

Calidad del recurso hídrico de Bogotá (2010-2011)



Manuel Salvador Rodríguez Susa
Lina Sabrina Porras
Alma Patricia Pérez Hoyos
Lina María Rodríguez Ruiz
Sandra Constanza Medina Muñoz



Calidad del recurso hídrico de Bogotá (2010-2011)

CONTENIDO



ALCALDÍA MAYOR DE BOGOTÁ

Gustavo Petro Urrego
Alcalde Mayor

María Susana Muhamad González
Secretaria Distrital de Ambiente

Milton Rengifo Hernández
Subsecretario General y de Control Disciplinario

Julio César Pulido Puerto
Director de Control Ambiental

Giovanni José Herrera Carrascal
Subdirector del Recurso Hídrico y del Suelo

Pedro Nel Gamba García
Profesional Técnico de la Red de Calidad Hídrica de Bogotá (RCHB)

Liliana Carolina Quintero Delgado
Profesional de apoyo
Grupo profesional

UNIVERSIDAD DE LOS ANDES

Manuel Salvador Rodríguez Susa
Profesor asociado-director

Edna Lorena Delgado Hurtado
Especialista

Lina Sabrina Porras
Alma Patricia Pérez Hoyos
Sandra Constanza Medina Muñoz
Lina María Rodríguez Ruiz
Johner Venicio Correa Cruz
Asistentes de investigación

Andrés Felipe Delgado Quintero
David Sarmiento
Jesús Antonio Flórez Salamanca
Nelson Leonardo Santiago Urrego
Walter Ramírez
Zeyda Zulinne Cetre Rodríguez
Comisión de monitoreos

Calidad del recurso hídrico de Bogotá (2010-2011) / Manuel Salvador Rodríguez Susa... [et al.]. -- Bogotá: Universidad de los Andes, Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental, Ediciones Uniandes: Alcaldía Mayor, Secretaría Distrital de Ambiente, 2012.

210 pp., CD

Otros autores: Lina Sabrina Porras, Alma Patricia Pérez Hoyos, Sandra Constanza Medina Muñoz

ISBN 978-958-695-777-9

1. Calidad del agua – Bogotá (Colombia) I. Rodríguez Susa, Manuel Salvador II. Porras, Lina Sabrina III. Pérez Hoyos, Alma Patricia IV. Medina Muñoz, Sandra Constanza V. Universidad de los Andes (Colombia). Facultad de Ingeniería. Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental VI. Bogotá (Colombia). Alcaldía Mayor. Secretaría Distrital de Ambiente.

CDD 628.161

SBUA

Primera edición: octubre de 2012

© Manuel Salvador Rodríguez Susa, Lina Sabrina Porras, Alma Patricia Pérez Hoyos,
Lina María Rodríguez Ruiz, Sandra Constanza Medina Muñoz

© Universidad de los Andes, Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Civil y Ambiental,
respecto a esta edición

Ediciones Uniandes
Carrera 1 núm. 19-27, edificio Aulas 6, piso 2
Teléfono: 3394949, ext. 2133
Bogotá D. C., Colombia
infeduni@uniandes.edu.co

© Secretaría Distrital de Ambiente, titular del derecho
Av. Caracas núm. 54-38
Teléfono: 377 88 99
Bogotá D. C., Colombia

ISBN: 978-958-695-777-9

Corrección de estilo: Ella Suárez
Diseño, diagramación e interactividad: David Reyes
Elaboración de CD: Proceditor

Impreso en Colombia - Printed in Colombia

Todos los derechos reservados. Esta publicación no puede ser reproducida ni en su todo ni en sus partes, ni registrada en o transmitida por un sistema de recuperación de información, en ninguna forma ni por ningún medio sea mecánico, fotoquímico, electrónico, magnético, electroóptico, por fotocopia o cualquier otro, sin el permiso previo por escrito de la editorial.

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1.1.	Ubicación geográfica puntos de monitoreo RCHB (2010-2011).....	21
FIGURA 1.2.	Esquema de toma de muestra y medición de velocidad puntual	22
FIGURA 1.3.	Esquema de toma de muestra con botella muestreadora	23
FIGURA 2.1.	Perfil de caudal: río Torca	25
FIGURA 2.2.	Perfil de alcalinidad: río Torca	26
FIGURA 2.3.	Perfil de dureza: río Torca.....	27
FIGURA 2.4.	Perfil de pH: río Torca.....	28
FIGURA 2.5.	Perfil de conductividad: río Torca	29
FIGURA 2.6.	Perfil de oxígeno disuelto: río Torca	30
FIGURA 2.7.	Perfil de DBO ₅ : río Torca	31
FIGURA 2.8.	Perfil de DQO: río Torca.....	32
FIGURA 2.9.	Perfil de SST: río Torca	33
FIGURA 2.10.	Perfil de NTK: río Torca	34
FIGURA 2.11.	Perfil de N _{total} : río Torca	35
FIGURA 2.12.	Perfil de N _{amoniaco} : río Torca	36
FIGURA 2.13.	Perfil de nitritos: río Torca	36
FIGURA 2.14.	Perfil de nitratos: río Torca	37
FIGURA 2.15.	Perfil de P _{total} : río Torca.....	38
FIGURA 2.16.	Perfil de GyA: río Torca.....	39
FIGURA 2.17.	Perfil de SAAM: río Torca.....	40
FIGURA 2.18.	Perfil de coliformes fecales: río Torca	41
FIGURA 2.19.	Perfil de sulfuros: río Torca.....	42
FIGURA 2.20.	Perfil de fenoles: río Torca.....	43
FIGURA 2.21.	Perfil de bario: río Torca	44
FIGURA 2.22.	Perfil de cinc: río Torca	44
FIGURA 2.23.	Perfil de cobre: río Torca	45
FIGURA 2.24.	Perfil de cromo total: río Torca	46
FIGURA 2.25.	Perfil de manganeso: río Torca	47
FIGURA 2.26.	Perfil de níquel: río Torca.....	47

FIGURA 2.27.	Perfil de plomo: río Torca	48
FIGURA 2.28.	Perfil de cargas DBO_5 : río Torca	49
FIGURA 2.29.	Perfil de cargas DQO: río Torca.....	50
FIGURA 2.30.	Perfil de cargas SST: río Torca	51
FIGURA 2.31.	Perfil de cargas N_{total} : río Torca	52
FIGURA 2.32.	Perfil de cargas P_{total} : río Torca.....	53
FIGURA 2.33.	Perfil de cargas GyA: río Torca.....	54
FIGURA 2.34.	Perfil de cargas SAAM: río Torca	55
FIGURA 2.35.	Mapa de calidad: río Torca	57
FIGURA 3.1.	Perfil del caudal: río Salitre	59
FIGURA 3.2.	Perfil de alcalinidad: río Salitre.....	60
FIGURA 3.3.	Perfil de dureza: río Salitre	61
FIGURA 3.4.	Perfil de pH: río Salitre	62
FIGURA 3.5.	Perfil de conductividad: río Salitre	64
FIGURA 3.6.	Perfil de oxígeno disuelto: río Salitre	65
FIGURA 3.7.	Perfil de DBO_5 : río Salitre	66
FIGURA 3.8.	Perfil de DQO: río Salitre	67
FIGURA 3.9.	Perfil de SST: río Salitre	68
FIGURA 3.10.	Perfil de NTK: río Salitre.....	69
FIGURA 3.11.	Perfil de N_{total} : río Salitre.....	70
FIGURA 3.12.	Perfil de $N_{amoniaco}$: río Salitre.....	71
FIGURA 3.13.	Perfil de nitritos: río Salitre	72
FIGURA 3.14.	Perfil de nitratos: río Salitre	72
FIGURA 3.15.	Perfil de P_{total} : río Salitre	73
FIGURA 3.16.	Perfil de GyA: río Salitre	74
FIGURA 3.17.	Perfil de SAAM: río Salitre	75
FIGURA 3.18.	Perfil de coliformes fecales: río Salitre	76
FIGURA 3.19.	Perfil de sulfuros: río Salitre	77
FIGURA 3.20.	Perfil de fenoles: río Salitre	78
FIGURA 3.21.	Perfil de bario: río Salitre.....	79
FIGURA 3.22.	Perfil de cinc: río Salitre	80
FIGURA 3.23.	Perfil de cobre: río Salitre.....	81
FIGURA 3.24.	Perfil de cromo total: río Salitre	82
FIGURA 3.25.	Perfil de manganeso: río Salitre	83
FIGURA 3.26.	Perfil de níquel: río Salitre	83
FIGURA 3.27.	Perfil de plomo: río Salitre.....	84
FIGURA 3.28.	Perfil de carga DBO_5 : río Salitre.....	85
FIGURA 3.29.	Perfil de cargas DQO: río Salitre	86
FIGURA 3.30.	Perfil de cargas SST: río Salitre	88
FIGURA 3.31.	Perfil de cargas N_{total} : río Salitre.....	89
FIGURA 3.32.	Perfil de cargas P_{total} : río Salitre	90

FIGURA 3.33.	Perfil de cargas GyA: río Salitre	91
FIGURA 3.34.	Perfil de cargas SAAM: río Salitre	92
FIGURA 3.35.	Mapa de calidad: río Salitre.....	97
FIGURA 4.1.	Perfil de caudal: río Fucha	99
FIGURA 4.2.	Perfil de alcalinidad: río Fucha	100
FIGURA 4.3.	Perfil de dureza: río Fucha.....	102
FIGURA 4.4.	Perfil de pH: río Fucha.....	102
FIGURA 4.5.	Perfil de conductividad: río Fucha	103
FIGURA 4.6.	Perfil de oxígeno disuelto: río Fucha	104
FIGURA 4.7.	Perfil de DBO ₅ : río Fucha.....	105
FIGURA 4.8.	Perfil de DQO: río Fucha.....	106
FIGURA 4.9.	Perfil de SST: río Fucha.....	107
FIGURA 4.10.	Perfil de NTK: río Fucha	108
FIGURA 4.11.	Perfil de nitritos: río Fucha	109
FIGURA 4.12.	Perfil de nitratos: río Fucha	109
FIGURA 4.13.	Perfil de N _{total} : río Fucha	110
FIGURA 4.14.	Perfil de P _{total} : río Fucha.....	111
FIGURA 4.15.	Perfil de GyA: río Fucha.....	112
FIGURA 4.16.	Perfil de SAAM: río Fucha.....	113
FIGURA 4.17.	Perfil de coliformes fecales: río Fucha	114
FIGURA 4.18.	Perfil de sulfuros: río Fucha.....	115
FIGURA 4.19.	Perfil de fenoles: río Fucha.....	116
FIGURA 4.20.	Perfil de bario: río Fucha	117
FIGURA 4.21.	Perfil de cadmio: río Fucha.....	118
FIGURA 4.22.	Perfil de cinc: río Fucha	118
FIGURA 4.23.	Perfil de cobre: río Fucha	119
FIGURA 4.24.	Perfil de cromo total: río Fucha.....	120
FIGURA 4.25.	Perfil de manganeso: río Fucha.....	121
FIGURA 4.26.	Perfil de níquel: río Fucha.....	122
FIGURA 4.27.	Perfil de plomo: río Fucha	123
FIGURA 4.28.	Perfil de cargas DBO ₅ : río Fucha.....	124
FIGURA 4.29.	Perfil de cargas DQO: río Fucha.....	125
FIGURA 4.30.	Perfil de cargas SST: río Fucha.....	126
FIGURA 4.31.	Perfil de cargas N _{total} : río Fucha	128
FIGURA 4.32.	Perfil de cargas P _{total} : río Fucha.....	129
FIGURA 4.33.	Perfil de cargas de GyA: río Fucha	130
FIGURA 4.34.	Perfil de cargas SAAM: río Fucha.....	131
FIGURA 4.35.	Mapa de calidad: río Fucha	134
FIGURA 5.1.	Perfil de caudal: río Tunjuelo	135
FIGURA 5.2.	Perfil de caudales compuertas abiertas: río Tunjuelo	136
FIGURA 5.3.	Perfil de caudales compuertas cerradas: río Tunjuelo	136

FIGURA 5.4.	Perfil de alcalinidad: río Tunjuelo.....	138
FIGURA 5.5.	Perfil de dureza: río Tunjuelo.....	139
FIGURA 5.6.	Perfil de pH: río Tunjuelo	140
FIGURA 5.7.	Perfil de conductividad: río Tunjuelo	141
FIGURA 5.8.	Perfil de oxígeno disuelto: río Tunjuelo.....	143
FIGURA 5.9.	Perfil de DBO_5 : río Tunjuelo	144
FIGURA 5.10.	Perfil de DQO: río Tunjuelo.....	145
FIGURA 5.11.	Perfil de SST: río Tunjuelo	147
FIGURA 5.12.	Perfil de NTK: río Tunjuelo	148
FIGURA 5.13.	Perfil de nitritos: río Tunjuelo	149
FIGURA 5.14.	Perfil de nitratos: río Tunjuelo	149
FIGURA 5.15.	Perfil de N_{total} : río Tunjuelo	150
FIGURA 5.16.	Perfil de P_{total} : río Tunjuelo	151
FIGURA 5.17.	Perfil de GyA: río Tunjuelo.....	152
FIGURA 5.18.	Perfil de SAAM: río Tunjuelo	153
FIGURA 5.19.	Perfil de coliformes fecales: río Tunjuelo	154
FIGURA 5.20.	Perfil de sulfuros: río Tunjuelo	155
FIGURA 5.21.	Perfil de fenoles: río Tunjuelo	156
FIGURA 5.22.	Perfil de bario: río Tunjuelo	157
FIGURA 5.23.	Perfil de cadmio: río Tunjuelo.....	158
FIGURA 5.24.	Perfil de cinc: río Tunjuelo	159
FIGURA 5.25.	Perfil de cobre: río Tunjuelo.....	160
FIGURA 5.26.	Perfil de cromo total: río Tunjuelo	161
FIGURA 5.27.	Perfil de manganeso: río Tunjuelo	162
FIGURA 5.28.	Perfil de níquel: río Tunjuelo	162
FIGURA 5.29.	Perfil de plomo: río Tunjuelo	163
FIGURA 5.30.	Perfil de cargas DBO_5 : río Tunjuelo	164
FIGURA 5.31.	Perfil de cargas DQO: río Tunjuelo.....	165
FIGURA 5.32.	Perfil de cargas SST: río Tunjuelo	166
FIGURA 5.33.	Perfil de cargas N_{total} : río Tunjuelo.....	168
FIGURA 5.34.	Perfil de cargas P_{total} : río Tunjuelo	169
FIGURA 5.35.	Perfil de cargas GyA: río Tunjuelo	170
FIGURA 5.36.	Perfil de cargas SAAM: río Tunjuelo	171
FIGURA 5.37.	Mapa de calidad: río Tunjuelo (escenario 1)	175
FIGURA 5.38.	Mapa de calidad: río Tunjuelo (escenario 2).....	176
FIGURA 7.1.	Diagrama de metodología: valores de referencia.....	186
FIGURA 7.2.	Tipos de estresores físicos y químicos.....	192

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 1.1.	Puntos de monitoreo RCHB (2010-2011)	20
TABLA 1.2.	Parámetros de calidad medidos en las campañas de monitoreo: tipo 1	24
TABLA 1.3.	Parámetros de calidad medidos en las campañas de monitoreo: tipo 2	24
TABLA 2.1.	Carga promedio transportada DBO_5 : río Torca	48
TABLA 2.2.	Carga promedio transportada DQO: río Torca	50
TABLA 2.3.	Carga promedio transportada SST: río Torca	51
TABLA 2.4.	Carga promedio transportada N_{total} : río Torca	52
TABLA 2.5.	Carga promedio transportada P_{total} : río Torca	52
TABLA 2.6.	Carga promedio transportada GyA: río Torca	54
TABLA 2.7.	Carga promedio transportada SAAM: río Torca	54
TABLA 2.8.	WQI río Torca: tramo 1	55
TABLA 2.9.	WQI río Torca: tramo 2	56
TABLA 3.1.	Carga promedio transportada de DBO_5 : río Salitre	85
TABLA 3.2.	Carga promedio transportada de DQO: río Salitre	87
TABLA 3.3.	Carga promedio transportada de SST: río Salitre	87
TABLA 3.4.	Carga promedio transportada N_{total} : río Salitre	89
TABLA 3.5.	Carga promedio transportada P_{total} : río Salitre	90
TABLA 3.6.	Carga promedio transportada de GyA: río Salitre	91
TABLA 3.7.	Carga promedio transportada SAAM: río Salitre	92
TABLA 3.8.	WQI río Salitre: tramo 1	93
TABLA 3.9.	WQI río Salitre: tramo 2	94
TABLA 3.10.	WQI río Salitre: tramo 3	95
TABLA 3.11.	WQI río Salitre: tramo 4	96
TABLA 4.1.	Rango histórico SAAM: río Fucha	113
TABLA 4.2.	Carga promedio transportada de DBO_5 : río Fucha	123
TABLA 4.3.	Carga promedio transportada: río Fucha	125
TABLA 4.4.	Carga promedio transportada SST: río Fucha	126

TABLA 4.5.	Carga promedio transportada N_{total} : río Fucha.....	127
TABLA 4.6.	Carga promedio transportada P_{total} : río Fucha	128
TABLA 4.7.	Carga promedio transportada GyA: río Fucha	129
TABLA 4.8.	Carga promedio transportada SAAM: río Fucha	130
TABLA 4.9.	wQI río Fucha: tramo 1.....	131
TABLA 4.10.	wQI río Fucha: tramo 2.....	132
TABLA 4.11.	wQI río Fucha: tramo 3.....	132
TABLA 4.12.	wQI río Fucha: tramo 4.....	133
TABLA 5.1.	Carga promedio transportada DBO_5 : río Tunjuelo	163
TABLA 5.2.	Carga promedio transportada DQO: río Tunjuelo	165
TABLA 5.3.	Carga promedio transportada SST: río Tunjuelo	167
TABLA 5.4.	Carga promedio transportada N_{total} : río Tunjuelo.....	168
TABLA 5.5.	Carga promedio transportada P_{total} : río Tunjuelo	169
TABLA 5.6.	Carga promedio transportada GyA: río Tunjuelo	171
TABLA 5.7.	Carga promedio transportada SAAM: río Tunjuelo	172
TABLA 5.8.	wQI río Tunjuelo: tramo 1 (escenario 1).....	172
TABLA 5.9.	wQI río Tunjuelo: tramo 1 (escenario 2).....	173
TABLA 5.10.	wQI río Tunjuelo: tramo 2	173
TABLA 5.11.	wQI río Tunjuelo: tramo 3	174
TABLA 5.12.	wQI río Tunjuelo: tramo 4.....	174
TABLA 6.1.	wQI	182
TABLA 7.1.	Análisis de valores de referencia: Australia	188
TABLA 7.2.	Análisis de valores de referencia: Sudáfrica.....	197
TABLA 7.3.	Análisis de valores de referencia: Canadá.....	201
TABLA 7.4.	Análisis de valores de referencia: Estados Unidos	207

ABREVIATURAS Y SIGLAS

AEV	Acute effect value
ANZECC	Australian and New Zealand Environment Conservation Council
CCC	Criterion Continuous Concentration
CCME	Canadian Council of Ministers of the Environment
CEV	Chronic Effect Value
CMC	Criterion Maximum Concentration
DBO ₅	Demanda bioquímica de oxígeno
DQO	Demanda química de oxígeno
DWAF	Department of Water Affairs and Forestry
EAAB	Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá S. A. ESP
ETMF	Exposure and Toxicity-Modifying Factors
GyA	Grasas y aceites
Ideam	Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales
N _{amoniaco}	Nitrógeno amoniacal
NH ₃	Amoniaco
NH ₄	Amonio
NO ₂	Nitritos
NO ₃	Nitratos
NTK	Nitrógeno total Kjeldahl
N _{total}	Nitrógeno total
OD	Oxígeno disuelto
PSMV	Plan de Saneamiento y Manejo de Vertimientos
P _{total}	Fósforo total
RCHB	Red de Calidad Hídrica de Bogotá
SAAM	Sustancias activas al azul de metileno
SDA	Secretaría Distrital de Ambiente
SST	Sólidos suspendidos totales

T1	Tramo 1
T2	Tramo 2
T3	Tramo 3
T4	Tramo 4
TWQR	Target Water Quality Range
US EPA	United States Environmental Protection Agency
WQI	Water Quality Index
ZMI	Zona de minas inundadas

PRÓLOGO

La calidad de los cuerpos de agua responde necesariamente a la calidad de los suelos asociados a la cuenca que los confinan y está en estrecha relación con las actividades antrópicas que se adelantan en el territorio por donde ellos transcurren o se localizan. Al encontrarse inmersas en un ambiente urbano altamente intervenido, las corrientes hídricas de la ciudad de Bogotá (ríos Tunjuelo, Fucha, Salitre y Torca) y sus afluentes han visto afectada su calidad por descargas de aguas residuales con el consecuente efecto en la disponibilidad del recurso para diferentes usos en la totalidad de sus tramos, además de los riesgos que pueda traer un posible uso del agua.

El impacto en la calidad se evidencia en los tramos altos de los cuatro ríos urbanos de la ciudad, pues se debe rescatar que en esos puntos es muy buena y que ofrece diversos valores ambientales entre los cuales se encuentra el potencial de mantener la vida acuática.

La Secretaría Distrital de Ambiente, como autoridad ambiental competente en el perímetro urbano del Distrito Capital, en procura de la información necesaria para abordar la problemática de contaminación, y de cara al estado de los cuerpos de agua superficiales de la ciudad, diseñó, estableció y opera la Red de Calidad del Hídrico de Bogotá (RCHB), como una herramienta de captura de información de calidad para la gestión del conocimiento sobre el recurso hídrico superficial, que permite hacerles seguimiento a las condiciones de la calidad de dichas corrientes y aplicar la modelación de transporte, asimilación y dispersión de contaminantes, para la toma de decisiones de gobierno en torno al agua, decisiones orientadas a lo que la ciudad y sus habitantes desean y sueñan acerca del recurso hídrico.

La gestión del conocimiento adquirido por la operación de la Red ha permitido que la ciudad avance en el ordenamiento del recurso hídrico. Hoy en día se cuenta con elementos de planificación del recurso hídrico superficial, como son la definición de objetivos de calidad para sus corrientes principales y el establecimiento de la meta de reducción global de carga contaminante para el quinquenio 2010-2015 —periodo en el cual se definen las cargas contaminantes

que deben dejar verter a los cuerpos de agua—. La aplicación de los elementos propende por la paulatina recuperación de los ríos en la ciudad, en términos de calidad a corto y mediano plazo.

Por otra parte, la operación de la Red ha generado lineamientos enfocados en el control ambiental de los factores de deterioro del recurso hídrico de la ciudad, al identificar sectores productivos y áreas de la ciudad donde se impacta de manera considerable la calidad de los ríos y al generar las alertas y el llamado a la ejecución de actividades propias de la autoridad ambiental. Adicionalmente, la Red ha aportado, entre otros, los documentos técnicos base para adoptar los valores de referencia de las características físicas y químicas que deben cumplir las descargas de aguas residuales a fuentes superficiales, suelo y alcantarillado público; así mismo, para articular las condiciones de calidad de los cuerpos de agua de la ciudad y sus efectos en la calidad del río Bogotá, aplicando los principios de armonía regional, gradación normativa y rigor subsidiario. De este modo, la Secretaría Distrital de Ambiente es una de las pocas autoridades ambientales del país que recurren a la aplicación de dichos principios.

Esta publicación presenta los resultados y el estado del recurso para el periodo de gestión comprendido entre julio del 2010 y junio del 2011 y los compara con resultados anteriores. Ello permite un registro que evidencia los cambios en la calidad de los ríos, en términos del indicador de calidad del agua adoptado por la Secretaría Distrital de Ambiente.

A pesar de los logros alcanzados y del conocimiento adquirido en la calidad del recurso hídrico de la ciudad, se avencinan grandes retos en temas como ordenamiento, gobernanza y gestión integral del recurso hídrico, además de adaptación al cambio climático y gestión del riesgo. Dichos retos deben ser asumidos con una visión holística por parte de la administración pública local y regional, los gremios, los usuarios del recurso hídrico, las asociaciones comunitarias y, en general, los pobladores del territorio asociados a las cuencas de los ríos que atraviesan el perímetro urbano de la ciudad, a fin de que se den las transformaciones necesarias para llegar a contar con un territorio que enfrenta el cambio climático y se ordena alrededor del agua, y una Bogotá que propende por la defensa y el fortalecimiento de lo público. Lo anterior como se plantea en el Plan de Desarrollo de la Bogotá Humana Ya.

Ing. Pedro Nel Gamba García
Subdirección del Recurso Hídrico y del Suelo
Secretaría Distrital de Ambiente

1. MONITOREO DE LA RED DE CALIDAD HÍDRICA DE BOGOTÁ

La metodología propuesta en el Contrato de Ciencia y Tecnología 01202 del 2009, al igual que en las anteriores fases de monitoreo de la Red de Calidad Hídrica de Bogotá (RCHB), involucró la revisión de los puntos de monitoreo que hasta la fecha poseía la red. El tipo de monitoreo realizado históricamente y los parámetros de caracterización de aguas medidos se mantuvieron con el objeto de robustecer la información que normalmente alimenta la base de datos de la RCHB, la cual hasta la fecha ha demostrado ser apropiada para el establecimiento del estado del recurso hídrico superficial principal de la ciudad.

1.1. Sitios de monitoreo

Para el programa de monitoreo de la RCHB 2010-2011 se mantuvo el número de puntos de treinta; sin embargo, se adicionó un nuevo punto de monitoreo sobre el río Torca y se eliminó uno sobre el río Salitre (Planta El Salitre). Así, la repartición de estos nuevos puntos en la RCHB quedó de la siguiente forma:

- Cuatro en el río Torca.
- Seis en el río Salitre.
- Ocho en el río Fucha.

- Diez en el río Tunjuelo.
- Dos en la cuenca media del río Bogotá.

Para la modificación en el número de puntos constituyentes de la RCHB en el periodo de monitoreo del año 2010 y 2011, la Universidad de los Andes evaluó la pertinencia y la ubicación de cada uno de ellos. Como resultado de esta evaluación, se mantuvieron en su totalidad los sitios de monitoreo existentes para los ríos Fucha, Tunjuelo y Bogotá. Debido a redundancia en la información suministrada, se decidió eliminar el punto Planta El Salitre sobre el mismo río, y debido a la necesidad de sectorizar de forma más coherente con los otros ríos monitoreados, se decidió incluir un nuevo punto de monitoreo sobre el río Torca, y reubicar los anteriores puntos de forma tal que cada uno de los tramos definidos fuera acorde con la hidráulica y la calidad del río.

Adicionalmente, algunos de los puntos de monitoreo fueron ligeramente desplazados, teniendo en cuenta como criterio el desarrollo de la longitud de mezcla de vertimientos existentes aguas arriba de estos y las obras de mantenimiento adelantadas por la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB). En la tabla 1.1 y en la figura 1.1 se presentan los sitios de monitoreo redefinidos y su ubicación.

Tabla 1.1. Puntos de monitoreo RCHB (2010-2011)

Tramos	Puntos*			
	Río Torca	Río Salitre	Río Fucha	Río Tunjuelo
1	Bosque de Pinos [101430N-103150E]	Parque Nacional [103150N-101430E]	El Delirio [95541N-101917E]	La Regadera [78878N-92546E]
2	Calle 161 [115852N-104449E]** Jardines de Paz [120219N-104166E] Club Guaymaral (San Simón) [122505N-104294E]	Arzobispo Carrera 7ª [103269N-101304E]	Carrera 7ª río Fucha [87861N-98913E]	Universidad Antonio Nariño [87211N-94924E] Yomasa [89744N-944458E]
		Carrera 30 x Calle 53 [105138N-99824E]	Avenida Ferrocarril [101760N-95059E]	Doña Juana [92188N-94556E]
3		Carrera 30 x calle 53 [105138N-99824E] Avenida 68 [110463N-99600E]	Avenida Las Américas [103708N-94267E]	Doña Juana [92188N-94556E]
				Barrio México [95841N-93717E]
				San Benito [96416N-93264E]
				Avenida Boyacá [105699N-94338E]
4		Avenida 68 [110463N-99600E]	Visión Colombia [106314N-93698E]	Makro Autopista Sur [100543N-91694E]
		Transversal 91 [113219N-98080E]	Fucha Zona Franca [107236N-92496E]	Transversal 86 [101812N-88598E]
		Salitre con Alameda [115901N-94878E]	Fucha con Alameda [107503N-91611E]	Puente La Independencia [102519N-86982E]
				Isla Pontón San José [102175N-84478E]

* Los puntos sobre el río Bogotá corresponden a Puente Común [129614N-105344] y Cierre [103951N-83032E].

** Coordenadas norte-este.

1.2. Esquema de monitoreo

Estas campañas se realizaron siguiendo la metodología empleada en ejercicios previos de caracterización (Secretaría Distrital de Ambiente

y Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá [SDA y EAAB], 2008; Universidad de los Andes, 2010 y 2011), en los cuales durante ventanas temporales de dos horas se llevaba a cabo un monitoreo compuesto isovolumétrico

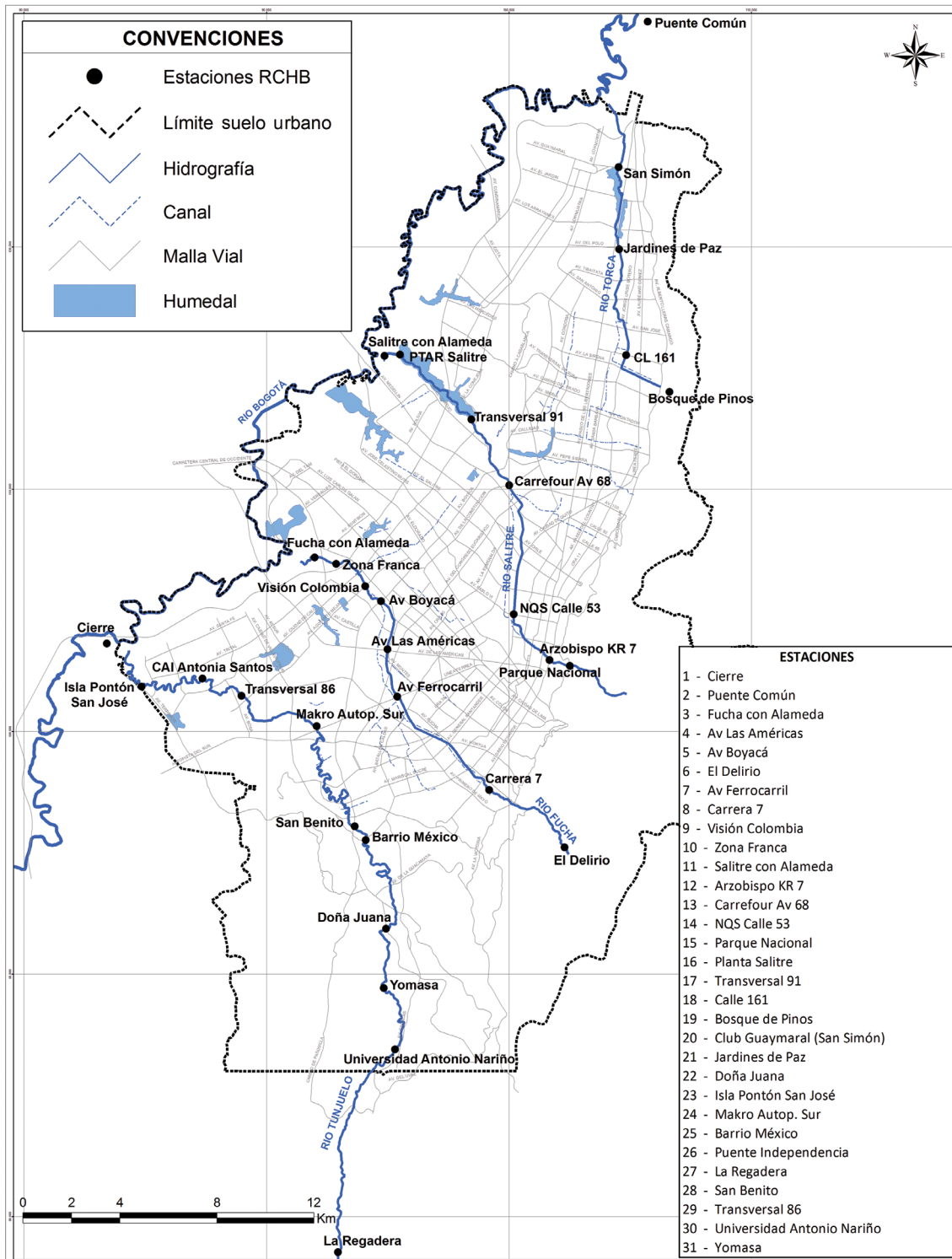


Figura 1.1. Ubicación geográfica puntos de monitoreo RCHB (2010-2011)

de agua cada 30 minutos, en cada uno de los puntos constituyentes de la RCHB. Se buscó que cada punto de la RCHB se monitoreara cinco veces en la mañana (entre las 05:00 y las 12:00 horas), cinco veces en la tarde (entre las 12:00 y las 19:00 horas) y cinco veces en la noche (entre las 19:00 y las 05:00 horas). Estas campañas se dividieron en dos etapas: la primera de ellas entre el 26 de julio y el 10 de diciembre del 2010; mientras que la segunda se llevó en condiciones más húmedas entre el 17 de enero y el 21 de mayo del 2011.

1.2.1. Logística de campo

En estas campañas se utilizaron simultáneamente dos comisiones de campo, cada una de ellas conformada por un vehículo, un coordinador de comisión y dos auxiliares de campo. Durante los monitoreos, las comisiones de campo fueron acompañadas periódicamente por equipos de verificación, integrados por personal de la Universidad de los Andes, los cuales supervisaron las actividades desarrolladas en campo.

1.2.2. Aforo y parámetros in situ

Para la medición de caudal en los sitios de monitoreo se utilizó el método área-velocidad, en el cual la velocidad de la corriente se debe medir con un correntómetro debidamente calibrado (ya sea de cazoletas con eje vertical o de hélice con eje horizontal), tomando lecturas a diferentes porcentajes de la profundidad: 20 %, 60 % y 80 % (figura 1.2), en verticales definidas por el aforador según los criterios mínimos de ejecución, los cuales ya se habían usado en monitoreos previos de la RCHB (Norma NE-001: medición de caudales por el método área-velocidad; SDA y EAAB, 2008). Los aforos por vadeo en corrientes pequeñas se llevaron a cabo con varilla de extensión y por suspensión en bote cautivo en corrientes intermedias o mayores.

De acuerdo con las recomendaciones dadas por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (Ideam) en su documento preliminar de mediciones hidrométricas (1999), dependiendo de la dis-

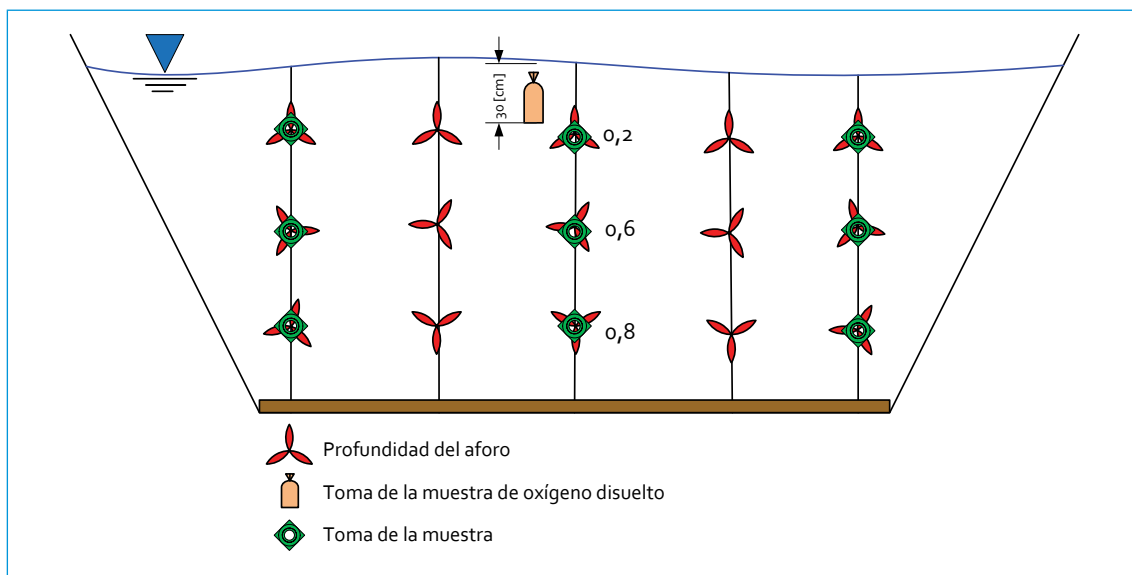


FIGURA 1.2. Esquema de toma de muestra y medición de velocidad puntual

ponibilidad de tiempo, del ancho de la sección transversal, de la profundidad del agua, de las características del lecho y de los cambios de nivel, se utilizó alternadamente el método de un punto y el método de dos puntos para medir la velocidad media en la vertical, como se describe a continuación:

- *Método de un punto.* La medición de la velocidad puntual se midió al 60% de la profundidad total por debajo de la superficie. Esta medición se asumió como la velocidad media en la vertical. Este método se utilizó en secciones del río donde la profundidad no superó un metro.
- *Método de dos puntos.* La medición de la velocidad puntual se realizó al 20% y 80% de la profundidad total por debajo de la superficie. El promedio de estos dos valores se asumió como la velocidad media en la vertical. Este método se utilizó en secciones del río donde la profundidad superó un metro. Para los dos métodos se tuvo precaución que el aparato quedara sumergido por completo y la no resuspensión del sedimento.

Para obtener muestras representativas del agua del río para la lectura de los parámetros in situ, se utilizó una botella muestreadora (Universidad Nacional de Colombia-Cormagdalena, 2007; Universidad Nacional de Colombia-Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá [UNAL-EAAB], 2009) o un balde plástico, dependiendo de la profundidad del río observada (figura 1.3). Las muestras se tomaban en tres verticales a lo largo de la sección transversal del respectivo punto de monitoreo. Posteriormente, la muestra era integrada y bien mezclada para obtener una correcta y confiable medición de la conductividad, pH y temperatura in situ. Los valores reportados por cada equipo de medición se consignaron en formatos diseñados para tal fin, acondicionados con espacios para las anotaciones de variables ambientales, climatológicas y particularidades relevantes que se presentaran en el transcurrir de la campaña de monitoreo.

1.2.3. Toma de muestras

Las muestras puntuales se refrigeraron para su preservación hasta el final del monito-

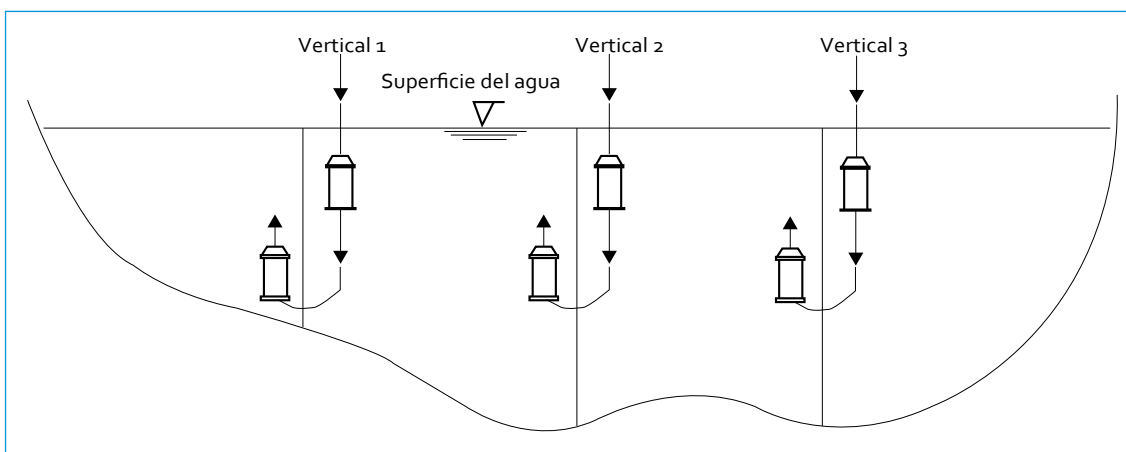


Figura 1.3. Esquema de toma de muestra con botella muestreadora

reo. Transcurrido el periodo de monitoreo, las muestras integradas se mezclaron a volúmenes iguales para obtener una muestra compuesta del volumen deseado, la cual se preservó siguiendo los protocolos del Laboratorio Ambiental de la Universidad de los Andes y las guías de monitoreo del Ideam. La muestra compuesta se transportó con la debida cadena de custodia al Laboratorio Ambiental (Universidad de los Andes) para los análisis de laboratorio respectivos. En el momento de tomar las muestras puntuales en la sección del río, se tomaron las precauciones necesarias

para evitar la resuspensión de sedimentos y la afectación posterior de la representatividad de la muestra líquida.

Los análisis de caracterización realizados sobre las muestras de agua variaron según el tipo de análisis deseado. Se realizaron diez caracterizaciones fisicoquímicas de tipo 1 para cada uno de los puntos de la RCHB; mientras que del tipo 2 se llevaron a cabo cinco caracterizaciones por punto. En las tablas 1.2 y 1.3 se listan los determinantes de calidad del agua que se midieron en las muestras compuestas para los dos diferentes tipos de caracterizaciones.

Tabla 1.2. Parámetros de calidad medidos en las campañas de monitoreo: tipo 1

Parámetros				
Coliformes fecales	Coliformes totales	DBO ₅	DQO	Fósforo
Grasas y aceites	Nitrógeno total (NTK+NO ₃ +NO ₂)	SAAM	SST	Oxígeno disuelto y pH

Tabla 1.3. Parámetros de calidad medidos en las campañas de monitoreo: tipo 2

Parámetros				
Coliformes fecales	Coliformes totales	DBO ₅	DQO	Fósforo
Grasas y aceites	Nitrógeno total (NTK+NO ₃ +NO ₂)	SAAM	SST	Oxígeno disuelto y pH
Alcalinidad	Nitrógeno amoniacal	Arsénico	Bario	Cadmio
Cianuro	Cinc	Cobre	Cromo	Dureza
Fenoles	Manganeso	Mercurio	Níquel	Plomo
Sulfuros				

2. RÍO TORCA

2.1. Resultados del monitoreo fisicoquímico

2.1.1. Validación de datos: diagramas de cajas

2.1.1.1. Caudal

El perfil longitudinal del caudal del río Torca mostró un aumento ascendente a lo largo de su recorrido por la ciudad (figura 2.1). A partir de los resultados, se pudieron observar bajos caudales en la cuenca alta del río y un cambio drástico de caudales entre el segundo (Calle

161) y el tercer punto de monitoreo (Jardines de Paz), donde se reciben la mayoría de vertimientos de aguas residuales.

En el primer punto (Bosque de Pinos), los caudales variaron entre de 0,6 y 16 L/s, que registraron valores cercanos a los que se había registrado en Canal El Cedro en los monitoreos del 2009-2010. Aunque es importante resaltar que los dos puntos no son comparables, fue evidente notar que los altos caudales en Bosque de Pinos fueron efecto de lluvias precedentes o tránsito de crecientes durante el monitoreo; por lo tanto, la similitud entre la mediana del caudal en Bosque de Pinos

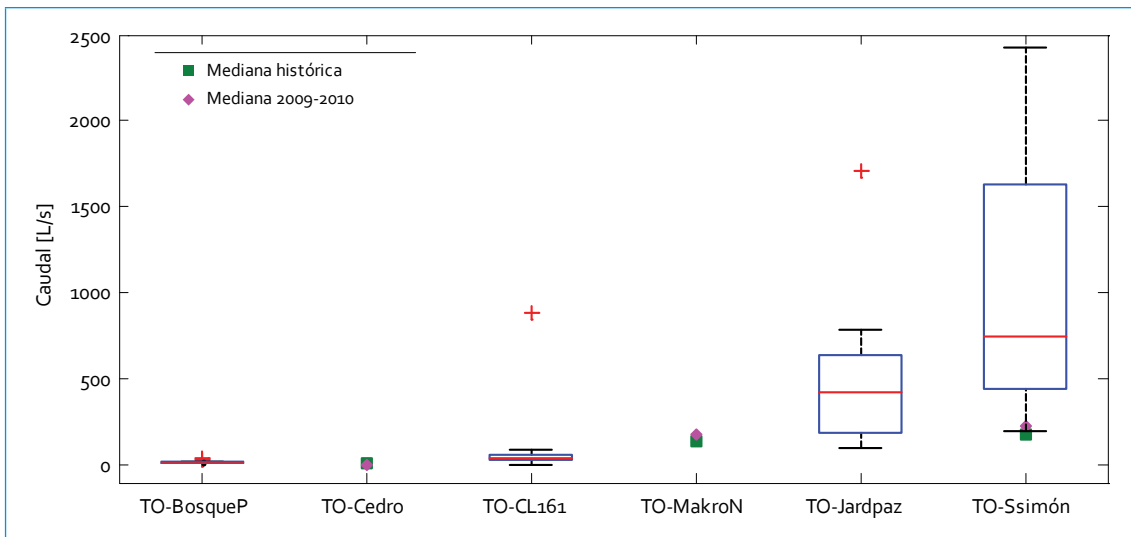


Figura 2.1. Perfil de caudal: río Torca

(4,1 L/s) y en Canal El Cedro (3,8 L/s) está influenciada por las condiciones hidrológicas.

En Calle 161 (segundo punto de monitoreo), el rango de variación de los caudales fue similar al de Bosque de Pinos, con caudales entre 5,3 y 95 L/s; sin embargo, la mediana fue de 38 L/s, muy superior a la del primer punto. Cabe resaltar que el menor caudal registrado en Calle 161 fue en la madrugada (23:00-01:00).

En los puntos Jardines de Paz y San Simón los caudales fueron más dispersos, pues variaron en rangos muy amplios: entre 100 y 2500 L/s aproximadamente. Al igual que en Calle 161, los menores caudales reportados en Jardines de Paz fueron en horas de la madrugada (23:00-01:00).

Como se puede observar en la figura 2.1, los caudales en Bosque de Pinos fueron los menores caudales registrados en el río Torca. La diferencia de caudal entre Canal El Cedro (medianas 2009-2010 e históricos) y Calle 161 (valores actuales) refleja el aporte de aguas residuales en esta parte del río. Es importante resaltar que la mediana de los monitoreos históricos fue de 11 L/s en Canal El Cedro; mientras que la mediana actual en Calle 161 fue de 38 L/s.

También se notó que en Jardines de Paz fueron más elevados que en Makro (anterior punto de monitoreo 2009-2010 e históricos), lo que muestra que en Jardines de Paz se transporta más del doble del caudal de Makro. En San Simón se cuantificó un aumento significativo del caudal a lo largo del tiempo, ya que las medianas 2009-2010 (224 L/s) y las históricas (177 L/s) fueron muy inferiores a la mediana actual (747 L/s). Cabe resaltar que todos los datos del 2009-2010 se encuentran por debajo de la mediana actual; por lo tanto, es normal ver una disminución en el tiempo.

2.1.1.2. Alcalinidad

La diferencia de la alcalinidad entre Canal El Cedro (mediana 2009-2010) y Calle 161 (valores actuales) refleja un aporte de carbonatos en esta parte del río. Es importante resaltar que la mediana de 2009-2010 fue de 41 mg/L en Canal El Cedro; mientras que la mediana actual en Calle 161 fue de 80 mg/L (figura 2.2). También se notó que en Jardines de Paz la alcalinidad fue similar a la de Makro (anterior punto de monitoreo). Ello evidencia que es

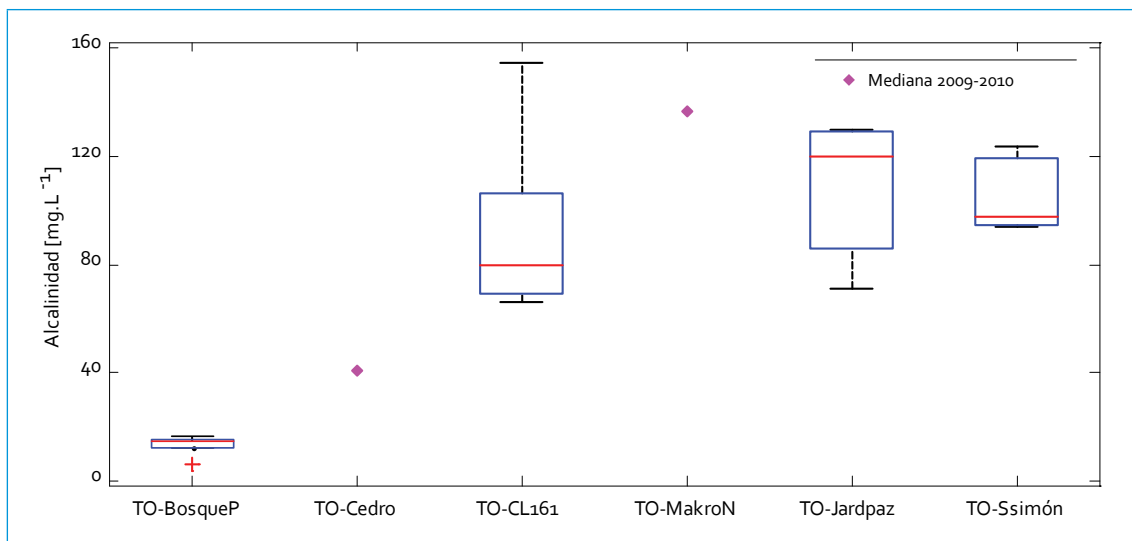


Figura 2.2. Perfil de alcalinidad: río Torca

posible que entre estos dos puntos no exista un aporte que aumente las concentraciones de alcalinidad en este sector. En San Simón se notó una reducción, efecto de la dilución por el periodo de lluvias, ya que la mediana del año previo (169 mg/L) fue superior a la mediana actual (98 mg/L).

2.1.1.3. Dureza

En el punto Bosque de Pinos se registraron las menores concentraciones de dureza, con poca dispersión de los datos (figura 2.3). El rango de variación estuvo entre 8,5 y 20 mg/L. La diferencia entre la mediana actual en Bosque de Pinos (12 mg/L) y la mediana de 2009-2010 en Canal El Cedro (54 mg/L) muestra que los aportes de aguas residuales aumentan la dureza en el río. En Calle 161 se observó la mayor variabilidad de los datos con un rango entre 65 y 182 mg/L; sin embargo, la mediana estuvo sesgada al percentil 25, que mostró que aun cuando se presentaron momentos con alta dureza, fue más probable encontrar durezas por debajo de 74 mg/L.

Por otro lado, en Jardines de Paz la dureza varió muy poco en relación con los demás puntos: entre 85 y 104 mg/L con una mediana de 92 mg/L, muy similar a la obtenida en el último punto de monitoreo (San Simón). Se debe resaltar que la mediana en Jardines de Paz es muy superior a la registrada durante 2009-2010 en Makro (63 mg/L), lo que puede atribuirse a un aporte de aguas residuales entre estos dos puntos.

Dentro del comportamiento de la dureza en las diferentes horas del día, se notó que tanto en Calle 161 como en Jardines de Paz las menores concentraciones se presentaron en los monitoreos de la madrugada y la mañana; mientras que en la tarde se obtuvieron las mayores concentraciones de dureza.

Finalmente, en San Simón se pudo evidenciar un leve aumento de la dureza respecto al punto anterior; sin embargo, se debe resaltar que las mayores concentraciones no se presentaron en esta parte del río. La mediana de este periodo (98 mg/L) fue muy similar a la del periodo 2009-2010 (94 mg/L), lo que confirma que entre los dos periodos no hubo cambios en el comportamiento de la dureza.

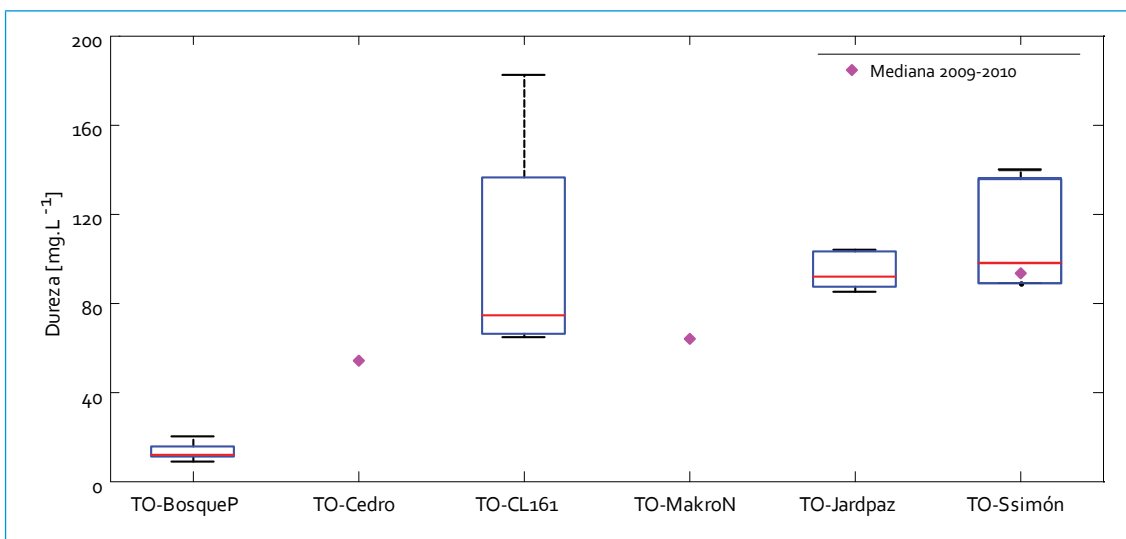


Figura 2.3. Perfil de dureza: río Torca

2.1.1.4. pH

En la figura 2.4 se presenta el perfil longitudinal de pH, y se puede observar que el promedio de los valores de pH es relativamente neutro para todos los puntos de monitoreo. Sin embargo, se puede apreciar que los valores más bajos los tiene el primer punto y los más altos se encuentran en el segundo punto de monitoreo. A partir de Calle 161 las unidades de pH disminuyen a lo largo del río, sin marcar cambios drásticos. Los valores más bajos de pH se presentaron en Bosque de Pinos, donde alrededor del 65% de los datos registrados en este punto fueron inferiores a 7 unidades. Entre tanto, en Calle 161 fue del 4%; en Jardines de Paz, del 12%, y en San Simón, del 37%. Dado que los altos valores de pH se dieron en solo algunos días de monitoreo, se asume que el pH no varía de forma notoria a lo largo del río.

En comparación con resultados anteriores, se pudo notar que los valores actuales de pH en Bosque de Pinos varían notablemente frente a los valores de Canal El Cedro (mediana histórica y de 2009-2010). Ello muestra que las condiciones de pH en Canal El Cedro se ase-

mejaban más a las de Calle 161, punto afectado por las descargas de aguas residuales, que a las de Bosque de Pinos, punto sin afectación por actividades antropogénicas.

En Calle 161 se apreció la variación más importante de pH en el río, con un rango de entre 6,8 y 8,7 unidades. Es importante resaltar que los menores valores de pH se presentaron en los monitoreos de la madrugada. En Jardines de Paz la variación fue menor, y en comparación con la mediana histórica y la mediana de 2009-2010 en Makro se podría asumir que el pH tiende a disminuir levemente aguas abajo. Finalmente, en San Simón los valores fueron mucho más uniformes que los puntos anteriores, con poca variabilidad, y así se acercaron a un rango más neutro. En comparación con los datos históricos, la mediana actual (7,1 unidades) está por debajo de la mediana histórica (7,6 unidades), pues muestra una leve variación. En general, los cambios del pH en función del tiempo y la longitud del río no son considerablemente importantes y no permiten establecer cambios dinámicos en la calidad del agua en los últimos dos años.

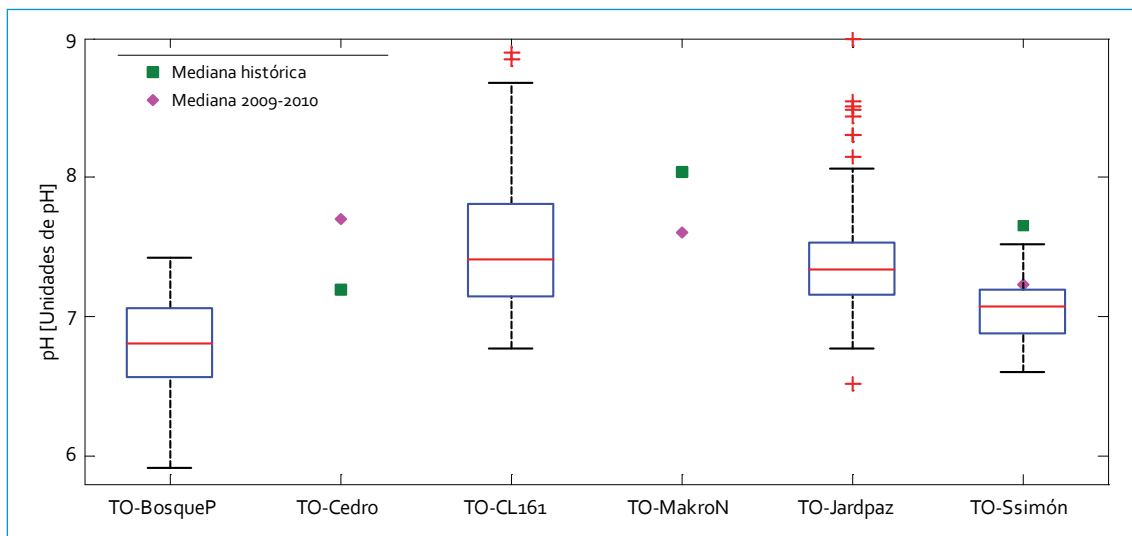


Figura 2.4. Perfil de pH: río Torca

2.1.1.5. Conductividad

En el primer punto de monitoreo la conductividad se encontró en un rango de 27-53 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Ello evidencia poca variabilidad en los datos (figura 2.5), pues la mediana (33 $\mu\text{S}/\text{cm}$) estuvo muy cercana al valor medio (36 $\mu\text{S}/\text{cm}$). En comparación con las conductividades registradas durante el 2009-2010 en Canal El Cedro (mediana = 203 $\mu\text{S}/\text{cm}$) se puede apreciar que el aporte de aguas residuales aumenta considerablemente la conductividad del río en este sector.

Las conductividades en Calle 161 fueron más variables que el primer punto y se encontraron en un rango de 192-449 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Se debe resaltar el cambio de la mediana de la conductividad en Calle 161 con las de los puntos cercanos (Canal El Cedro y Makro). Ello destaca que las conductividades actuales se encuentran en un punto intermedio entre lo registrado en el año anterior para Canal El Cedro y Makro. Por el contrario, en Jardines de Paz (punto aguas abajo de Makro) se notó que actualmente la conductividad fue inferior a la obtenida en el

2009-2010 para Makro, lo cual puede indicar que Makro es más susceptible a cambios de conductividad por descargas de aguas residuales o que el río ha disminuido su conductividad entre los dos periodos por la temporada de lluvia. Igualmente, en San Simón se notó una disminución, ya que cuando se compararon las conductividades medidas en el 2009-2010 (mediana = 434 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y las actuales (mediana = 347 $\mu\text{S}/\text{cm}$) se evidenciaron reducciones, lo cual podría ser efecto de la dilución de los iones presentes en el agua cuando las condiciones hidrológicas cambian, teniendo en cuenta que durante el 2010-2011 se presentó una importante temporada de lluvias.

Al analizar las conductividades según la hora de monitoreo, se encontró que en Calle 161 y Jardines de Paz los valores más altos se presentaron en horas de la mañana, aunque con pocas variaciones durante el día, y que en San Simón se mantuvieron casi constantes los valores en la mañana y la tarde, siendo la noche y madrugada el momento con menores conductividades.

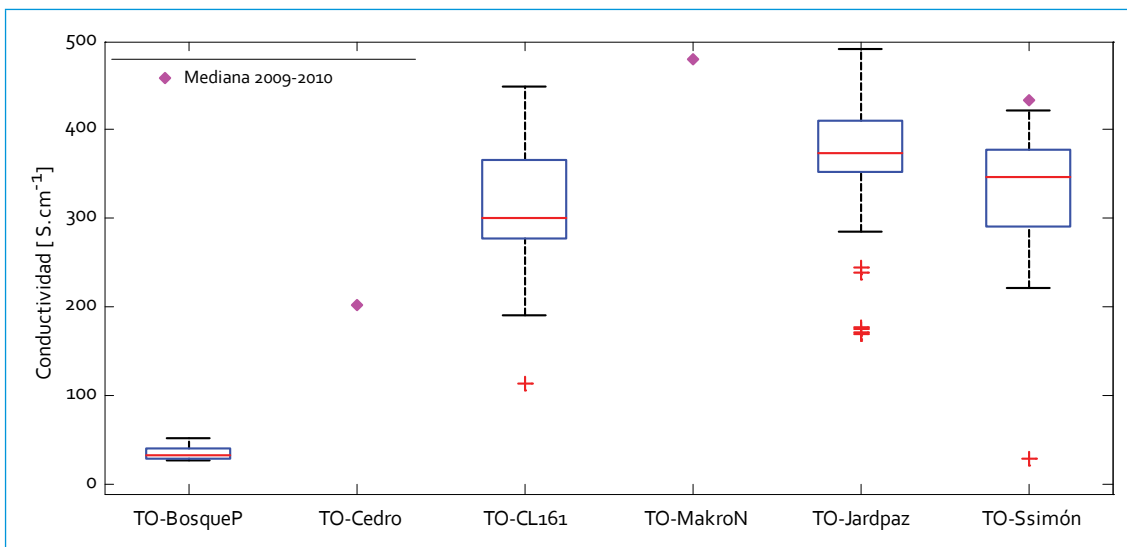


Figura 2.5. Perfil de conductividad: río Torca

2.1.1.6. Oxígeno disuelto

En la figura 2.6 se presenta el perfil longitudinal del oxígeno disuelto en el río Torca para el periodo 2010-2011. A partir de los datos, se pudo observar que las concentraciones disminuyeron desde el punto más alto del río (Bosque de Pinos) hasta San Simón. También se pudo apreciar que entre Jardines de Paz y San Simón las concentraciones de oxígeno se mantuvieron similares, aunque en San Simón no se presentaron valores tan altos como en Jardines de Paz.

