(i) = Nij(1,2);
N2(i+1) = N2(1);

```

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá**A-4.6. Subrutina para Varios Nodos (Nodo_Ni_a_Nf)**

```

% CÁLCULO DE LOS COEFICIENTES PARA nodo Ni al Nf

% Coef. del término de variación de conc.en t para balance en agua
A11(Ni:Nf-1) = 1./dt(Ni:Nf-1);
A22(Ni:Nf-1) = -N1(Ni:Nf-1)./dt(Ni:Nf-1);
% Coeficientes del término de advección en el balance en agua
B11(Ni:Nf-1) = U(Ni:Nf-1)/(4*dx(Ni:Nf-1));
B12(Ni:Nf-1) = U(Ni:Nf-1)/(4*dx(Ni:Nf-1));
B22(Ni:Nf-1) = U(Ni:Nf-1)*(N1(Ni+1:Nf)-N1(Ni-1:Nf-2))/(4*dx(Ni:Nf-1));
% Coeficientes del término de sedimentación en el balance en agua
C11(Ni:Nf-1) = Fp(Ni:Nf-1).*Vs./(2*H1(Ni:Nf-1));
C22(Ni:Nf-1) = (Fp(Ni:Nf-1).*Vs.*N1(Ni:Nf-1))/(2*H1(Ni:Nf-1));
% Coef. término muerte natural y por Luz en balance en agua
D11(Ni:Nf-1) = Kb(Ni:Nf-1)./2;
D22(Ni:Nf-1) = Kb(Ni:Nf-1).*N1(Ni:Nf-1)./2;
% Coeficientes del término de resuspensión en balance en agua
E11(Ni:Nf-1) = Vr./(2*H1(Ni:Nf-1));
E22(Ni:Nf-1) = Vr.*N2(Ni:Nf-1)/(2*H1(Ni:Nf-1));
% Coeficientes del término de dispersión en balance en agua
F11(Ni:Nf-1) = (D(Ni:Nf-1)+D(Ni+1:Nf))/(4.*(dx(Ni:Nf-1)).^2);
F12(Ni:Nf-1) = (D(Ni:Nf-1)+D(Ni+1:Nf))/(4.*(dx(Ni:Nf-1)).^2);
F13(Ni:Nf-1) = (D(Ni:Nf-1)+D(Ni-1:Nf-2))/(4.*dx(Ni:Nf-1).*dx(Ni-1:Nf-2));
F14(Ni:Nf-1) = (D(Ni:Nf-1)+D(Ni-1:Nf-2))/(4.*dx(Ni:Nf-1).*dx(Ni-1:Nf-2));
F22(Ni:Nf-1) = (((D(Ni:Nf-1)+D(Ni+1:Nf)).*(N1(Ni+1:Nf)-N1(Ni:Nf-1)))/(4.*(dx(Ni:Nf-1)).^2))-(((D(Ni:Nf-1)+D(Ni-1:Nf-2)).*(N1(Ni:Nf-1)-N1(Ni-1:Nf-2)))/(4.*dx(Ni:Nf-1).*dx(Ni-1:Nf-2)));
% Coeficientes del término de Difusión en balance en agua
G11(Ni:Nf-1) = Vd(Ni:Nf-1)/(2.*H1(Ni:Nf-1));
G12(Ni:Nf-1) = Vd(Ni:Nf-1)/(2.*H1(Ni:Nf-1));
G22(Ni:Nf-1) = Vd(Ni:Nf-1)*(N2(Ni:Nf-1)-N1(Ni:Nf-1))/(2.*H1(Ni:Nf-1));
% Coef. Término variación de conc. en el t en balance sedimentos
K11(Ni:Nf-1) = 1./dt(Ni:Nf-1);
K22(Ni:Nf-1) = N2(Ni:Nf-1)./dt(Ni:Nf-1);
% Coeficientes del término de sedimentación en el balance de sedimentos
L11(Ni:Nf-1) = Fp(Ni:Nf-1).*Vs./(2.*H2(Ni:Nf-1));
L22(Ni:Nf-1) = Fp(Ni:Nf-1).*Vs.*N1(Ni:Nf-1)/(2.*H2(Ni:Nf-1));
% Coeficientes del término de Resuspensión en el balance de sedimentos
P11(Ni:Nf-1) = Vr./(2.*H2(Ni:Nf-1));
P22(Ni:Nf-1) = Vr.*N2(Ni:Nf-1)/(2.*H2(Ni:Nf-1));
% Coeficientes del término de Pérdida Bureal en el balance de sedimentos
Q11(Ni:Nf-1) = Vb./(2.*H2(Ni:Nf-1));
Q22(Ni:Nf-1) = Vb.*N2(Ni:Nf-1)/(2.*H2(Ni:Nf-1));
% Coeficientes del término de Difusión en el balance de sedimentos
R11(Ni:Nf-1) = Vd(Ni:Nf-1)/(2.*H2(Ni:Nf-1));
R12(Ni:Nf-1) = Vd(Ni:Nf-1)/(2.*H2(Ni:Nf-1));
R22(Ni:Nf-1) = Vd(Ni:Nf-1)*(N1(Ni:Nf-1)-N2(Ni:Nf-1))/(2.*H2(Ni:Nf-1));