Como se puede apreciar, el punto con mejores concentraciones de oxígeno disuelto fue Bosque de Pinos, con un rango de variabilidad de entre 6,4 y 7,9 mg/L, que mostró una muy buena calidad. Hay que resaltar que las concentraciones de oxígeno disuelto en este punto fueron superiores a los de Canal El Cedro, donde las medianas 2009-2010 (6,3 mg/L) y los datos históricos (5,0 mg/L) fueron inferiores. Esto evidencia que Bosque de Pinos tiene un mejor potencial de referente de calidad del agua que Canal El Cedro, y que entre los dos puntos hay aportes de aguas re-

siduales que consumen parte del oxígeno que trae el río.

Calle 161 presentó valores bajos de oxígeno disuelto en comparación con Bosque de Pinos; el máximo valor fue de 6,5 mg/L, igual al valor mínimo del primer punto de monitoreo. Este comportamiento permite ver un alto consumo de oxígeno en este primer sector del río, probablemente producto de la degradación de la materia orgánica aportada en las descargas de aguas residuales. Sin embargo, la mediana (4,3 mg/L) sigue mostrando que en Calle 161 existen valores de oxígeno disuelto aceptables. En cuanto al punto Jardines de Paz, se presentó un comportamiento similar al de Calle 161, donde se evidenció un consumo del oxígeno; pero para este punto el consumo fue más significativo, ya que el rango de variación estuvo entre 0,1 y 3,2 mg/L, con una mediana de 0,7 mg/L, similar a la obtenida durante 2009-2010 en Makro (0,8 mg/L), y superior a la mediana histórica (0,1 mg/L). En San Simón se mantuvo la disminución de las concentraciones de oxígeno disuelto, aunque en menor escala, ya que la mediana entre Jardines de Paz y San Simón (0,6 mg/L) fue similar.

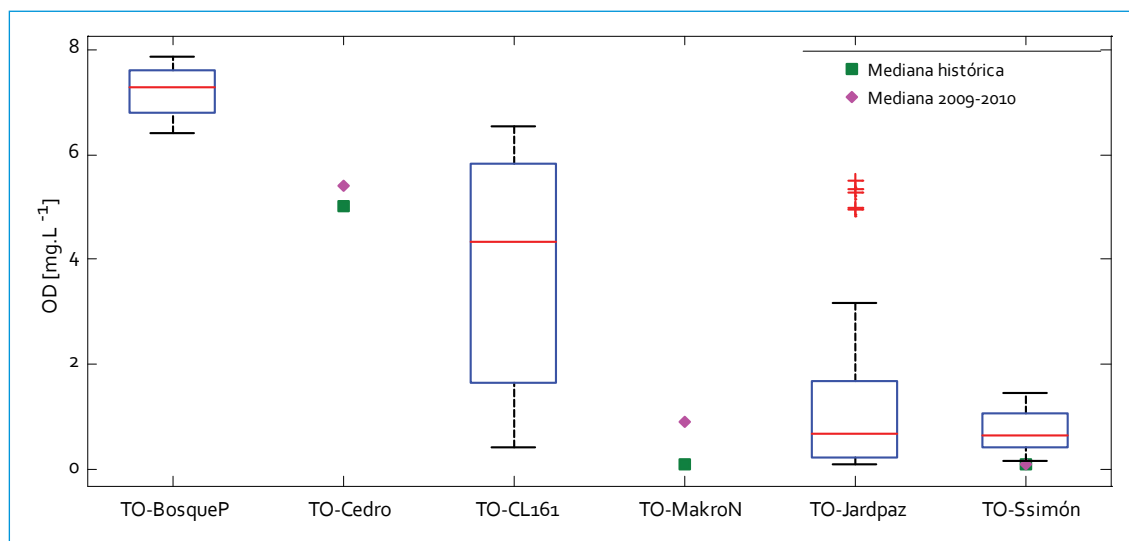


Figura 2.6. Perfil de oxígeno disuelto: río Torca

Se pudo apreciar que las concentraciones de oxígeno disuelto en los monitoreos previos en Canal El Cedro fueron más similares a Calle 161 que a Bosque de Pinos. Por otro lado, en Jardines de Paz se notó el alto consumo de oxígeno en el río y en San Simón se observó un pequeño incremento respecto a las medianas históricas.

2.1.1.7. DBO_5

El perfil longitudinal de demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) en el río Torca muestra que las mayores concentraciones se presentaron en el Calle 161, y las menores, en Bosque de Pinos (figura 2.7), lo cual es coherente con el comportamiento del oxígeno disuelto en el río. El punto de monitoreo Bosque de Pinos presentó las concentraciones más bajas de DBO_5 en el río Torca, incluso más bajas que las registradas en Canal El Cedro para todos los datos históricos. Ningún dato obtenido en el periodo 2010-2011 superó el límite de detección (1 mg/L); mientras que en Canal El Cedro las menores concentraciones estuvieron entre 4 y 7 mg/L (históricas). Este comporta-

miento denota de nuevo el deterioro de la calidad del agua entre Bosque de Pinos y Canal El Cedro.

En el punto Calle 161, las concentraciones de DBO_5 aumentaron notablemente respecto al punto anterior, pasando de una mediana de 1 mg/L en Bosque de Pinos a 15 mg/L en Calle 161. Aunque no se tienen registros históricos del comportamiento de la DBO_5 en este punto, se pudo observar que las concentraciones fueron mayores que en Canal El Cedro, pero inferiores a las de Makro, que mostró estar en un punto intermedio. Por otro lado, en Calle 161 se notó una gran variabilidad de los datos con un amplio rango, de 1 a 56 mg/L. Esta fue dependiente de la hora de monitoreo, lo que dio como resultado mayores concentraciones en los monitoreos de horas de la mañana y tarde (21 mg/L) y menores concentraciones en monitoreos de la madrugada (11 mg/L).

En Jardines de Paz, aunque no se presentaron los valores más altos del río, la mediana (19 mg/L) fue la más alta del río, levemente superior a la de Calle 161. Al comparar estos datos con los de 2009-2010 e históricos en Makro, se pudo observar que en Jardines de

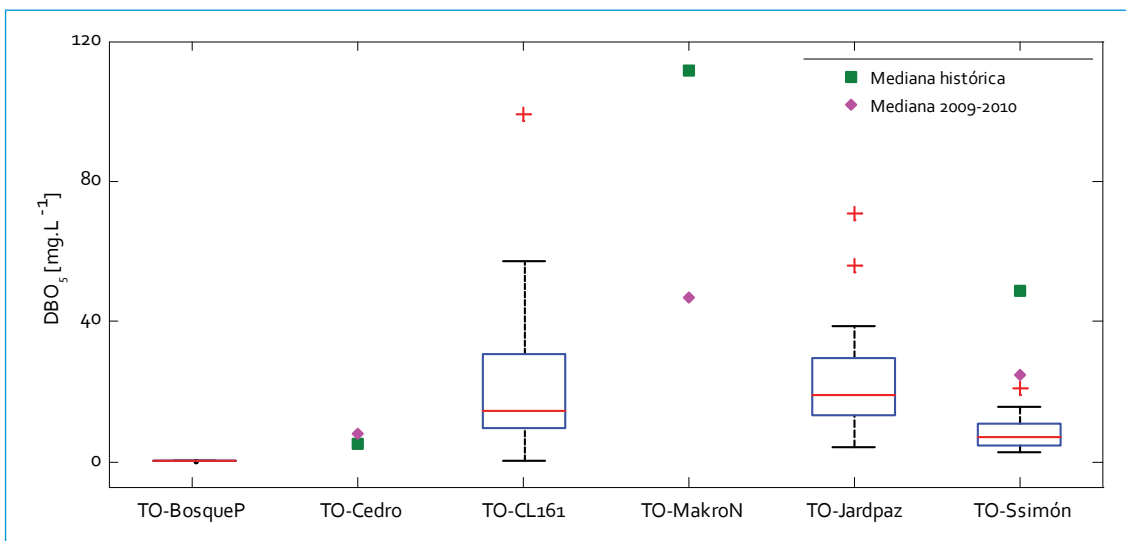


Figura 2.7. Perfil de DBO_5 : río Torca

Paz se registraron menores concentraciones, ya que la mediana actual fue inferior a la de 2009-2010 (47 mg/L) y a la histórica (112 mg/L). Al igual que el comportamiento de la conductividad, la calidad del agua en Jardines de Paz presenta mejores condiciones que en Makro, lo cual puede estar relacionado con una mayor dilución en Jardines de Paz, por la temporada húmeda que presentó durante el 2010.

En la figura 2.7 se puede observar también el decrecimiento en las concentraciones a partir de Jardines de Paz, asociado a cierta depuración en el humedal y del buchón, así como se presentó para el año previo. En el último punto del río las concentraciones de DBO_5 disminuyeron respecto a los monitoreos previos. Dicha disminución fue notoria, ya que la mediana histórica (50 mg/L) y la mediana del 2009-2010 (25 mg/L) superaron significativamente los valores actuales (7,2 mg/L). Se podría decir que el comportamiento de la DBO_5 ha variado con el tiempo para el último punto de monitoreo; sin embargo, como se mencionó, la temporada húmeda tuvo alta influencia en el comportamiento de la DBO_5 .

2.1.1.8. DQO

En la figura 2.8 se presenta el perfil longitudinal de las concentraciones de demanda química de oxígeno (DQO) del río Torca. Se puede observar un aumento importante de las concentraciones a lo largo del río, aunque entre Jardines de Paz y San Simón tendieron a disminuir. En el primer punto se encontraron las más bajas de DQO en el río. Al igual que la DBO_5 , las concentraciones de DQO en este punto son significativamente diferentes a las reportadas históricamente en Canal El Cedro.

En cuanto a Calle 161, las concentraciones aumentaron notablemente en referencia a Bosque de Pinos, y ello dejó en evidencia la afectación sobre la calidad del agua, debido a las primeras descargas de aguas residuales sobre el río. Al igual que para la DBO_5 , este punto es intermedio, entre Canal El Cedro y Makro. Se pudo observar que las concentraciones de Calle 161 fueron mayores que en Canal El Cedro, pero inferiores a las de Makro. La gran dispersión de los datos fue dependiente de

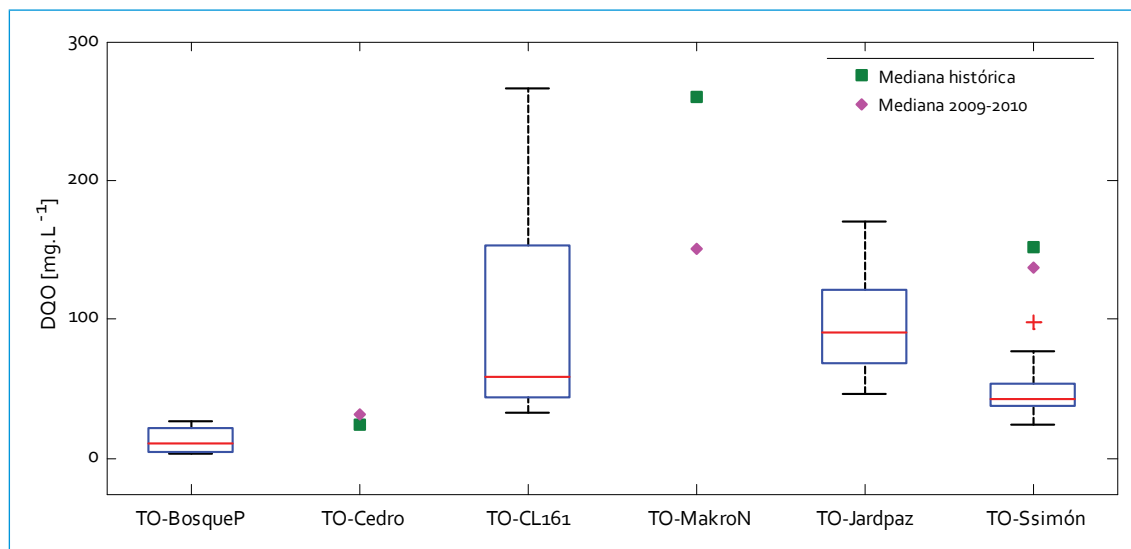


Figura 2.8. Perfil de DQO: río Torca

la hora de monitoreo, al igual que la DBO_5 ; las mayores concentraciones se obtuvieron en los monitoreos de horas de la mañana y tarde (108 mg/L) y las menores en los monitoreos de la madrugada (53 mg/L).

En Jardines de Paz las concentraciones siguieron aumentando respecto a Calle 161 y alcanzaron valores entre 46 y 170 mg/L de DQO. Los valores de las medianas de 2009-2010 y de los valores históricos en los puntos más cercanos (Makro y San Simón) difirieron de lo que se obtuvo en 2010-2011 para Jardines de Paz, pues aunque los puntos no son comparables por su distancia, se constató una reducción en las concentraciones de DQO asociada al efecto de dilución por la temporada de lluvia predominante.

El punto San Simón mostró una disminución en las concentraciones de DQO a lo largo del tiempo entre un 71 % y un 85 %, pues la mediana (43 mg/L) fue muy inferior a la histórica (152 mg/L) y a la mediana de 2009-2010 (137mg/L), por efecto de la fuerte temporada de lluvias durante estos monitoreos. En general, se pudo observar que la calidad respecto a la DQO es mucho mejor en Bosque de Pinos

que en el antiguo punto (Canal El Cedro); adicionalmente, se notó un decrecimiento en las concentraciones en Jardines de Paz y San Simón, tal como ocurrió para la DBO_5 .

2.1.1.9. SST

En el primer punto de monitoreo se observaron bajas concentraciones de sólidos suspendidos totales (SST) (figura 2.9), similares a los de Parque Nacional (río Salitre) y El Delirio (río Fucha), que destacan que lo reportado en Canal El Cedro para los monitoreos previos no se ajustaba como referente de calidad. No se notaron variaciones significativas durante el día en las concentraciones de SST, lo cual mostró que este punto no se ve afectado por descargas o actividades humanas que impacten la calidad.

En el punto Calle 161 se obtuvieron datos muy variables; sin embargo, la mediana (30 mg/L) no difiere significativamente del valor medio (49 mg/L) y muestra poca dispersión. Respecto a los monitoreos previos, en los puntos más cercanos (Canal El Cedro y Makro), los valores en Calle 161 se asemejaron más a

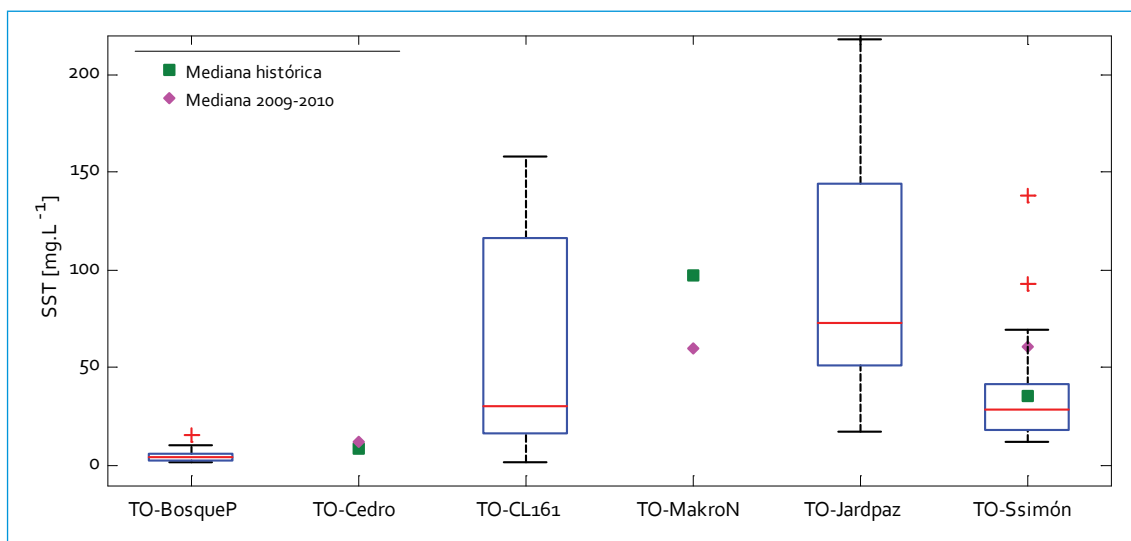


Figura 2.9. Perfil de SST: río Torca

los de Makro tanto para 2009-2010 (60 mg/L) como para los reportes históricos (98 mg/L). Las concentraciones de los SST no variaron en función de la hora del monitoreo; en horas de la mañana y de la tarde se registraron bajas y altas concentraciones.

En Jardines de Paz los datos fueron los más variables del río. En cuanto a los históricos de Makro, los valores de SST para 2010-2011 en este punto mostraron similitud, contrario a los resultados de DBO_5 y DQO. Dado que la época de lluvia puede influir en la dilución de contaminantes, también se debe considerar un alto arrastre de sólidos como consecuencia de un periodo invernal. Por su parte, los datos de SST del punto San Simón fueron menos dispersos, con un rango entre 12 y 69 mg/L. Cabe resaltar que la mediana (29 mg/L) fue relativamente cercana a la mediana histórica (36 mg/L) e inferior a la mediana de 2009-2010 (61 mg/L), que evidenció uniformidad en el tiempo y que la nueva ubicación del punto evita la posible resuspensión de sólidos en la toma de muestras por la alta presencia de buchón. Al igual que los parámetros relacionados con la materia orgánica, los sólidos en San Simón disminuye-

ron en referencia al punto anterior (Jardines de Paz), lo cual es causado por su tránsito por el humedal en condiciones de caudal alto.

2.1.1.10. Nitrógeno

En la figura 2.10 se presenta el perfil del nitrógeno total Kjeldahl (NTK) para el río Torca en el periodo de monitoreo comprendido entre el segundo semestre del 2010 y el primer semestre del 2011. Dado que la diferencia entre el NTK y el N_{total} es la cantidad de nitritos y nitratos en el agua, se notó que el punto de monitoreo que presentó mayores concentraciones de nitritos, y especialmente de nitratos, fue Bosque de Pinos, lo cual es coherente con el alto contenido de oxígeno disuelto en ese sitio. En el perfil de NTK, la mediana en Bosque de Pinos fue de 1,1 mg/L mientras que la mediana de N_{total} fue de 1,3 mg/L, ya que la diferencia no fue significativa (un 16% más) se puede concluir que las cantidades de nitritos y nitratos en el río Torca no son verdaderamente altas.

Los valores de NTK en Bosque de Pinos mostraron una alta uniformidad, pues la mayoría los valores del 2010-2011 estuvieron por

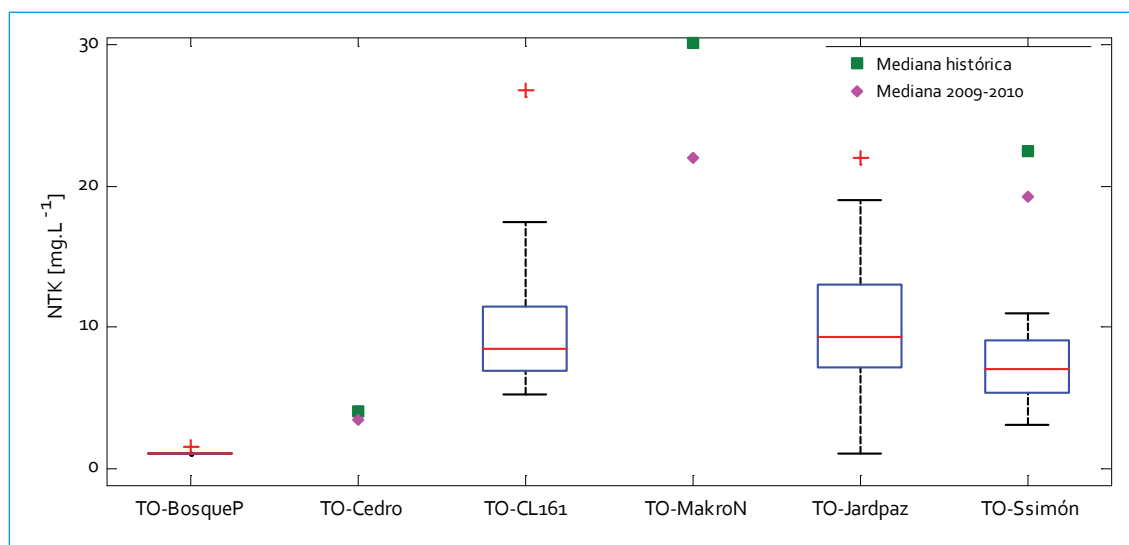


Figura 2.10. Perfil de NTK: río Torca

debajo del límite de detección (1,1 mg/L), en contraste con los valores de N_{total} , los cuales oscilaron entre 1,2 y 1,3 mg/L. Estas pequeñas diferencias están dadas por la variabilidad en las concentraciones de nitratos en este punto del río. También se puede observar en las figuras 2.10 y 2.11 que en Bosque de Pinos las concentraciones de N_{total} son muy inferiores a las reportadas en Canal El Cedro durante 2009-2010, siendo la mediana de este periodo casi seis veces mayor a la de Bosque de Pinos. Aunque no son el mismo punto de monitoreo, estas diferencias en concentraciones son significativas, pues muestran que la calidad del agua cambia en este sector del río. Teniendo en cuenta que los datos históricos en Canal El Cedro corresponden solo a concentraciones de NTK, es razonable que la diferencia entre los dos puntos de monitoreo sea menor.

En el punto Calle 161, las concentraciones de NTK, N_{total} , $N_{amoniaco}$, NO_2 y NO_3 aumentaron bastante en comparación con Bosque de Pinos; adicionalmente, a lo largo del río los valores de NO_3 y NO_2 en este punto fueron los más altos que se dieron en el río. En Calle 161, las concentraciones de NTK y, por lo tanto, de N_{total}

fueron uniformes. El NTK estuvo entre 5,3 y 17 mg/L y la mediana fue de 8,5 mg/L, bastante inferior a lo que se presentó en Makro (aguas abajo) para los monitoreos del año anterior y los históricos, ya que las medianas fueron 22 y 30 mg/L, respectivamente, y evidenciaron que este punto muestra la contaminación por las primeras descargas en el río que afectan notablemente la calidad del agua. Al analizar la variabilidad de los datos, se notó que los cambios del NTK se dan principalmente por las descargas de aguas residuales durante el día, ya que la concentración promedio de los monitoreos de la madrugada fue de 9 mg/L; mientras que la concentración media de los monitoreos en la mañana fue de 18 mg/L.

Las concentraciones de $N_{amoniaco}$, NO_2 y NO_3 aumentan considerablemente entre el primer y segundo puntos de monitoreo del río Torca (figuras 2.12, 2.13 y 2.14), lo cual se debe principalmente a las descargas de agua residual doméstica.

En Jardines de Paz se notó un comportamiento casi constante de los niveles de NTK y N_{total} en referencia con el punto anterior. Sin embargo, este punto registró concentraciones

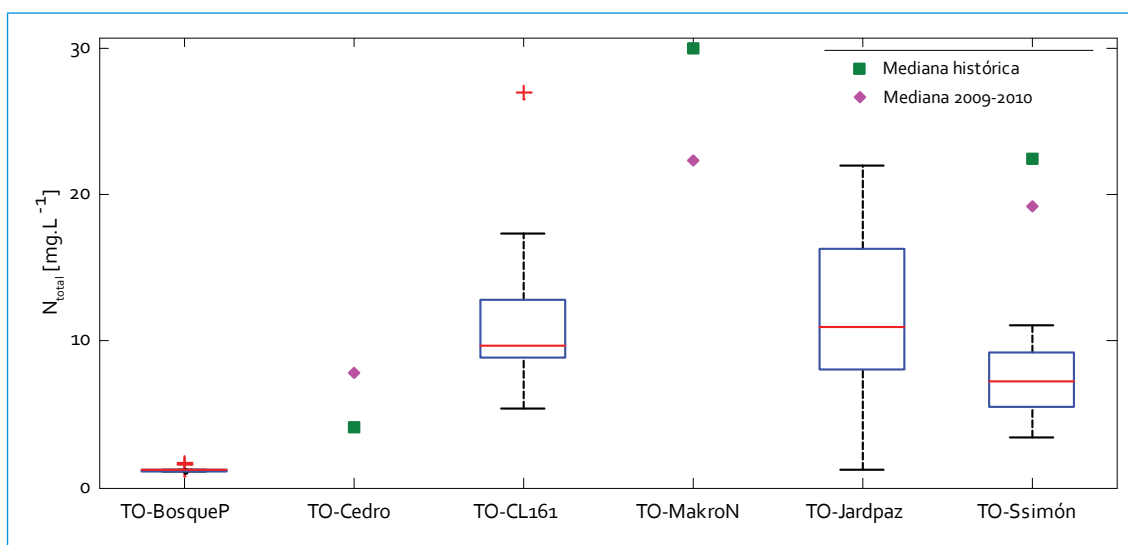


Figura 2.11. Perfil de N_{total} : río Torca

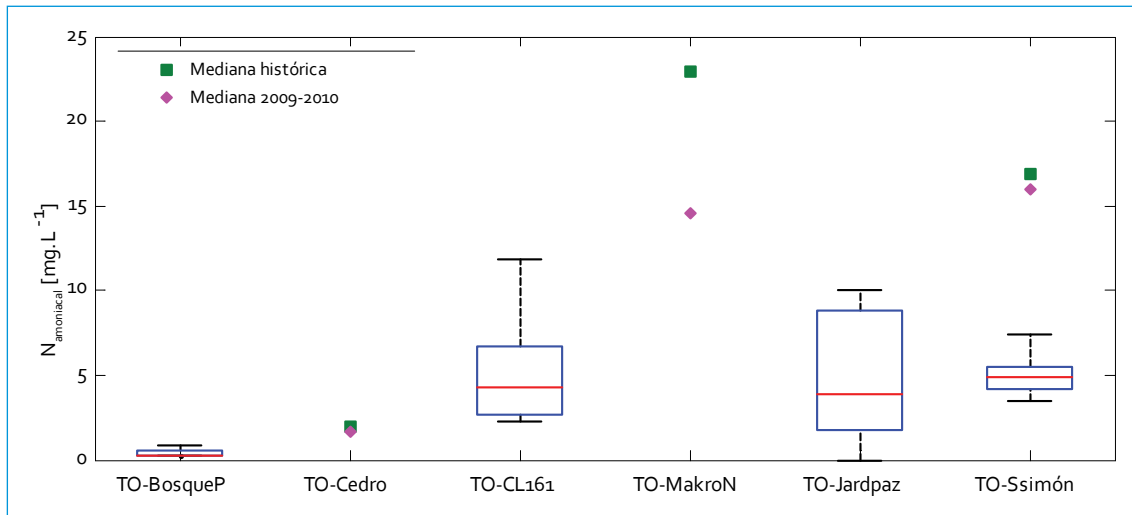


Figura 2.12. Perfil de $N_{amoniacal}$: río Torca

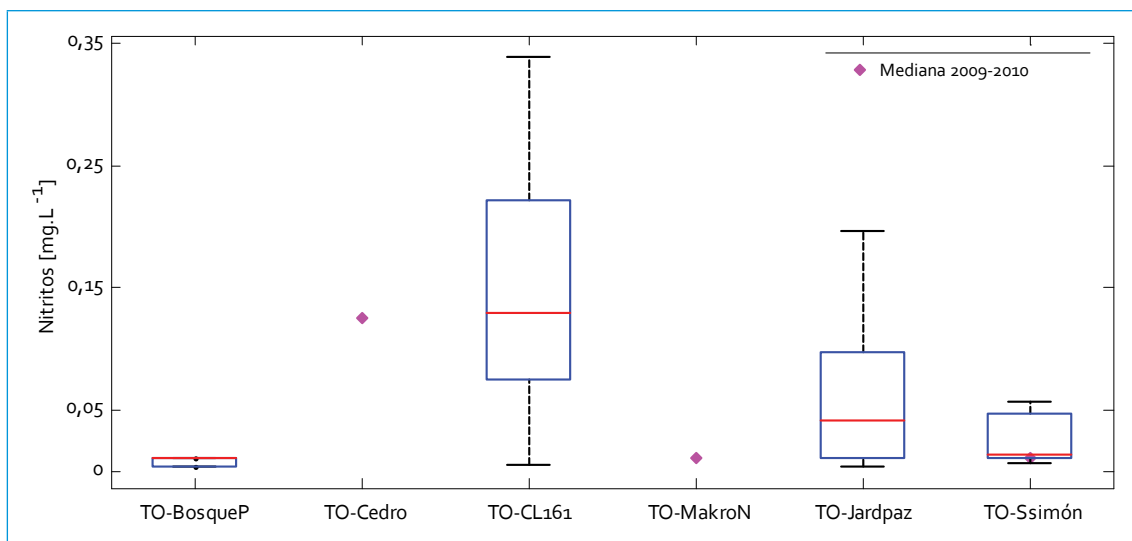


Figura 2.13. Perfil de nitritos: río Torca

altas de $N_{amoniacal}$, al pasar de una mediana de 9,7 mg/L en la Calle 161 a 11 mg/L en Jardines de Paz. La variabilidad de los datos de $N_{amoniacal}$ está dada por la dinámica en las descargas de aguas residuales, puesto que el promedio de concentraciones de $N_{amoniacal}$ en los monitoreos de la madrugada fue 7 mg/L y en los de la mañana fue de 9,8 mg/L . En comparación con los resultados en monitoreos previos, las concentraciones actuales de $N_{amoniacal}$ en Calle

161 (4,3 mg/L) y Jardines de Paz (8,4 mg/L) fueron inferiores a los obtenidos en Makro (15-23 mg/L).

La variabilidad de los datos de NO_2 y NO_3 en Jardines de Paz fue notoria, aunque no se alcanzaron valores tan altos como en Calle 161; el valor máximo de NO_2 (0,2 mg/L) fue muy superior a la mediana en 2009-2010 (0,01 mg/L) en Makro. Cabe resaltar que las máximas concentraciones de NO_2 y NO_3 correspondie-

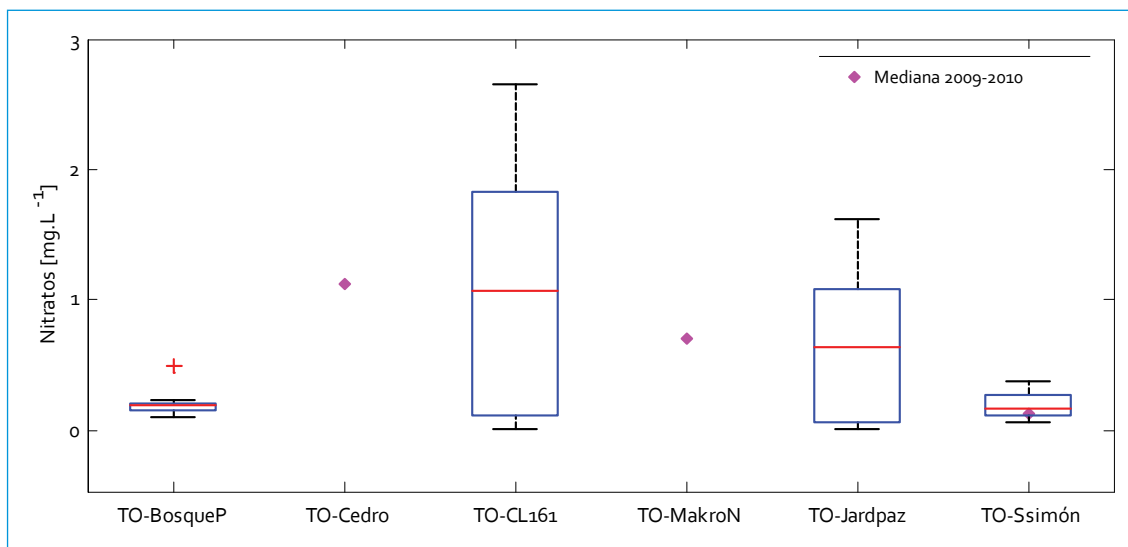


Figura 2.14. Perfil de nitratos: río Torca

ron a monitoreos donde los índices de oxígeno disuelto registrados también fueron altos (entre 4 y 5 mg OD/L).

Por último, en el punto San Simón se observó una disminución en todas las formas de nitrógeno evaluadas respecto al punto anterior (Jardines de Paz), especialmente entre las medianas de NO_2 y NO_3 . En este último punto del río, los datos de N_{total} frente a los de NTK son comparables, pues la oxidación del amonio es muy improbable con cantidades de oxígeno disuelto cercanas a cero. Cabe resaltar que la mediana de NTK (7,1 mg/L) fue muy inferior a la mediana del 2009-2010 (19 mg/L) y a la histórica (22 mg/L), que mostró una reducción de más del 60%. Es importante resaltar que la temporada húmeda del periodo 2010-2011 influyó en la dilución de los contaminantes. Al igual que la materia orgánica y los sólidos, las diferentes formas de nitrógeno en San Simón disminuyeron en referencia al punto anterior (Jardines de Paz), lo cual puede estar asociado al consumo del mismo dentro del humedal y las zonas con buchón de agua.

2.1.1.11. Fósforo

En Bosque de Pinos se encontraron las concentraciones más bajas de fósforo del río Torca (figura 2.15). Además si se comparan con los resultados históricos en Canal El Cedro, las concentraciones de fósforo fueron muy similares en los dos puntos, y contrario al comportamiento de los parámetros ya analizados, se puede afirmar que el aporte de aguas residuales que puede existir en este sector del río no contiene una carga importante de fósforo que afecte la calidad del agua. Los datos en este punto fueron muy uniformes y no se presentaron variaciones significativas según la hora del monitoreo.

En el punto Calle 161 se obtuvieron datos más dispersos, pues la mediana de las concentraciones de fósforo aumentó respecto a Bosque de Pinos, aproximadamente en un 89%. Igualmente, se notó que las concentraciones estuvieron en un punto intermedio respecto a los monitoreos 2009-2010 y los históricos, en los puntos Canal El Cedro y Makro. Al igual

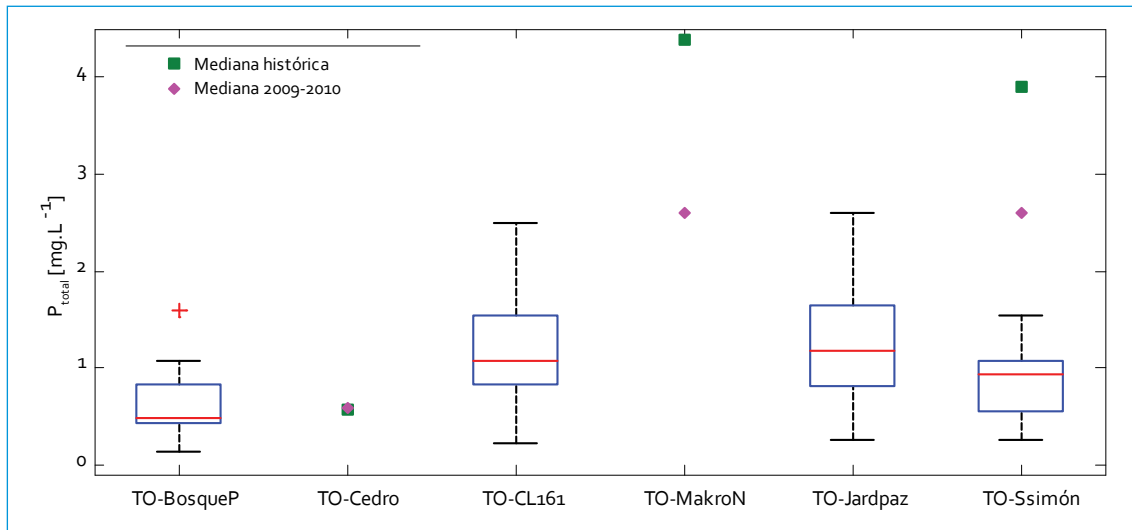


Figura 2.15. Perfil de P_{total} : río Torca

que los demás parámetros, pero en menor proporción, se notaron variaciones de las concentraciones durante el día, que mostraron que en la madrugada las concentraciones medias de fósforo (0.8 mg/L) tendieron a ser menores que en la mañana y tarde (1,3 mg/L).

Por otro lado, en Jardines de Paz los datos fueron tan variables como en Calle 161, con un rango entre 0,3 y 2,6 mg/L. La mediana del fósforo en Jardines de Paz (1,2 mg/L) fue muy inferior a la reportada en monitoreos anteriores (2,6-4,4 mg/L) en el punto más cercano (Makro). A diferencia del punto anterior, no se notó una variación entre los monitoreos de la madrugada y el resto del día. En el último punto de monitoreo del río las concentraciones de fósforo disminuyeron de manera significativa (entre un 64 y un 76 %) en comparación a las históricas y las del periodo 2009-2010, de nuevo por acción del fuerte periodo de lluvias durante estos monitoreos.

2.1.1.12. Grasas y aceites

El perfil longitudinal de las concentraciones de grasas y aceites (GyA) muestra que las mayores

se encontraron en Jardines de Paz (figura 2.16). En Bosque de Pinos, el 83 % de los resultados fueron inferiores al límite de detección, por lo que aparecen cercanos al cuartil 25 (3,6 mg/L), que genera una notable diferencia respecto a los históricos en Canal El Cedro. En el punto Calle 161, las concentraciones fueron más variables: la mediana (4,4 mg/L) difirió del valor medio (11 mg/L) y mostró una dispersión en los datos y una tendencia hacia el cuartil 25. Al igual que los demás parámetros, se encontró una relación entre la variabilidad de las concentraciones y las horas de los monitoreos; las concentraciones de GyA fueron menores en los monitoreos de la madrugada (4,2 mg/L) que en los monitoreos de mañana y tarde (14 mg/L). En relación con los monitoreos previos, la mediana en Calle 161 fue inferior a los registros históricos en Makro, e igualmente fue inferior a la mediana de los históricos en Canal El Cedro, mostrando una disminución significativa en el tiempo entre los históricos y los monitoreos del 2009-2010 y 2010-2011.

En Jardines de Paz, los datos fueron más variables; sin embargo, la mediana y el valor medio fueron muy cercanos. La mediana fue

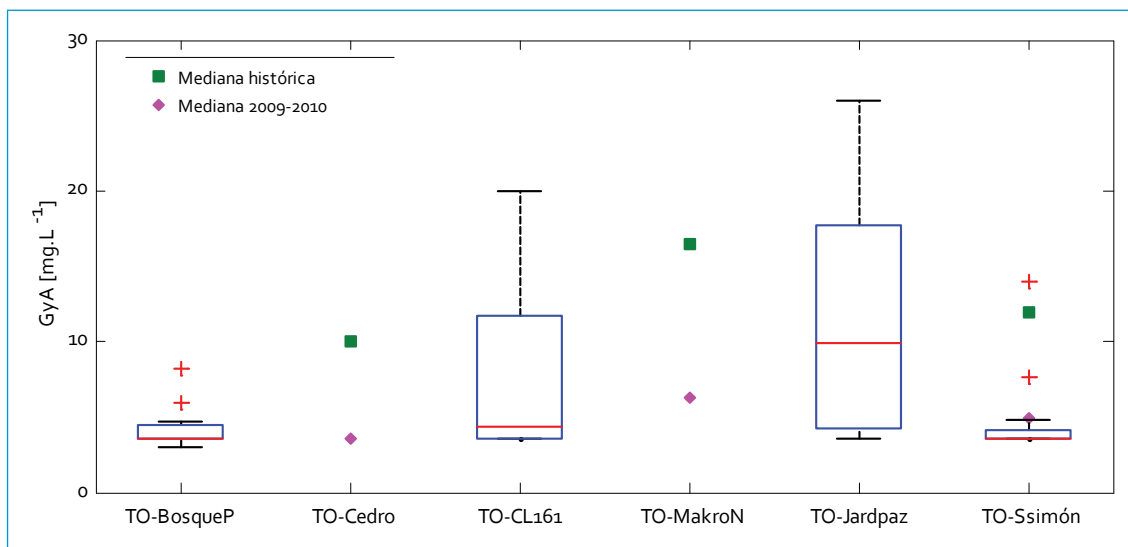


Figura 2.16. Perfil de GyA: río Torca

superior a la de Calle 161, que mostró un aumento en las concentraciones de GyA a lo largo del río. Respecto a los históricos de Makro, los valores de GyA para 2010-2011 en Jardines de Paz mostraron una leve disminución en el tiempo; no obstante, en comparación con los datos de 2009-2010, la mediana fue mayor en Jardines de Paz que en Makro.

Finalmente, en el punto San Simón se observaron concentraciones de GyA relativamente bajas y mucho más uniformes que en los demás puntos de monitoreo. La mediana fue de 3,6 mg/L; al igual que en Bosque de Pinos, la mayoría de los datos (85%) estuvieron por debajo del límite de detección. La tendencia a la disminución de concentraciones de GyA entre Jardines de Paz y San Simón, posiblemente es resultado de la retención de las grasas en la zona de buchón previa al punto de monitoreo. Al igual que en los demás puntos, la mediana disminuyó de manera significativa en referencia a la histórica, y en menor magnitud respecto a la mediana del 2009-2010.

2.1.1.13. SAAM

En la figura 2.17 se puede observar el aumento de las concentraciones de sustancias activas al azul de metileno (SAAM) entre el primer y segundo punto de monitoreo, y la disminución que se presentó entre Jardines de Paz y San Simón. El punto Bosque de Pinos presentó las concentraciones más bajas de SAAM en el río Torca, incluso más bajas que las registradas históricamente en Canal El Cedro. Ningún dato 2010-2011 superó 0,16 mg/L, mientras que en Canal El Cedro la menor concentración para el periodo 2009-2010 fue de 0,37 mg/L.

En el punto Calle 161, las concentraciones de SAAM aumentaron notablemente, al pasar de una mediana de 0,1 mg/L en Bosque de Pinos a 2,3 mg/L en Calle 161. En este punto se registraron los valores más altos de SAAM en el río Torca. Aunque no se tienen registros históricos del comportamiento de SAAM en Calle 161, se pudo observar que las concentraciones fueron mayores que en Canal El Cedro, pero inferiores a las de Makro, pues mostraron estar

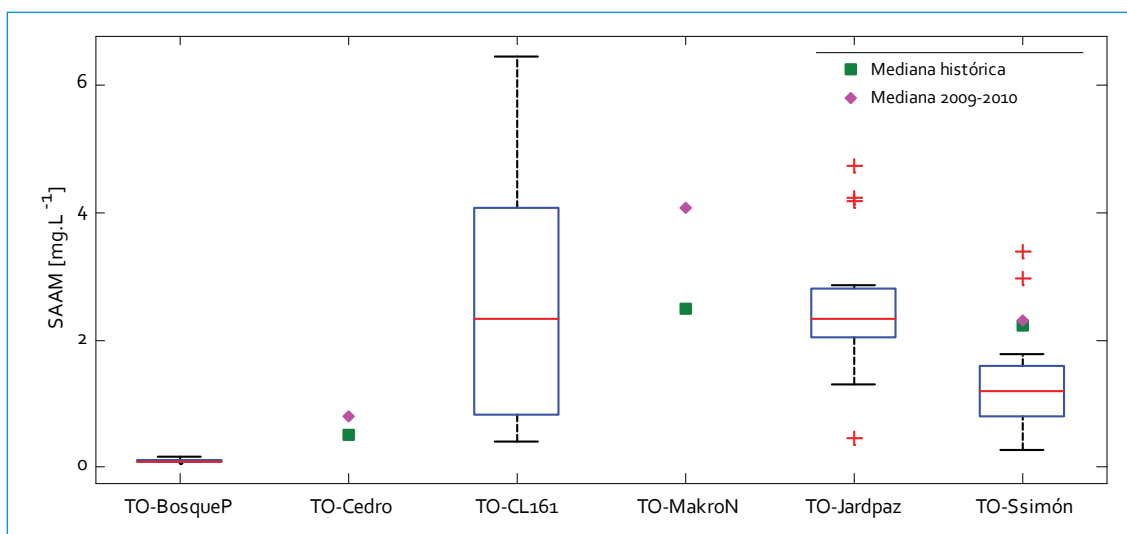


Figura 2.17. Perfil de SAAM: río Torca

en un punto intermedio. Cabe resaltar que la mediana histórica en Makro (2,5 mg/L) fue muy similar a la mediana actual en Calle 161, al evidenciar, a diferencia de los resultados del 2009-2010, una similitud en la calidad. Al igual que la mayoría de parámetros analizados, se notaron variaciones de las concentraciones durante el día.

En Jardines de Paz, el rango de concentraciones fue inferior (1,3-2,9 mg/L) que en Calle 161, mientras que la mediana se mantuvo casi constante entre los dos puntos. Al comparar estos datos con el año previo y los registros históricos en Makro, se pudo observar que en Jardines de Paz se registraron concentraciones similares, ya que la mediana actual en Calle 161 (2,3 mg/L) fue similar a la histórica (2,5 mg/L) en Makro. Sin embargo, los resultados 2009-2010 no permitieron corroborar este comportamiento por su discrepancia con los demás periodos evaluados.

Finalmente, las concentraciones de SAAM disminuyeron aguas abajo en San Simón, donde la mediana se redujo en casi un 50%. En este último punto las concentraciones fueron homogéneas y se notó que la mediana fue

inferior a la mediana histórica y la mediana 2009-2010, pues hubo una aparente reducción en el tiempo de un poco más del 40%.

2.1.1.14. *Coliformes fecales*

El perfil longitudinal de las concentraciones de coliformes fecales muestra que las mayores se encuentran en el punto Calle 161, seguidas por el punto Jardines de Paz (figura 2.18). En Bosque de Pinos los coliformes fecales estuvieron en un rango de $3-4,6 \times 10^2$ NMP/100 mL. No se notaron variaciones significativas durante el día en las concentraciones de coliformes fecales, lo cual evidencia que este punto no se ve afectado por descargas o actividades humanas que impacten la calidad.

En el punto Calle 161 se obtuvieron datos muy variables; sin embargo, la mediana ($2,4 \times 10^6$ NMP/100 mL) no difiere significativamente del valor medio ($3,4 \times 10^6$ NMP/100 mL), que muestra poca dispersión en los datos. En cuanto a los monitoreos previos en los puntos más cercanos (Canal El Cedro y Makro), los valores en Calle 161 se asemejaron más a los de Makro tanto para 2009-2010 ($2,4 \times 10^6$

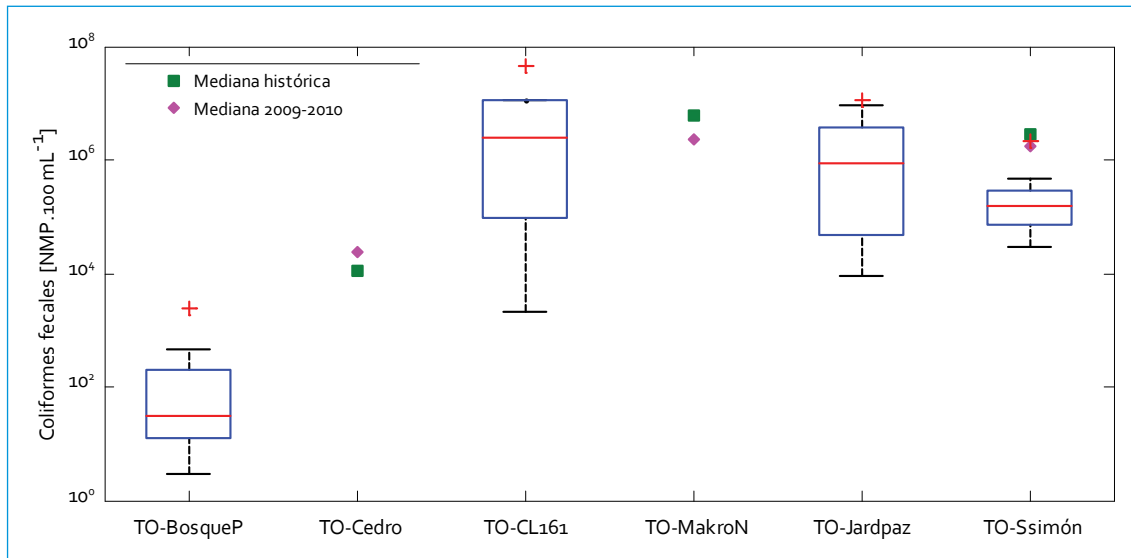


Figura 2.18. Perfil de coliformes fecales: río Torca

NMP/100 mL) como para los históricos ($6,1 \times 10^6$ NMP/100 mL). Al igual que los SST, los coliformes fecales no variaron de manera importante en función de la hora del monitoreo, pues en horas de la mañana y de la tarde se registraron bajas y altas concentraciones. En Jardines de Paz, los datos siguieron siendo variables. Respecto a los históricos de Makro, los valores de concentración para este periodo mostraron similitud. Dado que la época de lluvia influyó en la dilución de contaminantes, se puede considerar la diferencia entre los dos puntos como efecto del periodo hidrológico.

Finalmente, los datos de coliformes fecales del punto San Simón fueron menos dispersos, con un rango entre $3,0 \times 10^4$ y $4,6 \times 10^5$ NMP/100 mL. Cabe resaltar que la mediana ($1,5 \times 10^5$ NMP/100 mL) fue inferior a la mediana histórica ($2,8 \times 10^6$ NMP/100 mL) y a la mediana 2009-2010 ($1,7 \times 10^6$ NMP/100 mL), que evidenció una reducción en el tiempo, debido al periodo hidrológico húmedo que se presentó durante el 2010-2011. Al igual que los parámetros relacionados con la materia orgánica, los sólidos y los nutrientes, los coliformes fecales en San

Simón disminuyeron en referencia al punto anterior (Jardines de Paz).

2.1.1.15. Sulfuros

Bosque de Pinos registró las menores concentraciones de sulfuros del río Torca (figura 2.19). Aunque no se cuenta con información histórica en este punto, los monitoreos previos (históricos y 2009-2010) en Canal El Cedro muestran que las concentraciones en los dos puntos son similares, por lo que se puede decir que los vertimientos de este sector no cuentan con un aporte relevante de sulfuros y que, dadas las condiciones altamente aerobias en este tramo, las posibilidades de reducción de especies azufradas es muy limitada. Es importante resaltar que los datos estuvieron sesgados al cuartil 25, el cual corresponde al límite de detección (0,5 mg/L).

En el punto Calle 161, al igual que para otros parámetros, las concentraciones fueron las más variables del río Torca; sin embargo, la mediana (0,8 mg/L) no difirió significativamente del valor medio (1,1 mg/L) y mostró poca

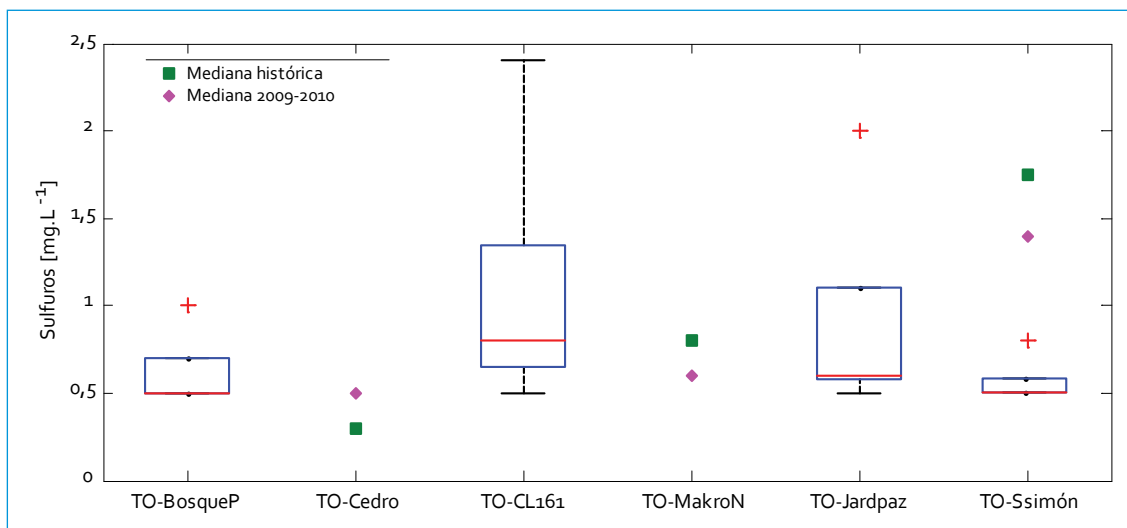


Figura 2.19. Perfil de sulfuros: río Torca

dispersión; adicionalmente, no se presentó variación según la hora de monitoreo. Es importante resaltar que la mediana en este punto fue similar a la mediana histórica en Makro. En Jardines de Paz, las concentraciones tendieron a disminuir en referencia al punto anterior, ya que los datos estuvieron sesgados al cuartil 25 y el rango de variación fue menos amplio. Por último, en el punto San Simón se observaron concentraciones de sulfuros aun más pequeñas que en los puntos anteriores, ya que la mayoría de las concentraciones fueron inferiores al límite de detección (0,5 mg/L). Al igual que la materia orgánica, los nutrientes, SAAM y otros parámetros, se notó una reducción en las medianas de los tres periodos evaluados, lo que mostró que los monitoreos actuales (0,5 mg/L), bien sea por mejoras de calidad o dilución por las condiciones hidrológicas húmedas, fueron el mejor escenario, y los históricos (1,8 mg/L), el escenario más crítico.

2.1.1.16. Fenoles

El perfil longitudinal de fenoles del río Torca muestra que las mayores concentraciones se

encontraron en Calle 161, aunque la mediana más elevada fue la de Jardines de Paz (figura 2.20). Se debe resaltar que los datos en todos los puntos de monitoreo presentaron poca variabilidad y el rango de concentraciones a lo largo del río estuvo entre 0,02 y 0,14 mg/L.

En Bosque de Pinos, los fenoles tuvieron una diferencia importante con la mediana histórica en Canal El Cedro; no obstante, los límites de detección varían según el laboratorio. Este límite para los datos históricos es de 0,05 mg/L, mientras que el del Laboratorio de Ambiental de la Universidad de los Andes es de 0,02 mg/L. En ambos casos, Bosque de Pinos y Canal El Cedro, las concentraciones de fenoles han sido mayoritariamente no detectables, y las descargas entre estos dos puntos no cuentan con cargas de fenoles que alteren la calidad del río en este primer tramo.

Por otro lado, en el punto Calle 161 se obtuvo la mayor concentración del río (0,14 mg/L) en un monitoreo de las 14:00-16:00 el 5/12/2011; se resalta que esta concentración no se acerca al máximo histórico reportado en Makro (0,25 mg/L), punto aguas abajo de Calle 161, lo que podría indicar que no es una

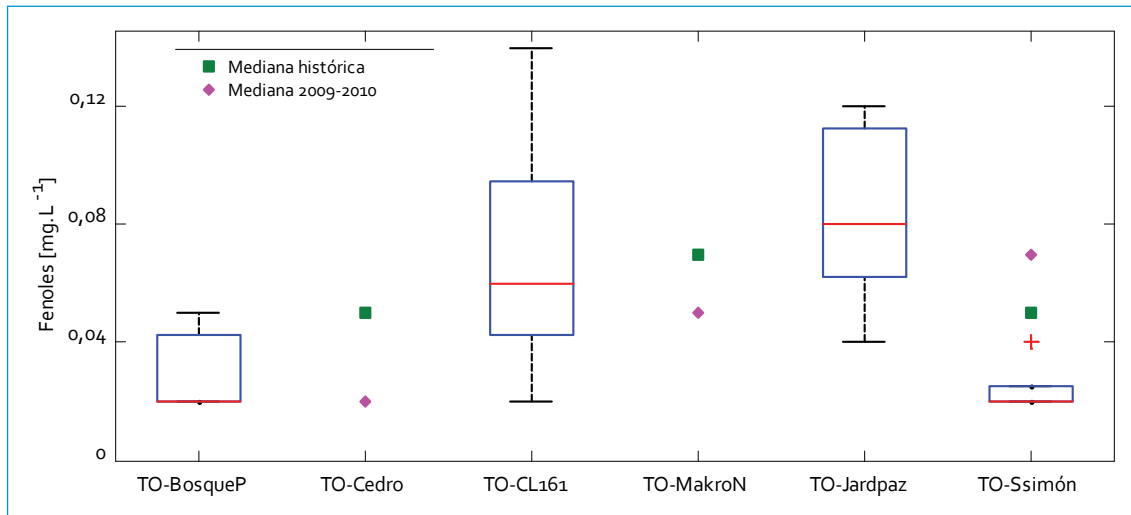


Figura 2.20. Perfil de fenoles: río Torca

concentración muy elevada. Las concentraciones de fenoles fueron variables en comparación con los demás puntos de monitoreo; sin embargo, la mediana (0,06 mg/L) no difiere significativamente del valor medio (0,07 mg/L), lo que muestra poca dispersión. En Jardines de Paz las concentraciones fueron menos variables; pero la mediana aumentó levemente en referencia al punto anterior (Calle 161) en aproximadamente un 25%. Se puede asumir que las concentraciones son muy similares en los dos puntos. Por último, en el punto San Simón se observaron las concentraciones más uniformes del río, e incluso por el mismo rango de Bosque de Pinos.

2.1.1.17. Metales

2.1.1.17.1. Bario

Las concentraciones de bario en el río Torca no presentan variaciones importantes (figura 2.21); los valores estuvieron entre 0,01 y 0,27 mg/L. Las concentraciones en el primer punto de monitoreo fueron muy homogéneas, de las cuales 0,015 mg/L fue el valor más elevado,

por lo que se podría pensar que el bario encontrado en este punto es de origen natural y no presenta alguna afectación a la calidad del agua. Por el contrario, en los siguientes puntos (Calle 161, Jardines de Paz y San Simón) se notó un incremento con respecto al primer punto de aproximadamente un 80%, lo cual evidencia que las aguas residuales vertidas al río aumentan de cierta manera el bario en el agua, aunque su impacto no es crítico, ya que en el punto Calle 161 —donde se registraron las más altas concentraciones— el máximo no supera los 0,27 mg/L.

2.1.1.17.2. Cadmio

Las concentraciones de cadmio en el río Torca, al igual que las de cianuro, estuvieron por debajo del límite de detección (0,001 mg/L), razón por la cual no se presenta un perfil longitudinal. Se debe resaltar que este mismo comportamiento se presentó en los registros históricos, aun cuando el límite de detección de los datos históricos (0,0002 mg/L) fue inferior al actual. Se puede afirmar que las concentraciones de cadmio son tan bajas en el río Torca

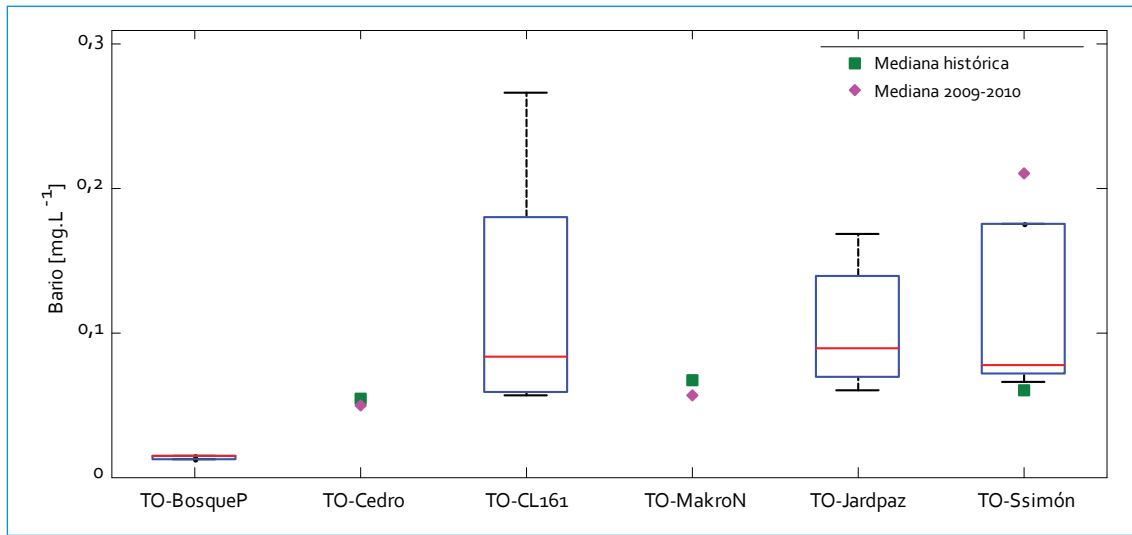


Figura 2.21. Perfil de bario: río Torca

que no hay impacto negativo asociado a este contaminante en la fase líquida.

2.1.1.17.3. Cinc

El perfil de concentraciones de cinc en el río Torca se presenta en la figura 2.22, donde se puede ver que las cantidades de este metal aumentan considerablemente en Jardines de Paz, sobre todo la mediana; mientras que las medianas de las concentraciones de cinc en

los dos primeros puntos de monitoreo se mantuvieron en el mismo orden, lo que denota un comportamiento constante.

Las concentraciones más bajas de cinc se presentaron en Bosque de Pinos, donde la máxima concentración no superó los 0,065 mg/L. Aunque la mediana en Calle 161 y Bosque de Pinos fue similar, en Calle 161 se notaron concentraciones más altas: llegaron a los 0,24 mg/L. En comparación con monitoreos previos, se notó que en Canal El Cedro (monitoreos

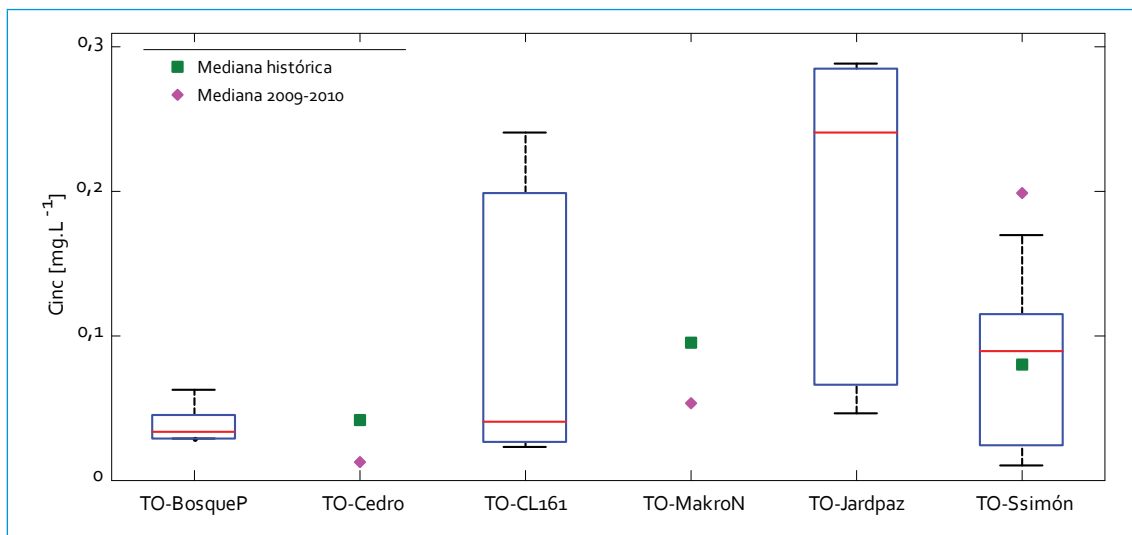


Figura 2.22. Perfil de cinc: río Torca

2009-2010 e históricos) las concentraciones de cinc no eran elevadas y por el contrario muy similares a la de Bosque de Pinos. Este comportamiento permite evidenciar que no hay un impacto por las descargas de aguas residuales en referencia al cinc en la parte alta del río. En Jardines de Paz la mediana se incrementó en más de un 80 % con respecto al punto anterior (Calle 161); es probable que en este sector del río se acumulen una mayor cantidad de metales debido a los vertimientos recibidos. Finalmente, en San Simón las concentraciones vuelven a disminuir y muestran una mejor condición, aun mejor que en los monitoreos del año previo, pero similar a los históricos.

2.1.1.17.4. Cobre

El perfil de concentraciones de cobre en el río Torca presenta un comportamiento diferente a los demás metales descritos (figura 2.23), ya que las más altas concentraciones se dieron en San Simón, siendo la máxima concentración de 0,29 mg/L. La diferencia más grande en las medianas se presentó entre Bosque de Pinos

y Calle 161, donde la mediana pasó de 0,001 mg/L a 0,013 mg/L.

En comparación con los resultados en los monitoreos del 2009-2010 y los históricos, y a diferencia del bario y el cinc, entre Bosque de Pinos y Canal El Cedro existe una diferencia notable entre las medianas. En Bosque de Pinos la mediana fue de 0,001 mg/L (ya que la mayoría de datos estuvieron por debajo del límite de detección); mientras que en Canal El Cedro la mediana para el año previo de monitoreo fue de 0,03 mg/L y para los históricos fue de 0,006 mg/L. Este comportamiento evidencia que las aguas residuales aportadas en este sector contienen cantidades de cobre que aumentan los niveles naturales del río. Por otro lado, en San Simón se notó que la peor condición se dio en los monitoreos 2009-2010. Todas estas concentraciones siguen siendo bajas y no representan un verdadero impacto en la calidad del río.

2.1.1.17.5. Cromo total

Las concentraciones de cromo total en el río Torca (figura 2.24), al igual que los demás me-

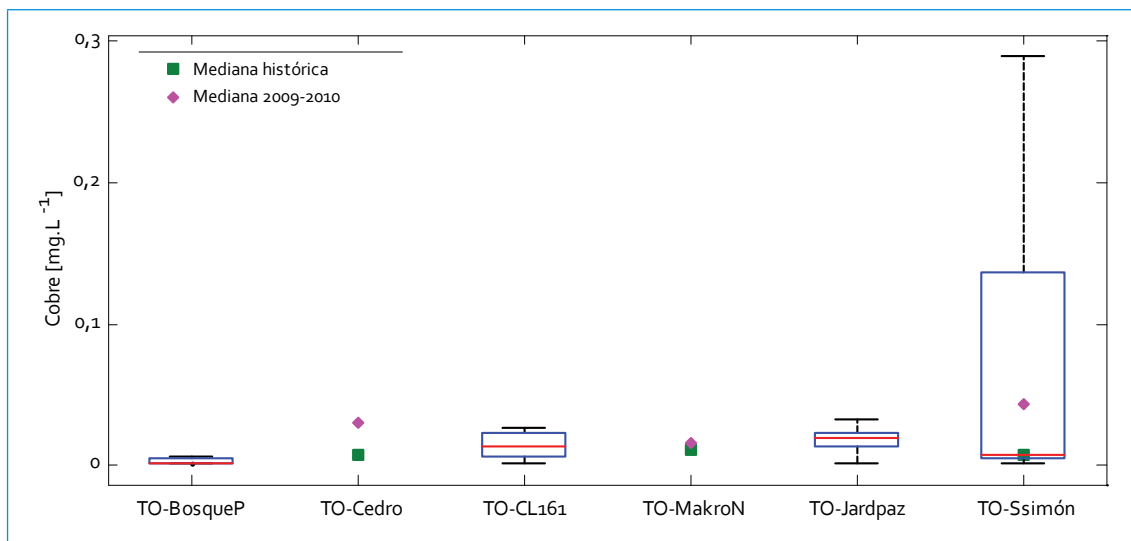


Figura 2.23. Perfil de cobre: río Torca

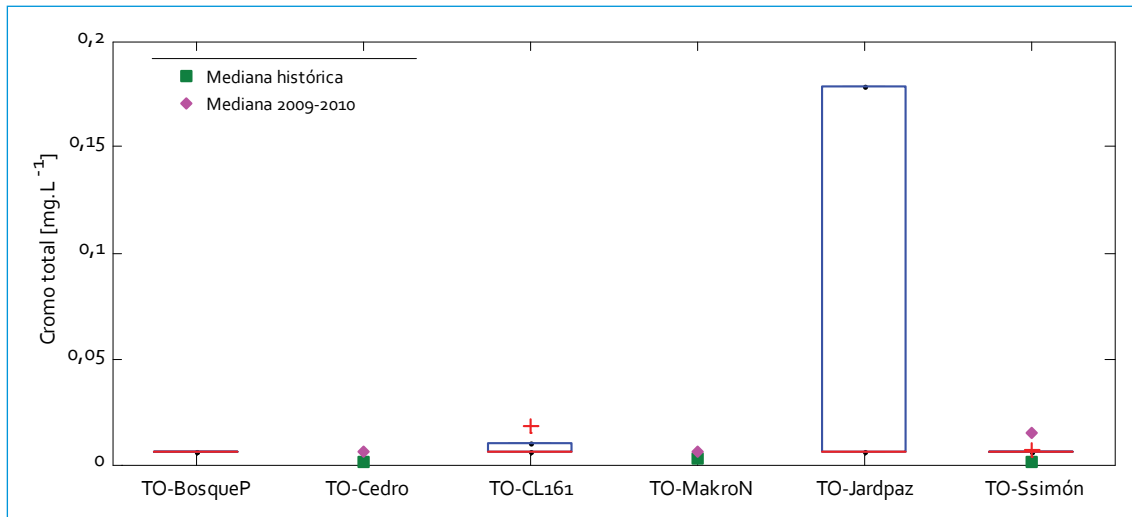


Figura 2.24. Perfil de cromo total: río Torca

tales, no presentan variaciones importantes; los valores estuvieron entre 0,006 y 0,018 mg/L. Las concentraciones en los dos primeros puntos de monitoreo fueron la gran mayoría muy cercanas al límite de detección (0,006 mg/L), a excepción de dos datos en Calle 161, que se presentaron en unos monitoreos de la tarde en los mismos días que se presentaron las máximas concentraciones de bario, cinc y otros metales en este punto del río, situación que podría estar asociada a un proceso de resuspensión de sedimentos en el momento del monitoreo, o a la llegada de una descarga puntual con origen industrial. La similitud entre la mediana actual en Bosque de Pinos y la mediana histórica y la del 2009-2010 en Canal El Cedro muestra que los vertimientos entre estos dos puntos no influyen en la calidad del agua en términos de cromo total. En San Simón, al igual que el cobre, se notó que la peor condición se dio en 2009-2010, ya que la mediana de las concentraciones de cromo total superó en un 60 % la mediana de actual.

2.1.1.17.6. Manganeseo

El perfil de concentraciones de manganeseo en el río Torca se presenta en la figura 2.25, donde se puede ver que las concentraciones de este metal van aumentando a lo largo del río, y que Bosque de Pinos es el punto donde se presentaron las más bajas concentraciones.

En el primer punto de monitoreo todas las concentraciones estuvieron por debajo del límite de detección (0,006 mg/L), lo que mostró que en esta parte del río no hay aportes de manganeseo. En Calle 161 se notó un aumento respecto al punto anterior, al pasar de una mediana de 0,006 mg/L en Bosque de Pinos a 0,07 mg/L en Calle 161, lo que evidencia que las primeras descargas de aguas residuales cuentan con cantidades de manganeseo que impactan la calidad del agua en este punto. En Jardines de Paz sigue el ascenso de las concentraciones, llegando a la mediana máxima del río (0,13 mg/L) y manteniendo relativamente constantes los valores hacia aguas abajo (San Simón = 0,12 mg/L).

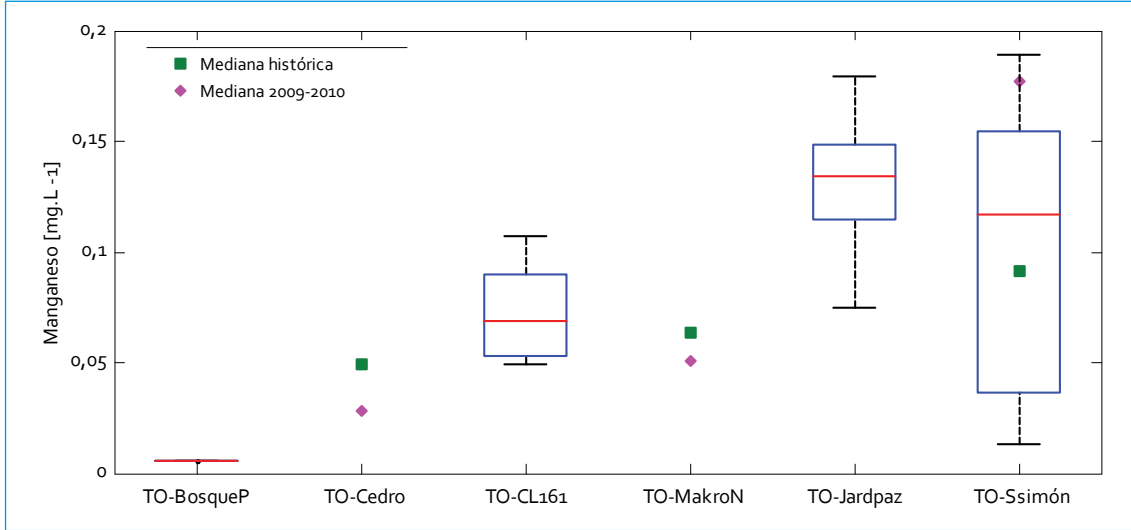


Figura 2.25. Perfil de manganeso: río Torca

2.1.1.17.7. Níquel

Las concentraciones de níquel en el río Torca no presentan variaciones importantes; los valores estuvieron entre 0,001 y 0,01 mg/L (figura 2.26). Las concentraciones más elevadas se dieron en Calle 161, al igual que el barío. La única diferencia en las medianas se presentó entre Jardines de Paz y San Simón, pues todas coincidieron con el valor mínimo que corresponde al límite de detección (0,001

mg/L). En contraste con los otros metales, la mediana más elevada se dio en San Simón y no en Jardines de Paz o Calle 161.

En comparación con los resultados en los monitoreos históricos, y así como para el barío y el cinc, entre Bosque de Pinos y Canal El Cedro no existe una diferencia notable entre las medianas. En Bosque de Pinos la mediana fue de 0,001 mg/L (ya que la totalidad de datos estuvieron por debajo del límite de detección), igual que la mediana histórica en Canal

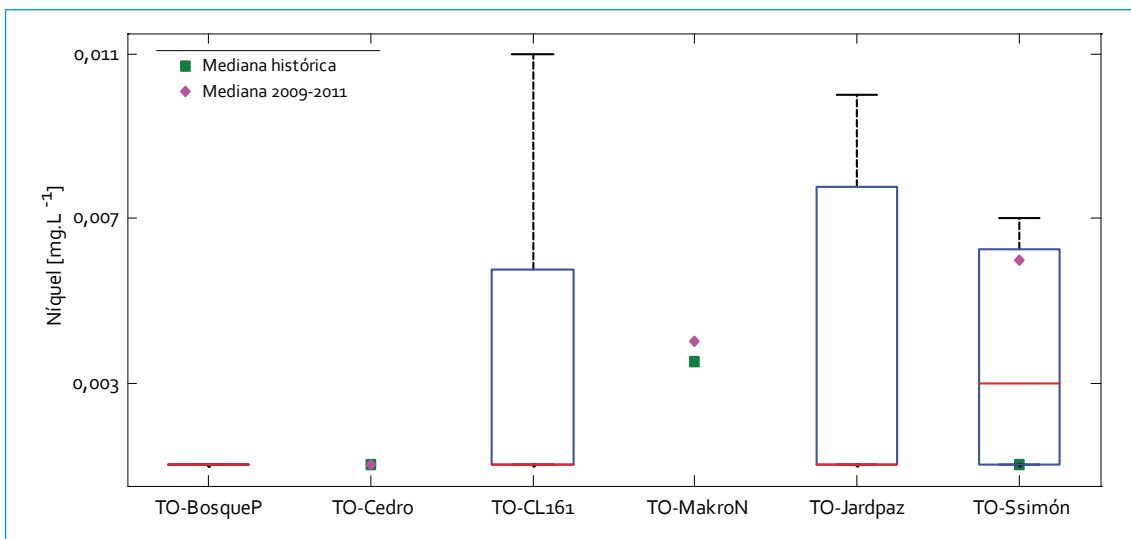


Figura 2.26. Perfil de níquel: río Torca

El Cedro. Este comportamiento evidencia que las aguas residuales aportadas en este sector no contienen tanto níquel que impacte la calidad del río. Por otro lado, en San Simón se notó que la peor condición se dio en los monitoreos 2009-2010, ya que la mediana de las concentraciones de níquel superó en un 50 % la mediana de este periodo (2010-2011).

2.1.1.17.8. Plomo

Las concentraciones de plomo en el río Torca se muestran en el perfil longitudinal de la figura 2.27, donde los datos no presentan variaciones importantes (0,003-0,05 mg/L). Las concentraciones más altas, así como las de níquel, se presentaron en Calle 161, y las más bajas en Bosque de Pinos. La diferencia más grande en las medianas se presentó entre Bosque de Pinos y Calle 161, donde la mediana pasó de 0,003 mg/L a 0,01 mg/L. Entre Calle 161 y Jardines de Paz, las medianas se mantuvieron relativamente constantes, lo que muestra que las descargas de agua residual en el río Torca son más críticas para las concentraciones en plomo en el primer trayecto del río. Este com-

portamiento se presentó para varios metales (cadmio, cromo y níquel) y para los fenoles. En comparación con los resultados en los monitoreos previos (al igual que cadmio, cinc y níquel) entre Bosque de Pinos y Canal El Cedro no existe una diferencia entre las medianas 2010-2011 y las históricas (para Canal El Cedro).

2.1.2. Cargas contaminantes

2.1.2.1. DBO_5

El perfil longitudinal de cargas de DBO_5 en el río Torca se presenta en la figura 2.28. Se puede observar en la tabla 2.1 el cambio de las cargas promedio entre los dos tramos del río, pues es uno de los parámetros que presentó mayor diferencia y evidenció el fuerte efecto que tienen los vertimientos de aguas residuales en la calidad del agua.

Tabla 2.1. Carga promedio transportada DBO_5 : río Torca

Parámetro	Río Torca (t/año)	
	T1	T2
DBO_5	0,2	239

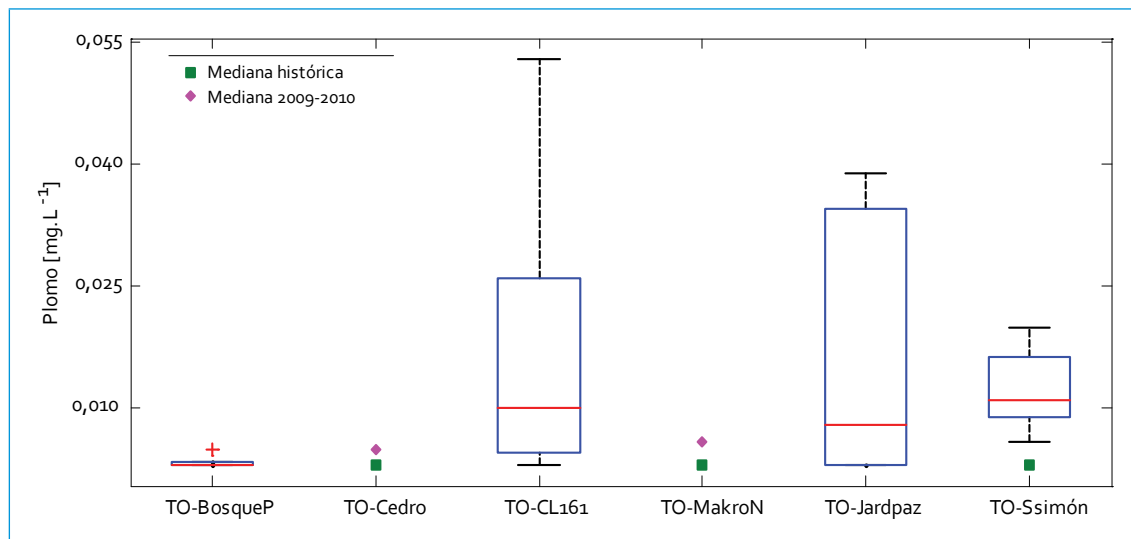


Figura 2.27. Perfil de plomo: río Torca

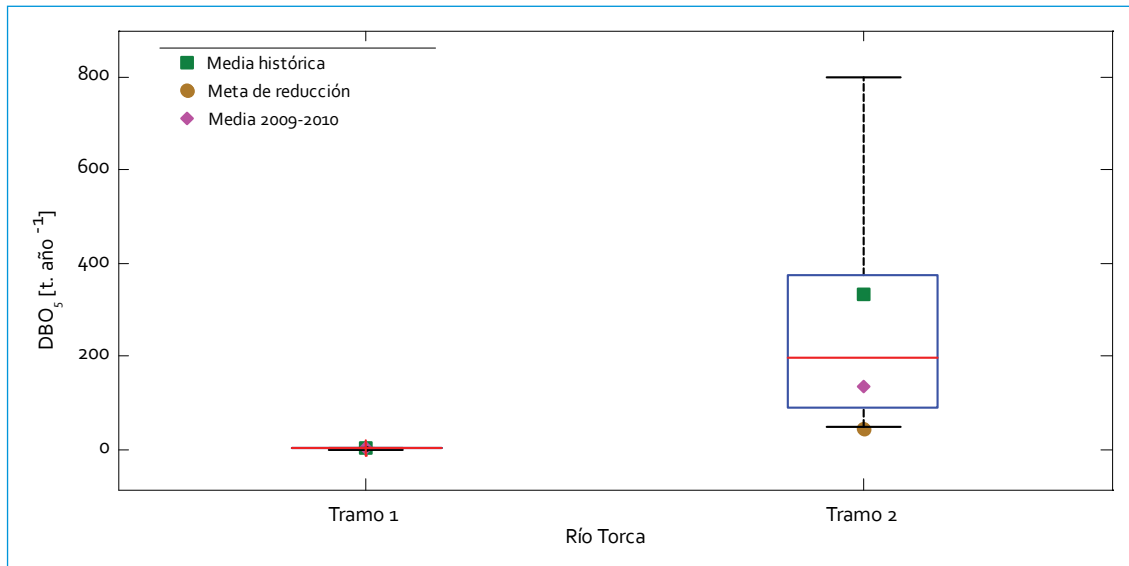


Figura 2.28. Perfil de cargas DBO₅: río Torca

Las cargas del primer tramo corresponden al punto Bosque de Pinos, donde no se encontró variación importante en los datos, que oscilaron entre 0,01 y 0,7 t/año. Aunque no son comparables las cargas de Canal El Cedro y Bosque de Pinos, la diferencia en carga promedio evidencia que entre los dos puntos existe un aporte de materia orgánica. Se debe resaltar que la carga promedio en Canal El Cedro durante 2009-2010 fue de 2 t/año, y la de los históricos fue de 1,5 t/año. Ello evidencia la fuerte diferencia con la carga actual de Bosque de Pinos.

Las cargas de DBO₅ para el tramo 2 (punto de monitoreo San Simón) fueron más variables y más elevadas que las del tramo 1. En este punto las cargas fluctuaron en un rango de 47 a 798 t/año. Aun considerando la dispersión de los datos, se puede inferir que hay una tendencia de reducción de cargas a lo largo del tiempo, pues se observa que la carga promedio actual es inferior a la histórica (332 t/año), y levemente superior a la carga promedio 2009-2010 (136 t/año). Es importante mencionar que la mayor carga de DBO₅ del río se presentó en

el punto Jardines de Paz (271 t/año), y la mayor diferencia en cargas a lo largo del río se dio entre Bosque de Pinos y Calle 161.

En los resultados se siguió evidenciando la autodepuración por efecto del humedal y el efecto del buchón, ya que las cargas de DBO₅ disminuyeron entre Jardines de Paz y San Simón, pues se encontró una remoción de aproximadamente un 12 %. Se debe resaltar que en periodos anteriores esta disminución ha sido más significativa e indica que las condiciones de posible depuración del humedal están más relacionadas con la degradación de la materia orgánica fácilmente biodegradable. En referencia a la meta de reducción (45 t), esta se ha venido cumpliendo, puesto que la diferencia entre la carga histórica (la cual fue la línea base para el establecimiento de las metas de reducción) y la carga actual es de 93 t.

2.1.2.2. DQO

En la figura 2.29 se muestran las cargas de DQO en los dos tramos del río Torca, de los cuales el segundo es el principal participante en carga.

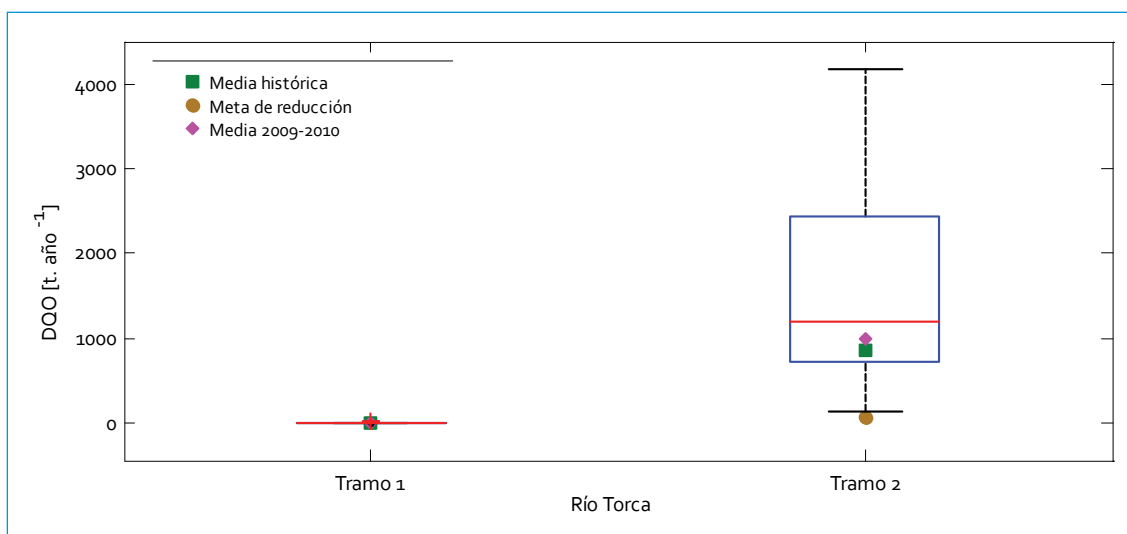


Figura 2.29. Perfil de cargas DQO: río Torca

Las diferencias de las cargas entre el tramo 1 y el tramo 2 fueron menos notables para este parámetro que para la DBO_5 (tabla 2.2).

Tabla 2.2. Carga promedio transportada DQO: río Torca

Parámetro	Río Torca (t/año)	
	T1	T2
DQO	2,3	1579

Como se puede ver en la figura 2.29, en el tramo 1 las cargas fueron casi despreciables en comparación con las del tramo 2; estas cargas variaron entre 0,04 y 8,9 t/año. Al igual que para la DBO_5 , aunque no son comparables las cargas de Canal El Cedro y Bosque de Pinos, la diferencia en carga promedio evidenció que entre los dos puntos existe un aporte de materia orgánica difícilmente degradable. Se debe resaltar que la carga promedio en Canal El Cedro durante 2009-2010 fue de 5,7 t/año y la de los históricos fue de 7,2 t/año; ello muestra la fuerte diferencia con las cargas actuales de Bosque de Pinos. En el tramo 2 la variabilidad de los datos fue muy alta; el rango osciló entre

143 y 4183 t/año. A partir de estos resultados, se pudo ver que la carga de DQO ha tendido a aumentar, ya que comparando la carga promedio actual, la del periodo 2009-2010 (986 t/año) y la carga histórica (862 t/año) se notaron aumentos entre un 45 y 38%.

A diferencia de la DBO_5 , en los resultados no se evidenció depuración, ya que las cargas de DQO aumentaron entre Jardines de Paz (873 t/año) y San Simón (1579 t/año), al mostrar un incremento de aproximadamente un 45%. Este aumento estuvo más relacionado con la dilución de los contaminantes, pues las concentraciones de DQO en Jardines de Paz fueron mayores que en San Simón y el caudal promedio fue superior. Por otro lado, la meta de reducción de DQO para el tramo 2 (70 t) representa aproximadamente el 4% de la carga promedio transportada actualmente en el río. A partir de estos resultados, y teniendo en cuenta el tiempo húmedo, todavía se está lejos de alcanzar la meta de reducción, puesto que las cargas, en lugar de reducirse, han aumentado entre la línea base o carga histórica y la carga actual.

2.1.2.3. SST

El perfil longitudinal de las cargas de SST del río Torca se presenta en la figura 2.30. La diferencia en cargas entre los dos tramos fue muy significativa (tabla 2.3), y fue el parámetro que presentó mayor diferencia.

Tabla 2.3. Carga promedio transportada SST: río Torca

Parámetro	Río Torca (t/año)	
	T1	T2
SST	0,8	1062

En el tramo 1 las cargas variaron muy poco; el rango fue de 0,07-3,4 t/año. En comparación con la carga promedio histórica (2,8 t/año) y la del periodo 2009-2010 (5,5 t/año), es notable que entre Canal El Cedro y Bosque de Pinos existe un aporte importante de SST, que muestra una gran diferencia con la carga promedio transportada durante julio del 2010 y mayo del 2011 en este sector del río.

El tramo 2 transporta cargas mucho más elevadas y variables (253 y 3347 t/año). La carga promedio (1062 t/año) fue muy superior a la histórica (233 t/año), pero levemente inferior

a la medida en 2009-2010 (1356 t/año). Esto muestra que entre los históricos y los monitoreos de 2009-2011 hubo un aumento notable en la carga de sólidos. Aunque inicialmente se pensó que el aumento estaba muy ligado a la resuspensión de sólidos por el buchón, ya que la cantidad de buchón que se encontraba en Club Guaymaral dificultaba la certidumbre de los resultados, es posible que actualmente se transporte una mayor cantidad de sólidos en la cuenca baja del río, sobre todo por los eventos de lluvia que se presentaron a finales del 2010 y principios del 2011.

En referencia a la meta de reducción (60 t), dado que la carga actual se ha aumentado con referencia a la carga base, no se ha logrado cumplir la meta. Es importante resaltar que este parámetro está muy relacionado con el periodo hidrológico, por lo que son necesarios más monitoreos en tiempo seco para evaluar el verdadero cumplimiento de la meta de reducción.

2.1.2.4. Nitrógeno total

A partir de la tabla 2.4 es evidente notar que las cargas del tramo 2 cuentan con la mayor participación de nitrógeno en el río. Aunque la

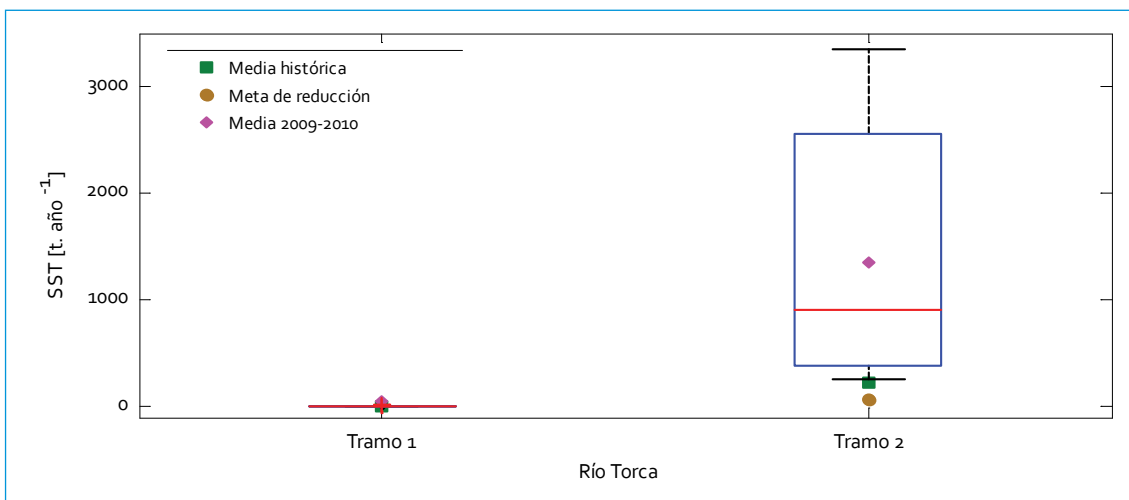


Figura 2.30. Perfil de cargas SST: río Torca

diferencia en carga entre los dos tramos fue menos notable para nitrógeno total que para la DBO_5 , sigue siendo una de las más importantes.

Tabla 2.4. Carga promedio transportada N_{total} : río Torca

Parámetro	Río Torca (t/año)	
	T1	T2
N_{total}	0,2	237

En el tramo 1, las cargas variaron entre 0,02 y 0,8 t/año (figura 2.31) y mostraron poca variabilidad en los resultados. Teniendo en cuenta que no son comparables las cargas de Canal El Cedro y Bosque de Pinos, la diferencia en carga promedio evidencia que entre los dos puntos existe, además de un aporte de materia orgánica y sólidos, uno de nutrientes, lo cual reconfirma que entre estos dos puntos hay vertimientos de aguas residuales domésticas. Se debe resaltar que la carga promedio en Canal El Cedro durante el 2009-2010 fue de 1,1 t/año y la de los históricos fue de 0,9 t/año. Ello muestra la fuerte diferencia con las cargas de Bosque de Pinos.

Por otro lado, las cargas del tramo 2 corresponden al punto San Simón, donde no se

encontró una variación importante en los datos; la carga promedio fue superior a la carga promedio histórica (141 t/año) y a la media del 2009-2010 (118 t/año). Ello evidencia un incremento en el tiempo del N_{total} entre el 40 y 50%. En cuanto a la meta de reducción, la carga que debe ser reducida (25 t) mostrará cambios en la calidad del agua referente a este nutriente. Dado que la carga actual ha aumentado con referencia a la carga base, todavía no se ha cumplido la meta.

2.1.2.5. Fósforo total

El perfil longitudinal de las cargas de fósforo del río Torca se presenta en la figura 2.32. La diferencia en cargas entre el tramo 1 y el tramo 2, así como para N_{total} , fue significativa aunque en menor proporción (tabla 2.5).

Tabla 2.5. Carga promedio transportada P_{total} : río Torca

Parámetro	Río Torca (t/año)	
	T1	T2
P_{total}	0,1	33

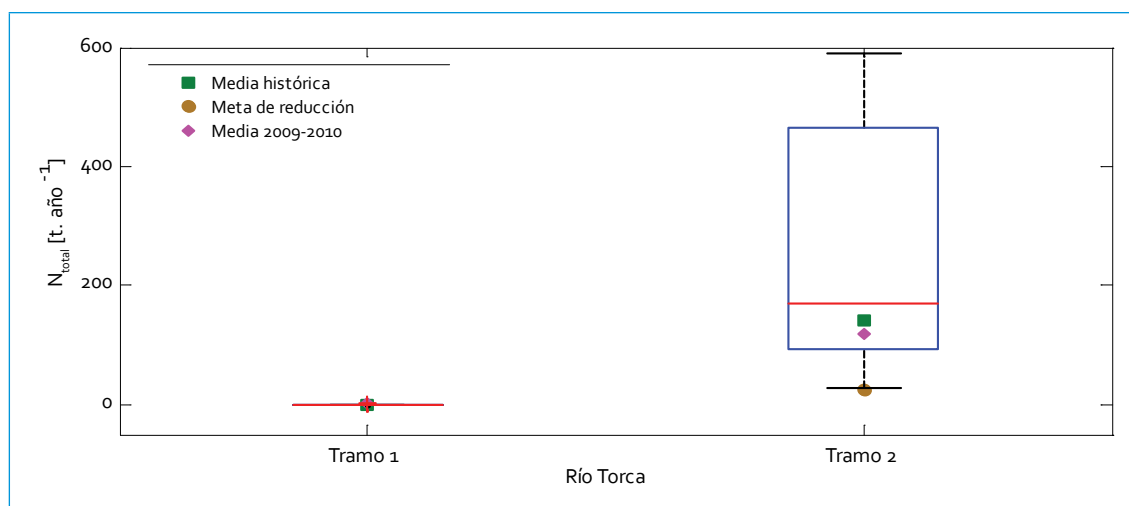


Figura 2.31. Perfil de cargas N_{total} : río Torca

Las cargas en el tramo 1 del río (Bosque de Pinos) fueron muy pequeñas y aunque no se puede apreciar en la figura 2.32, van de 0,01 a 0,3 t/año. Además, mostraron diferencia con los resultados de Canal El Cedro, ya que en dicho punto la carga promedio histórica fue de 0,2 t/año. Es importante mencionar que el P_{total} fue el parámetro que menor diferencia tuvo con los resultados obtenidos entre Bosque de Pinos y Canal El Cedro, y con ello se podría concluir que los vertimientos entre estos dos puntos presentan mayor contenido de materia orgánica, sólidos, nitrógeno y SAAM, que de fósforo.

En el tramo 2, las cargas fueron variables y su rango estuvo entre 2,7 y 118 t/año. Esta variación se puede relacionar con el periodo de lluvias que generó un incremento (entre el 38 y el 58%) en la carga media actual, en referencia con el promedio histórico (21 t/año) y el del periodo 2009-2010 (14 t/año). Al igual que para el nitrógeno, las cargas de fósforo entre Jardines de Paz y San Simón no mostraron una disminución; por el contrario, se notó un leve incremento, lo que se podría relacionar con la dinámica del humedal sobre la calidad del

agua del río en este tramo. Teniendo en cuenta las cargas reportadas para este periodo de monitoreo, la meta de reducción (4 t) tendría un impacto leve en términos de reducción de carga; además, cabe resaltar que hasta ahora no se ha visto cumplimiento, puesto que la carga media actualmente transportada en este tramo del río es superior a la línea base (carga histórica).

2.1.2.6. Grasas y aceites

Las cargas en el tramo 1 del río fueron pequeñas y variaron entre 0,08 y 1,2 t/año (tabla 2.6). Como se ha venido mencionando, las cargas de Canal El Cedro y Bosque de Pinos no son comparables; sin embargo, la diferencia en carga promedio evidencia que entre los dos puntos existe también un aporte de GyA. Se debe resaltar que la carga promedio en Canal El Cedro de los históricos fue de 3,2 t/año; una importante diferencia con Bosque de Pinos. La diferencia entre las cargas del tramo 1 del río y el tramo 2 fue notoria (figura 2.33); sin embargo, al igual que el N_{total} , las GyA fueron uno de los parámetros que menos diferencia

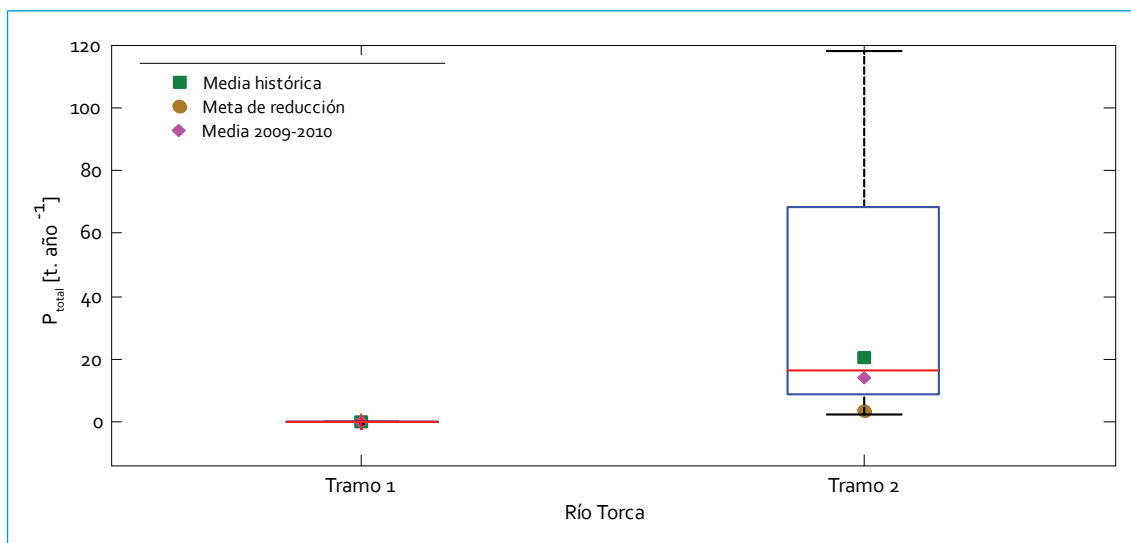


Figura 2.32. Perfil de cargas P_{total} : río Torca

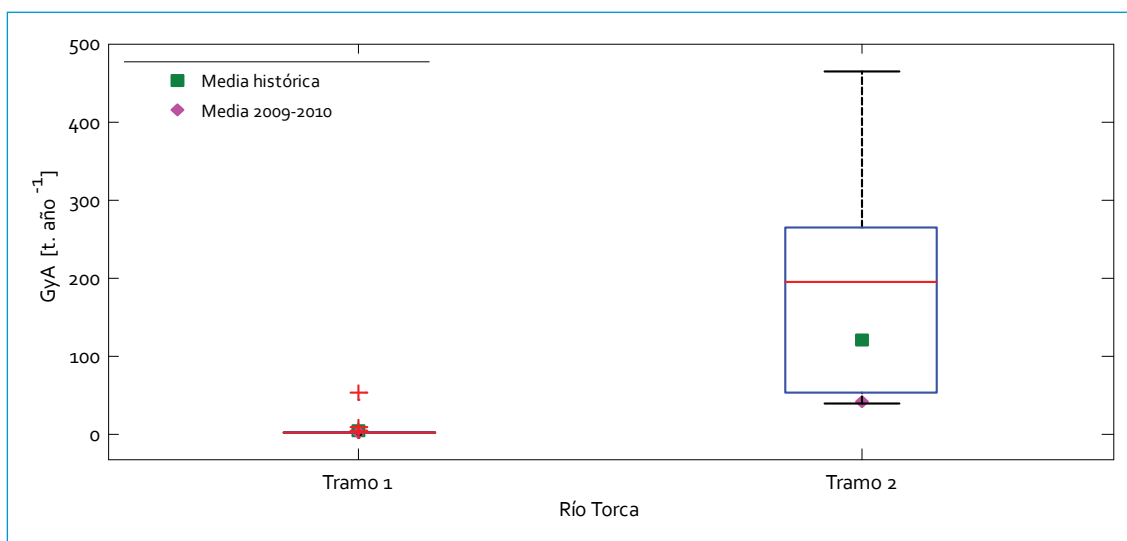


Figura 2.33. Perfil de cargas GyA: río Torca

presentaron entre el primer y segundo tramo del río. En el tramo 2 las cargas variaron entre 38 y 464 t/año; ello muestra una dispersión en los datos: la carga media (173 t/año) evidenció un leve aumento en el tiempo, ya que la carga promedio histórica fue de 120 t/año. Sin embargo, en referencia a las cargas de 2009-2010 (41 t/año), la carga media entre julio 2010 y mayo 2011 mostró un aumento significativo (76%), lo que es consecuencia de la temporada de lluvias presentada.

Tabla 2.6. Carga promedio transportada GyA: río Torca

Parámetro	Río Torca (t/año)	
	T1	T2
GyA	0,5	173

2.1.2.7. SAAM

En la figura 2.34 se presenta el perfil longitudinal de cargas de SAAM en el río Torca. A partir del perfil de las cargas se puede ver un comportamiento ascendente y una alta participación del tramo 2 (tabla 2.7).

Tabla 2.7. Carga promedio transportada SAAM: río Torca

Parámetro	Río Torca (t/año)	
	T1	T2
SAAM	0,01	36

En el tramo 1 las cargas variaron entre 0,001 y 0,05 t/año, y con ello se evidenció poca variabilidad en los resultados. La diferencia en carga promedio entre Bosque de Pinos y Canal El Cedro evidenció que entre los dos puntos existe también un aporte de SAAM. Se debe resaltar que la carga promedio en Canal El Cedro durante 2009-2010 fue de 0,1 t/año, y la de los registros históricos de 0,2 t/año, que muestra una fuerte diferencia con las cargas de Bosque de Pinos.

En el tramo 2 las cargas de SAAM fueron más elevadas que en el tramo 1; la carga media (36 t/año) fue superior a los resultados obtenidos previamente (14-15 t/año), lo que induciría a pensar en un aumento en las cargas de SAAM en este tramo; sin embargo, no se puede olvidar la condición hidrológica muy húmeda de los monitoreos 2010-2011. Al igual que los nutrientes, las cargas de SAAM entre Jardines

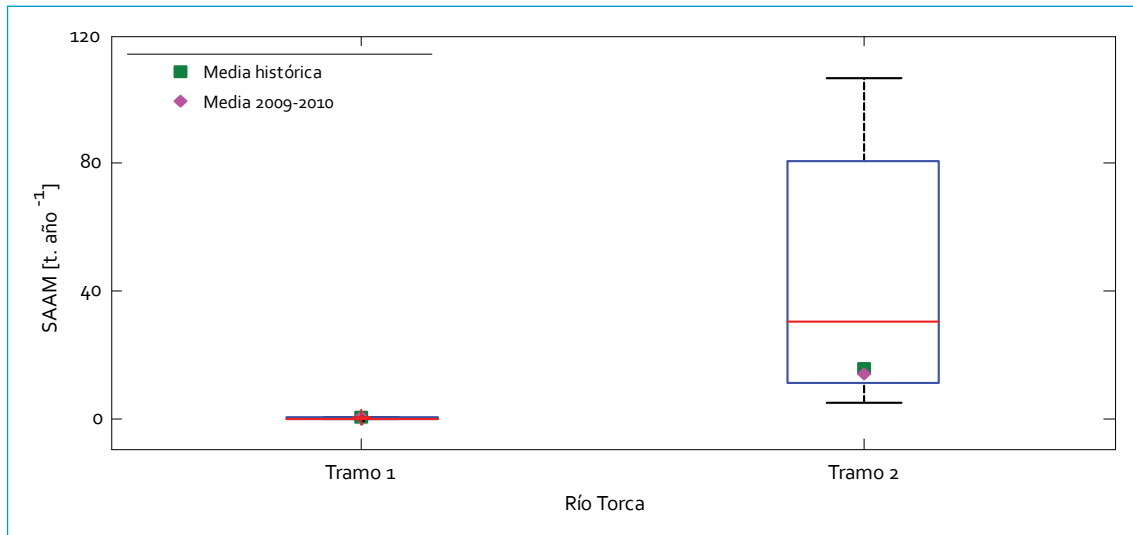


Figura 2.34. Perfil de cargas SAAM: río Torca

de Paz y San Simón no mostraron una disminución; por lo contrario, se notó un leve incremento.

2.2. Calidad del agua (WQI)

En el tramo 1 de este río hay un punto de monitoreo (Bosque de Pinos) con un total de datos de 185, de los cuales solamente un valor no alcanzó el objetivo de calidad. La calidad del agua en este tramo para el periodo evaluado fue **buena**, muy cercana al límite superior de la categoría (80-94) y se evidenció así que está muy cerca de ser excelente (tabla 2.8).

Es importante anotar que el único parámetro que no logró el objetivo fue P_{total} y el valor que no cumplió (1,07 mg/L) no se alejó significativamente del objetivo de calidad (1 mg/L). En comparación con los resultados obtenidos (2009-2010), teniendo en cuenta que entre la dos fases el punto de monitoreo fue diferente (Canal El Cedro en el 2009-2010 y Bosque de Pinos en el 2010-2011), la calidad del agua ha mejorado notablemente, aunque se mantiene en la misma categoría, al pasar de 82 a 94. La mayor diferencia se notó en los datos de N_{total} ,

Tabla 2.8. WQI río Torca: tramo 1

Parámetro	Núm. datos que no alcanzan	Variables	Valor
OD	0	F1	10,00
DBO ₅	0	F2	0,70
DQO	0	nse	0,0005
N_{total}	0	F3	0,05
P_{total}	1	WQI	94,21
SST	0		
Grasas y aceites	0		
Coliformes fecales	0		
pH	0		
SAAM	0		

ya que para el periodo 2009-2010 fue la variable más crítica; mientras que para el periodo 2010-2011 todos los valores de N_{total} estuvieron por debajo del objetivo.

En el tramo 2 de este río hay tres puntos de monitoreo (Calle 161, Jardines de Paz y San Simón), con un total de datos de 414, de los cuales 33 no cumplieron los objetivos de

calidad. El wqi para este tramo fue **regular**. En este caso, los parámetros que alcanzaron los objetivos en un 100 % fueron DBO_5 , DQO, N_{total} , P_{total} y GyA; entre tanto, los parámetros que menos lograron los objetivos fueron oxígeno disuelto, coliformes fecales y SAAM, que evidenció que el deterioro de la calidad del agua en este tramo se da principalmente por las descargas de aguas residuales domésticas (tabla 2.9).

Tabla 2.9. wqi río Torca: tramo 2

Parámetro	Núm datos que no alcanzan	Variables	Valor
OD	14	F1	50,00
DBO_5	0	F2	8,00
dqo	0	nse	0,04
N_{total}	0	F3	3,94
P_{total}	0	wqi	70,68
SST	2		
Grasas y aceites	0		
Coliformes fecales	12		
pH	1		
SAAM	4		

En cuanto al oxígeno disuelto, los datos que superaron el valor establecido en la Resolución 5731 del 2008 (32 %) no presentaron algún comportamiento en particular, sin importar la hora del día, ni la fecha de los monitoreos, aun cuando cabe resaltar que en la mitad de datos de oxígeno disuelto que estuvieron por debajo de 0,5 mg/L los monitoreos presentaron condiciones de lluvia; además, la gran mayoría de

estos datos se presentaron en Jardines de Paz y San Simón, los puntos más críticos del río en cuanto al oxígeno disuelto presente.

El 29 % de los datos de coliformes fecales estuvieron por encima del objetivo de calidad (1×10^6 NMP/100 mL). Estos datos corresponden a los puntos Calle 161 y Jardines de Paz, y los más altos se presentaron muy temprano en la mañana (entre 4:00 y 6:00). Ello mostró el efecto de las aguas residuales vertidas sobre la calidad del agua del río. Por otro lado, en el punto de monitoreo San Simón, todos los datos alcanzaron el objetivo, lo que puede indicar un mejoramiento de la calidad ligado a la mayor dilución en este periodo. Los tensoactivos presentes en el agua en este tramo del río también fueron críticos para la calidad del agua para el punto Calle 161, donde el 27 % de los datos superó lo establecido en la Resolución 5731 del 2008.

Se pudo notar que para el tramo 1 no hubo una variable problema y la calidad del agua estuvo muy cerca de ser excelente; mientras que para el tramo 2 el oxígeno disuelto y los coliformes fecales fueron las variables más críticas, al mostrar una calidad regular. Se debe resaltar que entre el 32 % y el 29 % de los valores de oxígeno disuelto y coliformes fecales no alcanzaron los objetivos de calidad.

En comparación con los resultados obtenidos (2009-2010), la calidad del agua ha mejorado. Aunque las variables críticas en el tramo 2 siguen siendo oxígeno disuelto y coliformes fecales, en el 2010-2011 se redujo el porcentaje de datos que no alcanzaron los objetivos. A continuación se presenta el mapa de calidad para el río Torca (figura 2.35).

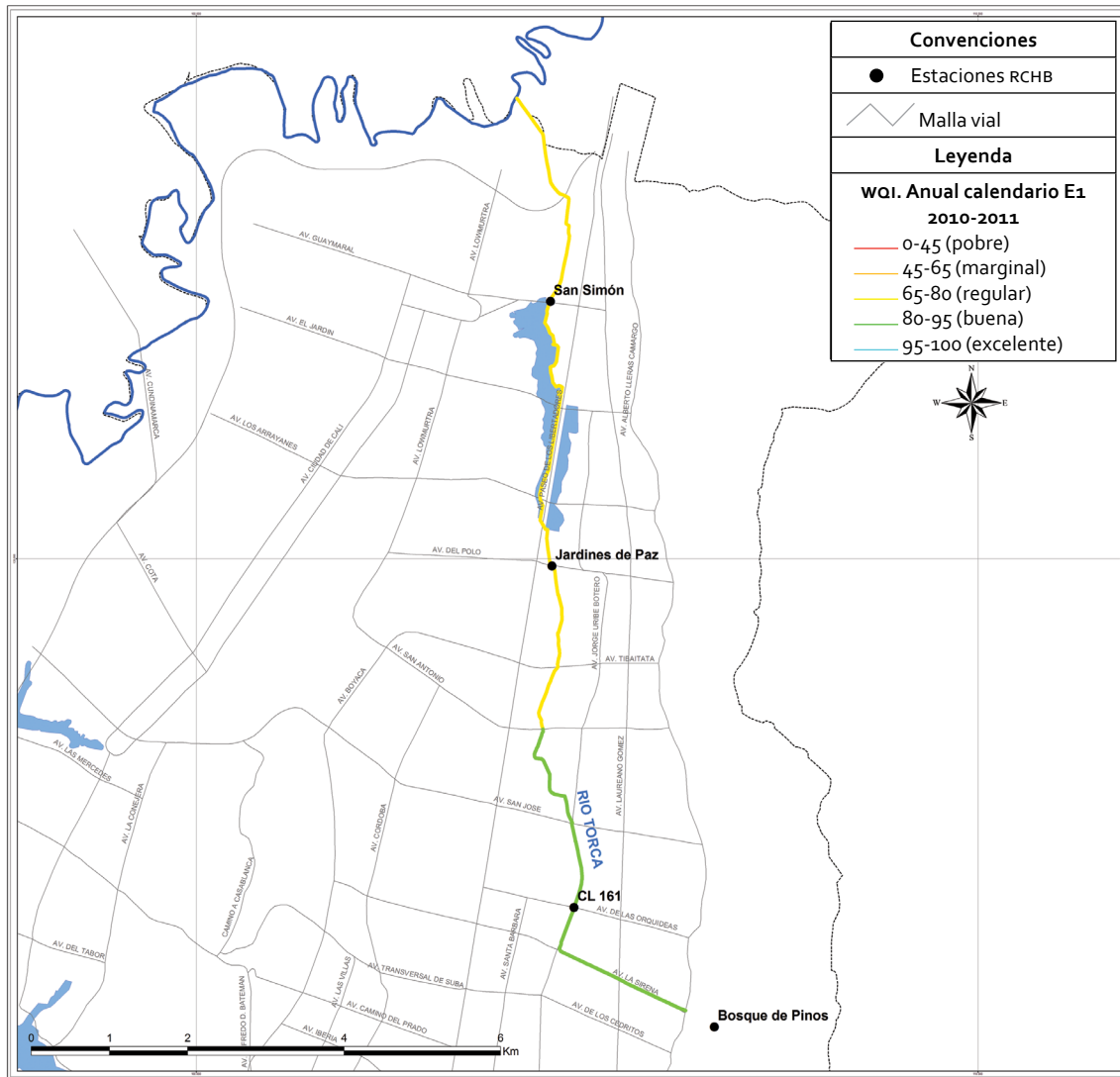


Figura 2.35. Mapa de calidad: río Torca

3. RÍO SALITRE

3.1. Resultados del monitoreo fisicoquímico

3.1.1. Validación de datos: diagramas de cajas

3.1.1.1. Caudal

El perfil longitudinal del caudal del río Salitre muestra un aumento ascendente a lo largo de su recorrido por la ciudad (figura 3.1). A partir de los resultados se pudo observar que su cuenca alta cuenta con bajos caudales y se notaron cambios significativos de caudal entre

Arzobispo y Carrera 30 como consecuencia de vertimientos de aguas residuales en el sector. En general, los rangos actuales de caudal para la mayoría de los puntos fueron superiores a los rangos del 2009-2010 y los históricos; por lo tanto, las medianas de los caudales tendieron a aumentar en este periodo, especialmente en Transversal 91 (Tv91).

En el primer punto (Parque Nacional), los caudales variaron de entre 0,5 y 95 L/s, al encontrarse valores cercanos a los obtenidos en los registros históricos; sin embargo, es importante resaltar que el valor mínimo en este periodo (0,5 L/s) no se había registrado

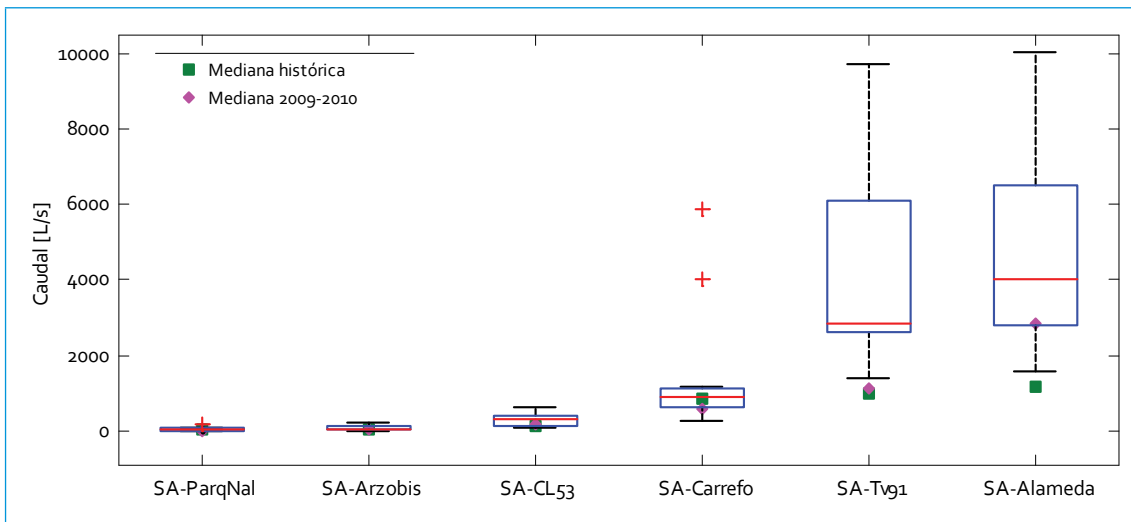


Figura 3.1. Perfil del caudal: río Salitre

antes. A pesar de esto, las medianas de los caudales en los tres periodos analizados estuvieron relativamente cercanas, lo que señala que este punto ha permanecido casi constante en el tiempo.

En la carrera 7ª (punto de monitoreo Arzobispo), el caudal del río aumentó respecto al punto anterior, que varió entre 11 y 220 L/s. Se notó que las medianas del 2009-2010 (37 L/s) y los datos históricos (36 L/s) fueron inferiores a la mediana de este periodo (52 L/s). Se debe resaltar que en los monitoreos previos se registraron condiciones más secas, ya que la frecuencia de encontrar caudales por debajo de 30 L/s fue superior en los monitoreos del 2009-2010 (5 datos de 15) y los históricos (7 datos de 20), que en el 2010-2011 (2 datos de 15).

A partir de la carrera 30 con calle 53, el caudal del río aumentó más del triple en relación con el punto anterior. En este punto se registraron caudales más elevados con una mediana de aproximadamente 299 L/s. Al igual que en Arzobispo, el caudal mínimo de este semestre (77 L/s) estuvo lejos de los registrados en el 2009-2010 y los históricos (16 y 30 L/s, respectivamente). Ello evidenció que durante

este periodo la condición hidrológica fue muy húmeda.

En Tv91 y Salitre Alameda, el caudal tuvo un incremento importante respecto a los monitoreos previos, pues las medianas actuales superaron en casi el doble las medianas de los monitoreos históricos, que mostraron que estos puntos estuvieron más influenciados por la época de lluvia que se presentó durante el 2010-2011. Además, se debe tener en cuenta que los valores máximos registrados en este periodo fueron los más altos: en Tv91 el caudal máximo entre los datos de 2009-2010 y los históricos fue de 8416 L/s, mientras que para este periodo el máximo fue de 9696 L/s.

3.1.1.2. Alcalinidad

En la figura 3.2 se presenta el perfil longitudinal de la alcalinidad del río Salitre, que refleja un aumento de las concentraciones a lo largo del río y una variación de acuerdo con el grado de deterioro de la calidad. Las concentraciones de alcalinidad en Parque Nacional fueron muy pequeñas (3 mg/L), lo cual refleja las condiciones de buena calidad que presenta el río en

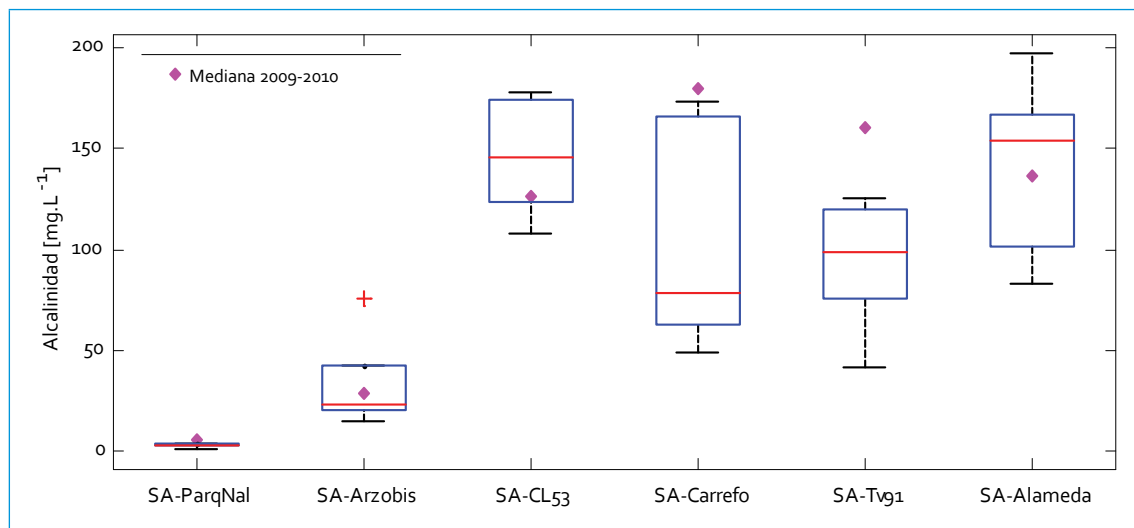


Figura 3.2. Perfil de alcalinidad: río Salitre

este punto. Las diferencias más significativas entre las medianas de concentraciones se presentaron entre los puntos Parque Nacional-Arzobispo y Arzobispo-Calle 53.