% GENERACIÓN DE LA MATRIZ DEL SISTEMA DE ECUACIONES (N)

% INICIALIZACION DE VECTORES PARA MATRICES
FactA1(Ni:Nf-1) = ones((Nf-Ni),1);
FactB1(Ni:Nf-1) = ones((Nf-Ni),1);
FactC1(Ni:Nf-1) = ones((Nf-Ni),1);
FactD1(Ni:Nf-1) = ones((Nf-Ni),1);
Indep1(Ni:Nf-1) = ones((Nf-Ni),1);
FactA2(Ni:Nf-1) = ones((Nf-Ni),1);
FactB2(Ni:Nf-1) = ones((Nf-Ni),1);
Indep2(Ni:Nf-1) = ones((Nf-Ni),1);

% TERMINOS ECUACIÓN 1 (PARA BALANCE DE PATOGENOS EN AGUA CORRIENTE)
FactA11(Ni:Nf-1) = B12(Ni:Nf-1) + F14(Ni:Nf-1) ;

```

Estudio de Alternativas de Desinfección para el Control de Patógenos en el Río Bogotá

```

FactB11(Ni:Nf-1) = - A11(Ni:Nf-1) - C11(Ni:Nf-1) - D11(Ni:Nf-1) - F12(Ni:Nf-1)
- F13(Ni:Nf-1) - G12(Ni:Nf-1);
FactC11(Ni:Nf-1) = - B11(Ni:Nf-1) + F11(Ni:Nf-1);
FactD11(Ni:Nf-1) = E11(Ni:Nf-1) + G11(Ni:Nf-1);
Indep11(Ni:Nf-1) = A22(Ni:Nf-1) + B22(Ni:Nf-1) + C22(Ni:Nf-1) + D22(Ni:Nf-1) -
E22(Ni:Nf-1) - F22(Ni:Nf-1) - G22(Ni:Nf-1);
FactA1 = FactA11'; % Transposición del vector para que sea columna
FactB1 = FactB11';
FactC1 = FactC11';
FactD1 = FactD11';
Indep1 = Indep11';

% TERMINOS ECUACIÓN 2 (PARA BALANCE DE PATOGENOS EN SEDIMENTOS)
FactA21(Ni:Nf-1) = L11(Ni:Nf-1) + R11(Ni:Nf-1);
FactB21(Ni:Nf-1) = - K11(Ni:Nf-1) -P11(Ni:Nf-1) -R12(Ni:Nf-1) -Q11(Ni:Nf-1);
Indep21(Ni:Nf-1) = - K22(Ni:Nf-1) - L22(Ni:Nf-1) + P22(Ni:Nf-1) - R22(Ni:Nf-1)
+ Q22(Ni:Nf-1);
FactA2 = FactA21'; % Transposición del vector para que sea columna
FactB2 = FactB21';
Indep2 = Indep21';

% CONSTRUCCION DE LA MATRIZ N
NEC = 2*(Nf-Ni); % Número de ecuaciones
N = zeros (NEC, NEC); % INICIALIZACION DE MATRIZ EN CEROS

DIOA = FactB1(Ni:Nf-2,1);
DIOB = FactB1(Nf-1) + FactC1(Nf-1);
DIOC = FactB2(Ni:Nf-1,1);
DIO = [DIOA;DIOB;DIOC]; % Diagonal principal (posición 0)

DIISA = FactC1(Ni:Nf-2,1);
DIIS = [DIISA;zeros(Nf-Ni,1)]; % Diagonal superior en posición 1

DIIIA = FactA1(Ni+1:Nf-1,1);
DIII = [DIIIA;zeros(Nf-Ni,1)]; % Diagonal inferior en posición -1

DISS = FactD1(Ni:Nf-1,1); % Diagonal superior (superior) en posición Nf-Ni

DIII = FactA2(Ni:Nf-1,1); % Diagonal inferior (inferior) en posición -(Nf-Ni)

N = diag(DIO,0) + diag(DIIS,1) + diag(DIII,-1) + diag(DISS,(Nf-Ni)) +
diag(DIII,-(Nf-Ni)); % Matriz de factores

% GENERACIÓN VECTOR DE TÉRMINOS INDEPENDIENTES DEL SISTEMA DE ECUACIONES (I)
IA = Indep1(Ni) - (N1(Ni-1).*FactA1(Ni));
IB = Indep1(Ni+1:Nf-1,1);
IC = Indep2(Ni:Nf-1,1);

I = [IA;IB;IC]; % Vector de términos independientes de las ecuaciones

% SOLUCIÓN DEL SISTEMA DE ECUACIONES
NijR = (N \ I)'; % RESULTADOS DE Nij EN EL TIEMPO.
Nij = NijR; % Vector solución del sistema de ecuaciones

% Definición de la correspondencia entre la solución del sistema de ecuaciones
% y las variables relacionadas en ecuaciones del balance hecho arriba.
N1(1,Ni:Nf-1) = Nij(1,1:Nf-Ni);
N1(1,Nf) = N1(1,Nf-1);
N2(1,Ni:Nf-1) = Nij(1,Nf-Ni+1:NEC);
N2(Nf) = N2(Nf-1);

```