En la carrera 7ª (punto de monitoreo Arzobispo), la alcalinidad en el río aumentó en relación con el punto anterior, que varió entre 15 y 31 mg/L. Se notó que la mediana del 2010-2011 (23 mg/L) se mantuvo relativamente cercana a la del 2009-2010 (29 mg/L), aunque para los monitoreos actuales se registraron concentraciones inferiores al año previo. A partir de la carrera 30 con calle 53 la alcalinidad aumentó más de seis veces respecto al punto anterior; en este punto se registraron concentraciones elevadas de alcalinidad, similares a las de Salitre Alameda, con una mediana de 14,6 mg/L. En Carrefour Avenida 68 se presentó la mayor variabilidad en los datos, con un rango entre 49 y 173 mg/L, y mediana de 78 mg/L, asociados principalmente a los aportes de materia orgánica y especies de fosfatos, bicarbonato e hidróxidos provenientes, entre otros, de aguas residuales domésticas. En este caso, la descarga del colector La Vieja tiene un efecto importante en el aumento de este parámetro.

En referencia con los resultados del 2009-2010, en Carrefour se notó una disminución de más del doble en la mediana de la concentración en el 2010-2011.

Para el caso de la Tv91 el comportamiento de los datos mostró una mayor uniformidad, dado que los máximos en este punto fueron inferiores a los del Carrefour, y la mediana (99 mg/L) fue similar al valor promedio (94 mg/L). Este comportamiento muestra que las condiciones en Tv91 permiten que la calidad del agua sea más uniforme y poco susceptible a cambios. Finalmente, en Salitre Alameda la mediana (154 mg/L) y el rango de concentraciones (83-197 mg/L) fueron las más altas del río, y así mostraron la condición más crítica en cuanto a alcalinidad en esta parte del río.

3.1.1.3. Dureza

El cambio más importante en la dureza del río se dio entre los puntos Carrera 7ª y Calle 53 (figura 3.3). En el punto Parque Nacional se registraron las menores concentraciones de dureza con poca dispersión de datos; el rango de variación estuvo entre 5,3 y 11 mg/L.

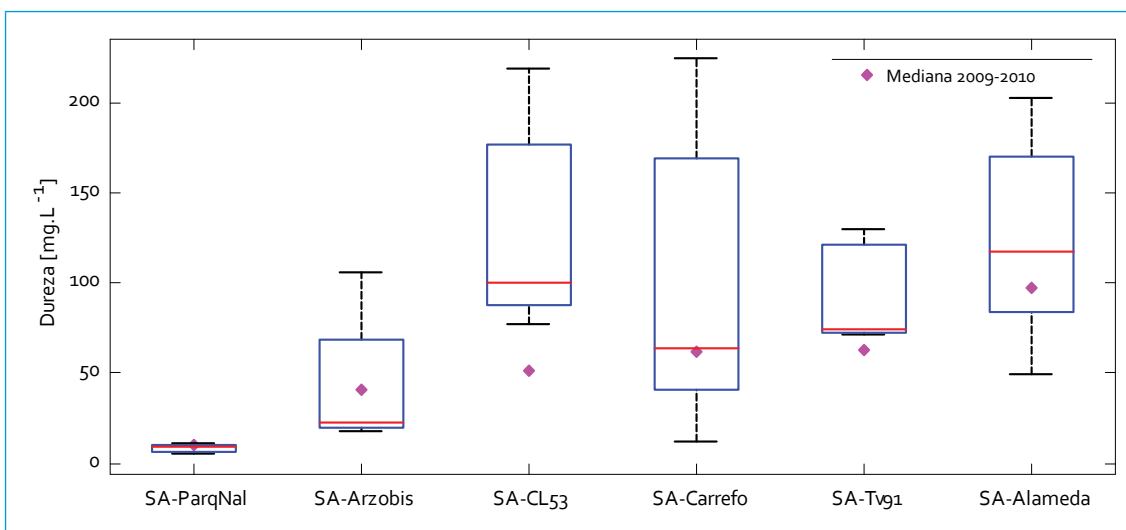


Figura 3.3. Perfil de dureza: río Salitre

La diferencia entre la mediana actual (3 mg/L) y la mediana del 2009-2010 (6 mg/L) muestra que se redujo la dureza en esta parte del río, asociada con el periodo hidrológico que diluyó los iones que aportan dureza al río. En Arzobispo se observó una mayor variabilidad de los datos con un rango entre 18 y 106 mg/L; sin embargo, la mediana estuvo sesgada al percentil 25 y mostró que aun cuando se presentaron momentos con alta dureza, fue más probable encontrar durezas por debajo de 25 mg/L. En referencia con la mediana del 2009-2010, la dureza disminuyó en este periodo.

A partir de Calle 53 se evidenciaron altos valores de dureza con alta variabilidad, aunque la mediana en la mayoría de puntos se acercó al cuartil 25 e indicó que gran cantidad de los valores reportados fueron cercanos a la dureza mínima correspondiente para cada caso. El más notable fue en los datos de dureza reportados para Tv91, donde la mediana (74 mg/L) fue muy similar al cuartil 25 (73 mg/L). Los puntos que mayores valores presentaron fueron Calle 53 y Carrefour, donde algunas concentraciones superaron los 200 mg/L. Por otro lado, las menores concentraciones en

estos dos puntos se dieron en los monitoreos de la madrugada, las cuales mostraron que el aumento de la dureza está asociado con la descarga de aguas residuales. En relación con los resultados del 2009-2010, Calle 53 mostró un aumento en la dureza, mientras que en Carrefour se mantuvo constante.

El rango de variación en Tv91 fue uno de los menores en la parte baja del río y ello evidenció que las condiciones del punto permiten registrar valores de dureza más homogéneos sin importar la hora del día, esto debido al alto poder de equalización ligado al gran aporte de aguas residuales que ha recibido hasta ese momento. Finalmente, en Salitre Alameda se obtuvo la mediana más elevada del río, pero las concentraciones máximas no alcanzaron las reportadas en Calle 53 y Carrefour; al igual que el punto anterior, la mediana del 2009-2010 en Salitre Alameda fue un poco superior a la del 2010-2011.

3.1.1.4. pH

La figura 3.4 presenta el perfil longitudinal de pH del río Salitre y muestra un aumento de

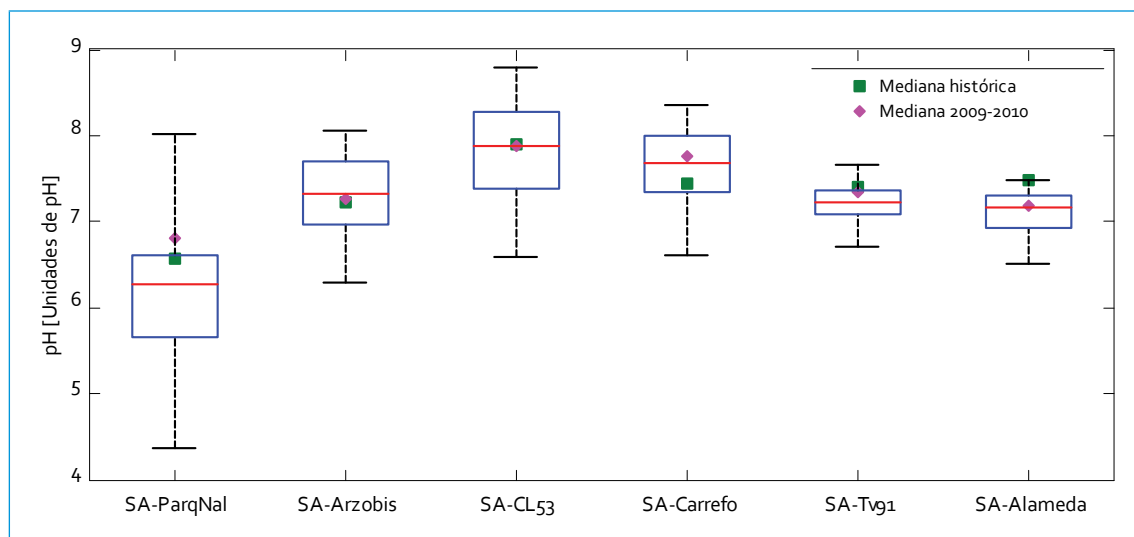


Figura 3.4. Perfil de pH: río Salitre

los índices de pH hasta Calle 53 y luego una leve disminución hacia aguas abajo, lo cual es causado por la aparición de condiciones anaerobias hacia aguas abajo, asociadas a las cargas de materia orgánica recibidas por el río, situación que genera ácidos orgánicos. A diferencia de otros parámetros analizados, el punto que mayor variabilidad mostró fue Parque Nacional, con un rango de entre 4,4 y 8,0 unidades. A pesar de esta variación, en Parque Nacional se registraron bajos índices de pH (aproximadamente el 35 % de los datos están por debajo de 6 unidades) a diferencia de los demás puntos donde no hubo un solo valor inferior a 6.

Dado que los altos valores de pH se dieron en algunos días de monitoreo, se asume que el pH no varía de forma notoria a lo largo del río. En comparación con resultados anteriores, se pudo notar que los valores actuales de pH en Parque Nacional tendieron a disminuir en referencia a la mediana histórica y del 2009-2010; sin embargo, las diferencias son tan pequeñas que se puede asumir un comportamiento constante.

En Arzobispo se notó un cambio en la mediana del pH con referencia a la mediana en Parque Nacional, que pasó de 6,3 a 7,3 unidades y mostró el efecto de las primeras descargas de aguas residuales sobre el pH del río en este punto. Además, se evidenció que en los monitoreos de la mañana entre 6:00 y 10:00 se presentaron los valores más altos de pH, lo que permite relacionar aún más el incremento de pH en el río con la descarga de aguas residuales domésticas, esencialmente con el nitrógeno amoniacal descargado a estas horas por los vertimientos domésticos. En comparación con los resultados anteriores, el pH se ha mantenido constante en el tiempo. En Calle 53 se observó un leve aumento respecto al punto

anterior y una mayor dispersión de los datos, al variar entre 6,6 y 8,8 unidades. Cabe resaltar que en referencia a los monitoreos históricos las condiciones del pH en el punto han permanecido constantes. En Carrefour se notó una tendencia de disminución del pH, puesto que se registraron valores menores que en Calle 53.

Para los puntos de monitoreo Tv91 (SA-Tv91) y Salitre Alameda (SA-Alameda) el comportamiento del pH fue relativamente constante, con un equilibrio de este en el último tramo del río. Tanto la mediana como los rangos fueron muy similares. Esto se debe a que en este punto los altos índices de saturación por efectos de la contaminación y sus condiciones hidráulicas (poca pendiente y velocidad de flujo) amortiguan el efecto de las descargas domésticas.

3.1.1.5. Conductividad

En la figura 3.5 se presenta el perfil de conductividad para cada uno de los puntos de monitoreo del río Salitre. Allí se observa un incremento importante en los valores a partir del punto Arzobispo, donde la mediana pasa de 19 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en Parque Nacional a 150 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en Arzobispo. En el primer punto (Parque Nacional) la conductividad fue la más baja del río y se encontró en un rango de variabilidad de 16-28 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Ello muestra poca dispersión en los datos, pues la mediana (19 $\mu\text{S}/\text{cm}$) estuvo muy cercana al valor medio (21 $\mu\text{S}/\text{cm}$). En comparación con las conductividades registradas durante 2009-2010 (22 $\mu\text{S}/\text{cm}$) se puede apreciar un comportamiento constante de la conductividad en este punto del río entre los dos periodos.

Las conductividades en Arzobispo fueron más altas y más variables que en el primer punto, con un rango de variación de entre 81 y 409 $\mu\text{S}/\text{cm}$; el cambio de la mediana de la con-

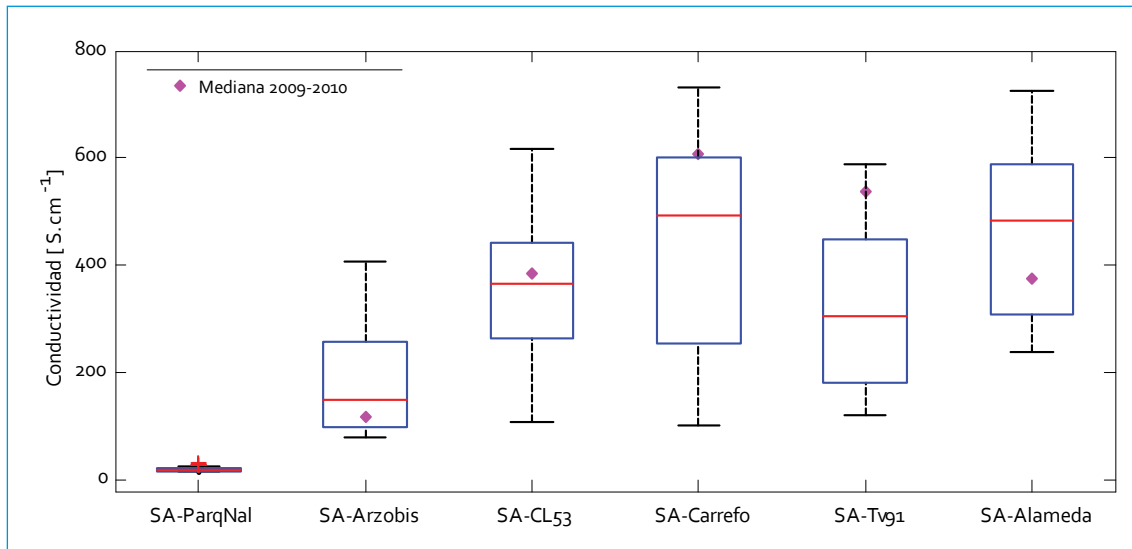


Figura 3.5. Perfil de conductividad: río Salitre

ductividad entre Parque Nacional y Arzobispo muestra el alto impacto de las aguas residuales sobre la conductividad del río, al aumentar en más de siete veces de un punto a otro. En referencia a los resultados del año previo, se notó que para este periodo los datos fueron superiores; sin embargo, la diferencia no fue significativa, por lo que se puede asumir un comportamiento relativamente constante. En Calle 53 y Carrefour se notó, así mismo, un aumento considerable respecto al punto anterior y una dispersión aún más acentuada de los datos.

Esta dispersión muestra una mayor dinámica en función a las descargas de aguas residuales, ya que las menores concentraciones se presentaron en los monitoreos de la madrugada. En Carrefour se alcanzaron altas conductividades (hasta de 730 $\mu\text{S}/\text{cm}$), similares a las registradas en Salitre Alameda, punto que ya ha recibido todas las descargas de aguas residuales. En relación con los resultados del año previo, en Calle 53 se notó un comportamiento constante; no obstante, en Carrefour la mediana actual (493 $\mu\text{S}/\text{cm}$) fue menor a la

del 2009-2010 (609 $\mu\text{S}/\text{cm}$). En Tvg1 se notó una disminución de los valores de conductividad en relación con Carrefour: la mediana en este punto fue de 309 $\mu\text{S}/\text{cm}$, por lo que es probable que las condiciones del punto sirvan como mecanismo de amortiguamiento de las descargas que ha recibido el río hasta ahí. Sin embargo, en Salitre Alameda la conductividad vuelve a incrementarse con una mediana de 485 $\mu\text{S}/\text{cm}$, lo cual muestra el aporte de aguas residuales entre los dos puntos, que aumenta las conductividades, y que el remanso del río Bogotá llega hasta este punto.

A diferencia de los puntos anteriores, en Salitre Alameda se notó un leve aumento respecto a los resultados del 2009-2010, ya que cuando se compararon las conductividades (2009-2010, 376 $\mu\text{S}/\text{cm}$ vs. 2010-2011, 485 $\mu\text{S}/\text{cm}$) se evidenciaron incrementos de un 22 % aproximadamente.

3.1.1.6. Oxígeno disuelto

La figura 3.6 presenta el perfil longitudinal del oxígeno disuelto en el río Salitre. A partir de

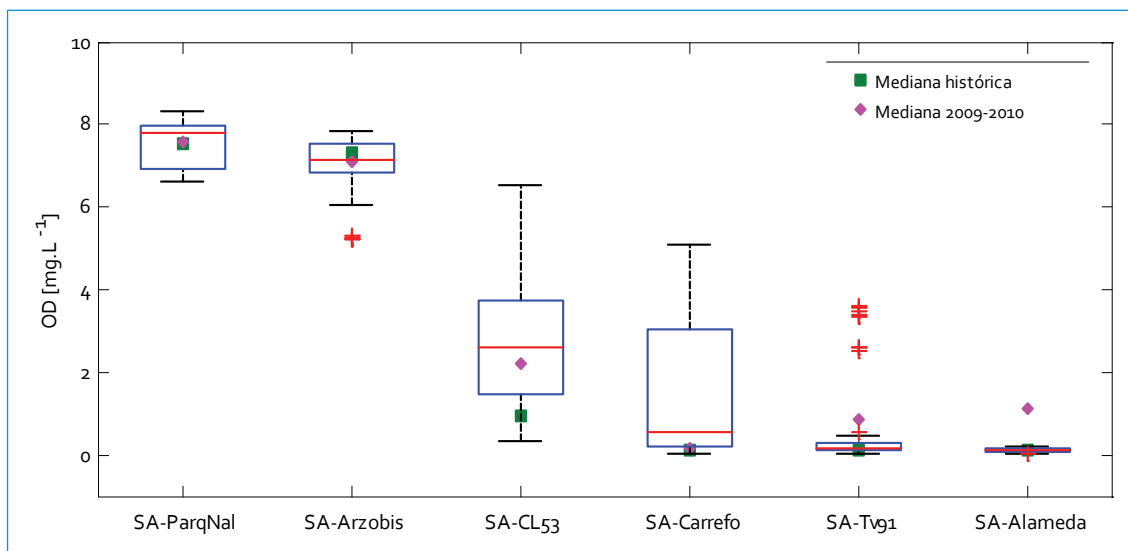


Figura 3.6. Perfil de oxígeno disuelto: río Salitre

los datos, se pudo observar que las concentraciones de oxígeno disminuyeron a lo largo de su recorrido por la ciudad. Ello evidencia una alta variabilidad de las concentraciones en la cuenca media baja, sobre todo en los puntos Calle 53 y Carrefour.

El oxígeno disuelto tuvo valores de saturación en el punto Parque Nacional, donde las concentraciones oscilaron entre 6,6 y 8,3 mg/L. En comparación con los datos históricos y los del 2009-2010, la mediana actual tuvo un comportamiento constante en el tiempo. Por otra parte, la mediana de concentraciones de oxígeno en Arzobispo (7,1 mg/L) fue similar a la de Parque Nacional (7,8 mg/L), aunque los datos en Arzobispo no fueron superiores a los encontrados en el primer punto, que variaron entre 6,1 y 7,8 mg/L.

Se presentó una disminución importante en los valores de oxígeno disuelto en Calle 53, donde la mediana pasó de 7,1 mg/L en Arzobispo a 2,2 mg/L en dicho punto. Esta reducción se debe principalmente al consumo de oxígeno por la degradación de la materia orgánica proveniente de descargas de aguas residuales. Al

comparar las cantidades de oxígeno en Calle 53 según la hora del día, se notó que en horas de la mañana y de la tarde se presentaron en promedio las menores de oxígeno disuelto (2,2 mg/L); mientras que en horas de la madrugada se dieron los mayores valores (4,3 mg/L). Ello mostró la afectación de la calidad en función de las descargas de aguas residuales durante el día.

Se debe resaltar que la mediana actual fue superior a la histórica (1,0 mg/L) y a la mediana del 2009-2010 (2,2 mg/L), lo cual está relacionado con los más altos caudales de agua de escorrentía transitados. En el punto Carrefour se evidenció un comportamiento similar al del punto Calle 53, donde se encontraron valores muy dispersos por la variabilidad de las concentración durante el día; los mayores valores de oxígeno en horas de la madrugada (3,3 mg/L) frente a la mañana y a la tarde (0,6 mg/L) mostraron, de nuevo, la influencia de las descargas de aguas residuales sobre la calidad del agua.

En los puntos Tv91 y Salitre Alameda, la mediana de las concentraciones de oxígeno estuvo cerca de las concentraciones más bajas

que se pueden encontrar (0,1 mg/L), con variaciones menos significativas durante el día. En estos puntos, el deterioro de la calidad es mayor como consecuencia de las descargas de agua residual, de las condiciones hidráulicas del río y de la disminución de la capacidad de autodepuración.

3.1.1.7. DBO_5

El perfil longitudinal de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) en el río Salitre muestra que las mayores concentraciones se presentaron en Carrefour, así como el comportamiento de la temperatura y la conductividad, al mostrar ser uno de los puntos de monitoreo más críticos sobre el río. Aunque los mayores índices de DBO_5 estuvieron en Carrefour (figura 3.7), el aumento más significativo de las concentraciones estuvo entre Parque Nacional y Arzobispo, donde la mediana pasó de 1 mg/L en Parque Nacional a 22 mg/L en Arzobispo. En Parque Nacional, al comparar los datos históricos y los actuales, la DBO_5 se ha mantenido relativamente constante en el tiempo, pues este punto no tiene actividades o descargas importantes

que alteren la calidad del agua. Por otro lado, en Arzobispo las concentraciones aumentaron en comparación con los resultados del 2009-2010 y los históricos, ya que el valor mínimo registrado para este semestre (2 mg/L) estuvo muy cercano a la mediana de los monitoreos históricos (3 mg/L), lo cual es producto de nuevos vertimientos y la reactivación de algunos alivios en mal funcionamiento.

A partir del punto Calle 53 las concentraciones tienen un comportamiento muy variable, que oscila en rangos muy amplios; dicha variabilidad está sujeta a la dinámica de las descargas de agua residual durante el día. Por ejemplo, en Calle 53 la DBO_5 promedio en horas de la mañana (07:00 a 12:00) fue de 126 mg/L, y en la tarde (13:00 a 19:00), de 131 mg/L; mientras que en horas de la madrugada (23:00 a 04:00), de 25 mg/L. Esto mismo ocurrió en Carrefour, aunque en menor proporción, pues el promedio de las concentraciones de la mañana y de la tarde fue de 97 mg/L y 131 mg/L, respectivamente, y en la madrugada fue de 46 mg/L.

Dado que en Calle 53 se presentaron valores muy diferentes para las medianas en los tres periodos evaluados (históricos, 2009-2010

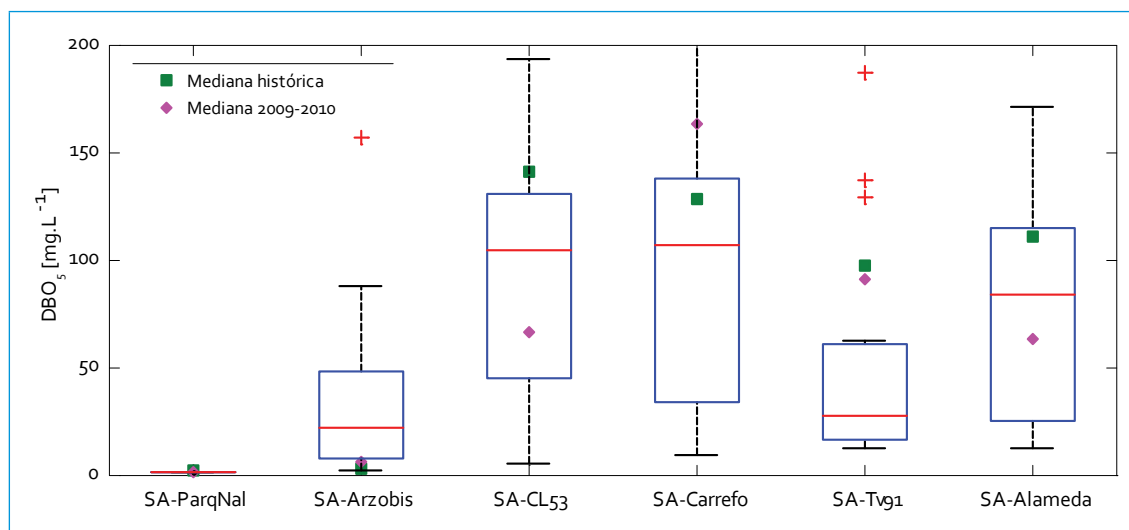


Figura 3.7. Perfil de DBO_5 : río Salitre

y 2010-2011), es difícil establecer una tendencia en el comportamiento. Por el contrario, en Carrefour las concentraciones parecieran haber disminuido en el tiempo; sin embargo, esto está muy influenciado por el cambio temporal del punto de monitoreo, puesto que actualmente no se considera el aporte del río Nuevo y río Negro. En Tv91 se notó una disminución de la DBO_5 en referencia a Carrefour; la mediana de concentraciones pasó de 107 mg/L en Carrefour a 27 mg/L en Tv91, con una reducción de casi el 75 %.

Si se tiene en cuenta que el caudal aumentó considerablemente en este punto (Tv91), se afirma que hubo una fuerte dilución de la materia orgánica. En consecuencia, ello refleja una aparente reducción en las concentraciones. Además, cabe resaltar que durante la época invernal hay un mayor aporte de los sistemas pluviales, como el Canal Córdoba y el Club Los Lagartos. Por último, en Salitre Alameda las concentraciones variaron en un rango más amplio que en Tv91, y la mediana de las concentraciones aumentó entre Tv91 y Alameda, lo que mostró aportes de materia orgánica en este sector del río. Al igual que en Calle 53, se

presentaron valores muy diferentes para las medianas en los tres periodos evaluados, y por lo tanto es difícil establecer una tendencia en el comportamiento a través del tiempo.

3.1.1.8. DQO

La demanda química de oxígeno (DQO) mostró un comportamiento similar a la DBO_5 en relación con las medianas, y Carrefour fue uno de los puntos con mayores concentraciones de DQO. También se presentó un aumento significativo entre Parque Nacional y Arzobispo, donde la mediana pasó de 9,4 mg/L a 61 mg/L (figura 3.8).

En Parque Nacional, las condiciones óptimas de calidad lo hacen un referente para los siguientes puntos de monitoreo a lo largo del río. Las concentraciones de DQO, casi despreciables en comparación con el resto del río, variaron entre 3,5 y 15 mg/L con una mediana de 9,4 mg/L, y así mantuvo sus condiciones relativamente constantes en el tiempo, ya que en monitoreos previos se registraron concentraciones promedio de 6,3 mg/L (2009-2010) y 9,5 mg/L (históricos).

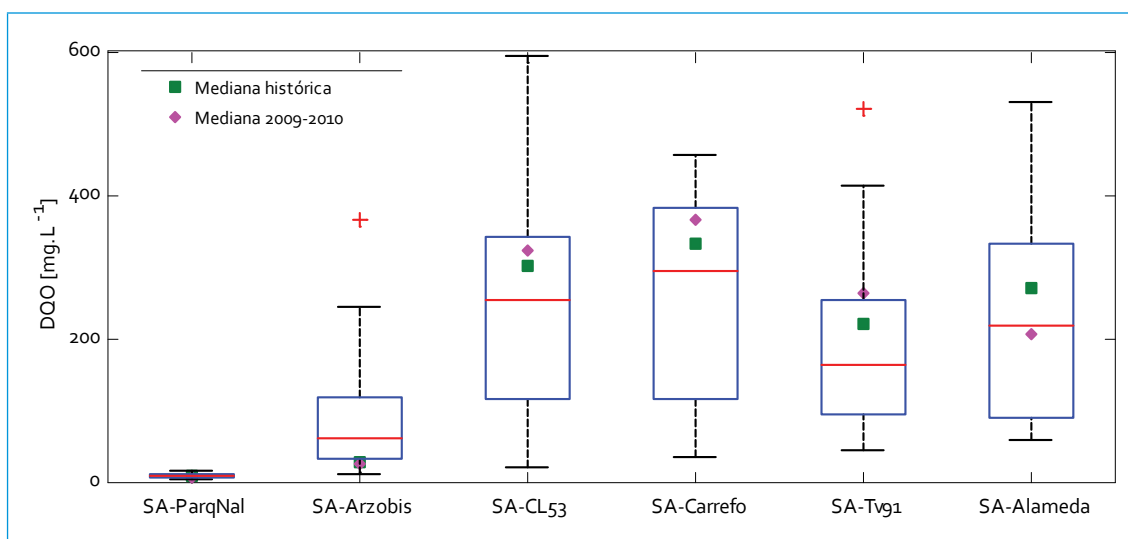


Figura 3.8. Perfil de DQO: río Salitre

En Arzobispo se notó una dispersión de los datos de DQO y un aumento importante en relación con Parque Nacional. En este punto, al igual que para la DBO₅, las concentraciones aumentaron respecto al 2009-2010 y los históricos, ya que las medianas de los dos periodos previos (25 y 26mg/L, respectivamente) estuvieron entre el valor mínimo (10 mg/L) y el cuartil 25 (39 mg/L) de los datos de este periodo.

En Calle 53, la variabilidad de las concentraciones de DQO fue la más alta de todos los puntos del río, con un rango de entre 21 y 593 mg/L. Esta variabilidad también está sujeta a la dinámica de las descargas de agua residual durante el día, ya que la DQO promedio durante la madrugada (23:00-04:00) fue de 70 mg/L, en contraste con el promedio de los monitoreos de la mañana y la tarde, en que el promedio fue de 330 mg/L. Aunque las concentraciones en Carrefour tuvieron un rango menos amplio, la mediana de las concentraciones superó a la de Calle 53 y mostró una tendencia de aumento entre estos dos puntos.

En general, las medianas actuales en los puntos de monitoreo de la cuenca media-baja

(desde Calle 53 hasta la Tv91) fueron levemente inferiores a las históricas y las del 2009-2010. Ello evidencia que los valores de DQO tendieron a reducirse por las condiciones hidrológicas húmedas. La reducción en las medianas de DQO que se presentó entre Carrefour y Tv91 (cerca del 44 %) está ligada, entre otros factores, a las características hidráulicas en este punto del río, donde la poca pendiente, la baja velocidad de flujo y la distancia entre las descargas y el punto de monitoreo favorecen en cierta medida la dilución de los contaminantes. En Salitre Alameda las concentraciones se mostraron superiores a las de Tv91, al igual que el comportamiento de la DBO₅. Ello muestra la existencia de un aporte de materia orgánica entre estos dos puntos.

3.1.1.9. SST

El perfil longitudinal de las concentraciones de sólidos suspendidos totales (SST) en el río Salitre muestra que las mayores se encuentran en Calle 53 y Carrefour (figura 3.9), resultado que no difiere de los de materia orgánica (DBO₅ y DQO). Las cantidades de SST en Parque Nacio-

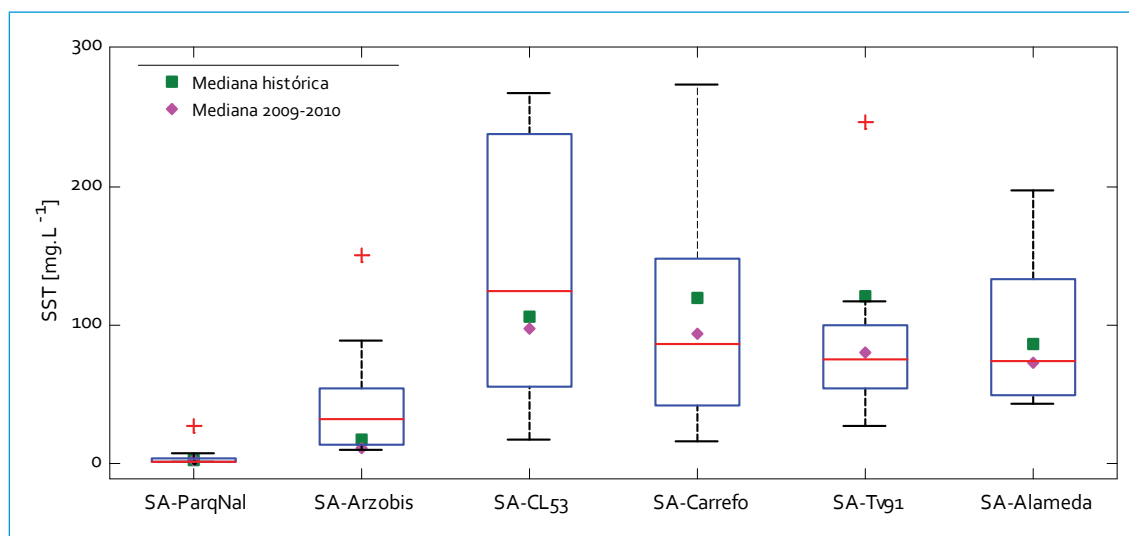


Figura 3.9. Perfil de SST: río Salitre

nal fueron muy bajas (1,9-8 mg/L), comparadas con los demás puntos de monitoreo en el río. En este punto no se presentan descargas de agua residual que alteren las condiciones de calidad, y los valores de SST que se presentaron en el 2010-2011 fueron muy similares a los obtenidos en el 2009-2010 y los históricos. En Arzobispo se notó un aumento importante de los SST en relación con Parque Nacional, al pasar de una mediana en Parque Nacional de 2 mg/L a 33 mg/L en Arzobispo. Este aumento fue similar al de la DBO_5 . En este punto, las concentraciones aumentaron respecto al 2009-2010 y los históricos, ya que el valor mínimo registrado para este periodo (10 mg/L) estuvo muy cercano a las medianas de los dos periodos previos (11 y 18 mg/L, respectivamente).

Desde el punto Calle 53 se presentó un comportamiento relativamente constante en el tiempo, al comparar las medianas de las concentraciones de SST en el 2010-2011 y el 2009-2010; sin embargo, frente a los históricos se notaron unas leves reducciones, como es el caso de Carrefour, Tv91 y Salitre Alameda. Las medianas actuales estuvieron entre un 15 y un 37% por debajo de las medianas históricas.

Aunque se obtuvieron diferentes concentraciones de SST para los últimos puntos del río, desde Carrefour hasta Alameda, las medianas actuales se movieron en un pequeño rango, entre 74 y 87 mg/L, siendo la menor correspondiente a Salitre Alameda y la mayor a Calle 53, situación que puede estar asociada al alto nivel de remanso en el tramo bajo del río durante la condición hidrológica húmeda.

3.1.1.10. Nitrógeno total

En el caso del nitrógeno, el análisis en sus diferentes formas —nitrógeno total Kjeldahl (NTK), nitritos, nitratos y nitrógeno amoniacal— permite establecer un comportamiento más detallado de las interacciones de este parámetro en el agua y su variación a lo largo del río. A continuación se muestran los perfiles longitudinales de las diferentes formas de nitrógeno monitoreadas en el río Salitre.

Dado que el NTK es una medida del nitrógeno orgánico y del ión amonio, los puntos en los que se presentan mayores concentraciones están relacionados con descargas de agua residual doméstica. En la figura 3.10 se presenta el

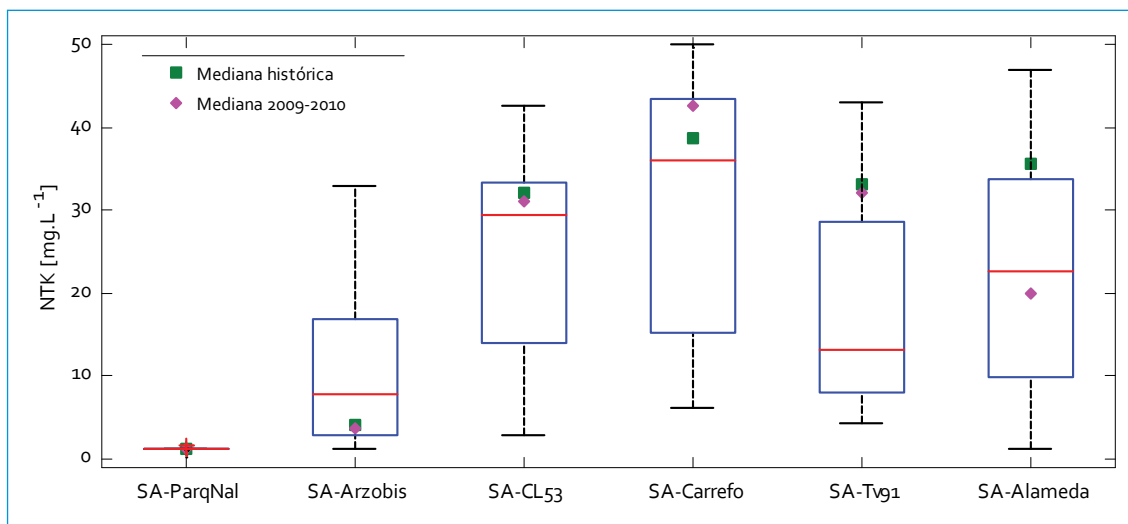


Figura 3.10. Perfil de NTK: río Salitre

perfil del NTK, cuyo comportamiento es similar al de nitrógeno total (figura 3.11), y muestra un aumento importante entre el primer y segundo punto de monitoreo (Parque Nacional y Arzobispo), y un descenso entre Carrefour y Tv91. Dado que la diferencia entre el NTK y el N_{total} es la cantidad de nitritos y nitratos en el agua, se notó que los puntos de monitoreo que presentaron mayores concentraciones de nitritos, especialmente de nitratos, fueron Parque Nacional y Arzobispo, lo cual es coherente con la alta concentración en oxígeno disuelto de estos dos puntos. En el perfil de NTK la mediana en Arzobispo fue de 7,7 mg/L mientras que la mediana de N_{total} fue de 9 mg/L, aproximadamente 14 % más.

En Arzobispo, las concentraciones de NTK tuvieron un comportamiento variable durante el día; los monitoreos de la mañana y la tarde presentaron concentraciones promedio de 14 mg/L, mientras que en la madrugada fueron de 3,6 mg/L. De igual manera ocurrió en Calle 53, donde el promedio del NTK en la mañana y tarde fue de 30 mg/L, en comparación al de la madrugada que fue de 12 mg/L, y en Carrefour se pasó de 35 mg/L en la mañana y la tarde, a

18 mg/L en la madrugada. Por el contrario, en Tv91 las concentraciones no variaron de manera importante a lo largo del día. El descenso en las concentraciones de NTK y N_{total} a partir de Carrefour pudo estar ligado al comportamiento de la materia orgánica y los sólidos, posiblemente diluidos en esta zona del río por los aportes del sistema pluvial y su tránsito a través del humedal.

En comparación con los datos históricos y los del 2009-2010, el NTK para este periodo mostró un comportamiento relativamente constante en el tiempo, a excepción de los puntos Arzobispo, Tv91 y Salitre Alameda. En Arzobispo se notó un aumento de más del 40% en referencia a la mediana histórica, y en Tv91 y Salitre Alameda una reducción del 60 y 36%, respectivamente. Cabe resaltar que el aumento en Arzobispo se presentó tanto para la materia orgánica como para los sólidos, lo que está relacionado con una carga contaminante adicional; mientras que en Tv91 y Salitre Alameda la reducción estuvo ligada a una mayor dilución por el periodo hidrológico húmedo.

El perfil de $N_{amoniaco}$ (figura 3.12) mostró un comportamiento diferente a los perfiles

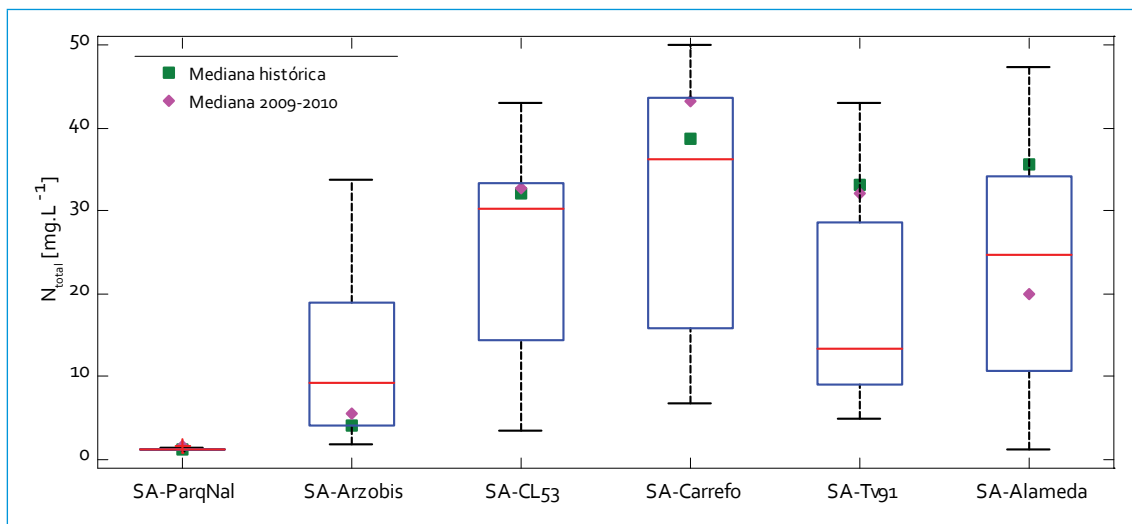


Figura 3.11. Perfil de N_{total} : río Salitre

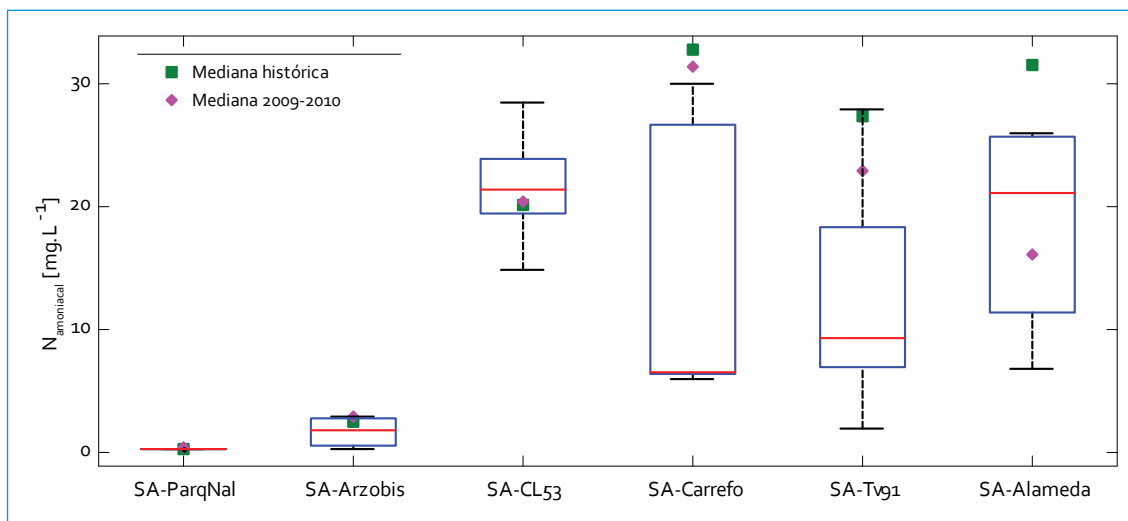


Figura 3.12. Perfil de N_{amiacal} : río Salitre

de N_{TK} y N_{total} ; la mayor diferencia a lo largo del río se presentó entre Arzobispo y Calle 53, donde la mediana pasó de 1,9 mg/L en Arzobispo a 21 mg/L en Calle 53. Este aumento deja en evidencia del gran aporte en N_{amiacal} en los vertimientos aguas arriba de Calle 53 y la poca capacidad de asimilación del río en este punto, donde las concentraciones de oxígeno han disminuido y limitado su oxidación. El rango de variación del N_{amiacal} fue similar entre los últimos puntos del río (Carrefour, Tv91 y Alameda); la mediana en Carrefour y Tv91 estuvo sesgada al cuartil 25; entre tanto, la de Salitre Alameda se asemejó a la de Calle 53.

En comparación con los monitoreos previos, se notaron algunas variaciones en el tiempo. En Parque Nacional y Calle 53 las medianas se mantuvieron relativamente constantes en los tres periodos evaluados; sin embargo, en el resto de puntos hubo una tendencia de reducción, y Carrefour fue el punto que mayor diferencia presentó entre la mediana de este periodo (7 mg/L) y las medianas de los históricos (33 mg/L) y del 2009-2010 (31 mg/L). Esto es consecuencia del efecto de dilución por lluvias.

Las concentraciones de NO_2 y NO_3 aumentaron considerablemente entre el primer y segundo punto de monitoreo del río Salitre (figuras 3.13 y 3.14), especialmente en el perfil de nitratos, lo cual se debe principalmente a las cantidades de oxígeno disuelto en estos puntos. Dado que el proceso de nitrificación necesita tanto una cantidad determinada de nitrógeno como que exista oxígeno disuelto en el río, en Parque Nacional las concentraciones de nitritos y nitratos fueron bajas, ya que la nitrificación está limitada por la baja cantidad de nitrógeno; sin embargo, en Arzobispo se dieron aportes importantes de nitrógeno, y como se presentaron buenas cantidades de oxígeno (entre 6,1 y 7,8 mg/L), las condiciones fueron propicias para la nitrificación, y como consecuencia un aumento significativo de los NO_2 y NO_3 en el río. Como se puede observar en los perfiles, en la mayoría de los puntos de la cuenca baja, la mediana de NO_2 y NO_3 fue más cercana al cuartil 25, lo cual indica que los datos tendieron a ser cercanos al valor mínimo.

En comparación con los datos del 2009-2010, los nitritos mostraron un comportamiento relativamente constante en el tiempo,

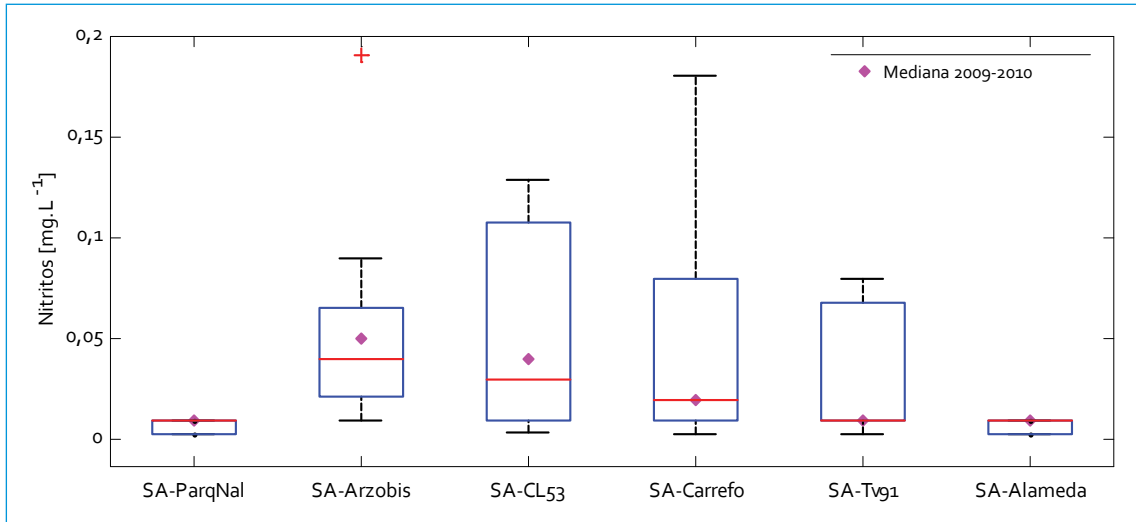


Figura 3.13. Perfil de nitritos: río Salitre

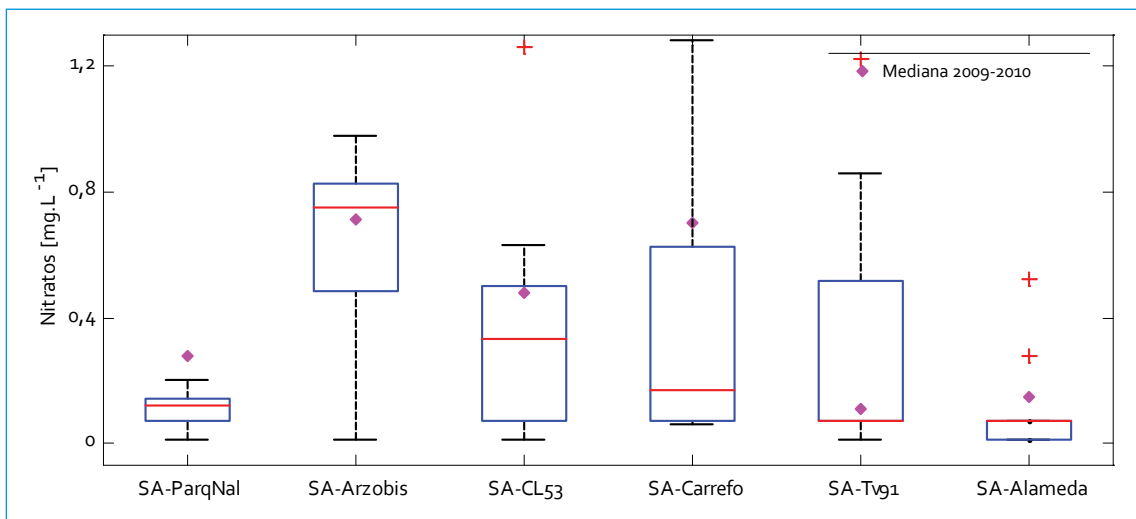


Figura 3.14. Perfil de nitratos: río Salitre

a excepción de los puntos Arzobispo y Calle 53, donde hubo leves reducciones de alrededor de un 20 y 25 %, respectivamente. Por su parte, los nitratos presentaron una tendencia de reducción en la mayoría de los puntos, sin incluir Arzobispo, donde el comportamiento fue casi homogéneo entre los dos periodos (2009-2010 y 2010-2011). La disminución más significativa se presentó en Carrefour, donde la mediana de 2009-2010 disminuyó más del 75 % en referencia a la mediana actual.

3.1.1.11. Fósforo total

En general, se redujeron las concentraciones de fósforo en el río en comparación con los datos históricos y los del periodo 2009-2010, exceptuando los puntos Parque Nacional, donde las medianas históricas fueron inferiores a las medianas de este periodo (figura 3.15). La reducción más notoria fue en Tv91, puesto que la mediana pasó de 4,2 mg/L en 2009-2010 y 5,3 mg/L en los históricos a 1,7 mg/L en los datos

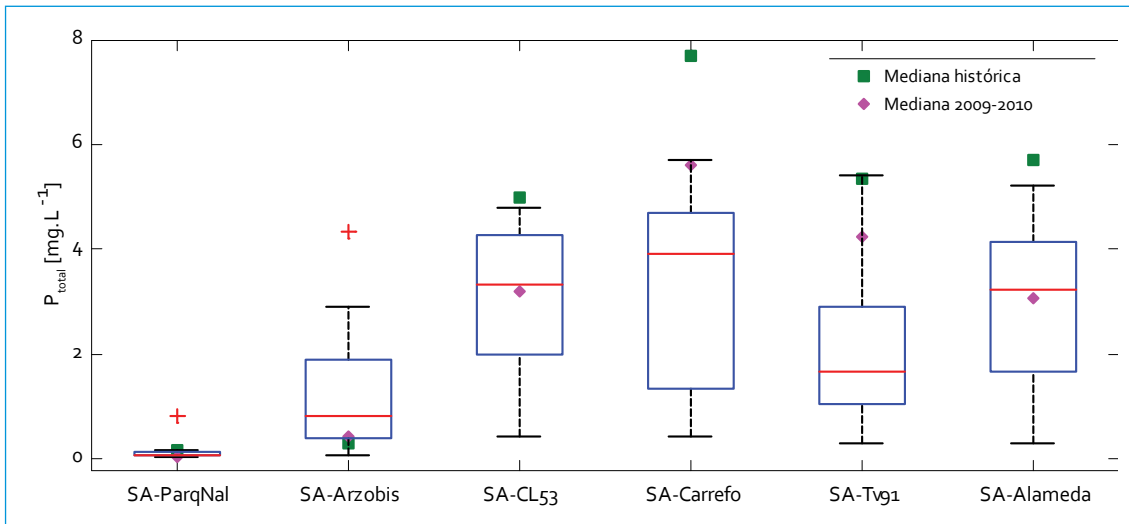


Figura 3.15. Perfil de P_{total} : río Salitre

de 2010-2011. Ello evidencia reducciones de más del 30%. Respecto al punto Parque Nacional, las concentraciones de fósforo fueron muy bajas (0,04-0,2 mg/L), y dado que este punto cuenta con una muy buena calidad, los máximos valores reportados podrían atribuirse a los valores normales en el río como consecuencia de los procesos de mineralización y descomposición natural.

Por el contrario, en Arzobispo las concentraciones de fósforo aumentaron notablemente, al pasar de una mediana de 0,09 mg/L en Parque Nacional a 0,8 mg/L en Arzobispo. Así como sucedió para la materia orgánica, los sólidos y el NTK, las concentraciones de fósforo aumentaron considerablemente en referencia a los monitoreos del 2009-2010 y los históricos, con aumentos de entre el 48 y el 62%. Esto corrobora la presencia de vertimientos en este tramo del río.

En el caso de los puntos Calle 53 y Carrefour, las concentraciones aumentaron aguas abajo, siendo Carrefour el punto con mayores cantidades de fósforo del río Salitre. La variabilidad de las concentraciones a lo largo del día permitió ver la incidencia de las descargas

de aguas residuales en la calidad del agua, ya que en horas de la madrugada, cuando las descargas se han reducido casi al mínimo, las concentraciones de fósforo en estos dos puntos fueron las menores.

En Carrefour Avenida 68, la variabilidad refleja la afectación del colector La Vieja sobre la calidad del río, ya que su intermitencia hace que los valores sean muy diferentes en la mañana, tarde y madrugada. En Tv91, las concentraciones de fósforo disminuyeron respecto a los de Carrefour, y no se notó una variación importante según la hora de monitoreo. Esta misma disminución, aunque en diferentes magnitudes, se presentó tanto para la materia orgánica, el nitrógeno, los coliformes fecales, las grasas y aceites (GyA) y los tensoactivos.

En este punto, las condiciones hidráulicas del río permiten una mayor dilución de contaminantes, ya que este comportamiento también se presentó en los datos del 2009-2010 y los históricos. Por último, el rango de fósforo en Salitre Alameda se mantuvo similar al de Tv91, aunque con un aumento en la mediana, lo cual refleja la seria afectación por vertimientos de aguas residuales en esta última zona del río.

3.1.1.12. Grasas y aceites

El perfil longitudinal de las concentraciones de GyA en el río Salitre muestra que las mayores se encontraron en Carrefour (figura 3.16). En Parque Nacional todos los resultados estuvieron por debajo del límite de detección. Aunque en Carrefour se registraron altas cantidades de GyA, en Calle 53 también se registraron concentraciones hasta de 77 mg/L.

En comparación con los datos históricos, las concentraciones de GyA variaron en todos los puntos del río Salitre. En Parque Nacional, tanto la mediana del 2009-2010 (3,6 mg/L) como la del 2010-2011 (3,6 mg/L) disminuyeron en relación con la histórica (10 mg/L), resultado del cambio del límite de detección del método; mientras que en Arzobispo la mediana del 2010-2011 (12 mg/L) fue muy cercana a la histórica (10 mg/L) y superior a la del 2009-2010 (3,7 mg/L). En Calle 53 y Carrefour las medianas actuales aumentaron en relación con las medianas históricas, siendo el aumento más notorio el de Carrefour, ya que la mediana pasó de 21 mg/L (datos históricos) a 46 mg/L (datos 2010-2011). Al hacer la misma comparación

con las medianas del 2009-2010, se observaron comportamientos diferentes, pues en este caso los puntos Calle 53 hasta Salitre Alameda presentaron disminución entre los dos periodos (2009-2010 vs. 2010-2011).

Para el punto Parque Nacional, todas las concentraciones fueron inferiores al límite de detección, por lo que hubo una notable diferencia respecto a los históricos, ya que anteriormente el límite de detección era de 10 mg/L. Por otro lado, en Arzobispo las concentraciones parecieron aumentar respecto a Parque Nacional y a la mediana histórica y la mediana del 2009-2010. Este aumento se presentó para varios parámetros que, como se mencionó, están asociados a vertimientos en esta zona. En Calle 53, las concentraciones de GyA aumentaron casi en la misma proporción que aumentaron entre Parque Nacional y Arzobispo. Al igual que los demás parámetros, las GyA presentaron un comportamiento variable según la hora del monitoreo en el punto Calle 53. Ello evidencia que las mayores concentraciones se dieron en la mañana y la tarde, horas en las que las descargas de aguas residuales son importantes.

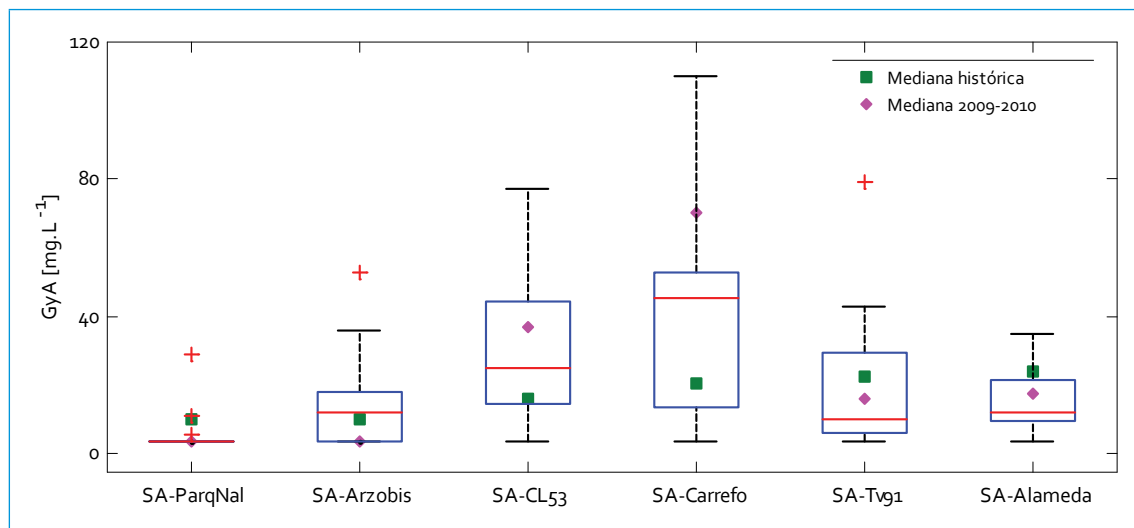


Figura 3.16. Perfil de GyA: río Salitre

Un caso particular ocurre en Carrefour Av. 68 y Tv91, donde sin importar la hora del monitoreo las concentraciones varían. Por ejemplo, en Carrefour los valores mínimos (3,6-7,0 mg/L) se dieron en algunos monitoreos de la madrugada (03:00-06:00) y de la tarde (12:00-14:00), y los máximos (56-110 mg/L) igualmente se dieron en algunos monitoreos de la madrugada (23:00-4:00) y en la tarde (15:00-17:00). Por último, el rango de GyA en Salitre Alameda se redujo en comparación con Tv91; pero la mediana fue levemente superior en Salitre Alameda.

3.1.1.13. SAAM

En la figura 3.17 se muestra el perfil longitudinal de las sustancias activas al azul de metileno (SAAM) en el río Salitre, donde se puede observar que el comportamiento fue muy similar al de los demás contaminantes con un aumento de la mediana desde Arzobispo hasta Carrefour, después una disminución en Tv91 y, finalmente, un leve aumento en Salitre Alameda. En relación con los resultados del 2009-2010, en la mayoría de puntos las concentraciones

de SAAM aumentaron respecto a los valores históricos, sin incluir Parque Nacional, donde las medianas de los valores se mantuvieron relativamente constantes. El incremento más importante se dio en Arzobispo, puesto que la mediana de los valores de este periodo fue de 1,8 mg/L, casi siete veces más a la reportada en los históricos (0,2 mg/L). Aunque este comportamiento se mantuvo para la mayoría de parámetros analizados en Arzobispo, SAAM y DBO_5 , fueron los parámetros que mayor discrepancia presentaron entre 2010-2011 y los históricos.

En Parque Nacional se observaron condiciones óptimas de calidad, pues SAAM fueron despreciables frente al resto del río, al variar entre 0,08 y 0,13 mg/L con una mediana de 0,09 mg/L y mantener sus condiciones relativamente constantes en el tiempo. Por su parte, en Arzobispo se notó una mayor dispersión de los datos y un aumento importante en relación con Parque Nacional, aproximadamente un 95%.

En los siguientes puntos del río (Calle 53, Carrefour, Tv91 y Salitre Alameda) la variabilidad de las concentraciones de SAAM fue

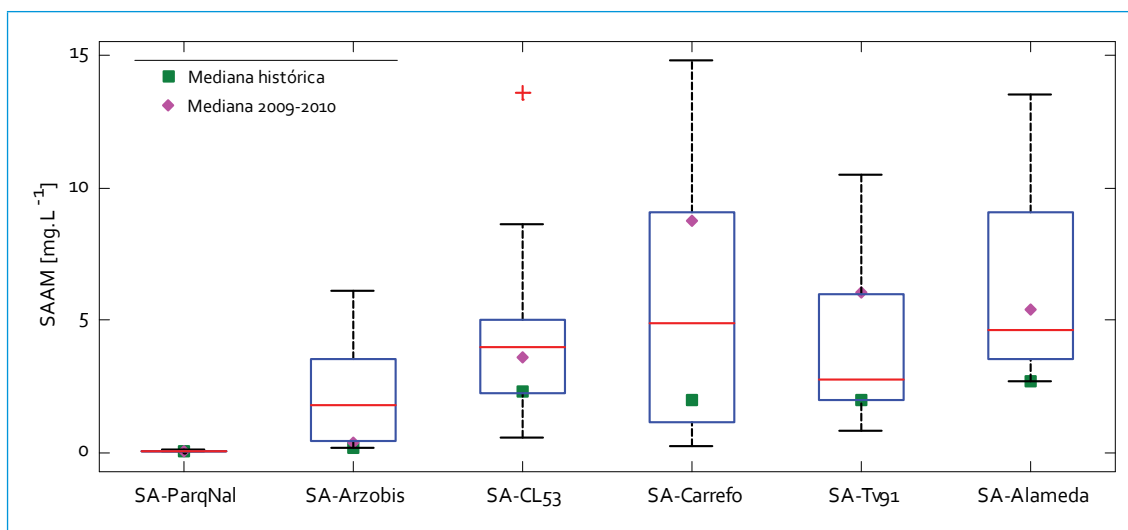


Figura 3.17. Perfil de SAAM: río Salitre

igualmente importante, aun cuando Carrefour fue el punto con los datos más variables y las mayores concentraciones de SAAM del río. De nuevo, esta variabilidad está sujeta a la dinámica de las descargas de agua residual durante el día, con mayores concentraciones en la mañana o la tarde; la mayor dependencia de la calidad en función a las descargas es en el punto Calle 53. La reducción en las medianas de SAAM que se presentó entre Carrefour y Tv91 (cerca del 44 %) pudo estar ligada a las características hidráulicas en este punto del río (poca pendiente, baja velocidad de flujo) y los aportes del sistema pluvial, lo cual favorece la dilución de los contaminantes. En Salitre Alameda las concentraciones mostraron un leve aumento respecto a Tv91.

3.1.1.14. Coliformes fecales

El perfil longitudinal de los coliformes fecales en el río Salitre muestra que las mayores concentraciones se presentaron en Carrefour, al mostrar ser uno de los puntos de monitoreo más críticos sobre el río. Aunque las mayores cantidades de coliformes fecales estuvieron en

Carrefour, el aumento más significativo estuvo de nuevo entre Parque Nacional y Arzobispo, donde la mediana pasó de $1,5 \times 10^1$ NMP/100 mL en Parque Nacional a $4,6 \times 10^5$ NMP/100 mL en Arzobispo (figura 3.18).

En Parque Nacional, al comparar los datos históricos, de 2009-2010 y los actuales, los coliformes fecales se han reducido en el tiempo en casi un orden de magnitud. Aunque se desconocen las razones de este comportamiento, puesto que este punto no presenta actividades antropogénicas que alteren la calidad del agua, se debe resaltar que la mediana histórica ($6,9 \times 10^2$ NMP/100 mL) estuvo por encima del máximo de los valores actuales ($1,5 \times 10^2$ NMP/100 mL) y la mediana del 2009-2010 ($9,3 \times 10^1$ NMP/100 mL) fue muy cercana al cuartil 75 de los datos del 2010-2011. Por otro lado, en Arzobispo las concentraciones aumentaron en comparación con los resultados del 2009-2010 y los históricos, ya que las medianas de estos dos periodos estuvieron por debajo del cuartil 25 ($2,4 \times 10^5$ NMP/100 mL) y se acercaron al valor mínimo. Este comportamiento, tanto de los coliformes fecales como de los demás parámetros analizados, muestra que

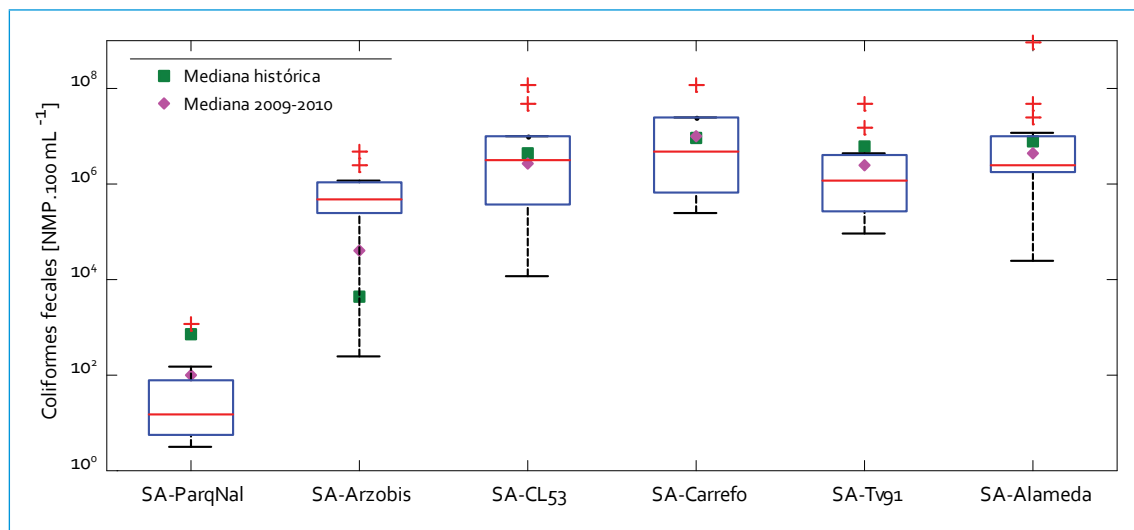


Figura 3.18. Perfil de coliformes fecales: río Salitre

en este sector se reactivó algún vertimiento inoperante en monitoreos previos.

En los puntos Arzobispo, Calle 53 y Salitre Alameda las concentraciones tuvieron un comportamiento muy variable que osciló en rangos amplios. Para algunos puntos (Calle 53 y Carrefour principalmente) la variabilidad de los datos está sujeta a la dinámica de las descargas de agua residual durante el día, ya que las concentraciones promedio en la madrugada para Calle 53 ($3,3 \times 10^5$ NMP/100 mL) fueron menores a las registradas en la mañana y la tarde ($5,3 \times 10^6$ NMP/100 mL).

En este punto se presentaron valores similares en las medianas de los tres periodos evaluados; por lo tanto, se podría decir que el comportamiento de los coliformes fecales ha sido constante. Al contrario, en Carrefour las concentraciones parecieran haber disminuido en el tiempo; sin embargo, esto está influenciado por el cambio temporal del punto de monitoreo, puesto que actualmente no se consideran los aportes del río Nuevo y del río Negro.

En Tv91 se notó una disminución de los coliformes fecales en referencia a Carrefour, al pasar la mediana de $4,6 \times 10^6$ NMP/100 mL

a $1,6 \times 10^6$ NMP/100 mL en Tv91. Teniendo en cuenta que el caudal aumentó considerablemente en este punto (Tv91), se afirma que hubo una fuerte dilución de los contaminantes. Finalmente, en Salitre Alameda las concentraciones variaron en un rango más amplio que en Tv91, y la mediana de las concentraciones aumentó entre Tv91 y Alameda, al mostrar aportes de coliformes fecales en este sector del río. Al igual que en Tv91, pero en menor proporción, la mediana del 2010-2011 fue inferior a lo reportado en los históricos y 2009-2010.

3.1.1.15. Sulfuros

En la figura 3.19 se presenta el perfil de sulfuros para cada uno de los puntos de monitoreo del río Salitre. Se aprecia un incremento importante en los valores a partir del punto Calle 53. En los puntos primero y segundo los sulfuros fueron los más bajos del río, y la mayoría de los datos fueron inferiores al límite de detección; por lo tanto, la mediana en los dos puntos fue 0,5 mg/L, aunque se encontraron datos hasta de 1,1 mg/L. Esto se debe a las altas concentraciones de oxígeno presentes en el agua en este

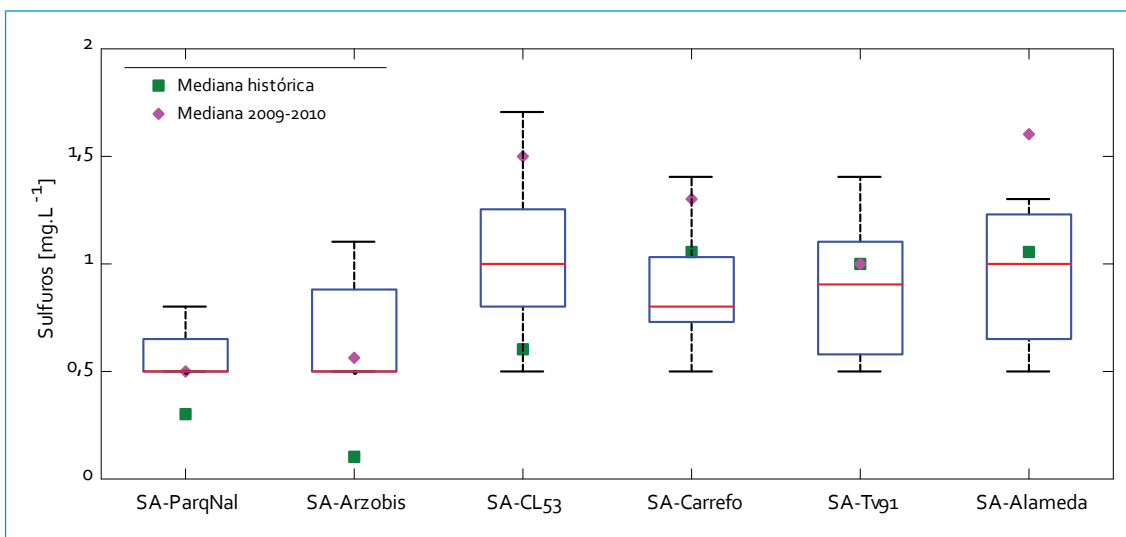


Figura 3.19. Perfil de sulfuros: río Salitre

tramo. En comparación con las concentraciones de sulfuros registradas durante 2009-2010 (0,5 mg/L) se sugiere un comportamiento constante entre los dos periodos; sin embargo, en estos dos puntos la mediana histórica estuvo por debajo de 0,5 mg/L (límite de detección Laboratorio de Ambiental Uniandes), puesto que el de detección de sulfuro para dichos monitoreos fue de 0,1 mg/L.

Los sulfuros en Calle 53 fueron más altos y más variables que en los primeros puntos, con un rango de variación de entre 0,5 y 1,7 mg/L. El cambio de la mediana de sulfuros entre Arzobispo y Calle 53 muestra un impacto de las aguas residuales en los sulfuros del río, al aumentar en aproximadamente el doble las concentraciones de sulfuros de un punto a otro. En referencia a los resultados del 2009-2010, se notó que para este periodo los datos fueron inferiores, ya que la mediana de dicho periodo superó en un 30 % la mediana del 2010-2011. Sin embargo, frente a los registros históricos, se notó un aumento, ya que la mediana del 2010-2011 superó en un 40 % la histórica. Estas variaciones en el tiempo no permiten establecer una tendencia en el comportamiento de

los sulfuros en esta parte del río. En Carrefour se notó una pequeña diferencia respecto al punto anterior. Dado que la diferencia en las medianas es muy pequeña, se considera un comportamiento relativamente constante. A partir de Tv91, las medianas de concentraciones de sulfuros se mantuvieron constantes a lo largo del río y mostraron el poco impacto que generan las descargas en términos de sulfuros en este sector del río. En relación con los resultados del 2009-2010 y los históricos, desde Carrefour hasta Salitre Alameda se notó una leve reducción en las medianas de las concentraciones de sulfuro. Como se ha explicado, esta reducción está ligada a efectos de dilución.

3.1.1.16. Fenoles

En la figura 3.20 se observa un incremento importante en los valores de fenol a partir del punto Calle 53, donde la mediana pasa de 0,08 mg/L en Arzobispo a 0,21 mg/L en este punto. En los puntos primero y segundo, los fenoles fueron los más bajos del río, y la mayoría de los datos estuvieron cercanos al límite de

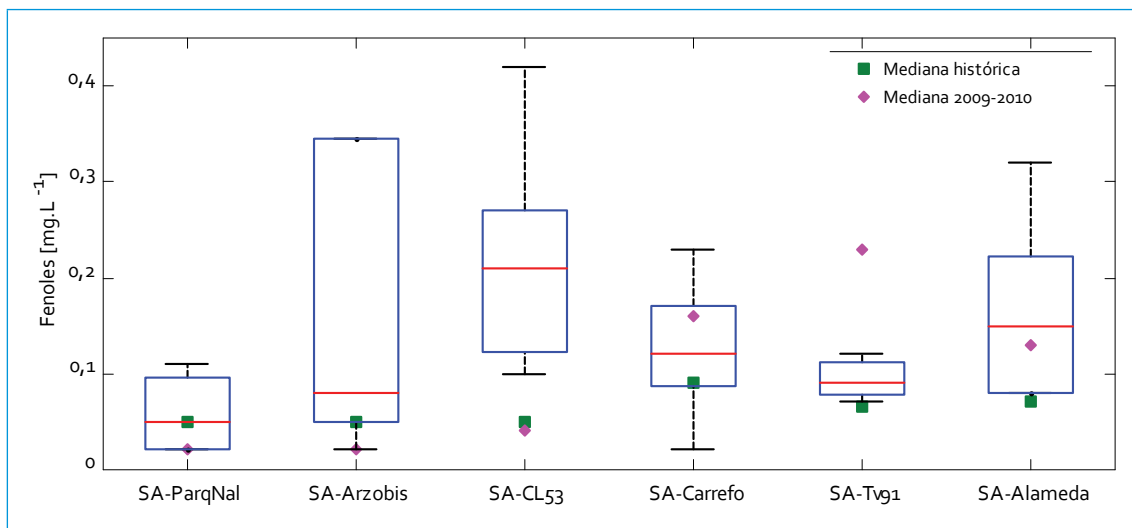


Figura 3.20. Perfil de fenoles: río Salitre

detección; por lo tanto, las medianas estuvieron entre 0,05 y 0,08 mg/L, aun cuando se encontraron datos un poco más elevados en Arzobispo. En comparación con las concentraciones de fenoles registradas durante 2009-2010 (0,02 mg/L) y las históricas (0,05 mg/L), se puede apreciar un comportamiento relativamente constante entre los tres periodos.

Los fenoles en Calle 53 fueron más altos y más variables que en los primeros puntos con un rango de variación de entre 0,1 y 0,42 mg/L. El cambio de la mediana de fenoles entre Arzobispo y Calle 53, al igual que los sulfuros, muestra un impacto de las aguas residuales en la cantidad de fenoles transportados en este sector del río, que aumenta en más del doble la mediana; pero, a diferencia de los sulfuros, la de Calle 53 fue la más elevada del río, incluso más alta que la de Salitre Alameda. En referencia a los resultados del 2009-2010 y los históricos, se notó que para este periodo los datos fueron superiores, ya que la mediana de 2010-2011 superó en un 81 y un 76 % a la mediana del 2009-2010 y la histórica, respectivamente. En este punto solo se había presentado un incremento a lo largo del tiempo para SST.

En Carrefour se notó una disminución respecto al punto anterior de aproximadamente un 40 %, lo que lleva a pensar que las condiciones del río permiten una dilución de fenoles en este sector. Al igual que la mayoría de parámetros, en Tv91 se cuantificó una leve disminución de la mediana de concentraciones de fenoles con relación al punto anterior; mientras que en Salitre Alameda se notó un pequeño incremento. En Carrefour y Tv91 no fue viable establecer una tendencia del comportamiento de los fenoles a lo largo del tiempo, ya que la mediana de 2010-2011 estuvo entre la mediana del 2009-2010 y la histórica, aunque acercándose más a la histórica y denotando que el periodo más crítico en estos puntos fue 2009-2010.

3.1.1.17. Metales

3.1.1.17.1. Bario

El perfil longitudinal de las concentraciones de bario se presenta en la figura 3.21. Las concentraciones en el río Salitre variaron entre 0,02 y 0,22 mg/L. El comportamiento es similar al de la mayoría de contaminantes;

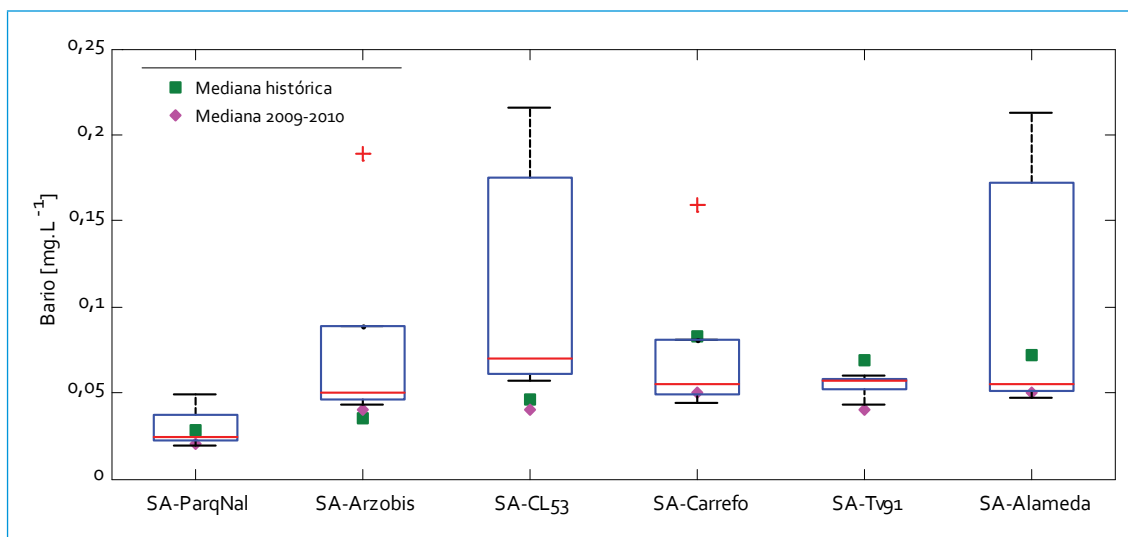


Figura 3.21. Perfil de bario: río Salitre

sin embargo, los rangos de variación son más pequeños y las medianas permanecen casi constantes a partir del segundo punto de monitoreo.

Las concentraciones en el primer punto de monitoreo fueron muy homogéneas; tanto que 0,05 mg/L fue el valor más elevado. Por ello se podría pensar que el bario encontrado en este punto es de origen natural y no presenta alguna afectación a la calidad del agua. En los siguientes puntos se notó un incremento respecto al primer punto de aproximadamente un 50 %, lo cual evidencia que las aguas residuales vertidas al río aumentan de cierta manera el bario en el agua, aunque su impacto no es crítico, ya que la Organización Mundial de la Salud tiene como límite máximo permisible 0,7 mg/L de bario para el agua potable, y en el punto Calle 53, donde se registraron las más altas concentraciones, el máximo no supera los 0,22 mg/L.

En referencia con los resultados obtenidos en monitoreos previos, las concentraciones de bario en el río Salitre han tendido a mantenerse constantes en el tiempo, a excepción de algunos puntos que mostraron leves aumentos,

como Arzobispo, donde la mediana del 2010-2011 superó en 30 % la mediana histórica, y en Calle 53, donde la mediana de 2010-2011 excedió entre un 30 y 40 % las medianas del 2009-2010 e histórica.

3.1.1.17.2. Cadmio

Las concentraciones de cadmio en el río Salitre, al igual que las de cianuro, estuvieron por debajo del límite de detección (0,001 mg/L), razón por la cual no se presenta un perfil longitudinal. Se debe resaltar que este mismo comportamiento se presentó en los registros históricos, aunque el límite de detección de los datos históricos fue inferior al actual (0,0002 mg/L). Las concentraciones de cadmio son tan bajas en el río Salitre que no hay impacto por este contaminante.

3.1.1.17.3. Cinc

El comportamiento es similar al del bario, aunque entre Tv91 y Salitre Alameda se evidenció un pequeño aumento en las medianas (figura 3.22). Los rangos de variación fueron pequeños

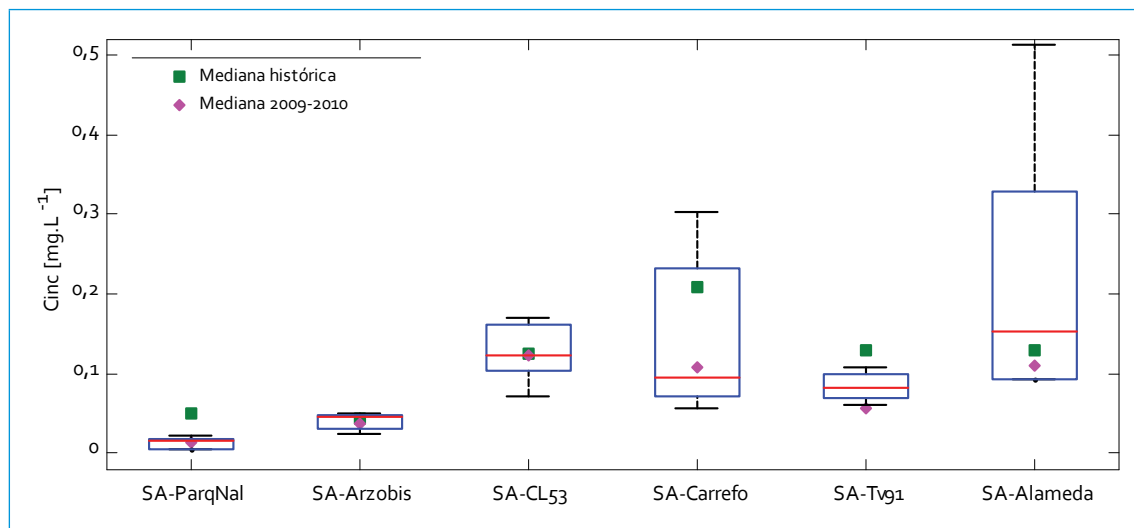


Figura 3.22. Perfil de cinc: río Salitre

y las medianas entre Calle 53 y Tv91 permanecieron casi constantes. Las concentraciones de cinc en el río Salitre variaron entre 0,004 y 0,51 mg/L.

Las concentraciones en el primer punto de monitoreo fueron homogéneas, aun cuando 0,02 mg/L es el valor más elevado, por lo que se afirma que el cinc encontrado en este punto es de origen natural y no presenta alguna afectación a la calidad del agua. Por el contrario, entre Parque Nacional y Calle 53 se encontró un incremento del 65 %, lo cual evidencia que las aguas residuales vertidas en este sector del río afectan la calidad natural en términos de cinc que trae el río antes de su entrada al perímetro urbano.

A partir de Calle 53 las medianas de las concentraciones de cinc no variaron significativamente, aunque las mayores cantidades de cinc se registraron en Salitre Alameda. En referencia a los resultados obtenidos en monitoreos previos, las concentraciones de cinc han tendido a mantenerse constantes en el tiempo, a excepción de algunos puntos que mostraron leves aumentos como Tv91 y Salitre Alameda, donde la mediana del 2010-2011 su-

peró en 31 y 29 %, respectivamente, la mediana del 2009-2010. Igualmente, cabe resaltar que en Carrefour la mediana actual disminuyó en aproximadamente un 50 % respecto a la mediana histórica.

3.1.1.17.4. Cobre

A diferencia de los demás metales analizados, la mediana de las concentraciones de cobre fue menor en Arzobispo que en Parque Nacional; esto se debe a que la mayoría de datos en Arzobispo fueron inferiores al límite de detección (0,001 mg/L), lo que sesgó los datos hacia este valor, a pesar de contar con concentraciones por encima de las reportadas en Parque Nacional. A pesar de estas diferencias entre las medianas, los dos puntos reflejan una buena calidad en cuanto a este metal, y sus variaciones no son significativamente importantes.

Entre Arzobispo y Calle 53 se notó un incremento superior al 90 % (figura 3.23), lo cual reafirma que las aguas residuales vertidas en este sector del río aumentan la cantidad natural de cobre que trae en el primer sector. Después de Calle 53, el comportamiento de cobre en el río

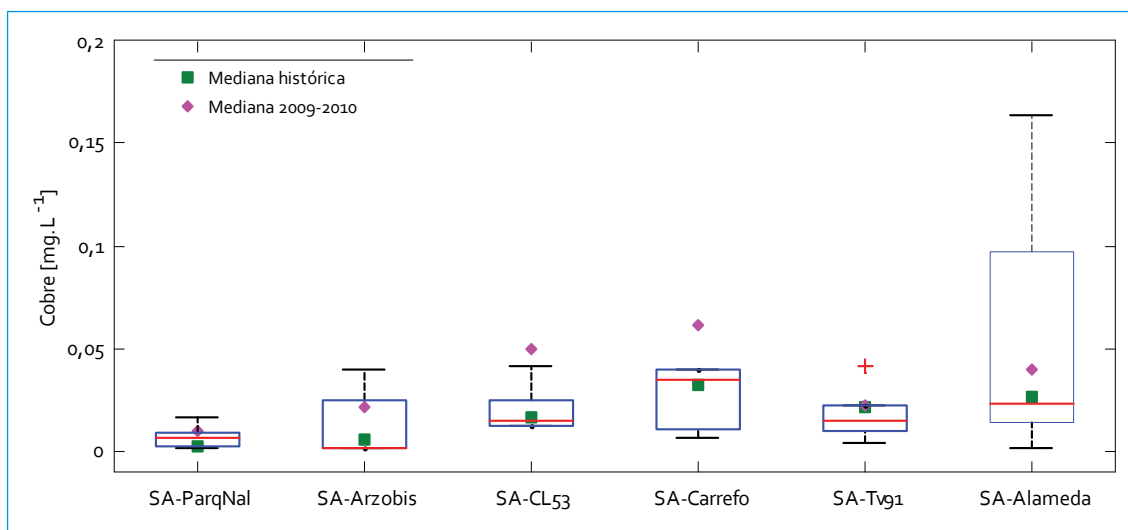


Figura 3.23. Perfil de cobre: río Salitre

fue similar al de la mayoría de contaminantes, ya que entre este punto y Carrefour también se apreció un aumento en las concentraciones. Después de Carrefour la mediana de las concentraciones disminuyó (en Tv91) y alcanzó un valor similar al de Calle 53. Por último, en Salitre Alameda se notó un leve aumento. En referencia con los resultados obtenidos en monitoreos previos, las concentraciones de cobre han tendido a mantenerse constantes o a disminuir en el tiempo; la diferencia más importante en las medianas se notó en Arzobispo, donde la mediana del 2009-2010 y la histórica superaron en aproximadamente un 80 % la mediana actual.

3.1.1.17.5. Cromo total

El comportamiento del cromo tendió a ser constante a lo largo del río, a excepción de un leve aumento que se presentó en Calle 53 (figura 3.24). La mayoría de las medianas estuvieron sesgadas al cuartil 25, que corresponde en todos los casos al límite de detección (0,001 mg/L); los únicos puntos que registraron concentraciones diferentes al límite de

detección fueron Calle 53, Carrefour y Salitre Alameda.

El pequeño incremento (25 %) entre la mediana de Arzobispo y Calle 53 permite considerar un comportamiento relativamente constante a lo largo del río. En referencia con los resultados obtenidos en monitoreos previos, las concentraciones de cromo total han tendido a mantenerse constantes en el tiempo, a excepción de Carrefour, donde la mediana del 2010-2011 fue muy inferior a la histórica. Igualmente, las discrepancias en la mediana actual y la histórica en los primeros puntos de monitoreo (Parque Nacional, Arzobispo y Calle 53) se deben a la diferencia en los límites de detección (0,006 mg/L, actual vs. 0,001 mg/L, histórico).

3.1.1.17.6. Manganeseo

A diferencia de los demás metales analizados, la mediana de las concentraciones aumentó a lo largo del río, aunque se mantuvo constante entre Calle 53 y Carrefour; el incremento más importante se notó entre Parque Nacional y Arzobispo, donde la mediana de las concen-

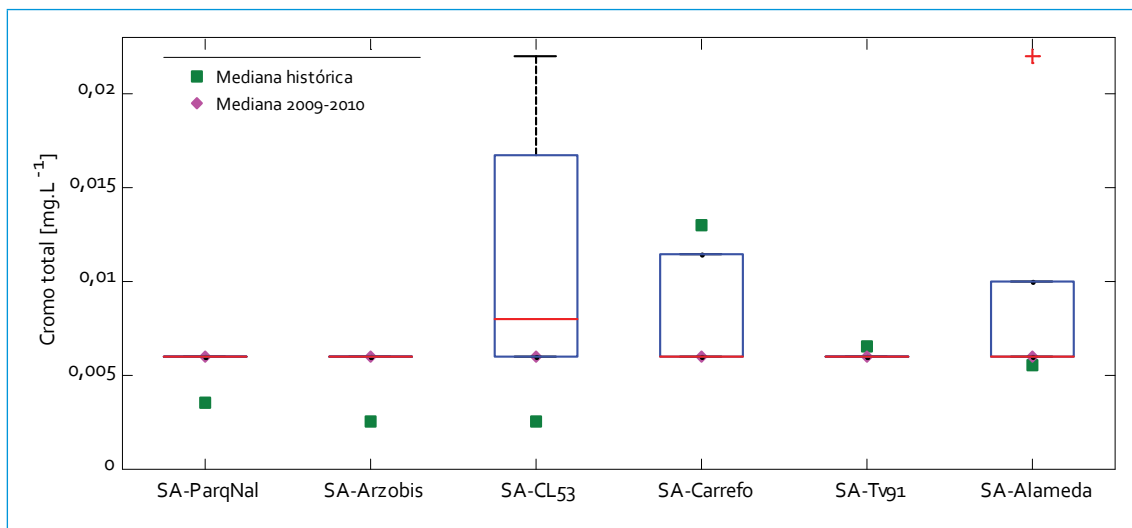


Figura 3.24. Perfil de cromo total: río Salitre

traciones se triplicó. En referencia a los resultados obtenidos en monitoreos previos, las concentraciones de manganeso han variado indiscriminadamente entre los periodos evaluados. Ningún aumento o reducción entre las medianas superó el 39 %, por lo que se podría pensar que el comportamiento no ha variado notablemente en el tiempo. En la figura 3.25 se presenta el perfil longitudinal de las concentraciones de manganeso en el río Salitre para el periodo 2010-2011.

3.1.1.17.7. Níquel

El perfil longitudinal de las concentraciones de níquel en el río Salitre se presenta en la figura 3.26. Como se aprecia, en los primeros puntos las medianas permanecieron constantes y luego se notó un aumento entre Calle 53 y Carrefour y entre Tv91 y Salitre Alameda.

Así como para el cromo total, la mayoría de concentraciones de níquel en el río se encontraron por debajo del límite de detección

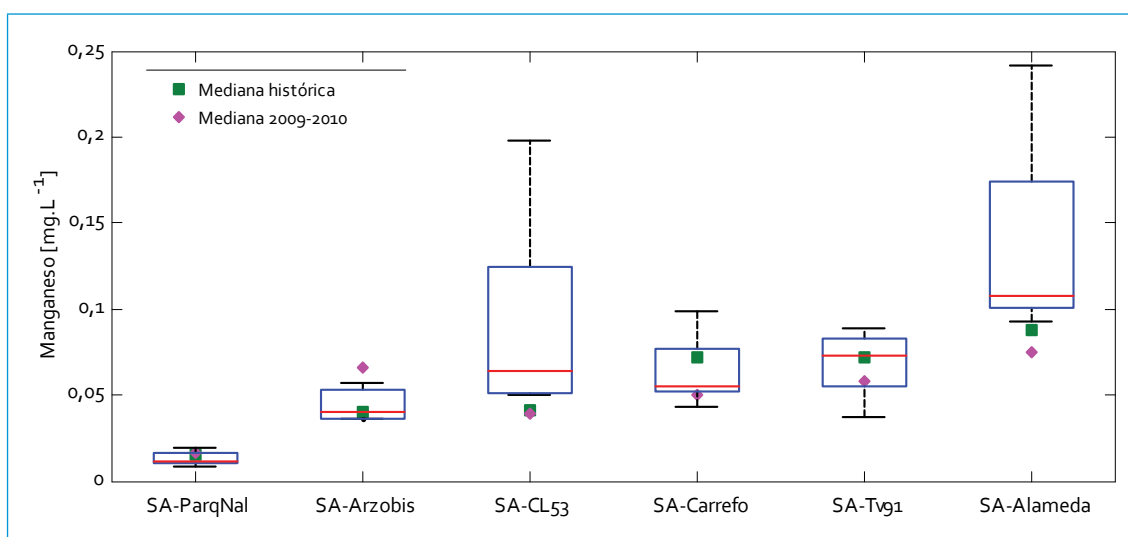


Figura 3.25. Perfil de manganeso: río Salitre

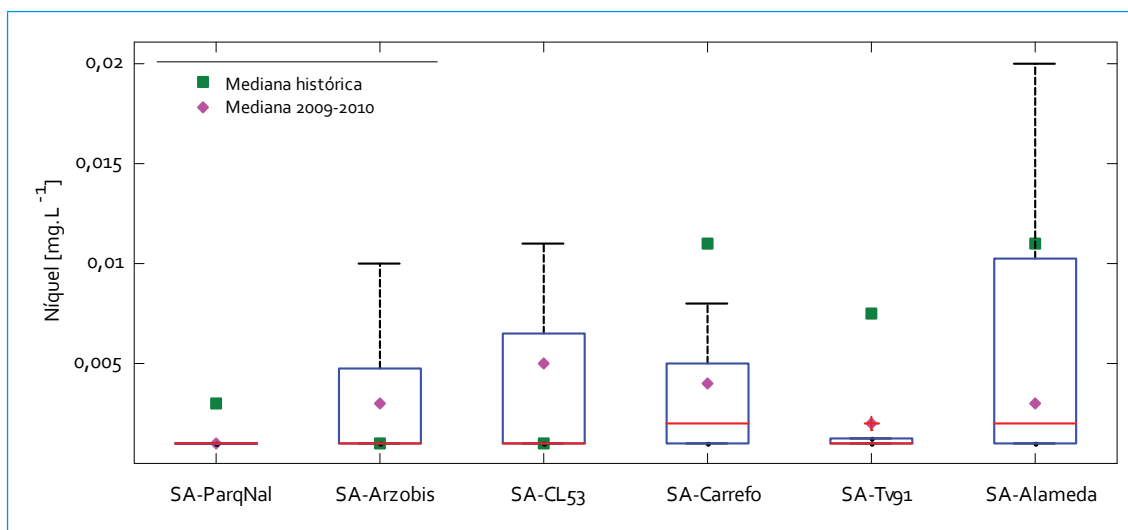


Figura 3.26. Perfil de níquel: río Salitre

(0,001 mg/L), por lo que las medianas estuvieron sesgadas hacia este valor. Las concentraciones que sobrepasaron el límite de detección variaron entre 0,002 y 0,02 mg/L, de las cuales Salitre Alameda fue el punto que registró el valor máximo. Más de la mitad de estos datos se presentaron en monitoreos entre las 12:00 y las 15:30, lo que podría relacionarlos con descargas de aguas residuales. Con relación a los resultados obtenidos en monitoreos previos, las concentraciones de níquel han tendido a disminuir en el tiempo; las diferencias más importantes se dieron entre las medianas de este periodo y las medianas históricas, para los puntos de monitoreo de la parte baja del río (Carrefour, Tv91 y Salitre Alameda).

3.1.1.17.8. Plomo

Las concentraciones de plomo en el río Salitre se presentan en el perfil longitudinal de la figura 3.27. Los datos no presentan variaciones importantes; se encontraron entre 0,003 y 0,072 mg/L. Las concentraciones más altas se presentaron en Carrefour y las más bajas

en Parque Nacional. Aunque las medianas de las concentraciones de plomo tendieron a ser constantes, a lo largo del río se notaron incrementos entre Parque Nacional y Arzobispo de cerca de un 57 %, y entre Calle 53 y Carrefour de un 50 %. Al igual que muchos parámetros, en Tv91 se cuantificó una disminución en la mediana, la cual se mantuvo constante aguas abajo. Los puntos Calle 53 y Carrefour, donde se registraron las máximas concentraciones de plomo, mostraron que las más elevadas se obtuvieron de los monitoreos de la tarde entre las 12:00 y las 15:30.

En comparación con los resultados en los monitoreos previos, a diferencia de todos los metales, a partir del punto Arzobispo se notaron incrementos en las medianas actuales en referencia a las medianas de 2009-2010 y las históricas; la diferencia más notoria fue en Carrefour, donde la mediana actual superó en un 80 % la mediana histórica y en un 50 % la mediana del 2009-2010. Cabe resaltar que el único punto donde se mantuvieron constantes las concentraciones de plomo en los tres periodos evaluados fue en Parque Nacional.

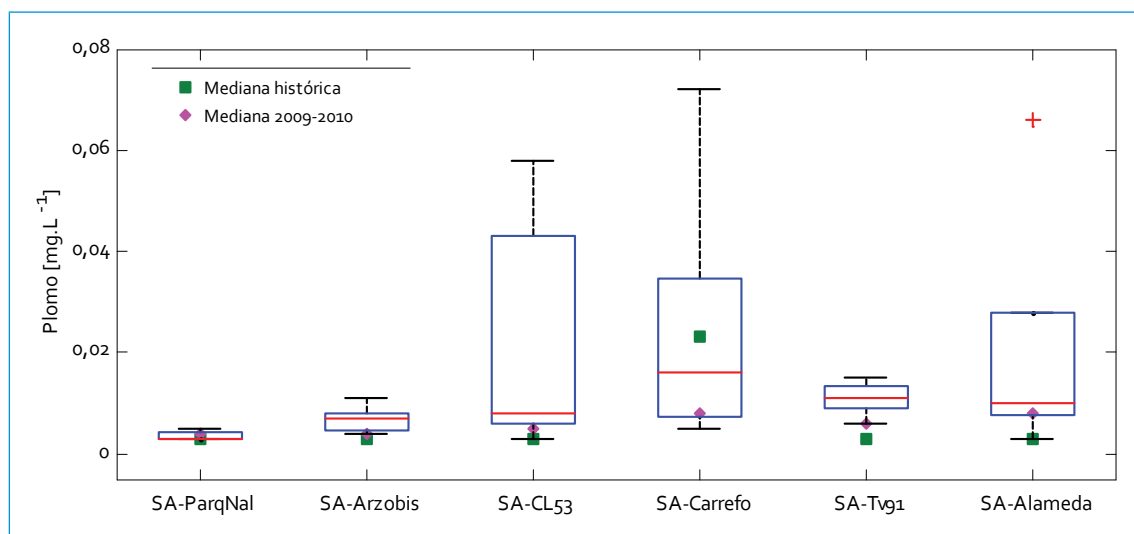


Figura 3.27. Perfil de plomo: río Salitre

3.1.2. Cargas contaminantes

3.1.2.1. DBO

El perfil longitudinal de cargas de DBO₅ en el río Salitre se presenta en la figura 3.28. Dado que las cargas de los primeros tramos son muy inferiores a los demás, en la figura se muestran dos escalas, con el fin de apreciar mejor los cambios entre los tramos y la dispersión de los datos. Igualmente, en la tabla 3.1 se puede observar el cambio de las cargas promedio entre los tramos del río; ello evidencia el fuerte impacto de las descargas de aguas residuales en la cantidad de materia orgánica transportada en el río, especialmente entre los tramos 1 y 2.

Las cargas del tramo 1 corresponden a Parque Nacional donde se encontró poca variación de los datos. En relación con los resultados históricos (carga promedio: 3,2 t/año), la carga promedio actual se ha reducido de manera notable; sin embargo, frente 2009-2010 (0,6 t/año) se ha mantenido relativamente constante y ha mostrado una tendencia de disminución de la materia orgánica en este punto del río entre el 2009 y el 2011.

Para el tramo 2 (punto de monitoreo Calle 53), las cargas fueron poco dispersas y la media (908 t/año) fue muy superior a la obtenida en 2009-2010 (476 t/año) y no muy lejana a la histórica (967 t/año). Ello evidencia, a diferencia del tramo 1, un comportamiento variable en el tiempo, donde los resultados del 2009-2010 son el mejor escenario en este punto del río. Por otra parte, en cuanto a la meta de reducción (850 t), esta se encuentra en cumplimiento, puesto que la diferencia entre la línea base (carga histórica) y la carga actual (carga entre julio del 2010 y mayo del 2011) es de 59 t.

Tabla 3.1. Carga promedio transportada de DBO₅: río Salitre

Parámetro	Río Salitre (t/año)			
	T1	T2	T3	T4
DBO ₅	0,8	908	9616	10870

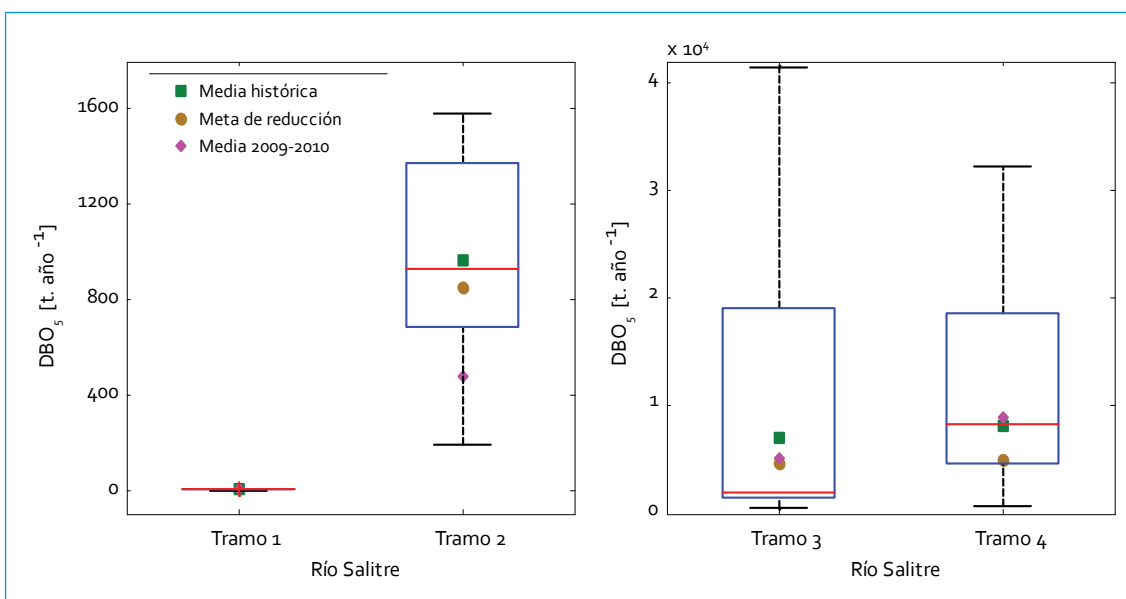


Figura 3.28. Perfil de carga DBO₅: río Salitre

En el tramo 3 se presentaron cargas muy elevadas (entre 35 125 y 41 424 t/año) en los monitoreos de la noche y la madrugada (entre las 23:00 y la 2:00), lo cual es producto de la sensibilidad de la curva de 24 horas en estas horas de monitoreo. Como consecuencia de los valores elevados en cargas, se evidenció una alta dispersión en los datos, donde el promedio (9616 t/año) varió considerablemente de la mediana (1968 t/año), y aumentó frente a la carga promedio de 2009-2010 y la histórica (entre 47 y 27%, respectivamente). Sin embargo, si no se tuvieran en cuenta los valores elevados de carga, se notaría una disminución de las cargas a lo largo del tiempo, pues se observó que la carga promedio actual sería de 5207 t/año, inferior a la histórica (7041 t/año), y relativamente similar a la media del 2009-2010 (5134 t/año). Bajo este escenario, la meta de reducción (4750 t) estaría en cumplimiento para este tramo, puesto que la diferencia entre la carga base y la carga actual es de 1834 t; no obstante, todavía hacen más acciones para lograr la reducción establecida.

Por último, en el tramo 4 la carga actual (10870 t/año) superó la carga histórica y la carga media del 2009-2010 (entre 25 y 18%, respectivamente), lo que muestra un leve incremento de la materia orgánica transportada en este tramo del río. Se debe resaltar que, a finales del 2010 y comienzos del 2011, fue una época muy lluviosa influyente en el aumento de cargas contaminantes. Aún no se ha observado una reducción entre la carga de la línea base y la carga actual.

3.1.2.2. DQO

De acuerdo con los resultados de carga de DQO, se notó un incremento en la carga promedio transportada a medida que el río atraviesa la ciudad (figura 3.29); no obstante, el cambio más drástico se dio entre los tramos 1 y 2 (tabla 3.2), que fue uno de los parámetros (junto con la DBO_5) que más diferencia tuvo entre estos dos.

En el tramo 1 las cargas de DQO fueron las más bajas en comparación con los tramos

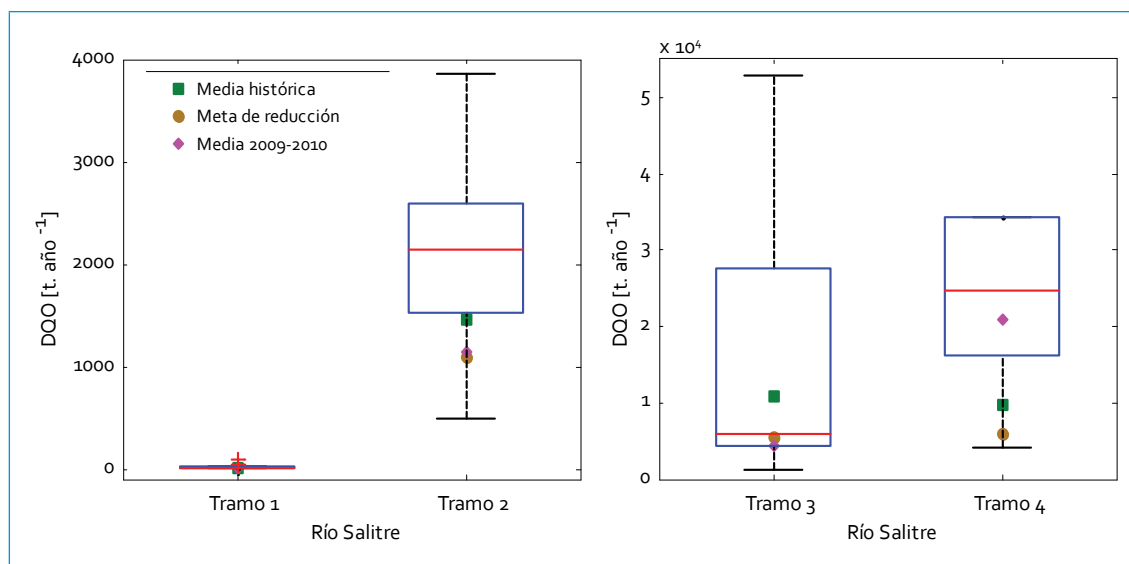


Figura 3.29. Perfil de cargas DQO: río Salitre

Tabla 3.2. Carga promedio transportada de DQO: río Salitre

Parámetro	Río Salitre (t/año)			
	T ₁	T ₂	T ₃	T ₄
DQO	10	2045	15 281	21 293

siguientes. La carga media para este punto no varió respecto a la carga histórica (10 t/año); sin embargo, fue más elevada que la carga promedio del 2009-2010 (4,8 t/año), por las diferencia de caudales que se presentaron en los dos periodos (14 L/s, 2009-2010 vs. 35 L/s, actual), ya que las concentraciones permanecieron relativamente constantes.

En el tramo 2 se presentó un incremento significativo en la carga media respecto al tramo anterior, lo cual está asociado con los vertimientos de agua residual doméstica que se presentan en esa zona. Las cargas no mostraron una variación importante, que estuvieron entre 498 y 3864 t/año. La carga promedio fue superior a la carga obtenida en 2009-2010 (1143 t/año) y a la histórica (1455 t/año), y mostró un aumento de las cargas (entre 44 y 29 %, respectivamente). Por otra parte, la meta de reducción para este tramo (1100 t) significaría una alta remoción de la carga actualmente transportada. A partir de estos resultados aún no se evidencia un cumplimiento de la meta, puesto que las cargas han aumentado entre la línea base y la carga actual.

Para el tramo 3 también se presentaron cargas elevadas y, al igual que para el caso de la DBO₅, se asumió como producto del ajuste de la curva de 24 horas. Como consecuencia de los valores elevados en cargas, se evidenció una alta dispersión en los datos, donde el promedio (15 281 t/año) varió considerablemente de la mediana (6027 t/año), y se notó un aumento importante frente a la carga promedio de 2009-2010 y la histórica (entre un 72 y un 29 %,

respectivamente). No obstante, si no se tomaran en cuenta los valores elevados de carga, se observaría un comportamiento constante en comparación con la carga media histórica (10 872 t/año), y un aumento frente a la carga media de 2009-2010 (4257 t/año). Se observa que bajo estas condiciones, la meta de reducción (5500 t) implicaría una gran remoción, y hasta ahora no se ve un alto cumplimiento de la meta, debido a que la carga promedio que se transporta actualmente en el tramo es muy similar a la carga base.

Por su parte, el tramo 4 mostró un aumento significativo en la carga media frente al promedio histórico (9716 t/año) y bastante cercanía frente a la carga promedio de 2009-2010 (20 890 t/año). No se debe olvidar que la época de lluvia influyó de manera importante en las cargas transportadas en esta parte del río. A partir de estos resultados aún no se evidencia un cumplimiento de la meta de reducción (5900 t), puesto que las cargas han aumentado en un 54 % entre la línea base y la carga actual.

3.1.2.3. SST

En el tramo 1 las condiciones de calidad frente a este parámetro fueron buenas (tabla 3.3). La carga media de SST respecto a los otros tramos es muy pequeña. En referencia a la carga media de 2009-2010 e histórica (1,7 t/año), se presentó un incremento en el tiempo; sin embargo, este aumento está exclusivamente ligado a la época invernal.

Tabla 3.3. Carga promedio transportada de SST: río Salitre

Parámetro	Río Salitre (t/año)			
	T ₁	T ₂	T ₃	T ₄
SST	4,4	2524	7256	14 592

En el tramo 2, las cargas oscilaron entre 425 y 5941 t/año y mostraron una alta dispersión (figura 3.30). La carga promedio entre julio del 2010 y mayo del 2011 se encontró por encima de la media histórica (1227 t/año) y la media de 2009-2010 (632 t/año), aumento que está asociado con la temporada de lluvias de finales del 2010 y comienzos del 2011. Estas condiciones hidrológicas pueden traducirse en un mayor transporte de sólidos, no solo en el río, sino en los canales que descargan sobre él (como el canal de la calle 45 con carrera 24). Por otro lado, la meta de reducción para este tramo de 1100 t representa cerca del 44 % de la carga promedio transportada hoy en día. Se observa que, bajo estas condiciones, no se cumple la meta, debido a que la carga promedio que se transporta actualmente en el tramo es más elevada que la carga base.

Para el caso del tramo 3 se encontró un aumento considerable frente a la carga promedio de 2009-2010 (48 %) y una leve reducción frente a la media histórica (13 %). Dado esto,

no es viable establecer una tendencia de aumento o reducción de las cargas de SST en este tramo del río. A partir de estos resultados, la meta de reducción (6050 t) se encuentra en cumplimiento, puesto que la diferencia entre la carga base y la carga actual es de 1081 t. Por último, en el tramo 4 el promedio de cargas superó la carga histórica (13 070 t/año) y la carga media de 2009-2010 (5842 t/año) entre un 10 y un 60 %, respectivamente, y mostró un incremento de los sólidos transportados en este tramo del río. Bajo estas condiciones no se cumple la meta de reducción en este tramo (6600 t).

3.1.2.4. Nitrógeno total

A partir de la tabla 3.4 se observa que las cargas medias aumentan a lo largo del río y que entre los tramos 1 y 2 el impacto de las descargas de aguas residuales fue uno de los más importantes.

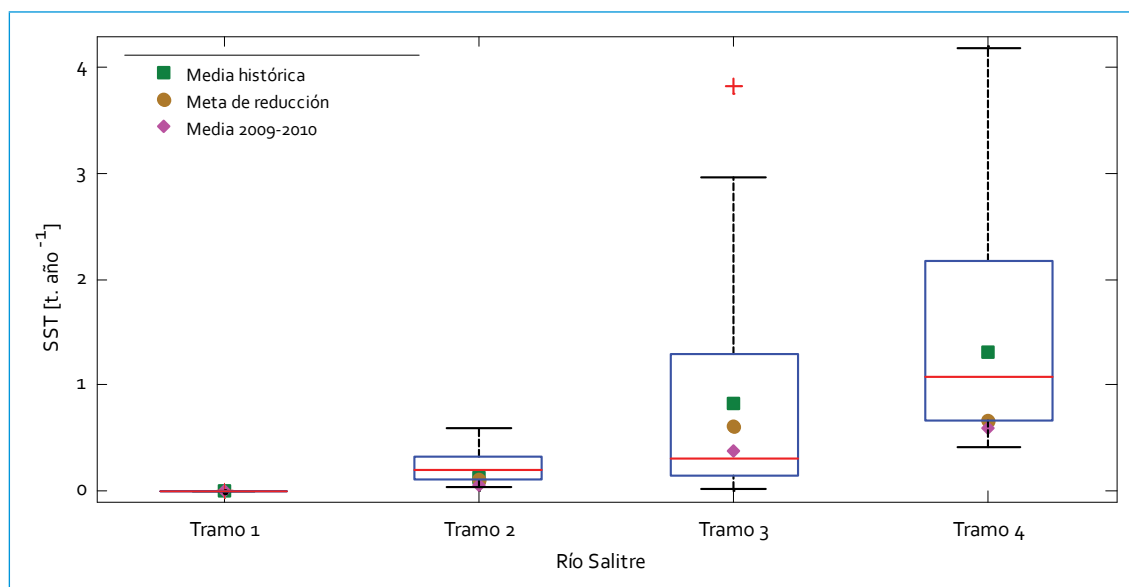


Figura 3.30. Perfil de cargas SST: río Salitre

Tabla 3.4. Carga promedio transportada N_{total} : río Salitre

Parámetro	Río Salitre (t/año)			
	T ₁	T ₂	T ₃	T ₄
N_{total}	1,5	240	2446	2341

Las cargas del tramo 1 corresponden a Parque Nacional, donde se encontró poca variación de los datos, aunque la media actual es levemente superior a la histórica (figura 3.31) y a la de 2009-2010 (1,1 t/año). En el tramo 2, el rango de cargas estuvo entre 33 y 537 t/año. Ello generó que la carga promedio actual (240 t/año) fuera un poco superior a la histórica (169 t/año) y a la carga media del 2009-2010 (148 t/año). A partir de estos resultados, la meta de reducción (135 t) todavía no se encuentra en cumplimiento, puesto que la carga actual es superior a la carga base, en un 29 % aproximadamente.

Un fuerte incremento en la variabilidad de los datos se observó en el tramo 3, donde el valor máximo fue de 9664 t/año y fue la carga más alta del río Salitre, registrada en el cuarto

trimestre del 2010. La carga media obtenida entre julio del 2010 y mayo del 2011 fue 2446 t/año, cifra aproximadamente 37 % superior a la media histórica (1552 t/año) y levemente inferior (12 %) a la media obtenida en el año previo (2779 t/año). Se observó que la meta de reducción (950 t) aún no se está cumpliendo, pues la carga base es inferior a la carga media actual que transporta en promedio este tramo del río.

Finalmente, en el tramo 4, las cargas presentaron una variabilidad menor que para el tramo anterior con un rango entre 244 y 5802 t/año. El promedio de carga (2341 t/año) superó tanto el promedio histórico (1180 t/año) como lo obtenido en 2009-2010 (1782 t/año), entre un 50 y 24 %, respectivamente. En este punto (Salitre Alameda) el efecto de las descargas de agua residual doméstica que se vierten a lo largo del río eleva la cantidad de nitrógeno. La meta de reducción (950 t) implicaría una remoción leve, teniendo en cuenta que la carga media actual es más del doble de la meta propuesta para este tramo y más elevada que la carga base.

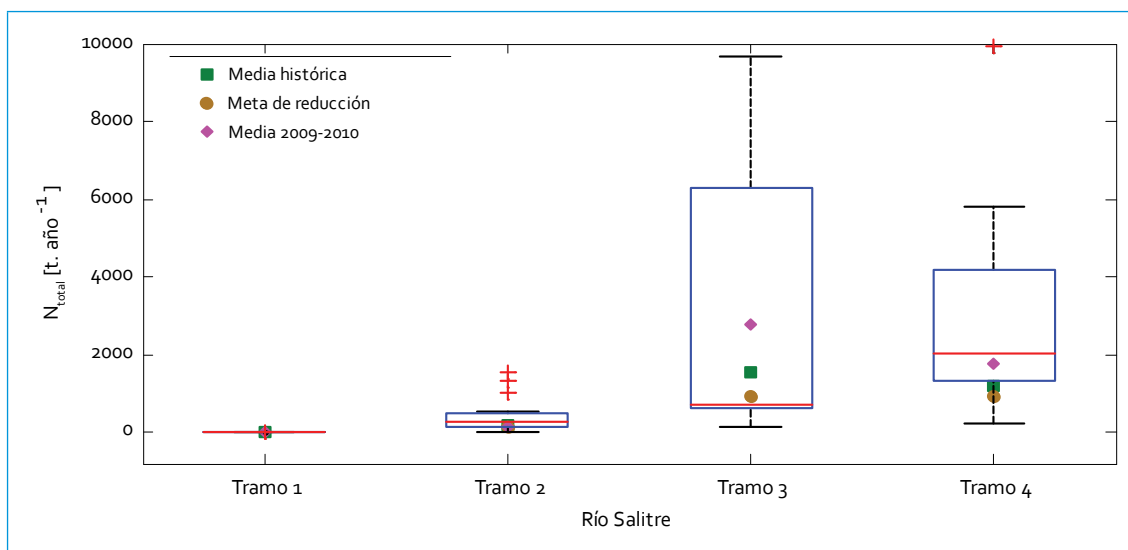


Figura 3.31. Perfil de cargas N_{total} : río Salitre

3.1.2.5. Fósforo total

En la figura 3.32 se presentan las cargas de P_{total} en el río Salitre. Se encontró un incremento en la carga promedio transportada a medida que el río atraviesa la ciudad; sin embargo, el cambio más drástico se dio entre los tramos 1 y 2 (tabla 3.5), que es justo cuando el río ha entrado al perímetro urbano.

Tabla 3.5. Carga promedio transportada P_{total} : río Salitre

Parámetro	Río Salitre (t/año)			
	T1	T2	T3	T4
P_{total}	0,1	27	84	388

Respecto a este parámetro, se observó que en el tramo 1 el comportamiento de las cargas tuvo poca variabilidad: el rango estuvo entre 0,001 y 0,2 t/año. Además, se debe resaltar que fueron las cargas más bajas en comparación con los tramos siguientes. La carga media actual fue superior a la histórica y 2009-2010, y mostró un incremento de P_{total} en el tiempo. Sin embargo, dado que la temporada de lluvia

puede influir en las cargas, se evidenció que entre más húmedo el periodo, mayores fueron las cargas en este tramo.

En el tramo 2 se presentó un incremento significativo en la carga media en cuanto al tramo anterior, lo cual está asociado, como se mencionó, a los vertimientos de agua residual doméstica. Las cargas muestran una variación importante (entre 5,5 y 49 t/año), con una carga promedio de 27 t/año, mayor a la carga obtenida en 2009-2010 (13 t/año) y similar a la histórica (25 t/año). Ello señala una tendencia de poca variación de cargas a lo largo del tiempo. A partir de estos resultados, la meta de reducción (20 t) todavía no se encuentra en cumplimiento, puesto que la carga actual es idéntica a la carga base.

Para el tramo 3 la carga media actual (84 t/año) resultó siendo menor a la histórica (336 t/año) a causa del registro de concentraciones más bajas (3,3 mg/L, actual vs. 5,3 mg/L, 2009-2010, y 7,1 mg/L, históricos). Respecto a la carga media 2009-2010 (156 t/año) se apreció también disminución. Se observa que, bajo estas condiciones, la meta de reducción (250 t) ya se está cumpliendo en un 100 %, pues la

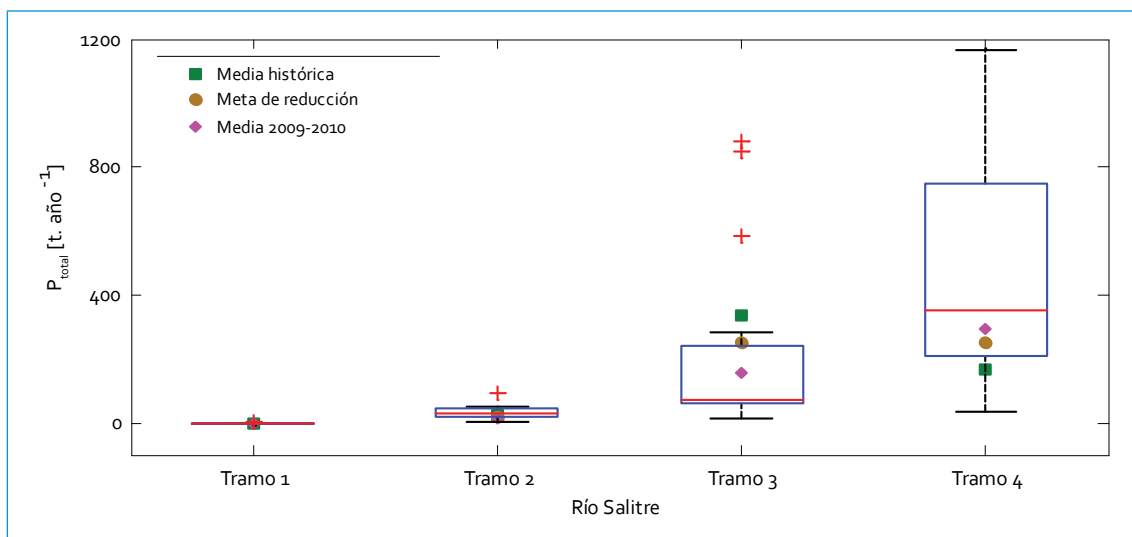


Figura 3.32. Perfil de cargas P_{total} : río Salitre

diferencia entre la carga media actualmente transportada y la carga base es de 252 t.

Por su parte, en el tramo 4 el promedio de cargas para este periodo de monitoreo fue 388 t/año, el cual supera la carga promedio histórica (168 t/año) y también la carga media de 2009-2010 (293 t/año). Ello muestra un incremento de fósforo transportado en este tramo del río, entre un 57% y 25%, respectivamente. Esta diferencia entre los históricos y los resultados obtenidos entre el 2009 y el 2011 obedece a la diferencia entre los caudales reportados para el punto Salitre Alameda. La meta de reducción (250 t) no se encuentra aún en cumplimiento, puesto que la carga actual es superior a la carga base.

3.1.2.6. Grasas y aceites

En la tabla 3.6 se puede observar el cambio de las cargas promedio entre los tramos del río. Se resalta el impacto de las descargas de aguas residuales sobre la cantidad de GyA en el río, especialmente entre los tramos 1 y 2.

Tabla 3.6. Carga promedio transportada de GyA: río Salitre

Parámetro	Río Salitre (t/año)			
	T ₁	T ₂	T ₃	T ₄
GyA	4,6	247	990	2344

Aunque no se puede apreciar en la figura 3.33, las cargas en el tramo 1 fueron poco variables, pues en la mayoría de los monitoreos las concentraciones fueron no detectables. Ello mostró que esta parte del río no está afectada por este contaminante. Respecto a la carga media histórica (5 t/año) se evidenció una reducción en las cargas. Para el segundo tramo las cargas variaron entre 16 y 631 t/año y la media (247 t/año) fue superior a la obtenida en 2009-2010 (125 t/año) y a la histórica (107 t/año), que evidenció un aumento en las cargas de GyA. Este incremento está ligado en su mayoría a las diferencias de caudales en el punto Calle 53 entre los periodos analizados (122 L/s, históricos, y 164 L/s, 2009-2010 vs. 296 L/s, 2010-2011), ya que las concentraciones no

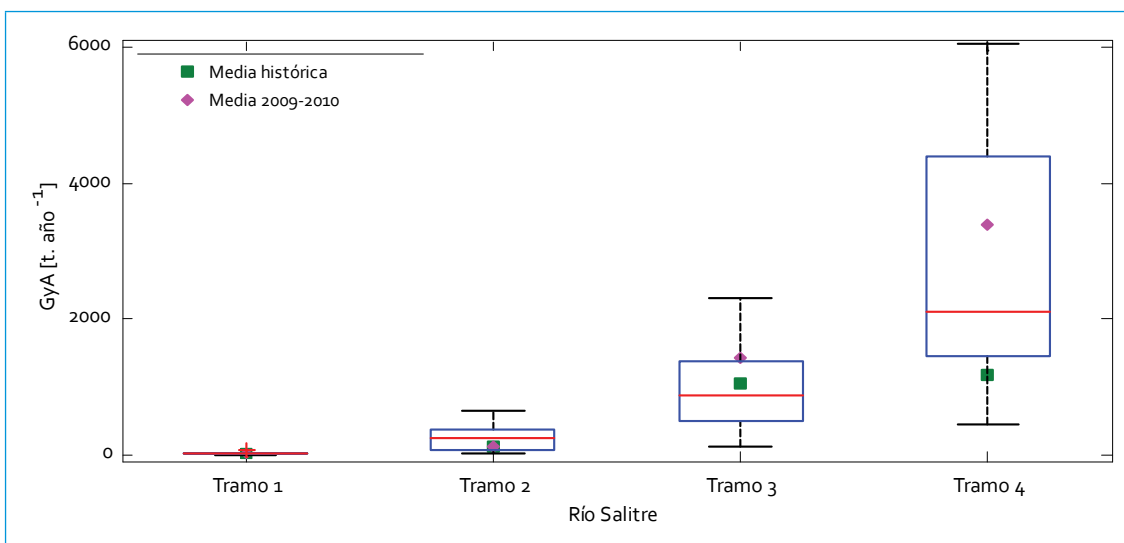


Figura 3.33. Perfil de cargas GyA: río Salitre

han variado de manera significativa (30 mg/L, aproximadamente).

En el tramo 3 se observó una mayor dispersión en las cargas de GyA en comparación con el tramo anterior. Por otro lado, la carga media actual (990 t/año) mostró una tendencia de reducción en cuanto a la carga promedio histórica (1053 t/año) y frente a la media de 2009-2010 (1437 t/año). Las altas cargas que se presentaron en 2009-2010 fueron debido a una notoria diferencia en la concentración media de GyA (91 mg/L, 2009-2010) frente a las concentraciones promedio actuales (41 mg/L). Por último, en el tramo 4 las cargas presentaron una variabilidad mucho mayor que para el tramo anterior con un rango entre 443 y 6069 t/año. En comparación con la carga media histórica (1172 t/año), la carga promedio actual (2344 t/año) aumentó un 50 %, pero disminuyó (32 %) en cuanto a los resultados de 2009-2010 (3396 t/año), situación que impide establecer una tendencia en las cargas de GyA en este tramo del río.

3.1.2.7. SAAM

Así como otros parámetros, las cargas de los dos primeros tramos son inferiores a los demás; por lo tanto, la figura 3.34 se presenta en dos escalas. Los cambios en la carga media durante julio del 2010 y mayo del 2011 se presentan en la tabla 3.7. La diferencia más importante entre los tramos se dio entre el 1 y el 2. En el primero las cargas de SAAM fueron poco variables y muy bajas; se encontró un aumento entre el 52 y el 45 % frente a la carga media histórica y la media de 2009-2010, respectivamente. Sin embargo, este aparente aumento en las cargas está influenciado, sobre todo, por el caudal, ya que las concentraciones

Tabla 3.7. Carga promedio transportada SAAM: río Salitre

Parámetro	Río Salitre (t/año)			
	T1	T2	T3	T4
SAAM	0,2	35	119	748

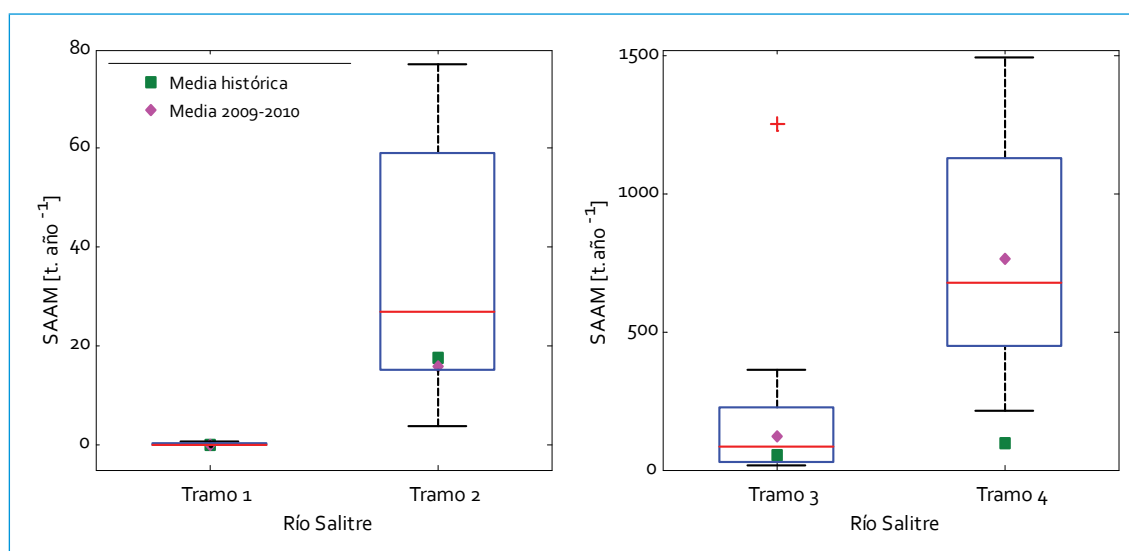


Figura 3.34. Perfil de cargas SAAM: río Salitre

promedio de SAAM en esta parte del río han disminuido (0,16 mg/L, histórico, y 0,13 mg/L, 2009-2010 vs. 0,10 mg/L, actual).

Para el tramo 2 las cargas aumentaron respecto a los históricos y 2009-2010. Como se puede ver en la figura 3.34, la media histórica y la de 2009-2010 (17 y 16 t/año, respectivamente) constituyen aproximadamente el 33 % de todas las cargas reportadas para este periodo de monitoreo. La carga media actual es más del doble de la histórica, afectada con el aumento de caudales y de las concentraciones promedio, ya que para los monitoreos actuales la concentración media fue de 4,4 mg/L y para los otros periodos estuvo entre 2,8 y 4,4 mg/L.

Para el tramo 3 se observó un aparente aumento, pues la carga media actual en referencia a la histórica (55 t/año) fue bastante superior, aunque se mantuvo constante respecto a la carga media 2009-2010 (119 t/año). Se presume que las concentraciones reportadas en los datos históricos (2,2 mg/L) son muy bajas, para lo que debería haber en este punto, pues ya se han recibido varias descargas de aguas residuales que muy probablemente aumentan la concentración media de SAAM en el río. Por último, en el tramo 4 las cargas presentaron una variabilidad mayor que el tramo anterior, con un rango entre 213 y 1494 t/año. Para este periodo de monitoreo la carga media fue bastante mayor a la histórica (98 t/año) y tuvo un comportamiento relativamente constante frente a los resultados de 2009-2010 (766 t/año).

3.2. Calidad del agua (wqi)

En el tramo 1 del río Salitre solo se encuentra un punto de monitoreo (Parque Nacional). Sobre este se obtuvieron 143 datos, de los cuales 10 no alcanzaron los objetivos de calidad.

A partir de la estimación del wqi, la calidad del agua en este primer tramo fue **bueno**. Los parámetros que no satisficieron los objetivos de calidad fueron oxígeno disuelto y pH. Como se puede ver en la tabla 3.8, el wqi para este tramo fue de 88.

Tabla 3.8. wqi río Salitre: tramo 1

Parámetro	Núm. datos que no alcanzan	Variables	Valor
Oxígeno disuelto	5	F1	20,00
DBO ₅	0	F2	6,99
DQO	0	nse	0,005
N _{total}	0	F3	0,46
P _{total}	0	wqi	87,76
SST	0		
Grasas y aceites	0		
Coliformes fecales	0		
pH	5		
SAAM	0		

Se debe resaltar que tanto el oxígeno disuelto como el pH tuvieron la misma frecuencia en no alcanzar los objetivos de calidad; el 33 % de los datos de cada variable estuvo fuera a lo establecido en la Resolución 5731 del 2008 (7 mg/L para oxígeno disuelto y 6 unidades para pH). Los valores de oxígeno que no alcanzaron el objetivo, no estuvieron muy lejanos: el rango de variación de estos datos estuvo entre 6,75 y 6,95 mg/L, que refleja, de igual manera, una calidad buena respecto a este parámetro.

Lo mismo ocurrió para el pH, los datos que no lograron el objetivo se encontraron medianamente cercanos al límite inferior (6 unidades), en un rango de variación de 4,72 a 5,93. Al comparar el wqi de este periodo (2010-

2011) con el WQI del 2009-2010, la calidad de este tramo se ha mantenido en la misma categoría (**buena**). Aunque en los dos periodos el oxígeno disuelto fue una variable crítica, en 2010-2011 hubo menos valores por debajo del objetivo. Por el contrario, el pH mostró una mayor frecuencia en no alcanzar el objetivo para el periodo 2010-2011; por lo que el valor de WQI se mantuvo casi constante entre los dos periodos.

En el tramo 2 de este río hay dos puntos de monitoreo (Arzobispo y Calle 53) con un total de datos de 287, de los cuales 88 no lograron los objetivos de calidad. La calidad de agua de este tramo fue **marginal**. Cabe resaltar que todos los parámetros, excepto el pH, superaron los objetivos de calidad, aun cuando SAAM, DBO₅, DQO, SST, N_{total} y GyA fueron los parámetros más críticos (tabla 3.9). Entre el 52 y el 40 % de los datos de estos parámetros excedieron los objetivos de calidad.

Tabla 3.9. WQI río Salitre: tramo 2

Parámetro	Núm. datos que no alcanzan	VARIABLES	Valor
Oxígeno disuelto	6	F1	80,00
DBO ₅	12	F2	30,70
DQO	12	nse	0,26
N _{total}	12	F3	20,53
P _{total}	0	WQI	49,13
SST	12		
Grasas y aceites	11		
Coliformes fecales	8		
pH	0		
SAAM	15		

A diferencia del tramo 1, el 2 tuvo una alta frecuencia en no alcanzar los objetivos; además, los valores que excedieron se alejaron en gran cantidad de los objetivos de calidad, especialmente algunos de oxígeno disuelto, SST y GyA. El punto Arzobispo presentó una mejor calidad que Calle 53, pues tan solo el 12 % de los datos de calidad de este punto sobrepasó lo establecido en los objetivos; en Calle 53 el 49 % de los datos excedió los objetivos. Del total de datos de SAAM (tanto de Arzobispo como de Calle 53) el 52 % de los datos estuvieron por encima del objetivo de calidad (3 mg/L), y fue la variable más crítica del tramo. Por otro lado, tanto DBO₅, DQO, N_{total} y SST mostraron la misma cantidad de datos en exceder los objetivos de calidad; además, la mayoría de estos datos se presentaron en Calle 53, lo cual evidencia que este punto es el más afectado por las descargas de aguas residuales del tramo 2.

Al comparar el WQI de este periodo con el WQI del 2009-2010, la calidad del agua de este tramo mejoró; sin embargo, se mantuvo en la misma categoría **marginal**. Aunque el valor del WQI no cambió significativamente entre los dos periodos (pasó de 45 a 49), se notaron algunas diferencias que favorecieron la calidad para el periodo 2010-2011. La cantidad de variables que no lograron los objetivos se redujo en 2010-2011, ya que todos los valores de pH se mantuvieron dentro del rango establecido (6-9 unidades). También se observó que los valores que no alcanzaron el objetivo de oxígeno disuelto en 2009-2010 (rango 0,1-0,7 mg/L) se alejaron más del objetivo que los valores del 2010-2011 (rango 0,4-1,7 mg/L). Ello muestra que en el periodo 2010-2011 se elevó un poco la cantidad de oxígeno disuelto en el tramo.

En el tramo 3 están los puntos Calle 53 y Carrefour Avenida 68, con 292 datos en total,

de los cuales 87 no alcanzaron los objetivos de calidad. De acuerdo con el cálculo del wqi la calidad del agua en este tramo fue **marginal** (tabla 3.10). En general, se notó que la calidad del agua en los dos puntos de este tramo fue homogénea, aunque el punto Calle 53 presentó una calidad levemente mejor que Carrefour Av.68; el 25 % de los datos de calidad en Calle 53 sobrepasó lo establecido en la Resolución 5731 del 2008, mientras que en Carrefour el 34 % de los datos excedió los objetivos.

Tabla 3.10. wqi río Salitre: tramo 3

Parámetro	Núm. datos que no alcanzan	Variables	Valor
Oxígeno disuelto	7	F1	80,00
DBO ₅	5	F2	29,80
DQO	9	nse	0,20
N _{total}	8	F3	16,82
P _{total}	0	wqi	49,76
SST	9		
Grasas y aceites	15		
Coliformes fecales	16		
pH	0		
SAAM	18		

Los parámetros críticos fueron coliformes fecales, SAAM y GyA, aunque SAAM, al igual que en el tramo 2, fue el parámetro que más veces excedió el objetivo de calidad (el 62 % de los datos de SAAM superaron los 3 mg/L). A diferencia de los tramos 1 y 2, en el tramo 3 se presentó un alto porcentaje de datos de coliformes fecales que excedió el objetivo, lo cual evidencia la afectación de las descargas de aguas residuales domésticas en esta parte del río.

Por otro lado, también se presentó una cantidad importante de datos de GyA por en-

cima del objetivo, y algunos de estos se alejaron en gran cantidad del objetivo (30 mg/L) siendo el rango de los datos que excedieron entre 37 y 110 mg/L. DQO, N_{total} y SST mostraron casi la misma cantidad de datos en exceder los objetivos de calidad; para DQO y N_{total} la mayoría de los datos en exceder se presentaron en Carrefour Av.68, y para SST, en Calle 53. Se debe resaltar que para el oxígeno disuelto se notó una marcada diferencia en los datos de Calle 53 y Carrefour, ya que tan solo el 7 % de los datos de Calle 53 estuvo por debajo del objetivo, mientras que el 40 % de los datos en Carrefour no alcanzó el objetivo.

Se presentó una variación en el wqi del periodo 2010-2011 y del reportado para 2009-2010. Ello denota que este tramo presentó la mejora más alta del río, al pasar de **pobre** (wqi: 37) a **marginal** (wqi: 50). Se debe resaltar que en este lapso disminuyó la cantidad de variables que no alcanzaron los objetivos, puesto que el 100 % de los datos de P_{total} y de pH se encontraron dentro lo establecido. Igualmente, se redujo la cantidad de datos en no lograr los objetivos (en este periodo el 30 % de los datos excedieron los objetivos, mientras que en 2009-2010 fue el 33 %). Además, los datos que excedieron estuvieron más alejados de los objetivos en 2009-2010 que en 2010-2011. Por ejemplo, el rango de datos de GyA por fuera del objetivo estuvo entre 34 y 263 mg/L para 2009-2010; entre tanto, en 2010-2011 estuvo entre 37 y 110 mg/L.

Por último, en el tramo 4 (Carrefour Av. 68, Tv91 y Salitre Alameda), el wqi mostró una calidad del agua **marginal**. Este tramo contó con un total de 427 datos, de los cuales 128 no alcanzaron los objetivos de calidad. Todos los parámetros, a excepción de P_{total} y pH, sobrepasaron los objetivos de calidad al menos una

vez, como se puede ver en la tabla 3.11. El WQI para este tramo fue de 48.

Tabla 3.11. WQI río Salitre: tramo 4

Parámetro	Núm. datos que no alcanzan	Variables	Valor
Oxígeno disuelto	33	F1	80,00
DBO ₅	4	F2	30,00
DQO	8	nse	0,39
N _{total}	11	F3	27,94
P _{total}	0	WQI	48,10
SST	5		
Grasas y aceites	14		
Coliformes fecales	24		
pH	0		
SAAM	29		

Los parámetros que con más frecuencia superaron los objetivos de calidad fueron oxígeno disuelto, SAAM y coliformes fecales. El 77 % de los datos de oxígeno disuelto fueron inferiores a 0,5 mg/L; el 65 % de los datos de coliformes fecales fueron superiores a 1×10^6 NMP/100 mL, y el 64 % de los datos de SAAM excedieron 3 mg/L. Según esto, en la gran mayoría de monitoreos la calidad del agua fue muy baja en relación con estos parámetros. Los valores de oxígeno disuelto fueron lejanos al

objetivo de calidad (rango 0,05-0,42 mg/L) e hicieron de este parámetro el más crítico del tramo. Por otro lado, el N_{total} también fue un parámetro importante, ya que el 24 % de los datos en el tramo 4 no alcanzó el objetivo. La mayoría de estos datos se presentaron en Carrefour Av. 68 (7 datos), mientras que en Tv91 y Salitre Alameda se observaron menos datos (4 datos entre los dos puntos).

El punto Tv91 presentó una calidad levemente mejor para este tramo que Carrefour Av. 68 y Salitre Alameda, ya que de todos los valores reportados en Tv91, el 32 % no alcanzó los objetivos de calidad del tramo 4, mientras que en Carrefour Av. 68 y Salitre Alameda, el 43 % y 41 % de los datos sobrepasaron los objetivos.

Al comparar el WQI de este periodo con el WQI del 2009-2010, la calidad de este tramo, al igual que el anterior, mejoró porque cambió de categoría **pobre** a **marginal**. Esta mejora se debe, sobre todo, a que la cantidad de variables que no alcanzaron los objetivos disminuyó en este periodo, ya que todos los datos de P_{total} y pH se encontraron dentro de lo establecido. Al igual que el tramo anterior, se notó que los datos que excedieron, estuvieron más alejados de los objetivos en 2009-2010 que en 2010-2011 para casi todos los parámetros. A continuación se presenta el mapa de calidad para el río Salitre (figura 3.35).

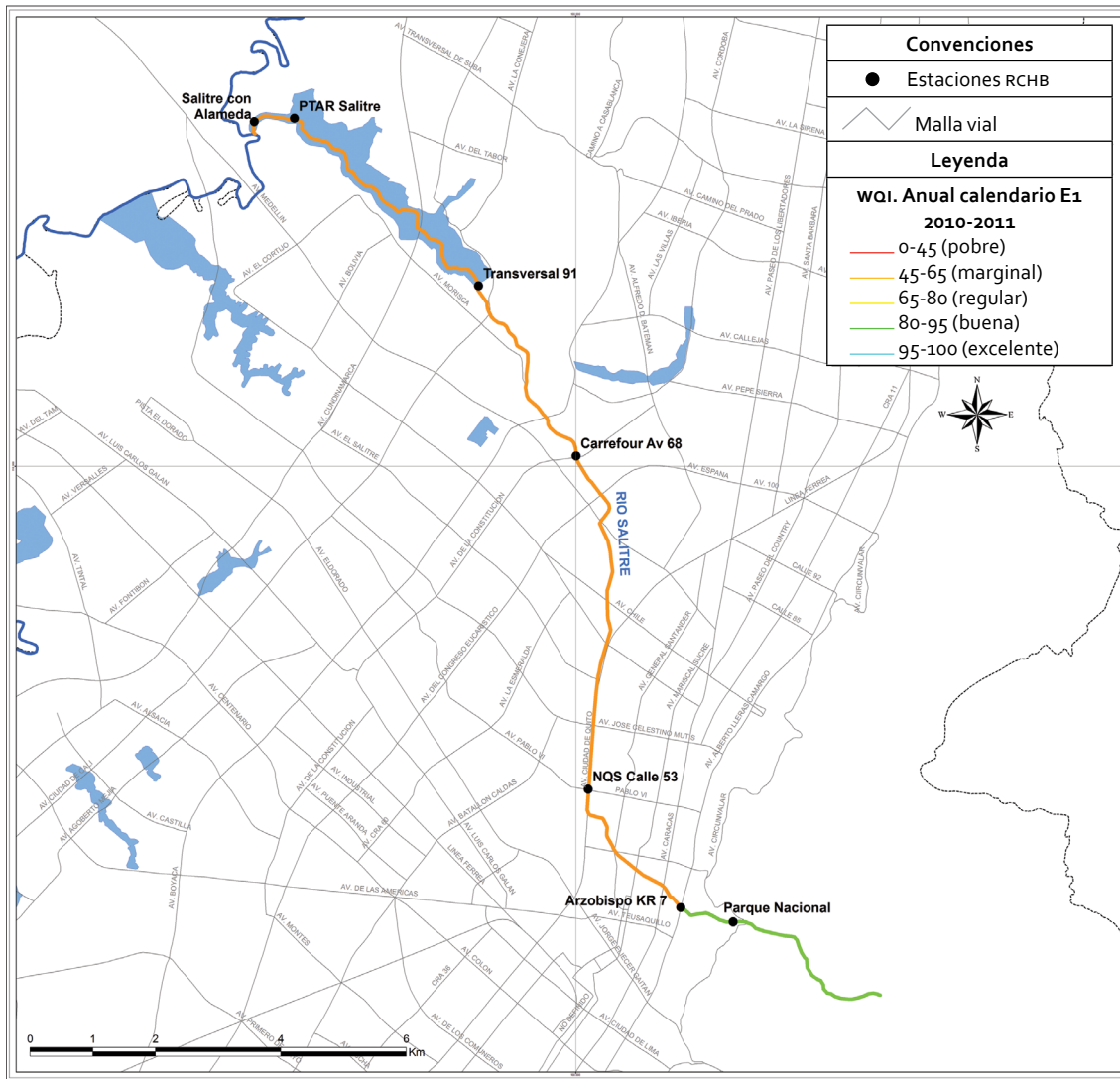


Figura 3.35. Mapa de calidad: río Salitre

4. RÍO FUCHA

4.1. Resultados del monitoreo fisicoquímico

4.1.1. Validación de datos: diagramas de cajas

4.1.1.1. Caudal

Durante el primer semestre del 2011 se presentó un aumento en los caudales, especialmente en la parte alta del río como FU-KR7, FU-Ferroca y FU-América, lo cual se vio reflejado en un aumento de la mediana actual para todos los puntos de monitoreo. En el punto El Delirio la mediana actual (411 L/s) supera de

manera importante las medianas 2009-2010 y la histórica (166 y 119 L/s, respectivamente). Según los monitoreos, se reportó que en la mayoría de estos se presentaron lluvias y crecientes que podrían explicar este aumento en el caudal. A partir de este punto, se presenta un aumento gradual de la mediana actual respecto a la histórica y la de 2009-2010 hasta el punto Avenida Boyacá (figura 4.1). Para el punto Carrera 7ª (FU-KR7) también se registraron caudales más altos, que aumentaron la mediana a 680 L/s (452 L/s es la mediana histórica), la cual está dentro del rango de la mediana 2009-2010 (766 L/s).

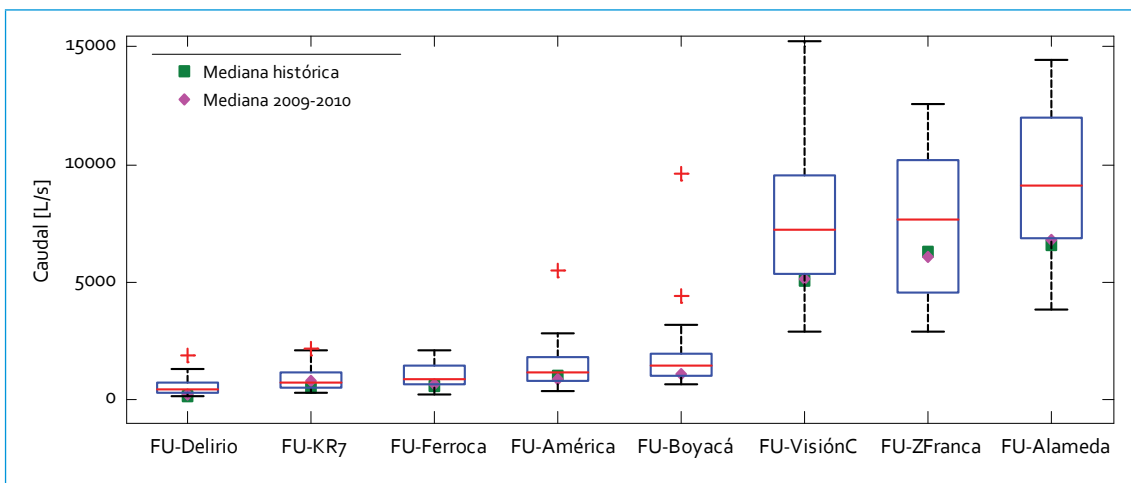


Figura 4.1. Perfil de caudal: río Fucha

Esto se debe a que tanto en 2009-2010 como en 2010-2011 se registraron caudales altos que pertenecieron a una época de lluvias y que reflejó el fuerte invierno para estos periodos de monitoreo. Para FU-Ferroca las diferencias entre la mediana 2010-2011, la obtenida durante 2009-2010 y la histórica son moderadas (832, 623 y 579 L/s, respectivamente). En avenida Las Américas (FU-América) ocurrió un caso similar a FU-Ferroca, ya que las medianas actuales e históricas no difieren en más de un 30 % (1124, 873 y 955 L/s, respectivamente), por lo que el comportamiento del caudal en este punto no ha sufrido variaciones importantes y se encuentra dentro del rango típico de comportamiento. Para el caso de la Avenida Boyacá, aunque no se tienen registros históricos, se puede observar un leve aumento (aproximadamente 40 %) en las medianas 2010-2011 (1448 L/s) y la obtenida el año previo (1045 L/s). En FU-VisiónC, la mediana histórica y la de 2009-2010 fueron muy similares (aproximadamente 5000 L/s), y al comparar estas con la obtenida para 2010-2011 (7186 L/s), se evidencia un aumento de aproximadamente 40 % en el caudal transitado en este punto.

Para el punto de monitoreo Zona Franca (FU-ZFranca), las diferencias entre las medianas de los diferentes periodos de monitoreo fueron menores que para Visión Colombia, pues se encuentran dentro del rango típico de comportamiento y no difieren en más de un 30 %. Finalmente, para el punto Fucha con Alameda (FU-Alameda) las medianas históricas son muy cercanas entre sí (alrededor de 6500 L/s), pero distantes de la mediana de los registros obtenidos en 2010-2011 (9070 L/s), asociado a valores de caudal muy altos (44 365 L/s) reportados para finales de noviembre de 2011.

4.1.1.2. Alcalinidad

El comportamiento de la alcalinidad en el río Fucha es ascendente a medida que llega a su desembocadura (figura 4.2). Para FU-Delirio los niveles de alcalinidad son muy bajos, teniendo una mediana de 8 mg/L, cuya fuente es principalmente el contenido de carbonatos, bicarbonatos e hidróxidos presentes en el agua natural. En FU-KR7 los niveles de alcalinidad aumentan con respecto al punto anterior,

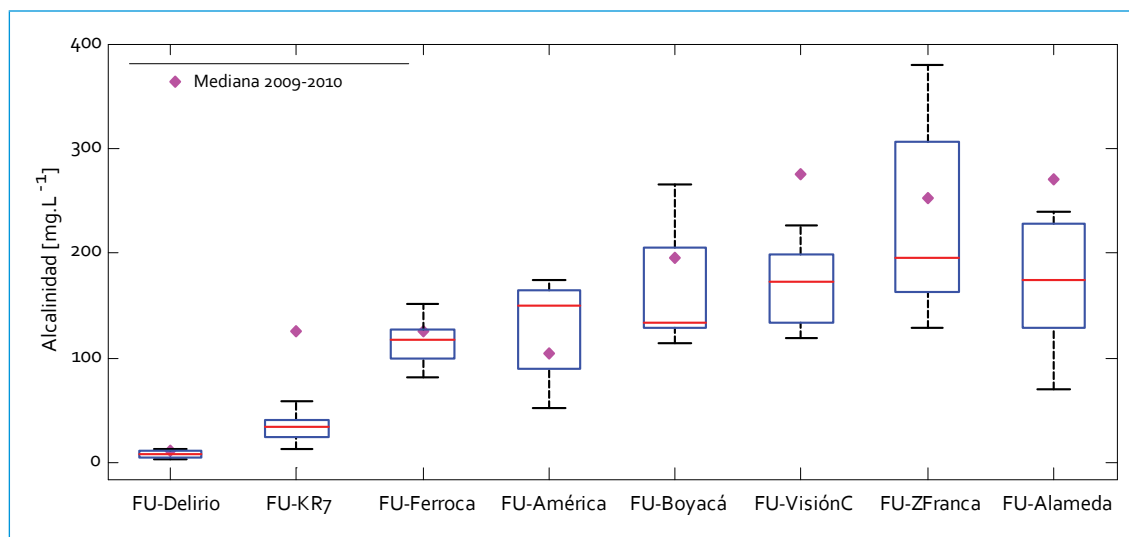


Figura 4.2. Perfil de alcalinidad: río Fucha

pasando la mediana para 2009-2010 de 125 a 34 mg/L en el periodo 2010-2011, lo cual puede estar relacionado a las descargas de las aguas residuales. En FU-Ferroca la mediana de alcalinidad para 2010-2011 (117 mg/L) es muy cercana a la de 2009-2010 (125 mg/L); además, los valores más altos estuvieron relacionados con concentraciones altas de fósforo total, que se registraron el mismo día del monitoreo. Para FU-América el rango de variabilidad fue mayor, lo que hace aumentar un poco la mediana (149 mg/L) respecto a los puntos de monitoreo anteriores. Se observó un aumento en cuanto a la mediana obtenida durante 2009-2010 (103 mg/L); adicionalmente, este valor se encuentra en el cuartil 25 de los datos para este periodo, lo cual refleja que la mayoría de concentraciones superaron los 103 mg/L.

En el punto FU-Boyacá se identificó un comportamiento diferente con respecto a Av. Las Américas, ya que la mediana actual (133 mg/L) disminuyó respecto a la obtenida en 2009-2010 (196 mg/L). Todas estas variaciones están sujetas a la presencia de descargas de aguas residuales industriales aguas arriba de la Av. Boyacá. En FU-VisiónC la mediana de alcalinidad para 2010-2011 también disminuyó a 172 mg/L, luego de haber estado en 276 mg/L en 2009-2010. Ninguna concentración para este punto de monitoreo estuvo por el orden de la mediana para el periodo 2010-2011. Después de Visión Colombia se observa un comportamiento constante en FU-ZFranca y FU-Alameda, donde las medianas de alcalinidad para 2010-2011 se encuentran en 195 y 175 mg/L, respectivamente. En Zona Franca se registró un valor muy alto (380 mg/L), que particularmente coincide con el mismo día en que se registra el valor más alto de P_{total} (15,6 mg/L). Como se había comentado, los fosfatos presentes en aguas residuales pueden aumen-

tar la alcalinidad. Respecto a las medianas obtenidas en 2009-2010, al igual que en Visión Colombia, se evidencia una disminución en las concentraciones reportadas para esta fase. De hecho, en todos los puntos de monitoreo, excepto FU-América, se observó que las medianas para 2010-2011 fueron menores a las de 2009-2010.

4.1.1.3. Dureza

Para FU-Delirio los índices de dureza son muy bajos (figura 4.3), pues tienen una mediana de 11 mg/L, similar a la obtenida para 2009-2010 (14 mg/L). En FU-KR7 los de dureza aumentan el doble (mediana 22 mg/L) resultado de la descarga de aguas residuales entre estos dos puntos. Al igual que en alcalinidad, para este punto se registró una disminución respecto a la mediana 2009-2010 (45 mg/L), donde la menor concentración se registró en un monitoreo de la madrugada (1:00-3:00), por lo que este cambio puede estar también sujeto a la dinámica de las aguas residuales vertidas a lo largo del día. Por su parte, en FU-Ferroca la mediana de dureza (87 mg/L) aumentó más del doble en relación con FU-KR7, y además superó la obtenida en 2009-2010 (45 mg/L). El rango de variabilidad en este punto es mayor (40 a 191 mg/L), donde la concentración más alta coincidió con la más alta en alcalinidad.

Si bien en FU-América el rango de variabilidad fue mayor, la mediana disminuye a 45 mg/L, que registró concentraciones bajas en monitoreos hechos en la madrugada. También se apreció una reducción de la mediana actual respecto a la de 2009-2010 (108 mg/L). Para el punto FU-Boyacá, la dureza aumenta a una mediana de 126 mg/L, la cual supera la mediana de 2009-2010, que llegó a registrar concentraciones de hasta 425 mg/L.

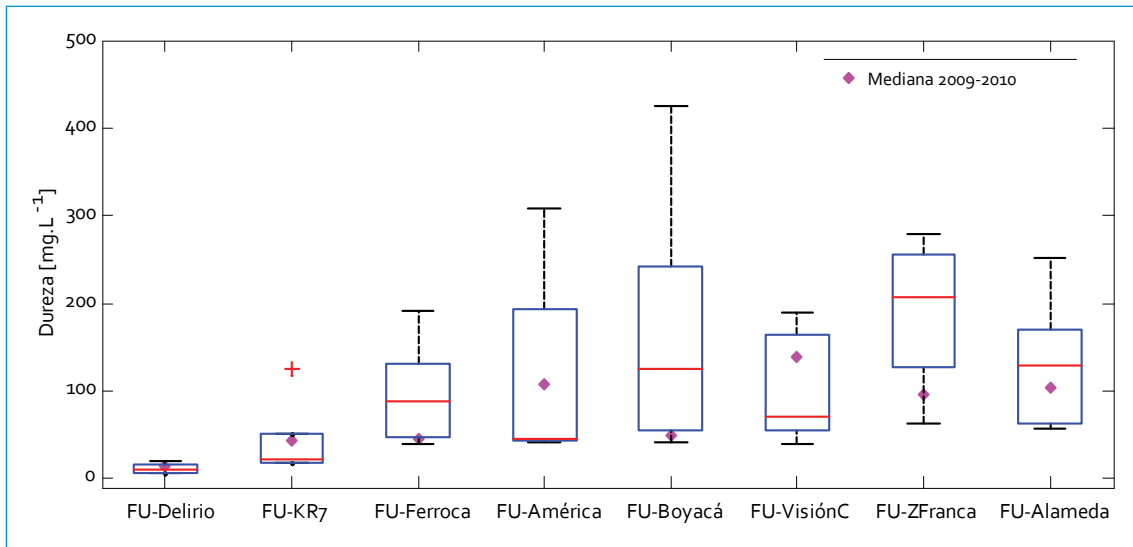


Figura 4.3. Perfil de dureza: río Fucha

En FU-VisiónC se cuantificó una disminución en la mediana actual (71 mg/L) respecto a la 2009-2010 (138 mg/L), dentro del rango típico de comportamiento. A partir de este punto, la dureza aumentó en FU-ZFranca, donde la mediana actual supera la de 2009-2010; mientras que en FU-Alameda las variaciones en las concentraciones fueron pocas. Se encontraron medianas cercanas de los registros actuales e históricos.

4.1.1.4. pH

El comportamiento de las medianas en el caso del pH no es muy diferente y su variación entre los puntos de monitoreo no es considerable (figura 4.4). Para el punto El Delirio se observa un comportamiento constante respecto a los registros históricos y 2009-2010. A partir de FU-KR7 el pH aumentó un poco y sigue sin mayores variaciones hasta el punto Avenida Boyacá,

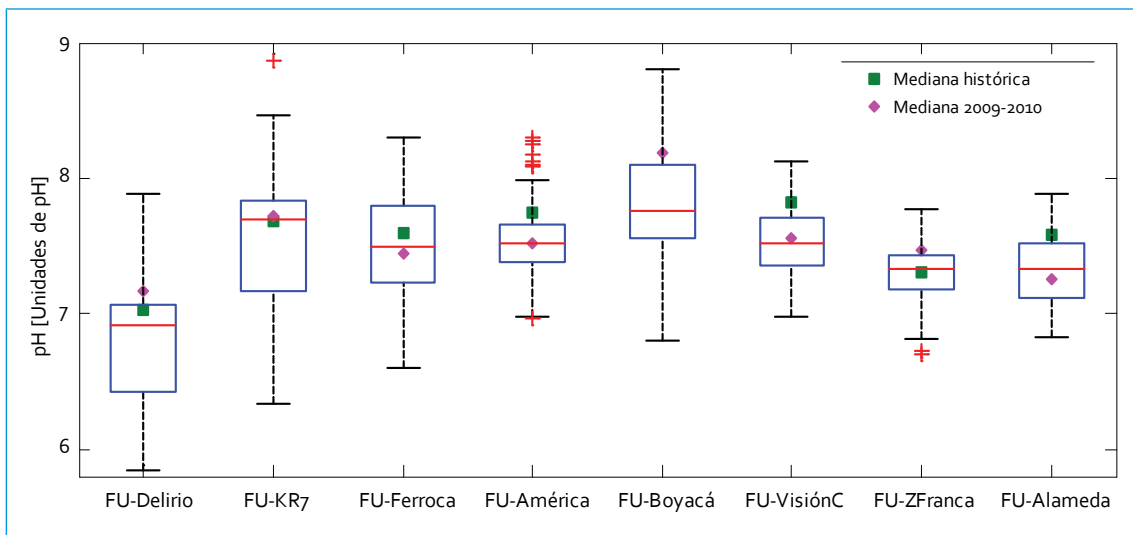


Figura 4.4. Perfil de pH: río Fucha

donde se registran los valores más altos (8,81 unidades), que indican una posible afectación causada por las descargas de agua residual de tipo industrial aguas arriba de este punto de monitoreo. A partir de este punto, el pH sigue un comportamiento similar en FU-VisiónC, FU-ZFranca y FU-Alameda, donde las medianas históricas, 2009-2010 y actuales se encuentran en condiciones cercanas a la neutralidad.

4.1.1.5. Conductividad

Aunque no existan valores históricos para este parámetro, se observa la importancia de monitorear la conductividad en el río Fucha, ya que evidencia posibles afectaciones provenientes de las descargas de agua residual; la medición de conductividad permite obtener una aproximación indirecta de la presencia de contaminantes en el agua. Entre otros parámetros determinantes de calidad de agua, la conductividad también demuestra una afectación importante de las descargas que están ubicadas especialmente aguas arriba de la Avenida Boyacá, la mayoría con características industriales.

Se presentan diferencias significativas entre los primeros puntos de monitoreo (figura 4.5). En el punto Avenida Boyacá la conductividad aumenta considerablemente, al punto de alcanzar valores de hasta 1683 $\mu\text{S}/\text{cm}$. A partir de la figura 4.5 se puede apreciar un aumento en la conductividad a medida que el río va llegando a su desembocadura. En la parte alta del río (FU-Delirio) la mediana para 2010-2011 fue 25 $\mu\text{S}/\text{cm}$, mientras que en Fucha Alameda fue 756 $\mu\text{S}/\text{cm}$; esto claramente evidencia la afectación que presenta el río a lo largo de su recorrido. Para los demás puntos de monitoreo todos los valores se encuentran dentro de los rangos típicos de comportamiento de cada punto estudiado y las medianas actuales presentan una similitud con las medianas obtenidas para el monitoreo de 2009-2010, a excepción de los puntos FU-KR7, FU-VisiónC y FU-Alameda, donde se presentó una leve disminución en la mediana respecto a los datos del año previo. A partir de la Av. Boyacá y hasta la desembocadura, la mediana de conductividad tiene un comportamiento muy similar (por el orden de los 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

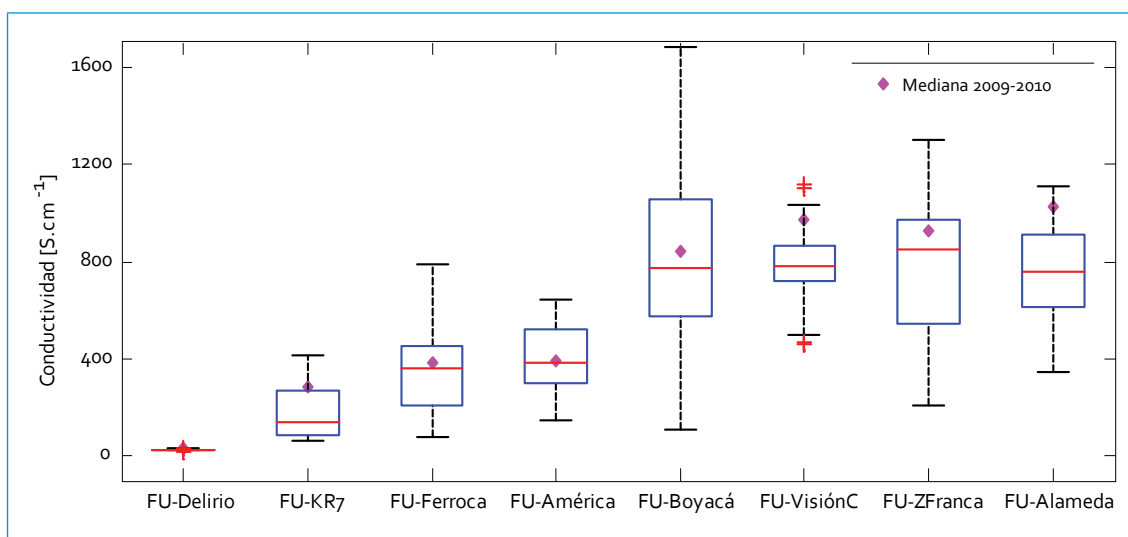


Figura 4.5. Perfil de conductividad: río Fucha

4.1.1.6. Oxígeno disuelto

Se observan diferencias significativas entre los puntos El Delirio y Carrera 7ª en cuanto a los puntos aguas abajo (figura 4.6). En estos dos primeros se obtuvieron entre el 2010 y el 2011 medianas de concentración de 8,0 y 7,3 mg/L, respectivamente; entre tanto, en los otros puntos monitoreados en el río la concentración cayó abruptamente a valores menores a 1 mg/L, incluso a valores de 0,13 mg/L, como es el caso de la mediana obtenida en Fucha Alameda.

Respecto a los valores históricos, se puede observar que la concentración de oxígeno disuelto se ha mantenido en el punto FU-Delirio, donde la mediana histórica para este punto es 7,95 mg/L. Las diferencias que se observan con la mediana obtenida 2009-2010 (5,1 mg/L) son causa del método de medición, ya que en 2009-2010 se utilizó el método de Winkler para medir el oxígeno disuelto y para 2010-2011 se utilizó la sonda. Para el punto FU-KR7 se aprecia un aumento en la mediana 2010-2011 (7,3 mg/L), ya que históricamente la mediana de concentración era de 5,8 mg/L y 5,2 mg/L para el periodo 2009-2010. Las mayores con-

centraciones de oxígeno (por el orden de 8 mg/L) que se registraron en KU-KR7 fueron en monitoreos realizados en horas de la madrugada, y donde se presentó lluvia (posible efecto de reaeración), mientras que las menores concentraciones se presentaron en la tarde (<6 mg/L).

Para el punto FU-Ferroca se evidencia el rápido descenso de la mediana de oxígeno disuelto (mediana de 0,87 mg/L), que aunque tiene una gran variabilidad en los datos, el 75% de estos se encuentran por debajo de 4 mg/L. Es importante resaltar que los índices de oxígeno han aumentado un poco teniendo en cuenta que la mediana histórica y la de 2009-2010 se encuentran por el orden de 0,1 mg/L, frente a valores de hasta 6,3 mg/L obtenidos en el último año. En el punto Av. Las Américas la mediana actual es igual a la de Av. Ferrocarril (0,88 mg/L), que presenta un aumento respecto a la obtenida durante 2009-2010. Se registraron datos de hasta 3,85 mg/L en monitoreos realizados en la madrugada y en ventanas horarias donde se presentaron altos caudales (presencia de crecientes). Caso similar se presenta en el punto FU-Boyacá, ya que el rango de variabilidad fue muy parecido

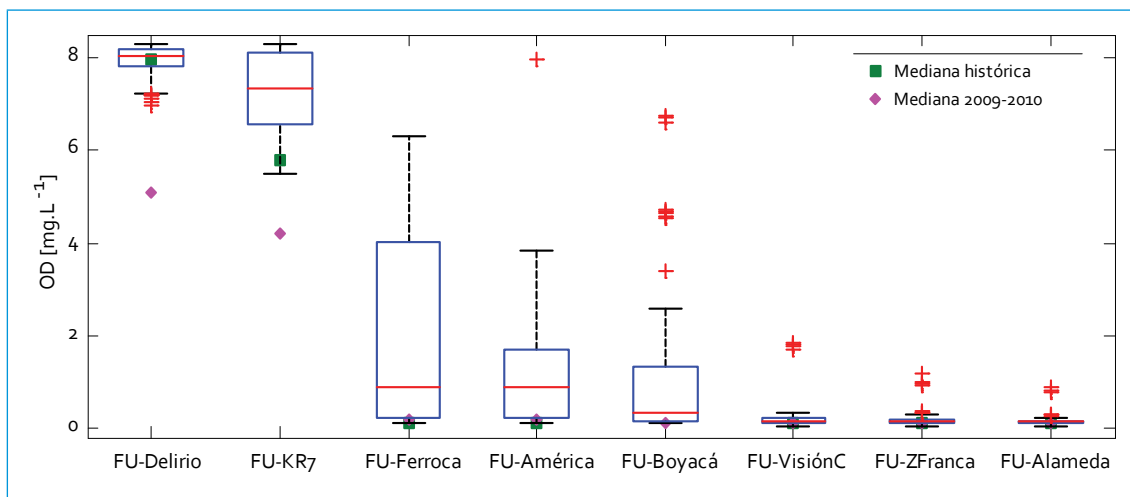


Figura 4.6. Perfil de oxígeno disuelto: río Fucha

(0,1 a 2,59 mg/L), pues presentó las mayores concentraciones de oxígeno en horas de la madrugada y en monitoreos donde se presentó lluvia o altos caudales. Finalmente, en los últimos puntos del río Fucha, Visión Colombia, Zona Franca y Fucha Alameda, el oxígeno disuelto está por el orden de 0,1 mg/L y, por lo tanto, el comportamiento no ha variado en el tiempo. Las concentraciones mayores a 0,1 mg/L que se reportaron en estos puntos de monitoreo fueron el resultado, nuevamente, de monitoreos en la madrugada y de caudales altos (periodo de lluvias).

4.1.1.7. DBO_5

En el punto El Delirio el comportamiento de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) en los monitoreos 2010-2011 tuvo el mismo comportamiento que el mostrado por los registros históricos (alrededor de 1 mg/L). Para el punto FU-KR7 se evidencia una disminución de la mediana actual (26 mg/L) respecto a la obtenida 2009-2010 (73 mg/L); sin embargo, no hay cambios considerables con la mediana histórica (28 mg/L), lo que podría reflejar una

condición particular durante 2009-2010 o bien un efecto de dilución de las concentraciones en esta fase, dada la predominancia lluviosa y, por ende, caudales altos. En FU-Ferroca se encontró un comportamiento dentro del rango típico de registros en este punto de monitoreo (figura 4.7), ya que las medianas histórica (104 mg/L), 2009-2010 (66 mg/L) y actual (88 mg/L) no difieren significativamente entre sí.

El comportamiento de la DBO_5 fue similar entre los puntos FU-Ferroca y Fu-América, ya que el rango de variación y las medianas correspondientes no difirieron de manera significativa. Para el punto Avenida Las Américas se encontró un comportamiento similar al del periodo 2009-2010, pero valores más bajos cuando se comparan los registros históricos. En Av. Boyacá no se tienen datos históricos; no obstante, se puede evidenciar un leve aumento en la mediana de DBO_5 desde el punto Av. Las Américas (80 a 122 mg/L), que muestra el efecto que tienen las descargas vertidas aguas arriba de la Av. Boyacá. En cuanto a los registros 2009-2010 no se observan diferencias significativas con la fase 2 (mediana = 148 y 122 mg/L, respectivamente).

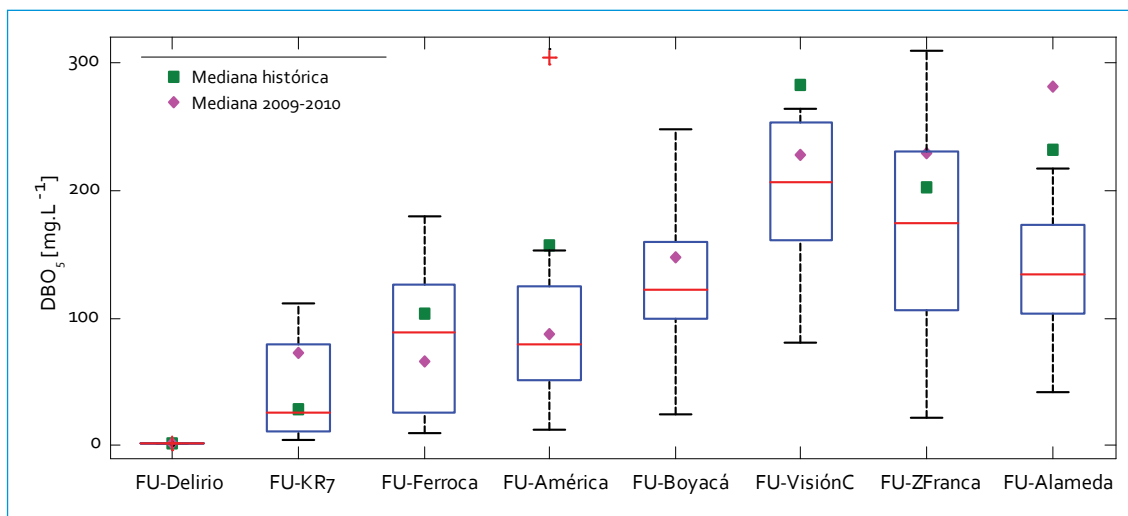


Figura 4.7. Perfil de DBO_5 : río Fucha

El comportamiento de las concentraciones de DBO_5 en el punto FU-VisiónC no ha cambiado respecto a 2009-2010, cuya mediana (228 mg/L) estuvo muy cercana a la mediana actual (206 mg/L), aun cuando se observa una leve disminución en cuanto a la mediana histórica (283 mg/L). Esta situación se repite en FU-ZFranca, ya que las medianas correspondientes a cada periodo de monitoreo no han cambiado considerablemente (175 mg/L, actual; 230 mg/L, 2009-2010; 203 mg/L, históricos). Finalmente, en el punto Fucha Alameda se encontró una leve disminución en relación con los registros históricos, con una mediana 2010-2011 (134 mg/L) menor a los valores históricos (232 mg/L).

4.1.1.8. DQO

En el punto El Delirio el comportamiento de la demanda química de oxígeno (DQO) no presenta afectaciones importantes (figura 4.8), dada la alta similitud entre las medianas de 2010-2011, 2009-2010 e histórica (8, 12 y 10 mg/L, respectivamente). Para el punto FU-KR7 se observó disminución en la mediana

2010-2011 (85 mg/L) respecto a 2009-2010 (219 mg/L), debido a las menores concentraciones registradas en esta fase (efecto dilución por época invernal), con datos dentro del rango histórico (90 mg/L).

Al igual que con la DBO_5 para FU-Ferroca, se observó un comportamiento con pocas variaciones en el tiempo, con medianas de 231 mg/L en 2010-2011, 189 mg/L en 2010-2011 y 242 mg/L en los registros históricos. Para el punto Avenida Las Américas se observó un rango de variación similar al punto Avenida Ferrocarril, también evidenciado en un comportamiento relativamente constante para estos dos últimos años, pues la mediana para 2010-2011 (251 mg/L) y la mediana para 2009-2010 (257 mg/L) fueron muy cercanas. Al comparar frente a la mediana histórica (345 mg/L) se aprecia una disminución en las concentraciones.

Para el punto Av. Boyacá (sin datos históricos) se pudo evidenciar el aumento en la mediana de DQO desde el punto Av. Las Américas (251 a 371 mg/L), que demostró el efecto negativo de las descargas vertidas aguas arriba de la Av. Boyacá. Respecto a los registros 2009-2010 se observa un leve descenso de

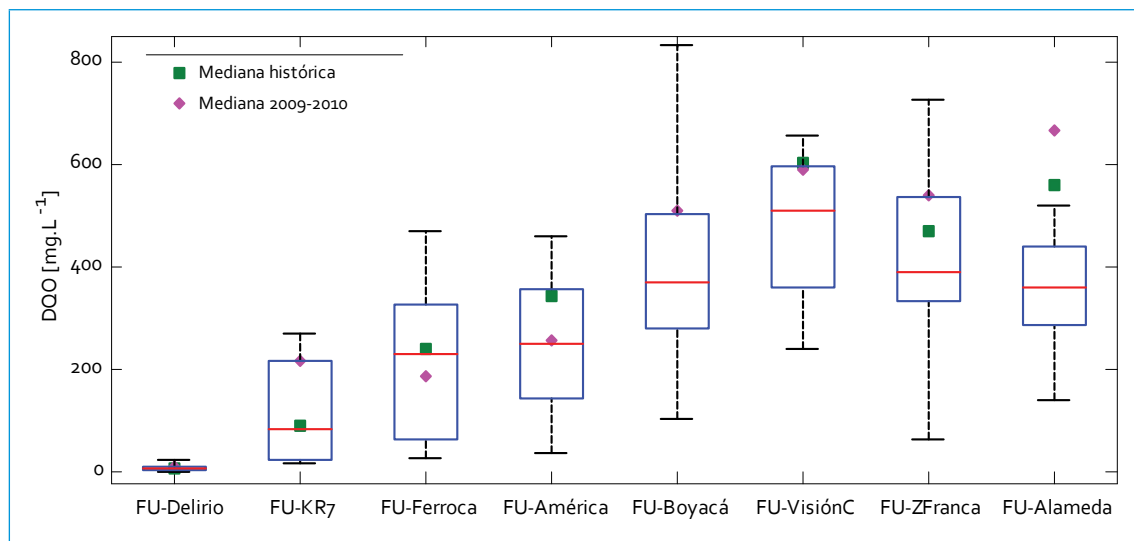


Figura 4.8. Perfil de DQO: río Fucha

cerca de un 30% en la mediana de concentración. Para el punto FU-VisiónC se encontró una leve disminución en la mediana para 2010-2011 (509 mg/L) en cuanto a la 2009-2010 y la histórica (590 y 604 mg/L, respectivamente). El rango de variación para este punto de monitoreo estuvo entre 240 y 656 mg/L, cuyos valores mínimo y máximo se reportaron en ambos casos, en monitoreos de la noche o de la madrugada. Caso similar ocurrió con el punto FU-ZFranca, ya que la mediana actual estuvo por debajo de las medianas 2009-2010 e histórica (391 mg/L, 2010-2011; 539 mg/L, 2009-2010; y 471 mg/L, histórica). La aparente disminución que se cuantificó en la mediana de FU-VisiónC y de FU-ZFranca se debe a que en Zona Franca se dieron procesos de dilución, dado que en este punto se llegaron a registrar en el último año caudales de hasta 21 m³/s.

Finalmente, en el punto Fucha Alameda el rango de variación (141-521 mg/L) fue menor que para Visión Colombia y Zona Franca. Se observó una leve disminución respecto a los registros históricos, en los cuales la mediana 2010-2011 (361 mg/L) fue menor a la histórica

(561 mg/L), situación igual frente a los datos 2009-2010 (665 mg/L).

4.1.1.9. SST

En general, se presentó una gran variabilidad en los datos registrados para la mayoría de puntos monitoreados (figura 4.9). El comportamiento de los sólidos suspendidos totales (SST) en el punto El Delirio no se ha afectado, ya que la mediana para 2010-2011 (3 mg/L) no difiere de la mediana 2009-2010 y la histórica (5 y 3 mg/L, respectivamente); además, el rango de valores se encuentra dentro del comportamiento típico para este punto. Para el punto Carrera 7ª (59 mg/L) se excedió el valor de mediana histórica (35 mg/L), aun cuando hubo cercanía frente a los datos del periodo 2009-2010 (76 mg/L). Ninguna de las concentraciones obtenidas para esta campaña sobrepasa el valor máximo histórico (914 mg/L), por lo que los valores de SST obtenidos en esta campaña se encuentran dentro del rango histórico, teniendo en cuenta que el valor máximo en esta campaña fue 137 mg/L. Para el punto Av. Ferrocarril se presentó una situación diferente,

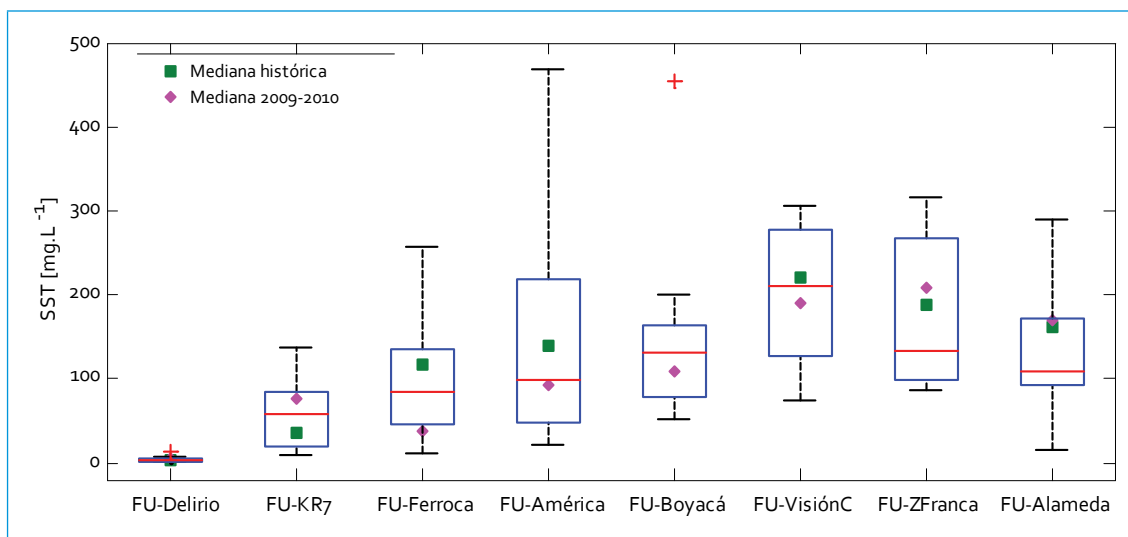


Figura 4.9. Perfil de SST: río Fucha

pues la mediana para 2010-2011 (59 mg/L) se encuentra en medio de las medianas histórica (118 mg/L) y 2009-2010 (38 mg/L).

El comportamiento de SST del punto Avenida Las Américas fue parecido al punto FU-Ferroca, con medianas similares. El rango de variación para este punto fue un poco mayor; entre 22 y 469 mg/L que correspondieron a monitoreos temprano en la mañana y en la tarde, respectivamente. Por otro lado, se aprecia cercanía entre las medianas de los dos últimos años (92 mg/L, 2009-2010 vs. 98 mg/L, 2010-2011), las cuales estuvieron debajo de la mediana histórica (140 mg/L). En el punto ubicado en Av. Boyacá hubo menor presencia de SST frente al punto aguas arriba FU-América, y se encontraron pocos cambios en el tiempo, pues la mediana 2010-2011 (132 mg/L) fue similar a la obtenida en el 2009-2010 (110 mg/L).

En el punto Visión Colombia se cuantificaron mayores concentraciones de SST, lo cual generó un aumento en la mediana respecto al punto Av. Boyacá. La mediana para 2010-2011 en Visión Colombia fue 210 mg/L, la cual no muestra diferencias significativas en cuanto a la mediana 2009-2010 y la histórica (191 y

220 mg/L, respectivamente). Para el punto FU-ZFranca se observa que el rango de comportamiento de las concentraciones es similar a Visión Colombia. A pesar que las medianas 2009-2010 e históricas sean similares (208 y 188 mg/L, respectivamente); esto no se reflejó en los datos del último año, pues la mediana disminuyó cerca de un 30% (133 mg/L), dado el efecto de dilución en este periodo (caudales de hasta 43 m³/s) presente en otros parámetros. Para el punto FU-Alameda, si bien el rango de variabilidad aumentó un poco, al igual que en Zona Franca hubo disminución de la mediana 2010-2011 (109 mg/L) en comparación con los periodos de monitoreo previos.

4.1.1.10. Nitrógeno total

Los resultados de los monitoreos de las especies nitrogenadas en el río Fucha para el periodo 2010-2011 se presentan en las figuras 4.10 a 4.13. En FU-Delirio, el comportamiento del nitrógeno ha sido constante en el tiempo, ya que las medianas de concentración del 2009-2010, las históricas y las medidas en 2010-2011 son muy similares. Para este punto se puede

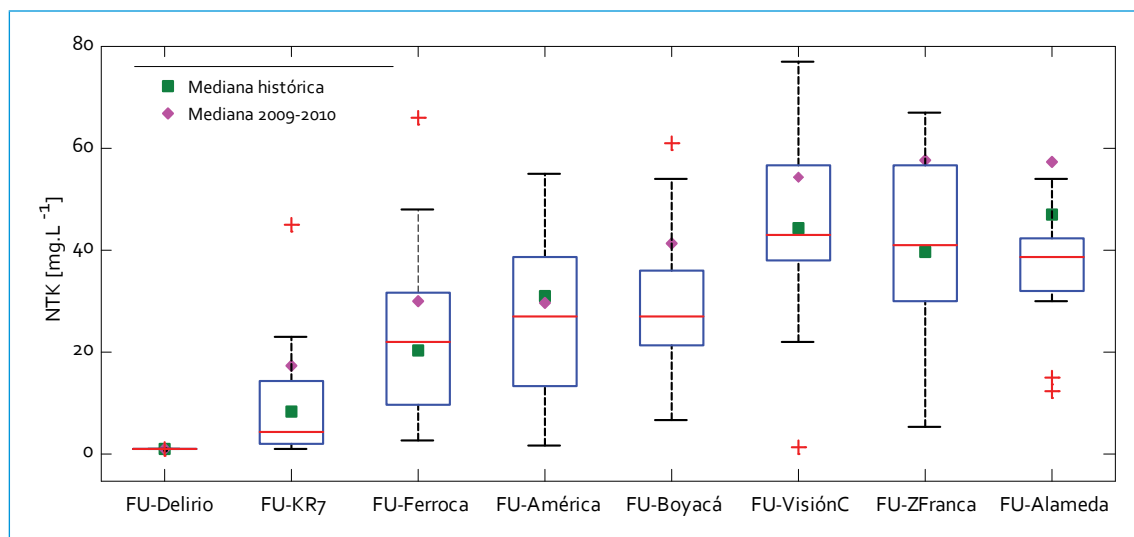


Figura 4.10. Perfil de NTK: río Fucha

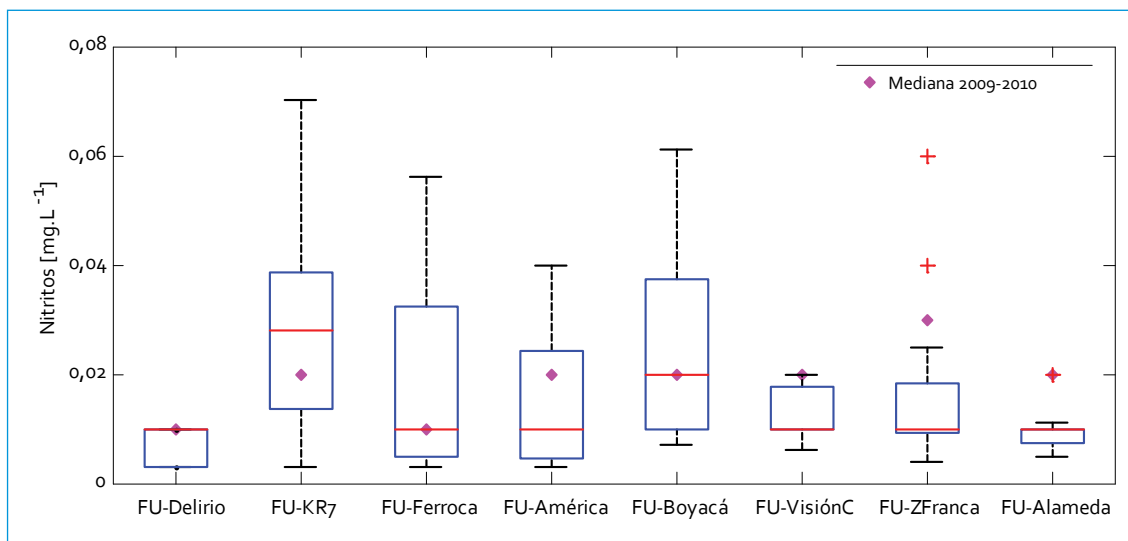


Figura 4.11. Perfil de nitritos: río Fucha

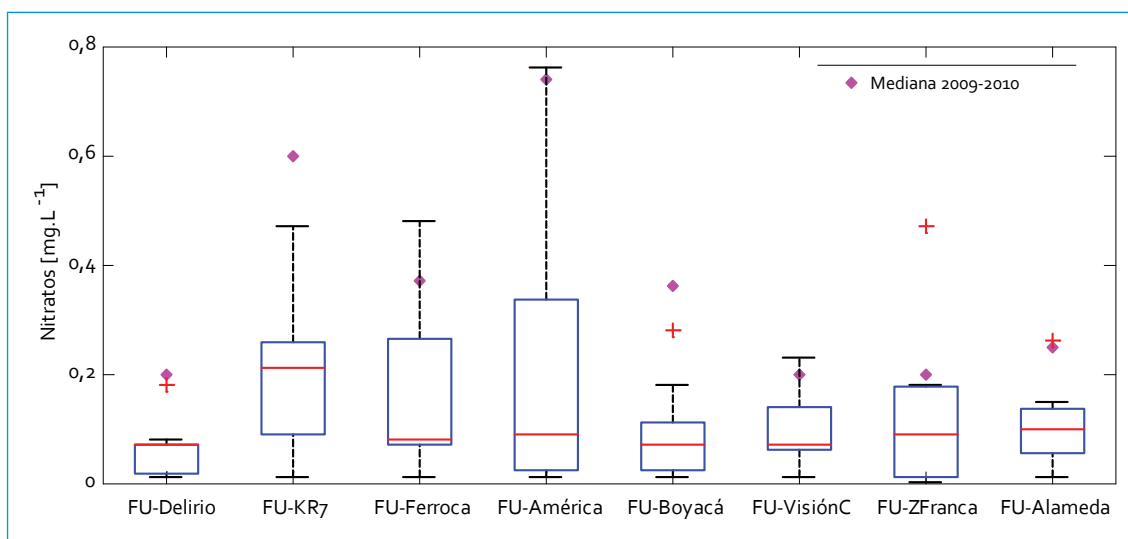


Figura 4.12. Perfil de nitratos: río Fucha

ver que las concentraciones de todas las especies nitrogenadas fueron muy bajas (cercasas al límite de detección), lo cual es índice de baja contaminación. A partir de FU-KR7 se observa un incremento en la concentración de nitrógeno hasta el punto Visión Colombia, donde aumenta significativamente, causada —como se mencionó— por las diferentes descargas de agua residual a lo largo del río. Para FU-KR7, al observar las concentraciones de nitrógeno

para este periodo de monitoreo, se encontró un descenso, especialmente para las medianas de N_{total} , nitrógeno total Kjeldahl (NTK) y $N_{amoniaco}$ entre los periodos 2009-2010 y 2010-2011, aun cuando estas últimas son cercanas a las medianas históricas.

En cuanto a nitritos y nitratos, el rango de variabilidad en los datos fue mayor respecto al punto El Delirio, debido a que el nitrógeno amoniacal recibido aguas arriba de este punto

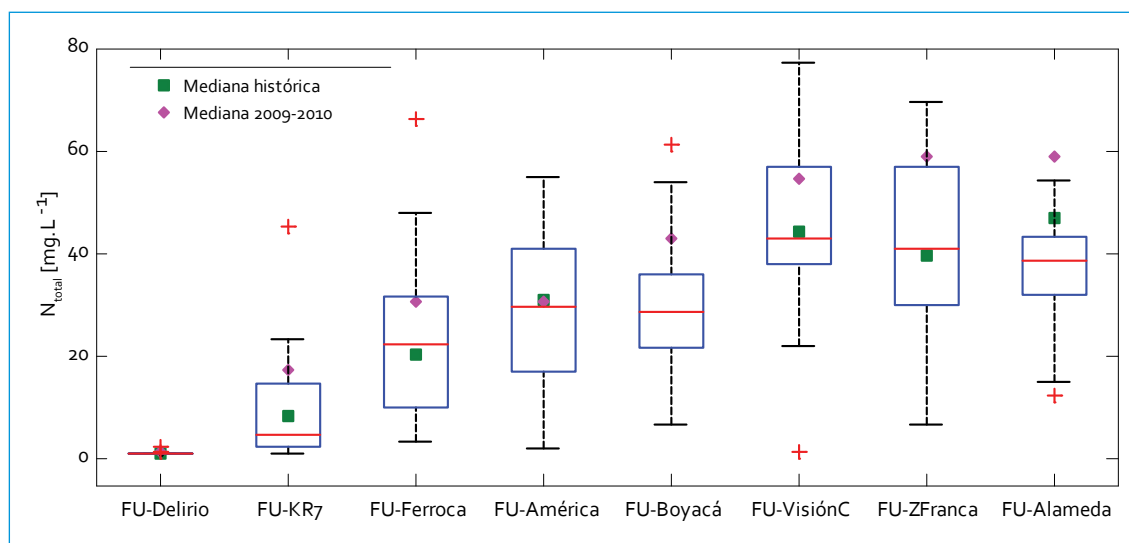


Figura 4.13. Perfil de N_{total} : río Fucha

es rápidamente nitrificado, dada la alta concentración remanente de oxígeno disuelto en este punto (entre 6 y 7 mg/L). En cuanto a los registros obtenidos durante 2009-2010 se observó poca variación en nitritos, dada la similitud con la mediana para este periodo de monitoreo, mientras que en nitratos sí se presentaron diferencias significativas, pues la mediana 2009-2010 fue tres veces mayor a la obtenida para esta fase (0,21 mg/L).

Para el punto Av. Ferrocarril, las medianas de concentración de NTK aumentan respecto a Carrera 7ª, mientras que el contenido de nitritos y nitratos disminuye (mayores descargas amoniacales vs. menores concentraciones de oxígeno). Se encontró un comportamiento sin mayores variaciones en los índices de NTK y N_{total} , ya que las medianas de concentración 2010-2011 (22 mg/L, NTK) fueron muy cercanas a los valores históricos (20 mg/L); por otro lado, se pudo observar que las mayores concentraciones de nitratos coincidieron con cantidades de oxígeno mayores a 4 mg/L, los cuales disminuyeron en cuatro veces frente a los valores reportados para la campaña 2009-2010. En

FU-América las concentraciones de NTK y N_{total} tienen un rango de variación similar con relación al punto de monitoreo anterior, con casi nulas variaciones en nitritos y nitratos, dados los bajos índices de oxígeno disuelto. Respecto a los demás periodos de monitoreo (2009-2010 e histórico) no se presentan diferencias significativas entre las medianas de N_{total} , NTK y nitritos; sin embargo, para nitratos en 2009-2010 se cuantificaron altas concentraciones (0,74 mg/L, 2009-2010 vs. 0,09 mg/L, actual), lo que podría estar asociado a un evento de contaminación puntual, dado el bajo nivel de oxígeno en este sector del río.

En FU-Boyacá el rango de concentraciones para todas las especies nitrogenadas es similar al punto FU-América, y para este punto se observa que para 2010-2011 se redujeron las concentraciones para todas las especies (excepto nitritos), pues las medianas 2009-2010 fueron muy altas, incluso cerca del rango de las concentraciones máximas reportadas para 2010-2011. Para el punto Visión Colombia la contaminación del río Fucha es crítica en términos de nitrógeno total, amoniacal y NTK. En Zona Franca se

presentó una mayor variabilidad en los datos 2010-2011, causada por las bajas concentraciones que se presentaron en NTK, N_{amoniaco} y mayores en nitritos y nitratos; respecto a la mediana 2009-2010 se evidencia disminución, sobre todo en N_{total} , NTK y N_{amoniaco} . Finalmente, en Fucha Alameda se presentó el mismo caso que en FU-ZFranca, pues se observa una disminución de todas las especies nitrogenadas en cuanto al año previo y a los registros históricos, posible resultado de la predominancia de caudales altos y dilución de concentraciones.

4.1.1.11. Fósforo total

Al igual que los otros contaminantes, el fósforo tiene un comportamiento ascendente a lo largo del río Fucha (figura 4.14). Así mismo, para la materia orgánica se observa un incremento en la concentración de P_{total} a partir del punto de monitoreo Carrera 7ª hasta el punto Visión Colombia, donde aumenta significativamente la concentración, y a partir de este punto el comportamiento de las medianas es similar hasta la desembocadura sobre el río Bogotá.

Para el punto El Delirio las concentraciones de P_{total} se mantienen; se encontraron las más altas en reportes de monitoreos en la tarde y con presencia de lluvias. En general, no se evidencia alguna afectación en la calidad de agua para este punto. Por su parte, en FU-KR7 se evidencia similitud entre las mediana actual (1,55 mg/L) e histórica (1,48 mg/L), las cuales son ligeramente menores a la mediana obtenida durante 2009-2010 (2,4 mg/L); situación similar a la presentada en Av. Ferrocarril, donde la mediana actual y la histórica son muy cercanas.

Para los puntos Av. Las Américas y Visión Colombia se encontró una disminución en el valor de la mediana actual (3,3 y 5,5 mg/L, respectivamente) en cuanto a la mediana histórica (5,2 y 10 mg/L, respectivamente), situación que coincide con la de materia orgánica. En el punto FU-Boyacá las concentraciones de fósforo son parecidas a los de Av. Las Américas (mediana de 3 mg/L). Con relación a las medianas del año previo, se observa que para Av. Las Américas las medianas de 2009-2010 y 2010-2011 son muy cercanas, en tanto que para Avenida Boyacá y Visión Colombia las medianas para 2010-2011 fueron menores.

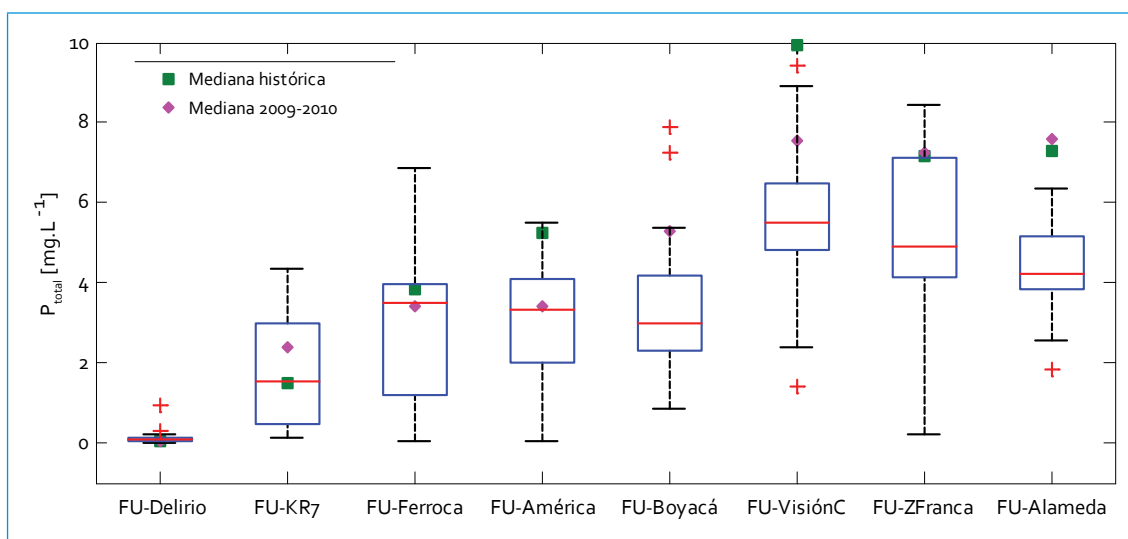


Figura 4.14. Perfil de P_{total} : río Fucha

Es posible que la presencia de caudales altos en este periodo generara dilución de este contaminante.

En Zona Franca, el comportamiento respecto a la mediana es igual al observado en materia orgánica y SST. En la figura 4.14 se aprecia que la variación de las concentraciones es mayor (0,22 a 8,44 mg/L). La menor concentración se reportó en horas de la madrugada con un caudal 21 m³/s. El comportamiento presenta una tendencia similar con el punto aguas arriba FU-VisiónC. La mediana para 2010-2011 (4,91 mg/L) fue cerca de un 30% menor en relación a las medianas histórica y de 2009-2010. En Fucha Alameda el rango de concentraciones fue menor frente a Visión Colombia y Zona Franca, con baja variación en las medianas correspondientes; para este punto de monitoreo se evidencian mayores diferencias entre las medianas histórica y 2009-2010.

4.1.1.12. Grasas y aceites

En el punto El Delirio las concentraciones de grasas y aceites (GyA) se mantuvieron por debajo del límite de detección (3,6 mg/L) y

mostraron un comportamiento constante y muy buena calidad de agua (figura 4.15). En FU-KR7 el comportamiento no ha variado significativamente, ya que la mediana actual (11 mg/L), de 2009-2010 (13 mg/L) e histórica (10 mg/L) son similares. En el punto Av. Ferrocarril se observó un aumento importante respecto al punto aguas arriba, con una mediana en 2010-2011 de 27 mg/L, la cual supera tanto la mediana 2009-2010 (17 mg/L) como la histórica (10 mg/L); no obstante, los valores registrados para 2010-2011 se encuentran dentro del rango histórico registrado para este punto (10-235 mg/L). En Av. Las Américas el comportamiento de GyA es parecido al punto aguas arriba, con muy bajas variaciones frente a los registros históricos. Por el contrario, en FU-Boyacá, al igual que en los demás parámetros, se vio un aumento en la presencia de GyA, causado por las descargas aguas arriba a este punto de monitoreo. En esta parte del río Fucha, la mediana de concentración 2010-2011 (29 mg/L) fue menor a la obtenida 2009-2010 (43 mg/L), posiblemente debido al registro de menores concentraciones (inferiores a 6 mg/L) en monitoreos de la madrugada.

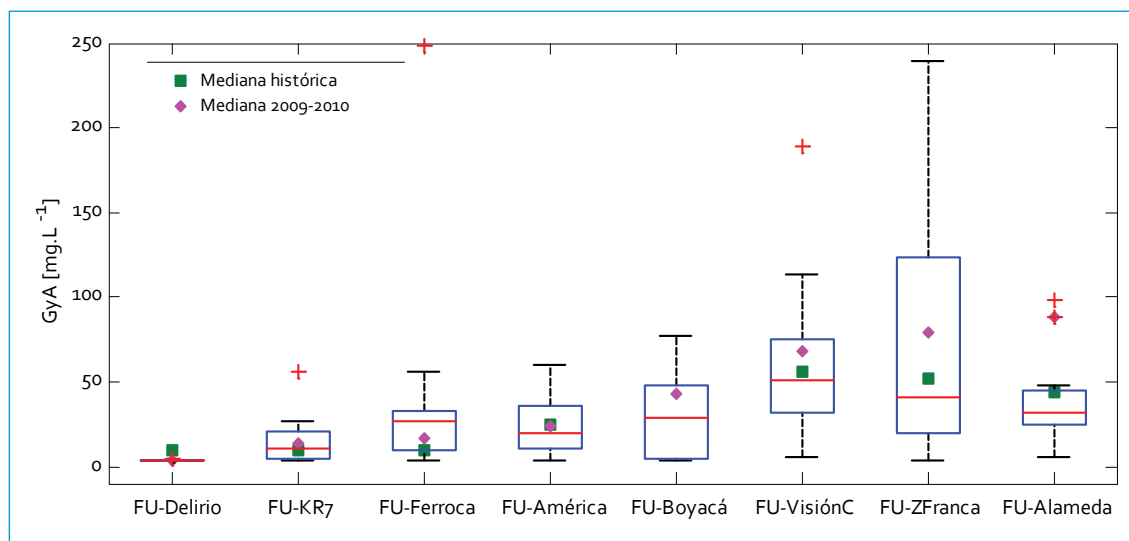


Figura 4.15. Perfil de GyA: río Fucha

A partir del punto Visión Colombia las medianas de concentración actuales son muy similares, por lo que el comportamiento de GyA hasta la desembocadura del río Fucha no ha sufrido cambios importantes. No obstante, se observó una ligera disminución en la mediana de concentración actual tanto para FU-VisiónC como para FU-ZFranca y FU-Alameda respecto a la histórica, y en mayor proporción con la mediana 2009-2010. Zona Franca es el punto que registra un mayor rango de variabilidad en los datos (3,6 a 239 mg/L) y no se encuentra una tendencia de concentraciones a lo largo del día, puesto que los mínimos y los máximos se registraron en horas de la madrugada.

4.1.1.13. SAAM

Para el punto El Delirio las concentraciones de sustancias activas al azul de metileno (SAAM) siguen siendo muy bajas, y su comportamiento permanece constante en el tiempo. Solo a partir del punto de monitoreo Carrera 7ª hasta Visión Colombia se aprecian incrementos significativos en este contaminante, al pasar de una mediana de 2 mg/L a un valor medio cercano

a 7 mg/L. Como se puede observar en la figura 4.16, para todos los puntos monitoreados (excepto El Delirio) las medianas para 2009-2010 y 2010-2011 exceden los registros históricos, especialmente en los puntos que conforman el tramo 4; también es clara la similitud de la mediana 2009-2010 y la actual para la mayoría de los puntos de monitoreo. En la tabla 4.1 se presentan los registros históricos de valores mínimos y máximos para cada punto. Como se puede ver, para todos los puntos, excepto El Delirio, las concentraciones obtenidas para 2010-2011 exceden los máximos históricos,

Tabla 4.1 Rango histórico SAAM: río Fucha

Punto de monitoreo	SAAM (mg/L)	
	Mín.	Máx.
El Delirio	0,025	1
Carrera 7a río Fucha	0,025	3
Avenida Ferrocarril	0,222	4
Fucha Avenida Las Américas	0,130	8
Visión Colombia	0,855	4
Fucha Zona Franca	0,341	5
Fucha con Alameda	0,949	4

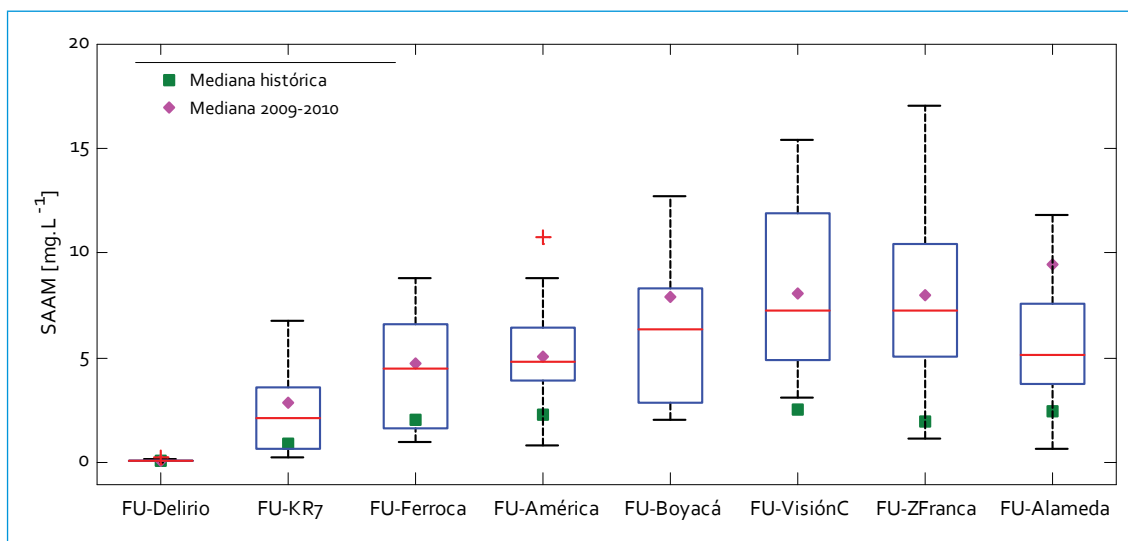


Figura 4.16. Perfil de SAAM: río Fucha

lo cual está asociado al cambio de método de determinación de este parámetro existente entre los monitoreos históricos y los ejercicios de los últimos dos años.

4.1.1.14. Coliformes fecales

En el punto El Delirio el comportamiento se ha mantenido constante a lo largo del tiempo, con medianas de los últimos dos años cercanas a los registros históricos. A partir del punto FU-KR7 las medianas de concentración en coliformes fecales se encuentran entre 10^5 y 10^7 NMP/100 mL (figura 4.17). En FU-KR7 se encontró cercanía entre la mediana 2010-2011 ($4,6 \times 10^5$ NMP/100 mL) e histórica ($2,9 \times 10^5$ NMP/100 mL), valores ligeramente inferiores a la mediana para 2009-2010 ($1,5 \times 10^6$ NMP/100 mL).

En Av. Ferrocarril la mediana actual aumenta levemente respecto a Carrera 7ª, pero se mantiene poco variable comparada con el registro histórico y de 2009-2010, con un rango de variación entre $1,5 \times 10^4$ y $4,6 \times 10^7$ NMP/100 mL, donde las menores concentraciones fueron en horas de la madrugada y las

mayores durante el día o la tarde. FU-América y Av. Ferrocarril tuvieron comportamientos y rangos similares, comparables con FU-Boyacá con registros actuales dentro de los rangos históricos. En Visión Colombia se encontraron diferencias de un orden de magnitud entre las medianas 2009-2010 y 2010-2011, de las cuales las de este último periodo fueron mayores; pero dentro del rango de registros históricos. En Zona Franca y Fucha Alameda el rango de concentraciones fue muy similar, aun cuando para FU-ZFranca se presentó un aumento leve en la mediana para 2010-2011 dentro del mismo orden de magnitud de las medianas 2009-2010 e histórica. Finalmente, en Fucha Alameda se observaron medianas cercanas en los últimos dos años, por debajo de la mediana histórica ($1,15 \times 10^7$ NMP/100 mL).

4.1.1.15. Sulfuros

En la figura 4.18 se aprecia que las mayores concentraciones de sulfuros se encuentran entre Av. Américas y Fucha Alameda. Para el punto El Delirio, donde el agua es de buena calidad, las concentraciones de sulfuros son

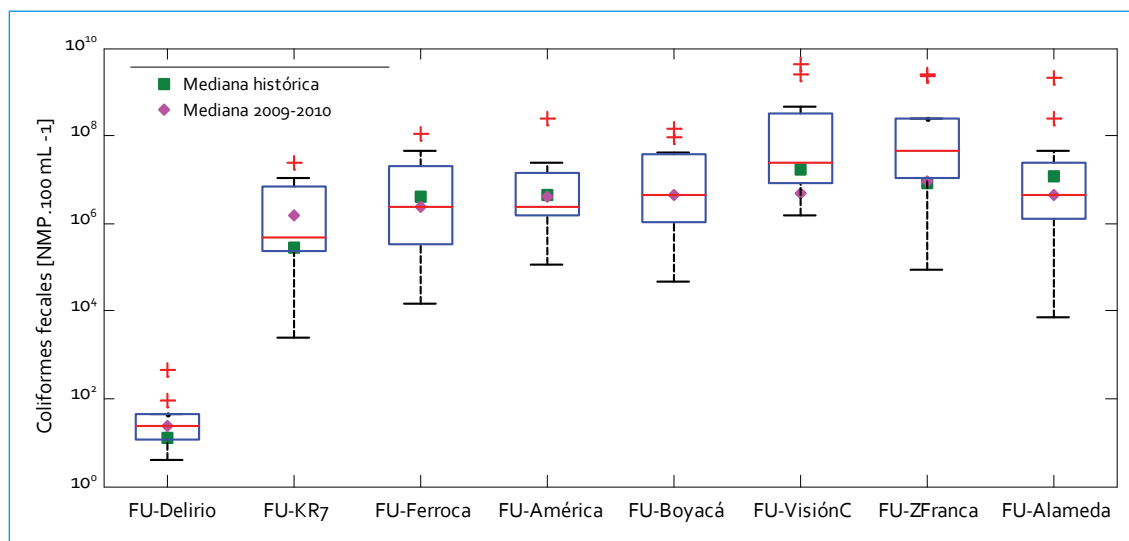


Figura 4.17. Perfil de coliformes fecales: río Fucha

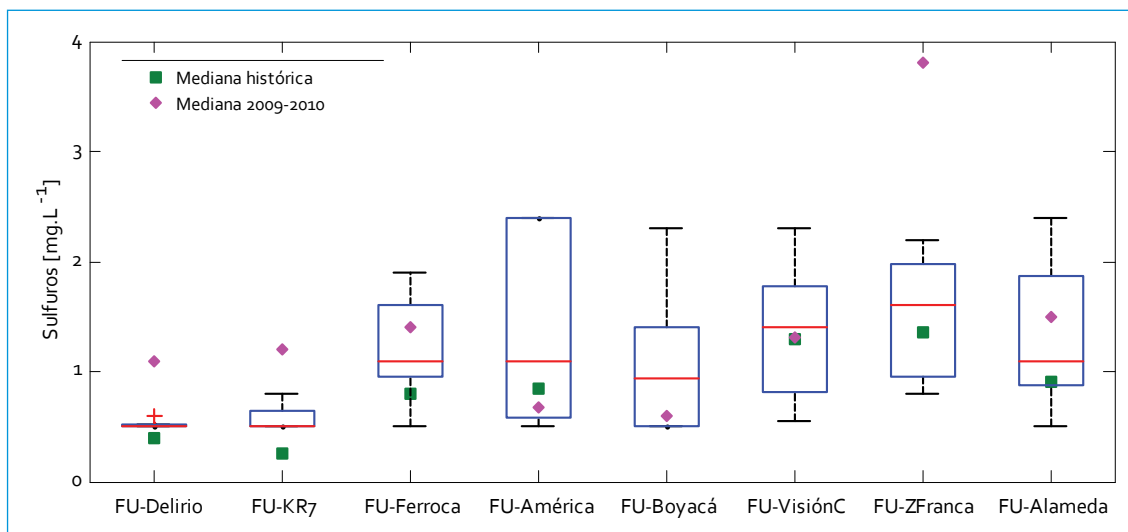


Figura 4.18. Perfil de sulfuros: río Fucha

muy bajas y estas se encuentran dentro del rango histórico (0,1-2 mg/L), lo cual denota nula afectación en la calidad de agua para este punto. En FU-KR7 el rango de concentraciones registradas para este periodo de monitoreo es levemente mayor frente a la mediana histórica (0,25 mg/L), pero casi la mitad del registro del año previo (1,2 mg/L). En el punto Av. Ferrocarril el comportamiento de sulfuros cambia, ya que la mediana actual aumenta más de dos veces en relación con Carrera 7ª, debido a que las concentraciones de oxígeno disuelto en este punto descienden a valores de 1 mg/L. Las medianas 2009-2010 (1,4 mg/L) y 2010-2011 (1,1 mg/L) son mayores a la histórica; pero el rango de concentraciones no es muy diferente respecto a los registros totales históricos. En Av. Las Américas se empiezan a registrar mayores concentraciones de sulfuros, dado el agotamiento de oxígeno y la mayor presencia de materia orgánica. Para este punto las medianas histórica, 2009-2010 y 2010-2011 son similares, aun cuando el 75 % de los datos para este periodo de monitoreo se encuentran por debajo de 2,4 mg/L. Ello evidencia mayor actividad anaerobia en este

punto. Respecto a los registros históricos, el rango de concentraciones no ha variado, por lo que se puede afirmar que el comportamiento de sulfuros ha sido constante durante el tiempo. Para FU-Boyacá el rango de variabilidad es semejante al punto Av. Las Américas, con comportamiento constante entre estos dos puntos de monitoreo.

A partir del punto Visión Colombia, las medianas de concentración empiezan a aumentar, dada la nula presencia de oxígeno disuelto y, por ende, una mayor probabilidad de ocurrencia de procesos anaerobios en el río. En FU-VisiónC la mediana 2009-2010 e histórica son iguales (1,3 mg/L) y similares a la mediana 2010-2011. Ello refleja que el comportamiento de sulfuros ha sido poco variable en el tiempo. En FU-ZFranca las concentraciones 2009-2010 fueron más del doble (3,8 mg/L) de los registros actuales (1,6 mg/L) e históricos (1,3 mg/L). No obstante, en este punto se han medido concentraciones de sulfuros de hasta 6,1 mg/L, lo que valida los datos obtenidos para este periodo de monitoreo. Por el contrario, en Fucha Alameda se apreció un comportamiento constante en el tiempo.

4.1.1.16. Fenoles

Para el punto El Delirio la mayoría de concentraciones de fenoles fueron reportadas como no detectables ($<0,02$ mg/L), lo cual evidencia que no hay afectación en la calidad de agua para este punto. En el punto FU-KR7 el rango de concentraciones registradas para 2010-2011 ($0,14$ mg/L) triplicó los registros del año previo e históricos (figura 4.19), al encontrarse valores tan altos como el máximo histórico ($0,22$ mg/L). En Av. Ferrocarril hubo un aumento de las medianas de 2009-2010 y 2010-2011 ($0,17$ y $0,15$ mg/L) respecto a la histórica ($0,07$ mg/L), aun cuando el rango de concentraciones no es muy diferente frente a los datos históricos. Para el punto de monitoreo Av. Las Américas se empiezan a registrar menores concentraciones de fenoles y, por lo tanto, la mediana 2010-2011 se mantiene constante respecto a Av. Ferrocarril. Sin embargo, la mediana obtenida durante 2010-2011 ($0,18$ mg/L) superó las medianas 2009-2010 ($0,02$ mg/L)

e histórica ($0,09$ mg/L), lo que refleja un aparente aumento de contaminación en fenoles.

En FU-Boyacá, las concentraciones de fenoles aumentan otra vez ($0,22$ mg/L), con incrementos de cuatro veces en la mediana actual respecto al periodo 2009-2010 ($0,055$ mg/L). En Visión Colombia, el rango de concentraciones es aún más amplio, pues se registraron concentraciones de hasta $0,48$ mg/L; respecto al rango histórico, se evidencia un aumento en la mediana y también en la concentración máxima histórica ($0,37$ mg/L). Las medianas de los últimos dos años no difieren entre sí en más de un 20%, por lo que el comportamiento ha sido relativamente constante. En el punto FU-ZFranca el rango de concentraciones es más crítico que en el punto aguas arriba, pues la mediana 2010-2011 ($0,46$ mg/L) excede más de un 200% las medianas 2009-2010 e histórica; incluso en este punto se superó el máximo histórico ($0,39$ mg/L), lo que indica un aumento en este contaminante en este sector específico del río.

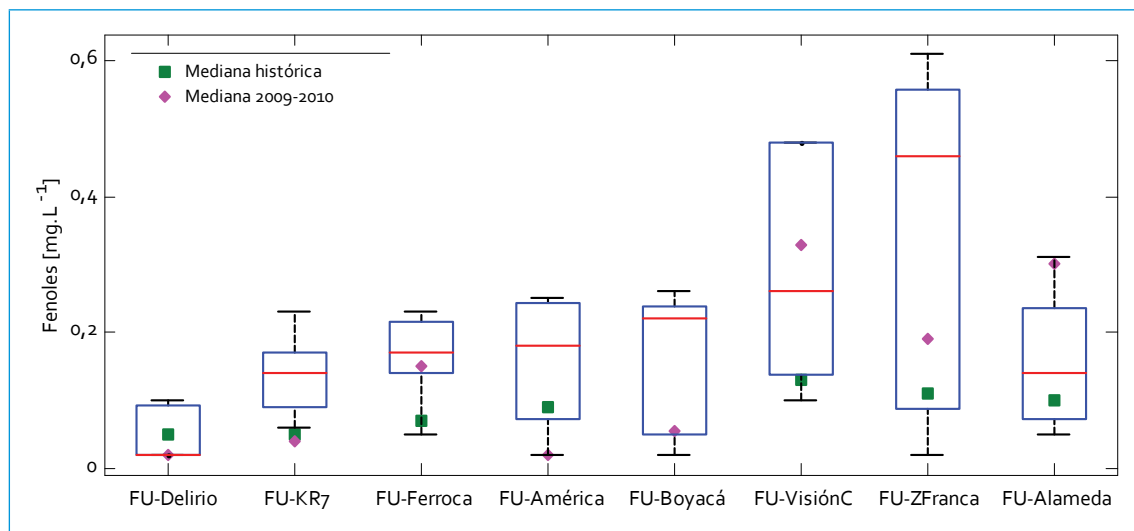


Figura 4.19. Perfil de fenoles: río Fucha

4.1.1.17. Metales

4.1.1.17.1. Bario

Para el punto El Delirio la mayoría de las concentraciones de bario estuvieron por debajo del límite de detección ($<0,01$ mg/L), en tanto que en FU-KR7 se encontró un rango de concentraciones un poco mayor (figura 4.20), con medianas similares a las reportadas para 2009-2010 e históricamente. En el punto Av. Ferrocarril las concentraciones aumentan frente a Carrera 7ª y no muestran variabilidad alguna frente al año previo (0,03 mg/L), pero sí registros más bajos que los históricos (0,05 mg/L). Por su parte, en Av. Las Américas los mayores valores frente al punto aguas arriba mantuvieron el rango de concentraciones históricas.

A partir del punto Av. Boyacá la presencia de bario aumenta y alcanza valores de hasta 0,45 mg/L en Zona Franca. En Visión Colombia se mantuvo la tendencia de aumento en las concentraciones de bario aguas abajo con valores dentro de los valores históricos. En FU-ZFranca el rango de variación es mucho

mayor que el de Visión Colombia, además que también se notó aumento en las concentraciones de bario, cuya mediana durante 2010-2011 ascendió a 0,085 mg/L y superó ligeramente la mediana 2009-2010 (0,07 mg/L) e histórica (0,06 mg/L). Finalmente, en Fucha Alameda el rango de variabilidad de concentraciones fue menor, al igual que para otros contaminantes, con una mediana por debajo de los registros históricos y del año 2009-2010 (0,053 mg/L).

4.1.1.17.2. Cadmio

En la figura 4.21 se observa el incremento en las concentraciones de cadmio para 2010-2011 a partir del punto FU-Boyacá. Entre el punto El Delirio hasta Avenida Las Américas todos los niveles de cadmio reportados para este periodo de monitoreo fueron no detectables ($<0,001$ mg/L), por lo que no se aprecia alguna afectación de este metal en la calidad de agua en este sector. A partir del punto Av. Boyacá la presencia de cadmio aumenta muy poco y la mediana para este periodo es igual a los registros de 2009-2010, manteniéndose sin variaciones importantes desde Visión

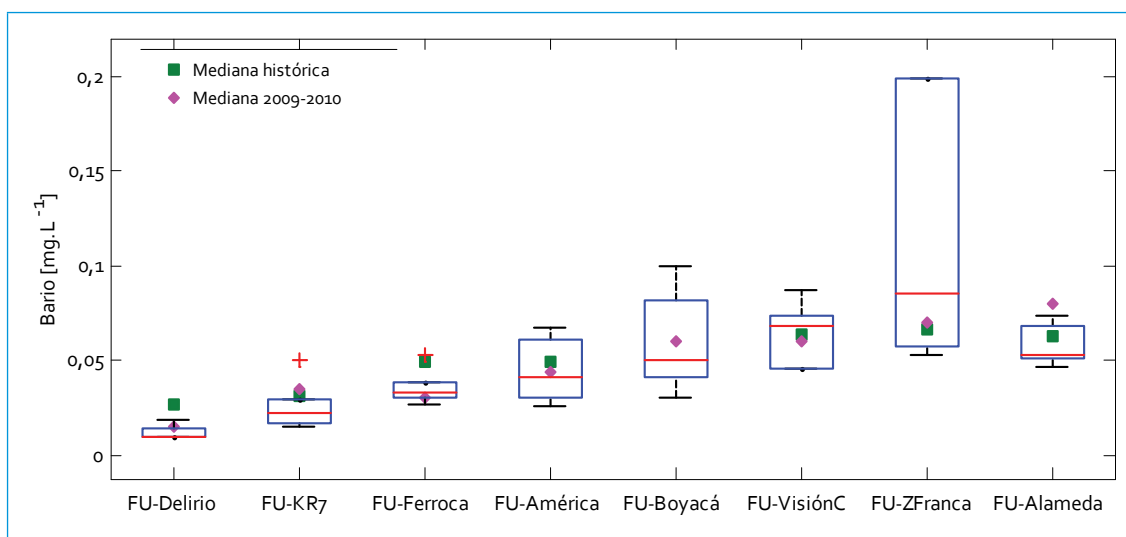


Figura 4.20. Perfil de bario: río Fucha

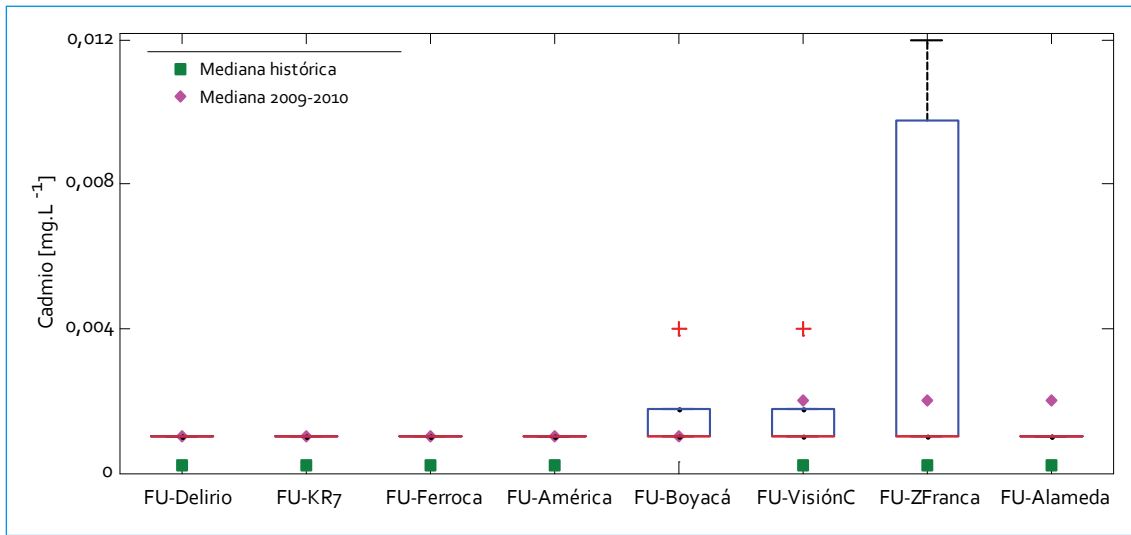


Figura 4.21. Perfil de cadmio: río Fucha

Colombia hasta Fucha Alameda. A partir del punto FU-VisiónC es evidente la afectación por descargas de aguas residuales industriales, evidenciado por los mayores niveles de cadmio en el agua. En Visión Colombia el rango de variación de concentraciones para este periodo de monitoreo se encuentra dentro de los valores registrados históricamente (0,001-0,004 mg/L). Para los tres últimos puntos de monitoreo se observó una disminución de las

medianas obtenidas en 2009-2010 respecto a las de 2010-2011 (0,001 mg/L).

4.1.1.17.3. Cinc

En el punto El Delirio las muy bajas concentraciones actuales de cinc son asociables a su presencia de forma natural en el río. Para Carrera 7ª aumentan levemente y se mantienen dentro de rangos históricos (figura 4.22). En el punto

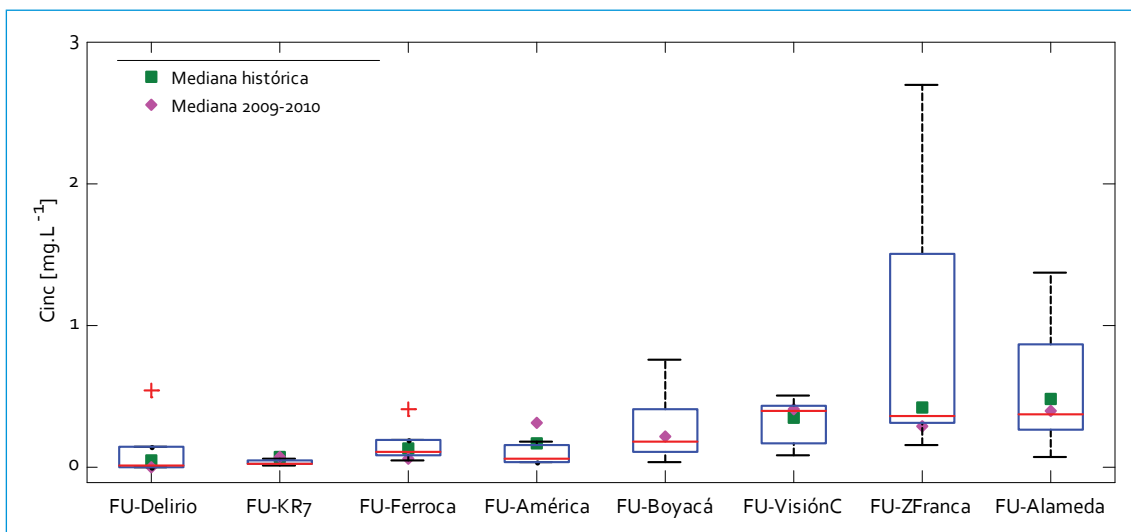


Figura 4.22. Perfil de cinc: río Fucha

Av. Ferrocarril el rango de comportamiento fue más amplio con respecto a Carrera 7ª, al encontrarse que la mediana para 2010-2011 (0,10 mg/L) fue cercana a la histórica (0,13 mg/L); pero ligeramente mayor a la del periodo 2009-2010 (0,06 mg/L). En Av. Las Américas las concentraciones permanecieron sin cambios importantes en relación con Av. Ferrocarril; no obstante, se observó una disminución del 80 % en la mediana 2010-2011 (0,062 mg/L) en cuanto a la de 2009-2010 (0,315 mg/L), que puede deberse a una dilución en las cantidades de cinc por la presencia de altos caudales. En FU-Boyacá, las concentraciones de cinc aumentan frente al punto aguas arriba (0,035 y 0,76 mg/L) y se mantiene un comportamiento constante en relación con los monitoreos 2009-2010.

Debido al ingreso de interceptores con muy alto caudal de agua residual, en FU-VisiónC, el cinc aumenta más de dos veces respecto al punto Av. Boyacá, y mantiene el rango de variación de concentraciones para este periodo dentro de los valores registrados históricamente. En FU-ZFranca se presentó el rango de variación más amplio (0,164-2,69 mg/L), donde la máxima concentración se registró en el mismo

monitoreo, donde se detectaron altas concentraciones en bario, fósforo, manganeso, níquel, nitrógeno y plomo. No obstante, se observa que las medianas 2009-2010 (0,3 mg/L) e histórica (0,42 mg/L) no difieren significativamente de la mediana para 2010-2011 (0,36 mg/L). Por último, en el punto Fucha Alameda, el rango de variabilidad fue menor, pues se registraron valores de hasta 1,37 mg/L. Sin embargo, todos los datos para este periodo de monitoreo se encuentran dentro del rango medido en este punto (0,005-3 mg/L) y las medianas para los diferentes periodos de monitoreos son muy cercanas entre sí.

4.1.1.17.4. Cobre

En la figura 4.23 se presenta el perfil de las concentraciones de cobre en el río Fucha. En El Delirio son muy bajas y no se evidencian cambios a lo largo del tiempo. Para Carrera 7ª se observan diferencias entre 2009-2010 y 2010-2011, pues la mediana obtenida para este último periodo de monitoreo es cerca de un 80 % menor, pero muy cercana a la medición histórica. En Av. Ferrocarril, las concentracio-

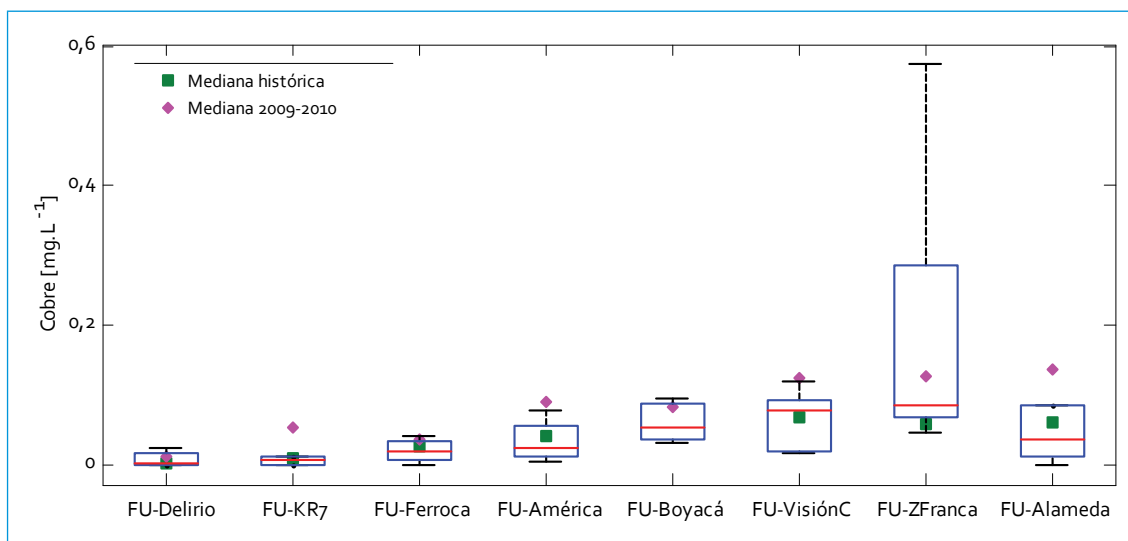


Figura 4.23. Perfil de cobre: río Fucha

nes aumentan respecto a Carrera 7ª y El Delirio, pero no se evidencia un aumento en las concentraciones en cuanto a los registros históricos ni al periodo 2009-2010. Para el punto de monitoreo Av. Las Américas la mediana actual (0,26 mg/L) estuvo por debajo de la histórica y de 2009-2010, que al igual que en cinc, níquel y cromo total, se puede deber a una dilución en las concentraciones por los altos caudales registrados.

En el punto Av. Boyacá la mediana para 2010-2011 fue 36 % menor frente a la mediana 2009-2010. En Visión Colombia, al igual que en Av. Las Américas y Av. Boyacá, disminuyó la mediana actual (0,079 mg/L) respecto a la de 2009-2010 (0,12 mg/L); pero se observó similitud a la mediana histórica (0,07 mg/L). En el punto FU-ZFranca el rango de variación fue mayor que el de Visión Colombia, con registros mayores de concentración en cobre en los últimos años frente a lo encontrado históricamente; la concentración máxima registrada (0,57 mg/L) para este periodo de monitoreo superó el registro histórico (0,11 mg/L). Por último, en el punto Fucha Alameda el rango de variabilidad fue menor con una mediana 2010-

2011, que disminuye a la mitad en relación con el punto Zona Franca. Este descenso en las concentraciones también se vio reflejado en las diferencias encontradas con las medianas 2009-2010 (0,14 mg/L) e histórica (0,06 mg/L). A pesar de estos cambios, los datos para estos periodos de monitoreo se encuentran dentro del rango monitoreado en este punto.

4.1.1.17.5. Cromo total

Al observar la figura 4.24 se puede constatar que las concentraciones de cromo total están por debajo del límite de detección hasta el punto Av. Ferrocarril (<0,006 mg/L). Para el punto de monitoreo Av. Las Américas se encontró una disminución en la mediana de concentración para 2010-2011 (0,009 mg/L), ya que en 2009-2010 la mediana fue 0,037 mg/L, mientras que la histórica es de 0,044 mg/L. A partir del punto Av. Boyacá la presencia de cromo total aumenta y se encuentran concentraciones de hasta 0,083 mg/L, debido a la presencia de descargas de tipo industrial aguas arriba de este punto de monitoreo. Se evidencia un leve aumento de la mediana respecto a los registros 2009-2010.

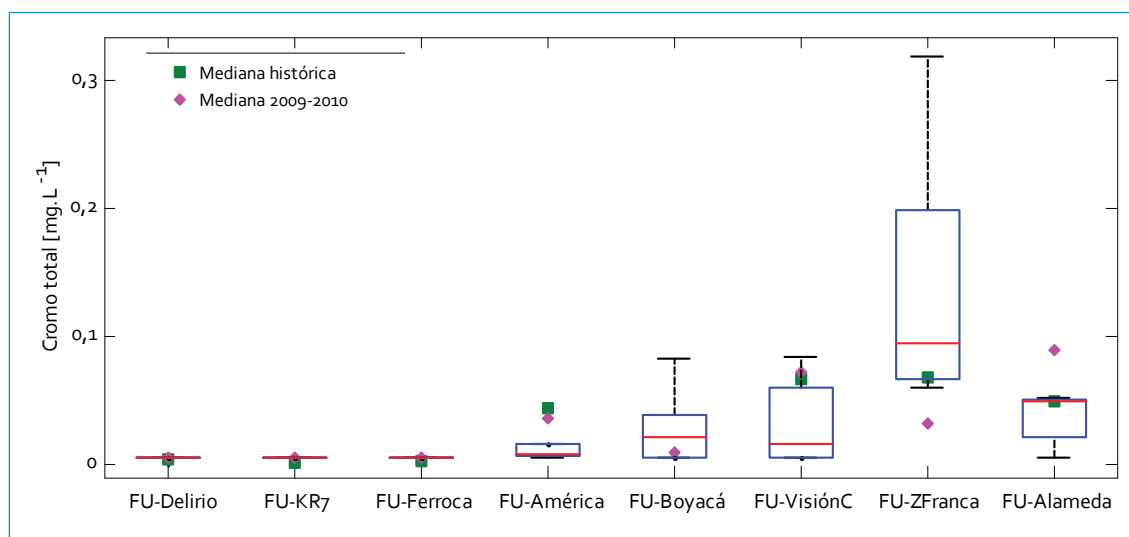


Figura 4.24. Perfil de cromo total: río Fucha

En Visión Colombia, la mediana 2009-2010 e histórica son semejantes, mientras que se observó disminución de aproximadamente un 70 % en la mediana para 2010-2011 (0,017 mg/L), debido a los altos caudales registrados en este periodo de monitoreo; para este punto el rango de variación de concentraciones en esta fase se encuentra dentro de los valores registrados históricamente. En FU-ZFranca, el rango de variabilidad fue alto (0,095 mg/L) y superior a las medianas 2009-2010 (0,03 mg/L) e histórica (0,07 mg/L). En Fucha Alameda la mediana 2010-2011 fue un poco menor a la registrada durante el periodo 2009-2010 (0,09 mg/L), pero similar si se compara con la histórica (0,05 mg/L).

4.1.1.17.6. Manganeso

En El Delirio todas las concentraciones de manganeso son bajas y su presencia se debe a condiciones naturales; no se han presentado afectaciones en la calidad del agua debido a esta sustancia, ya que las medianas han permanecido casi constantes (figura 4.25). En el punto FU-KR7 la mediana aumenta respecto

a El Delirio, aun cuando la mediana para 2010-2011 fue la mitad de las medianas históricas. En Av. Ferrocarril el rango de concentraciones aumenta ligeramente en relación con Carrera 7ª, pero no hay variaciones dinámicas importantes, ya que las medianas para los diferentes periodos de monitoreo no difieren significativamente. Para este punto no se evidencian cambios importantes en las concentraciones de manganeso, ya que el rango de variación en este periodo de monitoreo se encuentra dentro del comportamiento típico. En Av. Las Américas el manganeso fue similar a FU-Ferroca y no se aprecian variaciones importantes en el tiempo.

A partir del punto Av. Boyacá la presencia de manganeso aumenta y tiene comportamiento similar al del periodo 2009-2010. En Visión Colombia se observa una disminución de la mediana para 2010-2011 en relación con la mediana 2009-2010 e histórica; sin embargo, el rango de variación de concentraciones para esta fase se encuentra dentro de los valores registrados históricamente. Para FU-ZFranca el rango de variación de concentraciones es mayor que el de Visión Colombia, con un leve

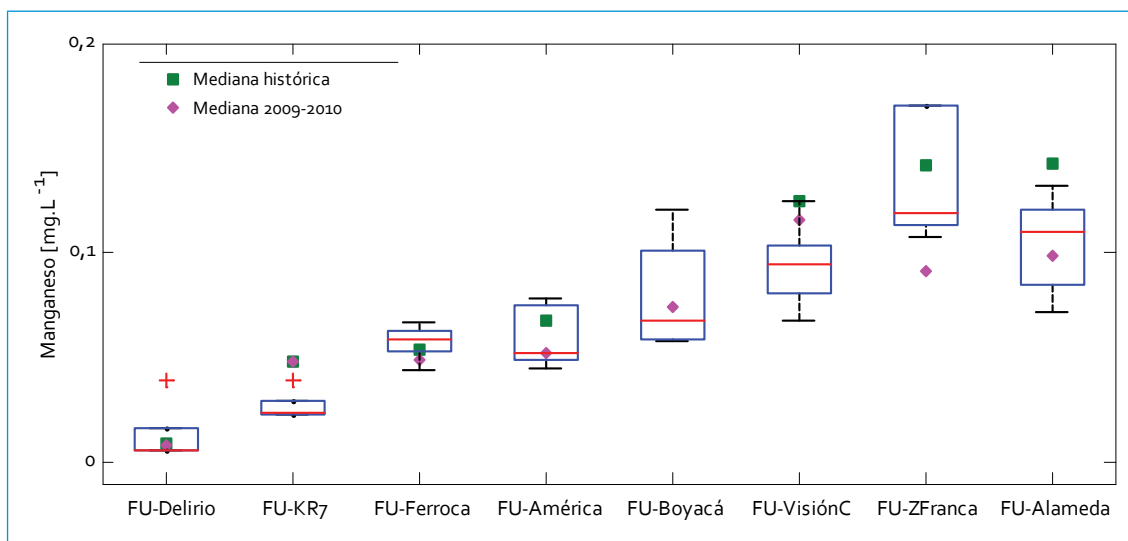


Figura 4.25. Perfil de manganeso: río Fucha

aumento de la mediana actual (0,119 mg/L) en comparación con la del año previo (0,09 mg/L). Finalmente, en Fucha Alameda el rango de variabilidad de valores fue alto (concentraciones de hasta 0,132 mg/L). Al igual que en FU-ZFranca, la mediana actual (0,11 mg/L) se encuentra entre la mediana histórica (0,14 mg/L) y la de 2009-2010 (0,09 mg/L).

4.1.1.17.7. Níquel

En la figura 4.26 se observa que las concentraciones de níquel aumentan a partir del punto FU-Ferroca. Para el punto El Delirio, las concentraciones de níquel son muy bajas, por lo que no hay presencia de afectación alguna en este punto, en tanto que en FU-KR7 el rango de concentraciones fue similar al FU-Delirio, con medianas actuales e históricas que no difieren de forma significativa. En el punto Av. Ferrocarril el rango de concentraciones aumenta levemente respecto a Carrera 7ª, sin una variación dinámica entre los registros. Para el punto de monitoreo Av. Las Américas las concentraciones de níquel son mayores, con medianas 2009-2010 e histórica muy similares,

pero superiores a la obtenida durante 2010-2011 (0,005 mg/L). En FU-Boyacá el rango de variación de concentraciones fue mayor y en Visión Colombia las concentraciones de níquel aumentaron a un valor medio de 0,035 mg/L para 2010-2011, cercano a las medianas históricas. En FU-ZFranca se encontró un rango de variación mayor que el de Visión Colombia y concentraciones más altas durante 2010-2011 (0,043 mg/L) frente a la mediana histórica y de 2009-2010, aun cuando los datos reportados para este periodo de monitoreo se encuentran dentro del rango histórico. Por último, en el punto Fucha Alameda el rango de variabilidad disminuye un poco, y para 2010-2011 la mediana fue 65 % menor a las medianas históricas y del periodo 2009-2010.

4.1.1.17.8. Plomo

En la figura 4.27 se ve que las concentraciones de plomo aumentan a partir del punto FU-KR7 y que las medianas actuales desde el punto Av. Ferrocarril son mayores a las históricas. Para el punto El Delirio la mayoría de datos fueron no detectables (<0,003 mg/L), mientras que en

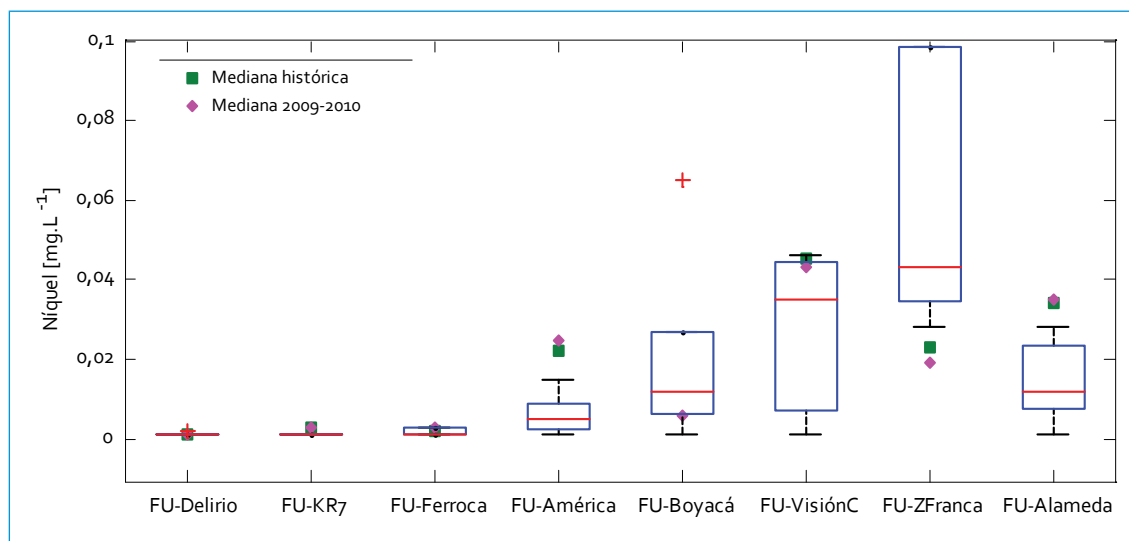


Figura 4.26. Perfil de níquel: río Fucha

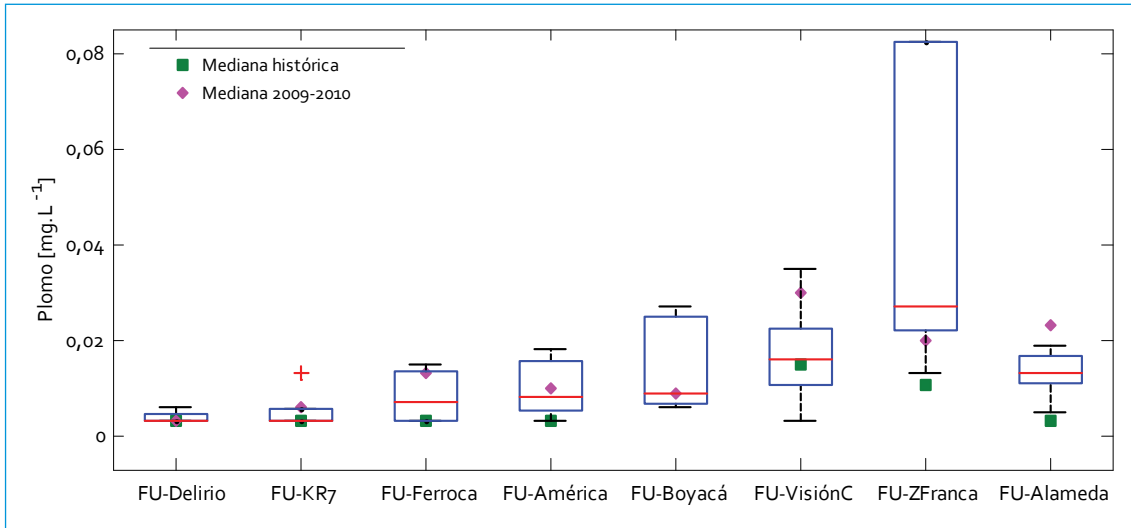


Figura 4.27. Perfil de plomo: río Fucha

FU-KR7 el rango de concentraciones no cambió mucho y tampoco se presentaron variaciones considerables entre las medianas de los diferentes periodos de monitoreo. En el punto Av. Ferrocarril el rango de valores aumenta frente a Carrera 7ª, con una mediana actual (0,007 mg/L) entre la obtenida en 2009-2010 (0,013 mg/L) y la histórica (0,003 mg/L). Para Av. Las Américas el rango de concentraciones se mantiene en relación con Av. Ferrocarril, con una mediana actual que no varía.

En FU-Boyacá, el plomo se mantiene respecto a los registros 2009-2010, y en Visión Colombia la mediana actual es muy cercana a la histórica, a pesar de observar un aumento del 50 % de la mediana 2009-2010 en relación con la histórica. El rango de variación de concentraciones para este periodo de monitoreo se encuentra dentro de los valores registrados históricamente. En FU-ZFranca dicho rango fue más amplio que en Visión Colombia, con una mediana actual superior a los valores históricos y de 2009-2010. Por último, en el punto Fucha Alameda el rango de concentraciones vuelve a disminuir por efecto de las bajas velocidades que se presentan en este punto y la

dilución causada por el río Bogotá. La mediana de los últimos dos años supera a la histórica, lo que evidencia un aumento en el tiempo en la concentración de este metal en este sector del río.

4.1.2. Cargas contaminantes

4.1.2.1. DBO₅

Las cargas de DBO₅ tienen un comportamiento ascendente a lo largo del río (figura 4.28). Se observa un incremento en las cargas de DBO₅ a partir del tramo 2 (tabla 4.2), a partir del cual se aumentan significativamente las cargas, causado por las descargas de los interceptores Fucha, Boyacá y del Sur, que se encuentran allí.

Tabla 4.2. Carga promedio transportada de DBO₅: río Fucha

Parámetro	Río Fucha (t/año)			
	T1	T2	T3	T4
DBO ₅	18	2137	4215	31727

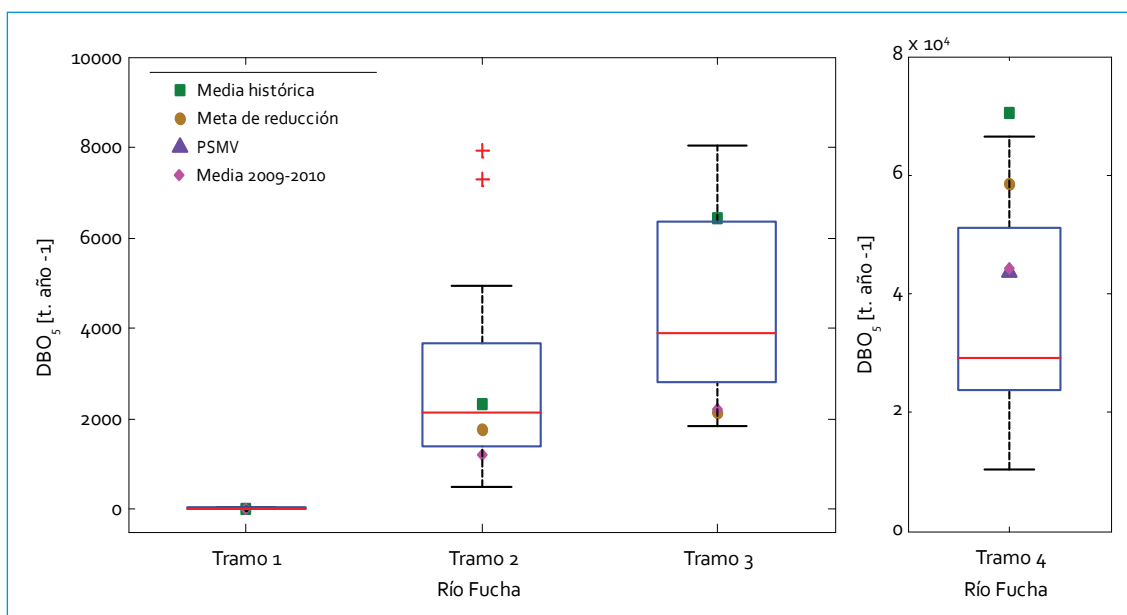


Figura 4.28. Perfil de cargas DBO₅: río Fucha

Dada la buena calidad que tiene el tramo 1, no existen metas de reducción para cargas a esta altura del río. Dentro de las cargas obtenidas desde julio del 2010 hasta junio del 2011, la carga media (18 t/año) es superior a la media histórica (6,6 t/año) y la media 2009-2010 (7 t/año), lo cual se debe al aumento en los caudales en El Delirio (468 L/s, promedio), dada la época húmeda que se presentó durante todos estos meses. Las concentraciones de DBO₅ no fueron altas, por lo que se puede atribuir el aumento en la carga media al periodo de lluvias.

Para el tramo 2 se presentó un caso diferente, ya que el promedio de carga actual (2137 t/año) no difiere significativamente del promedio histórico (2313 t/año), lo cual refleja un comportamiento sin mayores variaciones en el tiempo. Para el tramo 3 se observó una reducción de la carga media actual (4215 t/año) respecto a la histórica (6447 t/año), además que cerca del 75 % de las cargas reportadas para todo el monitoreo se encuentran por debajo del promedio histórico. En cuanto a las metas de reducción propuestas (1750 y 2150 t para los

tramos 2 y 3, respectivamente), para el tramo 2 se ha reducido el 10 % de la meta, teniendo en cuenta la carga base (promedio histórico) y la carga actual. Para el tramo 3, en cambio, la meta propuesta ya se cumplió (104 %), ya que la carga actual es mucho menor a la histórica (carga base). Al comparar los valores medios entre 2009-2010 y la actual para los tramos 2 y 3, el valor medio 2009-2010 fue 1198 y 2209 t/año, respectivamente, los cuales son mucho menores a los registrados para este monitoreo. Es importante tener claro que para este periodo los promedios de cargas se vieron afectados por el aumento de caudal, debido al periodo de lluvias, lo cual no reflejaría necesariamente un aumento en carga contaminante.

Al igual que en todos los periodos de monitoreo, el tramo 4 presenta una mayor variabilidad en las cargas registradas. Respecto a la media obtenida para 2009-2010 (44 228 t/año), este valor es mayor al registro actual (31 727 t/año). Con respecto a la carga base (70 594 t/año) se observa disminución, lo que traduce en un cumplimiento del 66 % de la meta de

reducción (58 500 t). El Plan de Saneamiento y Manejo de Vertimientos (PSMV) solo toma en cuenta el tramo 4 y para la DBO_5 establece una remoción de carga de 43 728 t para el 2012. Teniendo en cuenta el valor del PSMV, se puede ver que se ha logrado una reducción del 89 %, y sumado al efecto de la meta de reducción, el cambio para este tramo es positivo en el saneamiento del río Fucha.

4.1.2.2. DQO

En el tramo 1, la carga media para este periodo de monitoreo (129 t/año) es casi tres veces mayor frente a la media histórica (54 t/año). Al igual que con las cargas transportadas de DBO_5 , es importante resaltar el importante aumento del caudal promedio respecto al histórico (139 vs. 468 L/s), el cual afecta directamente en el aumento de cargas. Para el tramo 2 se presenta un comportamiento similar, ya que el promedio histórico (4731 t/año) está por debajo de la carga media actual (8204 t/año). Este incremento se puede relacionar

con un registro de alto caudal (1527 L/s) en el segundo trimestre de 2011, acompañado con una concentración alta (231 mg/L) en el mismo monitoreo, que arrojó una carga muy alta que afectaba el promedio. En cuanto al valor medio obtenido para 2009-2010 (2925 t/año) se observa un aumento importante en la carga transportada. Al igual que la DBO_5 , se debe tener en cuenta la diferencia entre los periodos de monitoreos analizados. La meta de reducción propuesta para el tramo 2 del río Fucha es 2950 t, cuyo cumplimiento hasta el momento es nulo (tabla 4.3. y figura 4.29).

Tabla 4.3. Carga promedio transportada: río Fucha

Parámetro	Río Fucha (t/año)			
	T1	T2	T3	T4
DQO	129	8204	14 172	86 942

En el tramo 3 se encontró un leve aumento de la carga media actual (14 172 t/año) respecto al promedio histórico (13 071 t/año). Si se considera, la meta de reducción propuesta

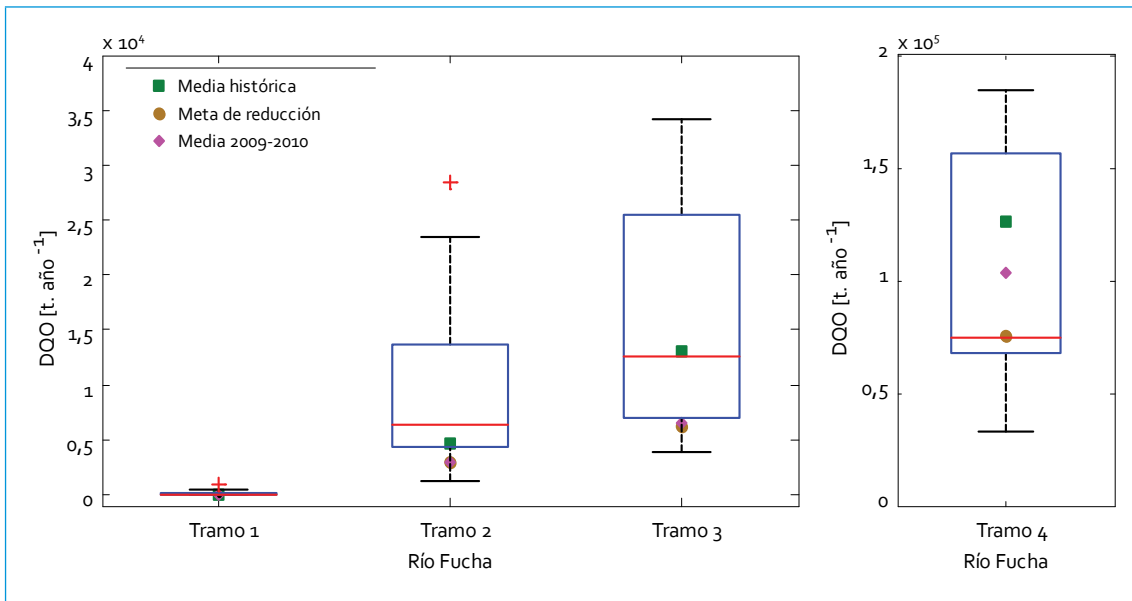


Figura 4.29. Perfil de cargas dco: río Fucha

(6200 t), tampoco se ha logrado hasta el momento. Al comparar la carga media obtenida para 2009-2010 (6490 t/año), también se observa un aumento que nuevamente se puede relacionar a la época invernal que aumentó los caudales. Por último, para el tramo 4 se presenta el mismo caso que para la DBO_5 , en el que la variabilidad de las cargas registradas para todo el periodo de monitoreo es mayor que para los demás tramos. Al comparar el promedio histórico (126 397 t/año) con el obtenido en este monitoreo (86 942 t/año) se observa una reducción, que se traduce en un 52 % de cumplimiento de la meta (75 300 t). La misma situación ocurre al comparar las cargas medias entre 2009-2010 y este periodo de monitoreo, ya que se evidencia una disminución para las cargas registradas en el último año.

4.1.2.3. SST

Las cargas de SST, al igual que para DBO_5 y DOO , tienen un comportamiento ascendente a lo largo del río (figura 4.30). El tramo 4 es claramente el más afectado por estas cargas prove-

nientes de los vertimientos de los interceptores Fucha, Boyacá y del Sur, que se encuentran aguas abajo de la Av. Boyacá (tabla 4.4).

Tabla 4.4. Carga promedio transportada SST: río Fucha

Parámetro	Río Fucha (t/año)			
	T1	T2	T3	T4
SST	55	2406	4595	57869

La carga obtenida en el tramo 1 para la fase 2 tuvo una media de 55 t/año, bastante superior a lo registrado históricamente (11 t/año). Ello estuvo esencialmente relacionado con el aumento de caudales durante este último periodo, lo que tiende a generar un mayor arrastre, transporte o resuspensión de sedimentos. En el tramo 2 el promedio histórico (2505 t/año) es muy similar al valor obtenido para este monitoreo (2406 t/año), por lo que se puede decir que el comportamiento de carga de SST ha sido relativamente constante en el tiempo. Al tener en cuenta estos dos promedios, la reducción respecto a la meta ha sido muy poca o imperceptible (5%); sin embargo, en

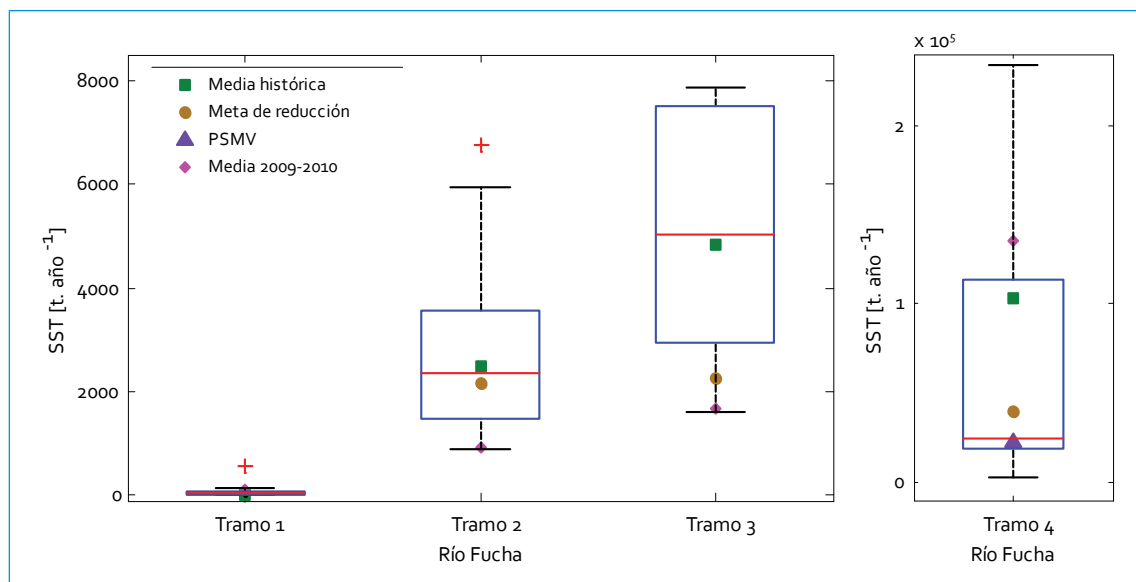


Figura 4.30. Perfil de cargas SST: río Fucha

cuanto a la carga media 2009-2010 (920 t/año) se aprecia un aumento en la carga para este monitoreo, ya que más del 75 % de las cargas obtenidas durante 2010-2011 estuvieron por encima de este valor, incluso la carga mínima para estos monitoreos fue 879 t/año. Es importante tener en cuenta que el periodo de lluvias que predominó durante 2010-2011 afectó directamente el cálculo de las cargas, ya que el caudal promedio para el segundo trimestre (1392 L/s) superó los correspondientes en los trimestres anteriores.

En el tramo 3 la comparación entre la carga promedio actual (4595 t/año) y el promedio histórico (4842 t/año) muestra un cumplimiento del 11 % de la meta para este tramo (2250 t); sin embargo, se encontró un aumento en la carga de SST transportada en cuanto al promedio 2009-2010 (1685 t/año).

Para el tramo 4 se presentó una gran variabilidad en las cargas obtenidas. El promedio histórico para este tramo es 103 527 t/año, el cual está muy por encima de la carga media actual (57 869 t/año). Esta reducción se debe al registro de menores concentraciones durante el último año, dada la fuerte época de lluvias que pudo diluir las concentraciones, y además el reporte de los monitoreos en la noche o madrugada, cuando las concentraciones de los diferentes contaminantes disminuyen, por la reducción de las descargas a estas horas del día. Para este tramo la meta de reducción propuesta de 39 300 toneladas, y toma como referencia el promedio histórico (carga base) y la actual, y la propuesta por el PSMV ya se cumplieron.

4.1.2.4. Nitrógeno total

Similar a los demás comportamientos, las cargas de N_{total} muestran un ascenso a lo largo del

río (tabla 4.5). Al igual que para los anteriores parámetros, se observó un incremento en las cargas de N_{total} a partir del tramo 2, donde se aumentan significativamente las cargas presentes en el río.

Tabla 4.5. Carga promedio transportada N_{total} : río Fucha

Parámetro	Río Fucha (t/año)			
	T1	T2	T3	T4
N_{total}	18	617	1061	8247

En la figura 4.31 se presenta el comportamiento de cargas de N_{total} para el río Fucha. Para el tramo 1 la carga media para la campaña 2010-2011 (18 t/año) aumentó con relación a la media histórica (4 t/año). No hay evidencia de un aumento en las concentraciones que pueda indicar un evento de contaminación, por lo que esto es el resultado de un registro de caudales más altos para estas campañas de monitoreo. Respecto a la carga media obtenida en 2009-2010 (9 t/año) también se observa un aparente incremento en relación con la actual, el cual también es atribuible al aumento de caudales (199 a 565 L/s). Para el tramo 2 los valores promedio histórico y actual demuestran un comportamiento constante (569 y 617 t/año, respectivamente); pero si se compara con la carga media 2009-2010 (424 t/año) se aprecia un leve incremento. La meta de reducción propuesta para este tramo (350 t) hasta el momento no se ha logrado.

Para el tramo 3 los valores promedio histórico y los registros 2010-2011 son muy similares (1046 y 1061 t/año, respectivamente), lo cual se muestra constante en el tiempo. Respecto al promedio 2009-2010 (728 t/año) también se presentó un aumento en las cargas para los monitoreos del último año. Teniendo en cuenta la meta de reducción propuesta para este

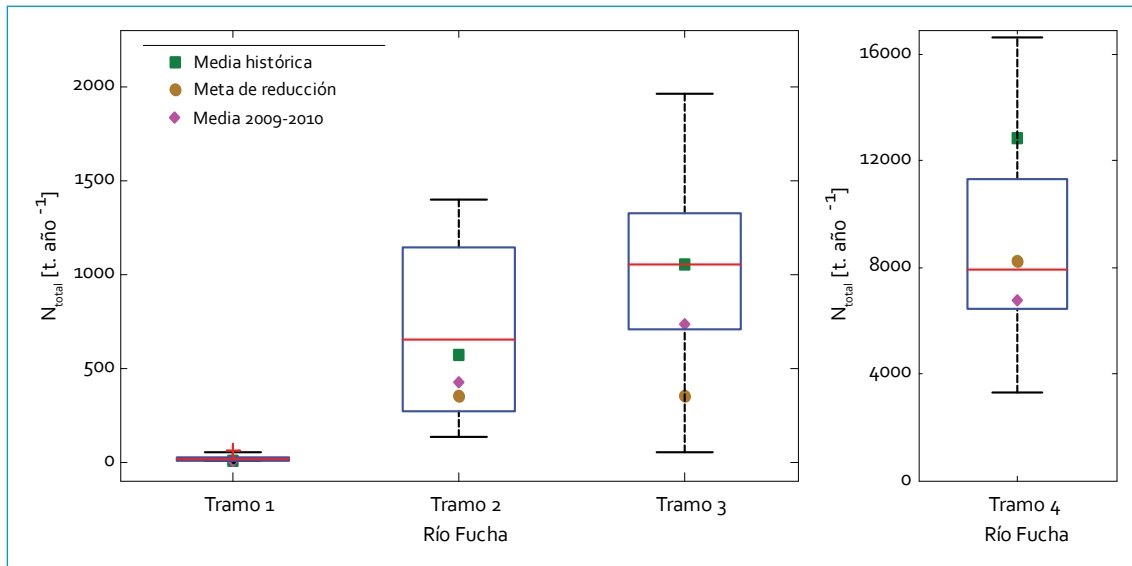


Figura 4.31. Perfil de cargas N_{total} : río Fucha

tramo (350 t), el promedio histórico y el actual, la reducción no se aprecia hasta el momento.

Al igual que para materia orgánica y sólidos, en el tramo 4 existe la misma situación y las cargas se presentan en mayor proporción que para los demás tramos. El tramo 4 tiene las peores condiciones de calidad respecto a cargas de nitrógeno total. El promedio actual es 8247 t/año y respecto al promedio histórico (12830 t/año) muestra una disminución en la carga que representa el 56% de cumplimiento, con la meta de reducción propuesta (8200 t).

4.1.2.5. Fósforo total

En el tramo 1 para el periodo 2010-2011 el promedio fue 1,4 t/año (tabla 4.6), superior al promedio histórico (0,2 t/año), resultado asociado al aumento en caudal, mas no de concentración (0,1 mg/L). Para los tramos 2 y 3 los promedios históricos son mayores que los valores obtenidos para el periodo 2010-2011 (figura 4.32). Los valores históricos para cada tramo son 115 y 172 t/año, respectivamente; mientras que las cargas promedio para el úl-

timo año fueron 76 y 123 t/año. Teniendo en cuenta estas reducciones, el cumplimiento hasta el momento con la meta para cada tramo es de 48% y 61%, respectivamente.

Tabla 4.6. Carga promedio transportada P_{total} : río Fucha

Parámetro	Río Fucha (t/año)			
	T1	T2	T3	T4
P_{total}	1,4	76	123	1018

Al igual que para N_{total} , en el tramo 4 las cargas se presentan en mayor cantidad que para los demás tramos; el tramo 4 tiene las peores condiciones de calidad respecto a cargas de nutrientes. Cuando se observa el promedio histórico (2105 t/año) y el promedio actual (1018 t/año), se encuentra una mejoría en la calidad del agua, pues se redujo cerca de un 50% aproximadamente. En cuanto a la meta de reducción contemplada para este tramo (1200 t) se ha logrado un cumplimiento del 91% entre la carga base (promedio histórico) y la carga actual.

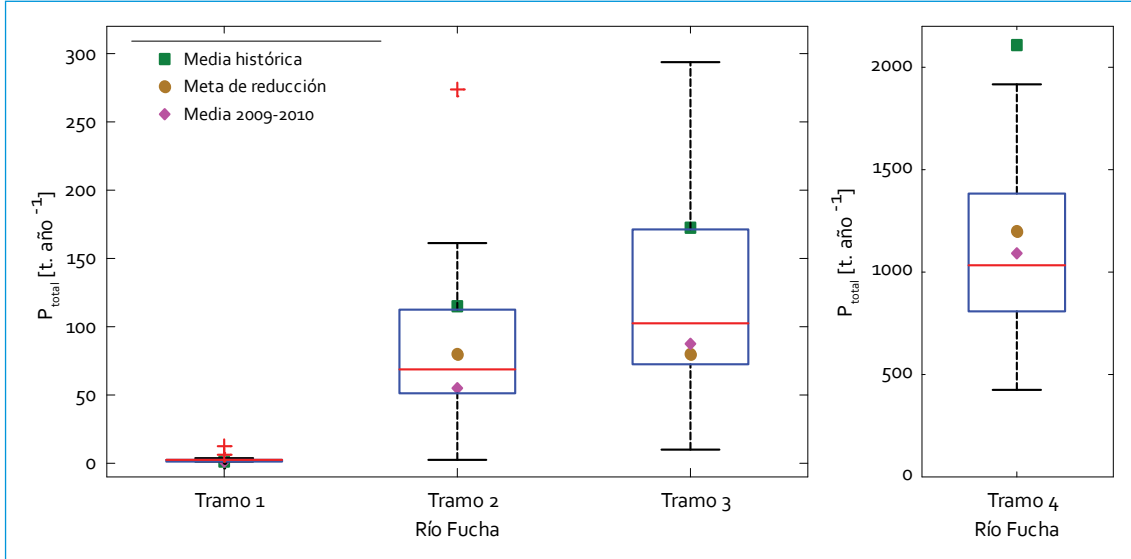


Figura 4.32. Perfil de cargas P_{total} : río Fucha

4.1.2.6. Grasas y aceites

El comportamiento de GyA en el tramo 1 del río Fucha presenta muy pocas variaciones respecto a los tramos aguas abajo del río. Dentro de las cargas obtenidas durante 2010-2011 (tabla 4.7) el valor promedio (92 t/año) fue mayor al promedio histórico (55 t/año), lo cual no necesariamente indica una afectación de la calidad de agua, sino una respuesta a los caudales altos que se midieron en los últimos trimestres, pues más del 90% de las concentraciones fueron menores al límite de detección (3,6 mg/L). Fue evidente un aumento en la carga transportada en relación con el promedio 2009-2010 (39 t/año).

Tabla 4.7. Carga promedio transportada GyA: río Fucha

Parámetro	Río Fucha (t/año)			
	T1	T2	T3	T4
GyA	92	569	764	10340

Para el tramo 2 se observó un aumento de las cargas (figura 4.33) respecto al valor promedio histórico (470 t/año). El promedio para julio 2010-junio de 2011 (569 t/año) indica que el aumento en el caudal promedio actual (958 L/s) afectó las cargas transportadas en este tramo. Para el 3 se observa una tendencia de reducción de carga, pues la carga media actual fue 764 t/año; mientras que la media histórica fue 938 t/año. Finalmente, respecto al tramo 4, el promedio histórico (12594 t/año) es cerca de 20% mayor al promedio actual (10340 t/año), lo cual muestra reducción en las cargas transportadas.

4.1.2.7. SAAM

Al igual que para los anteriores parámetros (tabla 4.8), se observa un incremento en las cargas de SAAM a partir del tramo 2, donde se evidencia una presencia considerable de sustancias tensoactivas hasta la desembocadura del río.

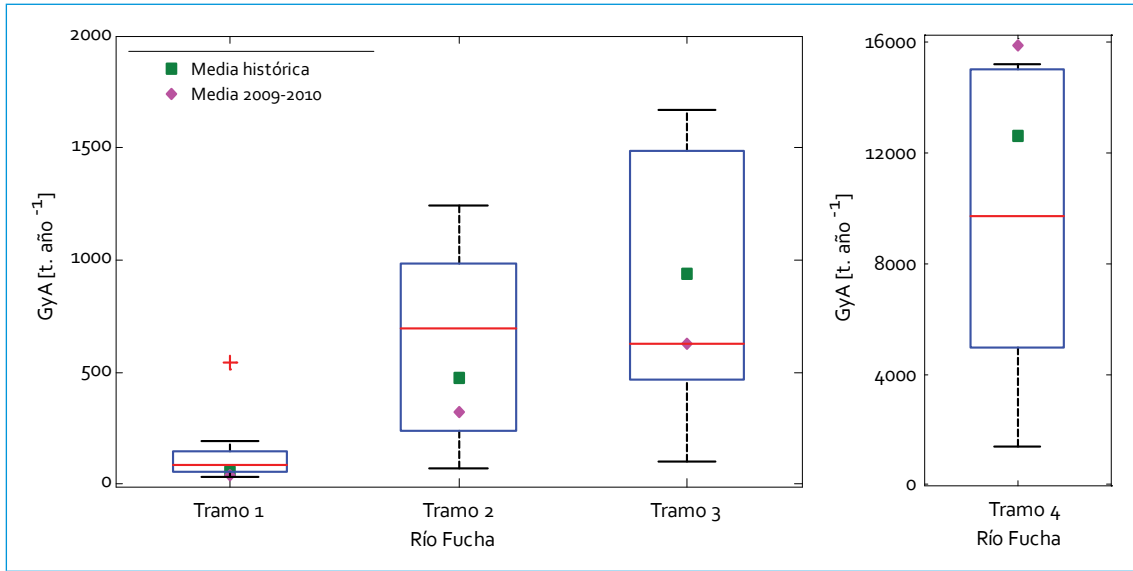


Figura 4.33. Perfil de cargas de GyA: río Fucha

Tabla 4.8. Carga promedio transportada SAAM: río Fucha

Parámetro	Río Fucha (t/año)			
	T ₁	T ₂	T ₃	T ₄
SAAM	1,5	116	235	1223

El comportamiento de SAAM en el tramo 1 del río Fucha presenta muy pocas variaciones frente a la variabilidad observada en los tramos aguas abajo del río. Como se puede apreciar en la figura 4.34, para el tramo 1 el valor promedio actual (1,5 t/año) no difiere mucho de los registros históricos (0,6 t/año), ni del registro del periodo 2009-2010 (0,8 t/año), lo cual es indicador de la buena calidad del río en este tramo en términos de SAAM.

En los tramos 2 y 3 el promedio histórico para cada uno es 46 y 104 t/año; mientras que las cargas promedio para todo el periodo de monitoreo fueron 116 y 235 t/año, respectivamente. En ambos tramos se evidencia un aumento importante en las cargas transportadas de SAAM. Respecto al promedio 2009-2010, se obtuvo para cada tramo una carga media igual

a 69 y 102 t/año, respectivamente. Este aumento, de nuevo, es atribuible a los altos caudales en el actual monitoreo, pues los promedios de concentración de SAAM para cada tramo fueron semejantes respecto a 2009-2010.

Finalmente, en el tramo 4 se tienen las peores condiciones de calidad en cuanto a cargas de SAAM. La cantidad de carga transportada aumenta considerablemente, comparada con el tramo 3. Se observa un importante incremento, ya que el promedio histórico de SAAM para ese tramo es 483 t/año y para este periodo de monitoreo la carga promedio fue 1223 t/año; más del 75% de las cargas reportadas para la fase 2 estuvieron por encima del promedio histórico.

4.2. Calidad del agua (wqi)

En el tramo 1 de este río hay un punto (El Delirio), donde el índice de calidad de agua (wqi) se calculó con 138 datos, de los cuales 3 no alcanzaron los objetivos de calidad. De esta manera, la calidad de agua en este tramo es buena. Los datos que no alcanzaron el objetivo de calidad

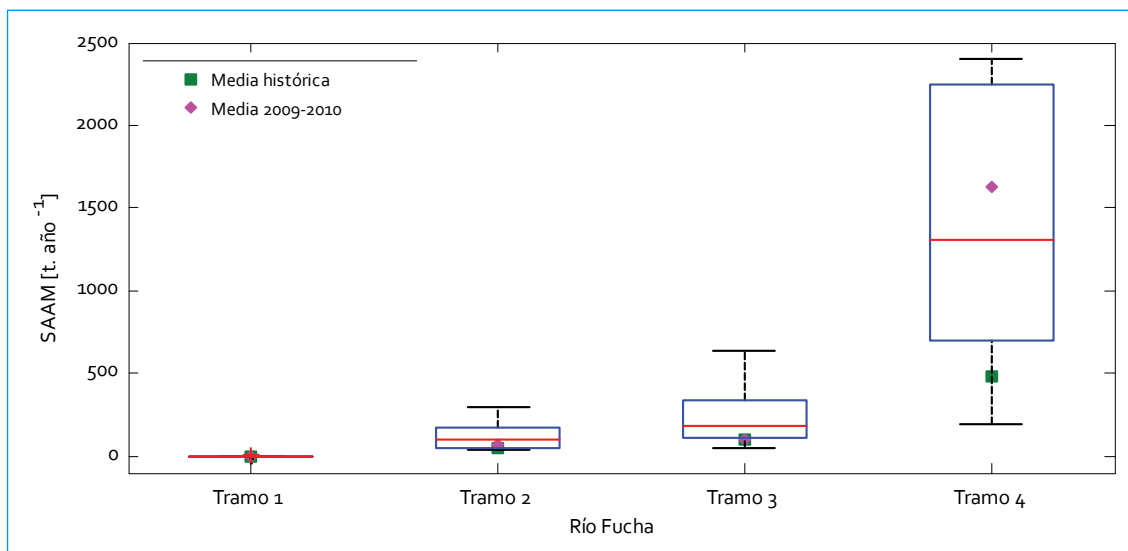


Figura 4.34. Perfil de cargas SAAM: río Fucha

fueron para fósforo total; sin embargo, estas concentraciones no se alejaron considerablemente del objetivo (0,1 mg/L). Para el resto de parámetros los valores registrados alcanzaron los objetivos de calidad en este tramo (tabla 4.9). Entre tanto el cálculo del wqi no tuvo en cuenta valores atípicos en todos los parámetros, excepto oxígeno disuelto y pH, los cuales se presentaron en casos particulares y no reflejan un comportamiento característico del punto El Delirio. Al comparar este valor wqi (2010-2011) con el valor wqi anual dinámico del periodo 2009-2010, la calidad de este tramo ha mejorado, si se tiene en cuenta que el wqi actual es 94 y el de 2009-2010 fue 88.

En el tramo 2 de este río hay dos puntos (Carrera 7ª y Av. Ferrocarril), con un total de datos de 291, de los cuales 123 (42 %) no alcanzaron los objetivos de calidad; la calidad de agua de este tramo es **pobre**. El punto Av. Ferrocarril es el punto más crítico en el tramo 2, dado que la mayoría de los valores registrados no alcanzaron los objetivos de calidad y en igual frecuencia para cada uno de los parámetros monitoreados. En nueve de los diez

Tabla 4.9. wqi río Fucha: tramo 1

Parámetro	Núm. datos que no alcanzan	Variables	Valor
Oxígeno disuelto	0	F1	10,00
DBO ₅	0	F2	2,17
DQO	0	nse	0,01
N _{total}	0	F3	1,15
P _{total}	3	wqi	94,05
SST	0		
Grasas y aceites	0		
Coliformes fecales	0		
pH	0		
SAAM	0		

parámetros se registraron valores que no alcanzaron los objetivos de calidad de este tramo, donde los más críticos fueron SST (77% no alcanza), DBO₅ (53% no alcanza) y DQO (50% no alcanza), seguidos por SAAM y fósforo total (tabla 4.10). Es importante resaltar que desde este tramo (principalmente desde el punto Av.

Ferrocarril) las concentraciones de oxígeno disuelto caen abruptamente, al pasar de un promedio de 7,25 mg/L en Carrera 7ª a un promedio de 2 mg/L en Av. Ferrocarril. Situación similar se evidencia con los demás parámetros monitoreados, que muestran cómo la calidad de agua se deteriora. Para el punto Carrera 7ª los parámetros que más se alejan del objetivo fueron SST, coliformes fecales y SAAM; mientras que para el punto Av. Ferrocarril los valores de SST, materia orgánica y de oxígeno disuelto sobrepasan con alta frecuencia los objetivos de calidad. El valor WQI 2010-2011 para el tramo 2 es 37, valor muy bajo como para indicar que hay alguna mejoría en la calidad de agua.

En el tramo 3 de este río hay dos puntos (Av. Las Américas y Av. Boyacá) con un total de 286 datos, de los cuales 78 no alcanzaron los objetivos de calidad; la calidad de agua de este tramo es **marginal**. A diferencia del tramo 2, en el cual en la mayoría de parámetros registraron datos por encima de los objetivos

de calidad, para el tramo 3 fueron siete de los diez parámetros, y de ellos DBO_5 , P_{total} y el pH alcanzaron los objetivos de calidad. Sin embargo, de los parámetros que no alcanzaron los más críticos han sido recurrentes en el tiempo y son coliformes fecales (74 % no alcanza), SAAM (66 % no alcanza) y oxígeno disuelto (30 % de los datos no alcanza); seguidos por GyA, DQO y SST (tabla 4.11). El valor WQI 2010-2011 para este tramo indica que aún faltan esfuerzos para subir a una categoría de mejor calidad de agua. Entre los dos puntos de monitoreo en el tramo 3 del río Fucha, Av. Las Américas tiene mayor presencia de SST y N_{total} , mientras que para Av. Boyacá la calidad de agua es más crítica en DQO y GyA. Para el resto de parámetros, la frecuencia de datos que no alcanzan los objetivos de calidad es similar entre los dos puntos de monitoreo.

En el tramo 4 de este río hay tres puntos de monitoreo (Visión Colombia, Zona Franca y Fucha con Alameda); el cálculo del WQI se hizo con un total de datos de 396, de los cua-

Tabla 4.10. WQI río Fucha: tramo 2

Parámetro	Núm. datos que no alcanzan	VARIABLES	Valor
Oxígeno disuelto	11	F1	90,00
DBO_5	16	F2	42,00
DQO	15	nse	0,79
N_{total}	10	F3	44,18
P_{total}	13	WQI	37,18
SST	23		
Grasas y aceites	9		
Coliformes fecales	12		
pH	0		
SAAM	14		

Tabla 4.11. WQI río Fucha: tramo 3

Parámetro	Núm. datos que no alcanzan	VARIABLES	Valor
Oxígeno disuelto	9	F1	70,00
DBO_5	0	F2	27,00
DQO	8	nse	0,10
N_{total}	6	F3	9,00
P_{total}	0	WQI	56,28
SST	8		
Grasas y aceites	8		
Coliformes fecales	20		
pH	0		
SAAM	19		

les 162 (41 % de los datos) no alcanzaron los objetivos de calidad. Por lo tanto, la calidad de agua de este tramo es **pobre**. Del total de los parámetros que se tienen en cuenta para el cálculo del WQI, nueve reportaron valores por fuera de los objetivos de calidad, de los cuales los más críticos fueron coliformes fecales (87% no alcanza), oxígeno disuelto (87% de los datos no alcanzan) y SAAM (76 % no alcanza); seguidos por N_{total} (tabla 4.12). Para los tramos 3 y 4 los parámetros más críticos en calidad de agua son los mismos; en especial se observa una mayor afectación por presencia de altas concentraciones de tensoactivos y coliformes, los cuales están significativamente alejados del objetivo de calidad establecido.

Al comparar el WQI de los últimos dos años (2009-2010 y 2010-2011), se concluye que el comportamiento de la calidad de agua en el tramo 1 presentó un aumento en el WQI de 88 a 94 y que conservó la categoría **buena**. La

calidad del agua en este tramo ha sido óptima durante el tiempo y no se ha evidenciado algún impacto de contaminación reciente. Para el tramo 2 las condiciones de calidad siguen siendo críticas, representadas en la categoría **pobre**, donde para el 2010-2011 se registra un aumento leve en el WQI, de 31 a 37. En el tramo 3 se observan diferencias entre el WQI del 2009-2010 (46) y del 2010-2011 (56); y donde se aprecia un aumento en el índice de calidad sin variación en la categoría, el cual pudo deberse a que en el primer semestre del 2011 se registraron menores concentraciones en los monitoreos en la noche o madrugada. Finalmente, para el tramo 4 el comportamiento en la calidad del agua no ha cambiado y ha permanecido en la categoría **pobre**, con un ligero aumento en el WQI de 35 a 42 en el 2010-2011. A continuación se presenta el mapa de calidad para el río Fucha para el periodo de monitoreo 2010-2011 (figura 4.35).

Tabla 4.12. WQI río Fucha: tramo 4

Parámetro	Núm. datos que no alcanzan	VARIABLES	Valor
Oxígeno disuelto	34	F1	90,00
DBO ₅	3	F2	41,00
DQO	17	nse	0,21
N_{total}	23	F3	17,51
P_{total}	2	WQI	42,03
SST	10		
Grasas y aceites	7		
Coliformes fecales	34		
pH	0		
SAAM	32		

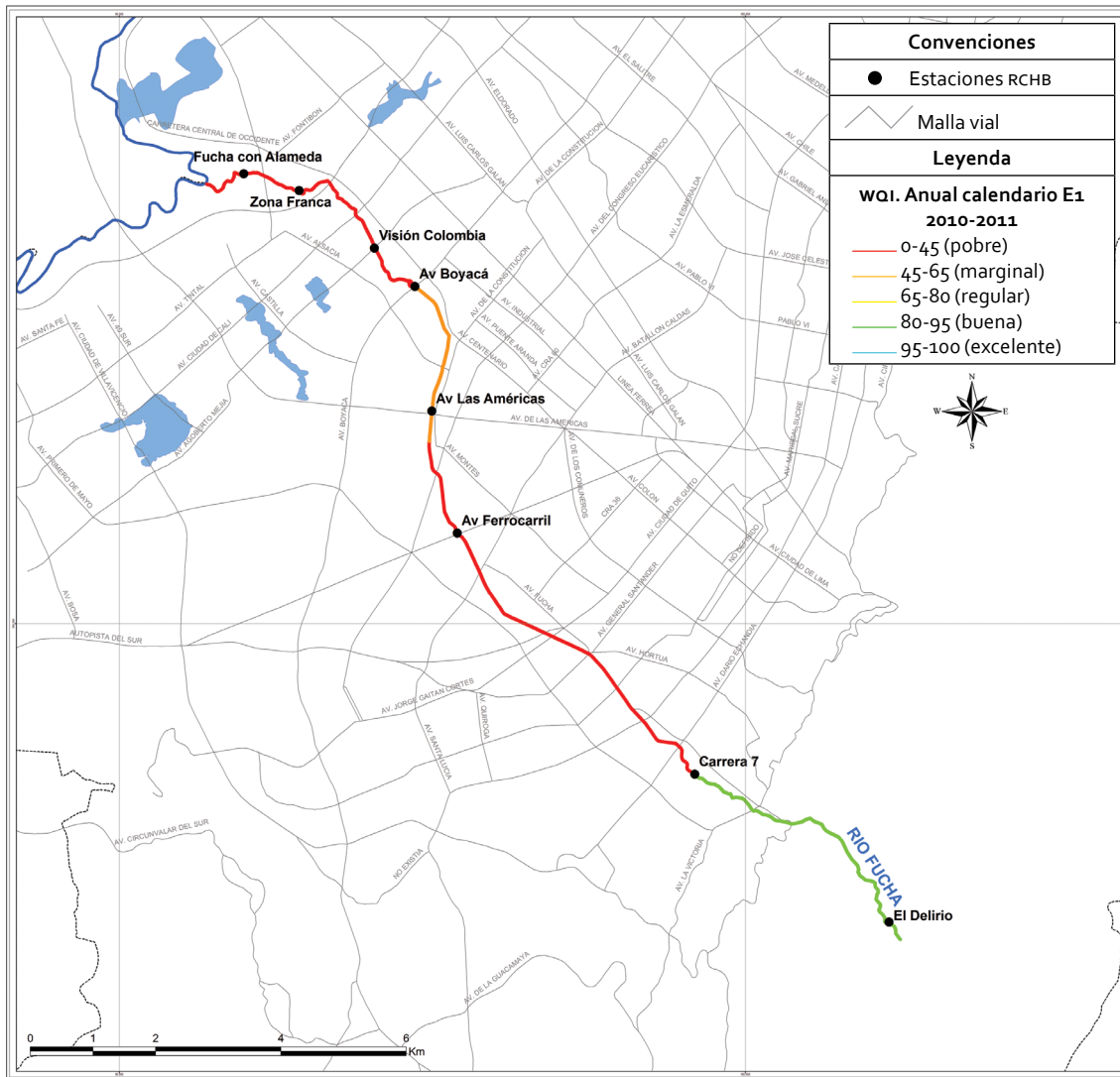


Figura 4.35. Mapa de calidad: río Fucha

5. RÍO TUNJUELO

5.1. Resultados del monitoreo fisicoquímico

5.1.1. Validación de datos: diagramas de cajas

5.1.1.1. Caudal

Los resultados obtenidos en el periodo 2010-2011 muestran amplitud de los rangos de caudal en la mayoría de puntos de monitoreo (figura 5.1), y debido a la condición hidrológica húmeda reportada durante este ejercicio, se

presentaron mayores incrementos de caudal en relación con los datos históricos y los del año previo. En el río Tunjuelo, el principal factor que influye en las variaciones del caudal y la cantidad de agua que fluye hacia aguas abajo es el embalse La Regadera, por lo que las variaciones del flujo de agua y su calidad están supeditadas a la operación de este embalse. En las figuras 5.2 y 5.3 se presentan las variaciones asociadas a esta condición en el río, las cuales influyen en la calidad del agua y la disponibilidad del recurso hídrico en el río.

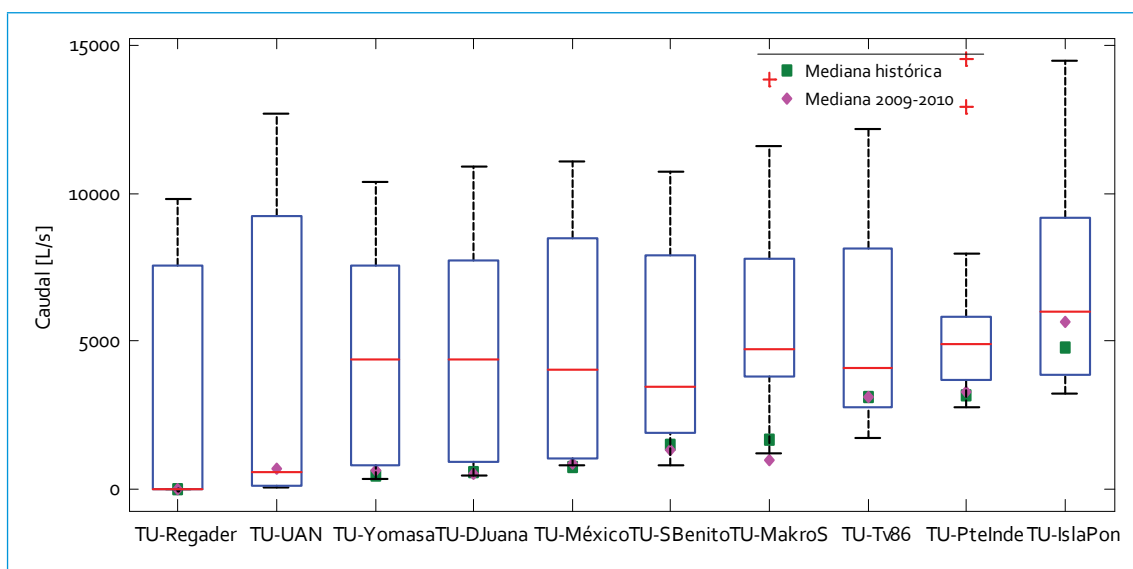


Figura 5.1. Perfil de caudal: río Tunjuelo

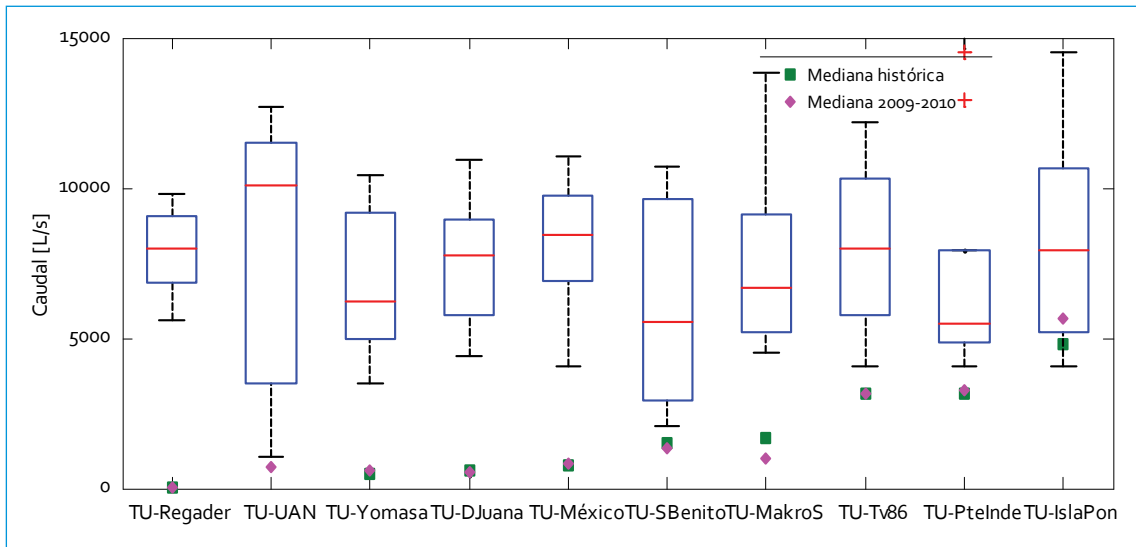


Figura 5.2. Perfil de caudales compuertas abiertas: río Tunjuelo

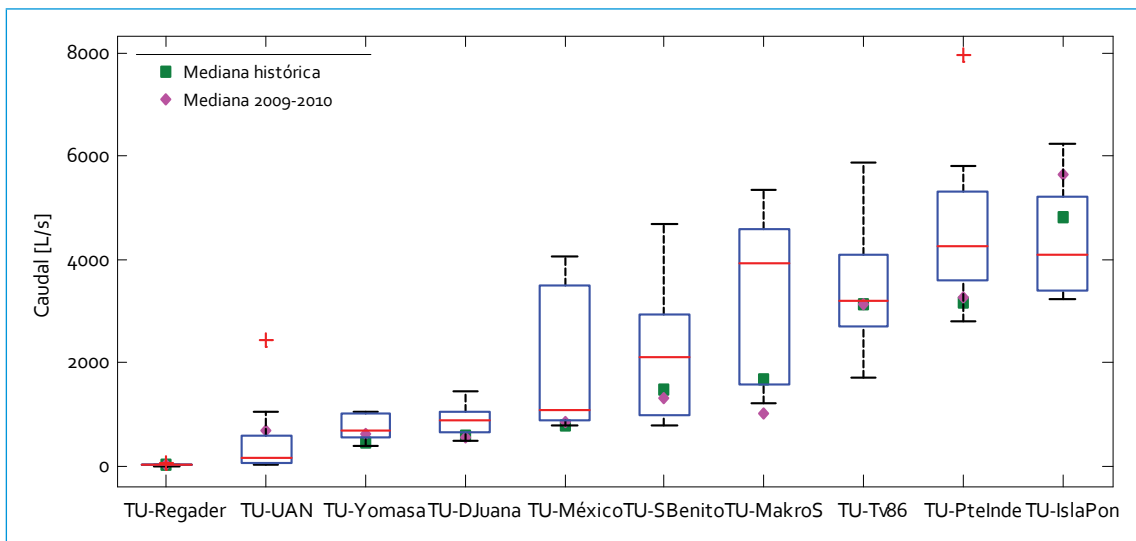


Figura 5.3. Perfil de caudales compuertas cerradas: río Tunjuelo

En el punto La Regadera (TU-Regader), durante la apertura de compuertas, el caudal alcanza valores máximos de hasta 10 000 L/s con una distribución uniforme en los datos; mientras que en condiciones de compuertas cerradas, el caudal se encuentra entre 2 y 37 L/s. En Universidad Antonio Nariño (UAN), la variabilidad de caudales aguas arriba influye en el aumento de valores de hasta 13 000 L/s; sin embargo, frente al periodo 2009-2010 los

caudales son similares y se encuentran por debajo de 600 L/s.

Tanto en Yomasa como en Doña Juana y Barrio México, el caudal tiene un comportamiento relativamente estable, independiente de la apertura de las compuertas del embalse. En relación con las medianas de los monitoreos 2009-2010 y los históricos, los registros actuales son mayores. Sin embargo, al analizar el efecto de la operación del embalse

La Regadera en condiciones de compuertas cerradas (figura 5.3), los caudales tienen un comportamiento similar a los históricos y a los reportados en el año anterior. Por otra parte, en el escenario de compuertas abiertas, la mediana reportada en Doña Juana es mayor a las de Yomasa y Barrio México. Así mismo, la presa seca Cantarrana modifica las condiciones de caudal por su capacidad de amortiguación. En Barrio México, la amortiguación del caudal por el efecto de las zonas de minas inundadas regula las crecientes que se pueden presentar aguas arriba, bien sea por la apertura de las compuertas o por el aporte de las quebradas o de agua lluvia. Los aumentos pueden estar relacionados con la quebrada Trompeta y el efecto de desembalse de las Zonas de Minas Inundadas (ZMI).

En San Benito, los caudales reportados para este periodo sugieren un incremento del caudal en ambas condiciones (compuertas abiertas y cerradas). En comparación con los periodos anteriores, la mediana actual se encuentra por encima de los valores 2009-2010 e históricos. En condiciones de compuertas cerradas, la variación del caudal puede estar influenciada por el aporte de la quebrada La Chiguaza, que alcanza valores superiores a 3500 L/s. Nuevamente, en Makro Autopista Sur el aumento del caudal es notable y excede la mediana histórica (1666 L/s) y la del periodo 2009-2010 (996 L/s) en ambos casos (compuertas abiertas y cerradas). Los caudales máximos (11 570, 8284 y 13 817 L/s) se presentaron en los monitoreos de noviembre del 2010, y abril y mayo del 2011, cuando las compuertas del embalse La Regadera se encontraban abiertas.

En Transversal 86 se presentaron caudales máximos de 12 000 L/s. Durante las condiciones de caudales bajos (compuertas cerradas), se evidencia el efecto del interceptor Tunjuelo

Medio en el río (1000 L/s), cuyo aporte incrementa el caudal en este punto, que alcanza los 5000 L/s. Respecto a la mediana de los datos, en condiciones de compuertas cerradas, esta es similar a la obtenida históricamente.

En Puente Independencia, la baja variabilidad de los caudales puede asociarse a las condiciones morfológicas del río, pues allí la baja pendiente y las condiciones meándricas disminuyen la velocidad de flujo y tienden a amortiguar el caudal, reduciendo su variabilidad. Los caudales se encuentran entre 2790 y 14 526 L/s, y la mayoría de ellos entre 3000 y 6000 L/s; sin embargo, el aumento que se presentó durante este periodo incrementó el caudal a tal punto que la mediana actual es mayor a la reportada en 2009-2010 e históricamente. Respecto a Isla Pontón, el aumento del caudal está influenciado por la estación de bombeo de la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB). En este punto se alcanzan caudales de hasta 14 000 L/s, los cuales coinciden con los monitoreos en los que se abrieron las compuertas del embalse; adicionalmente, en este punto la sinuosidad del río y el represamiento del agua varían el comportamiento del caudal.

5.1.1.2. Alcalinidad

En el perfil de alcalinidad que se presenta en la figura 5.4 se observan incrementos importantes en varios puntos de monitoreo del río Tunjuelo, de los cuales el de Yomasa es el primero donde las concentraciones de este parámetro aumentan notablemente, dado el aporte de la quebrada que recibe el mismo nombre, y que transporta agua residual doméstica proveniente de los barrios aledaños. En La Regadera los datos oscilaron entre 8,3 y 16 mg/L, y su comportamiento fue independiente de

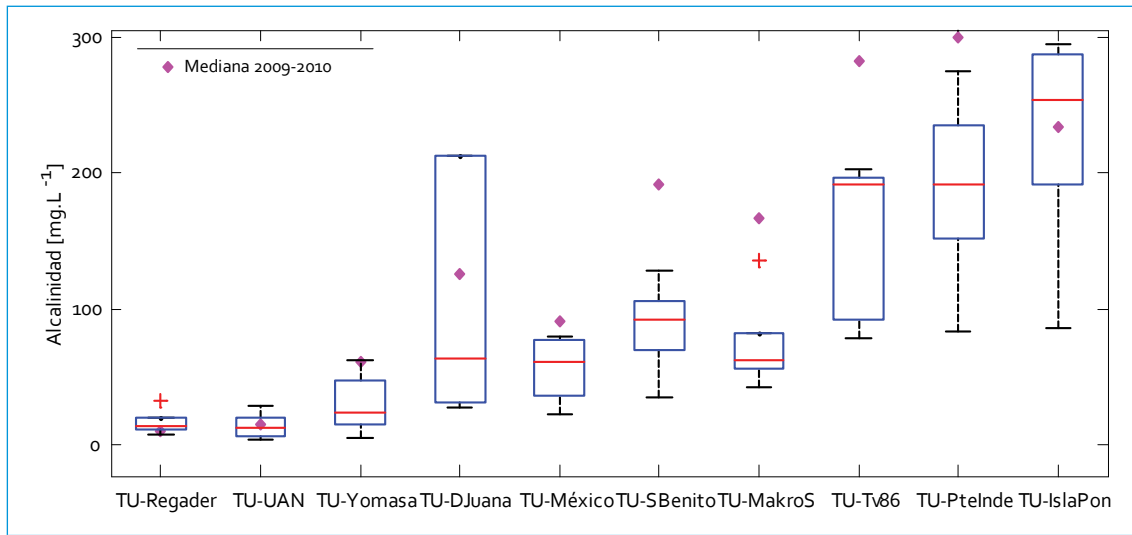


Figura 5.4. Perfil de alcalinidad: río Tunjuelo

la ventana de monitoreo. De manera similar, en UAN la concentración fue pequeña, pues esta se encuentra entre 4 y 29 mg/L y la mediana (13 mg/L) es similar a la del año previo (14,6 mg/L).

La mediana de los datos en Doña Juana y Barrio México fue similar (64 y 61 mg/L, respectivamente); sin embargo, en Doña Juana se presentó una mayor variabilidad de las concentraciones (27-213 mg/L), debido a los vertimientos de lixiviados provenientes del relleno sanitario. En este punto la mayor concentración (104 mg/L) se presentó en la ventana de la tarde (14:30-16:30), y la mediana actual disminuyó de casi la mitad del valor obtenido durante 2009-2010 (126 mg/L). En Barrio México, los cambios morfológicos del río, asociados a las ZMI influyen en la composición química del agua, al actuar como un sistema de tratamiento primario en el cual se reducen los índices de algunos parámetros en el río, entre ellos la alcalinidad. Se encontró una disminución importante del rango de datos respecto al punto de monitoreo anterior (la concentración pasa de 27 a 213 mg/L en Doña Juana, y de 23 a 80 mg/L, en Barrio México).

En comparación con la mediana 2009-2010 (91 mg/L), este valor disminuye en 30 mg/L.

El segundo incremento en alcalinidad en el río ocurre en San Benito como consecuencia de los vertimientos de agua residual doméstica provenientes de la quebrada La Chiguaza; la mediana en este punto es 1,5 veces el valor del punto de monitoreo anterior. En comparación con los resultados del año previo, los índices de alcalinidad disminuyeron notablemente: de 36-295 mg/L pasaron a 35-128 mg/L, y la mediana actual (92 mg/L) fue la mitad que la del periodo 2009-2010 (191 mg/L). En Makro Autopista Sur las concentraciones tuvieron un menor rango de variabilidad, con una mediana 2,7 veces menor que la obtenida durante 2009-2010. En Transversal 86 se presentaron de nuevo incrementos relacionados con el vertimiento del interceptor Tunjuelo Medio. Para este periodo, la mayoría de los datos estuvieron cerca al percentil 75 y el menor dato se presentó en uno de los monitoreos de la madrugada (00:00-2:00). En Puente Independencia, la mediana de los datos fue igual a Transversal 86; hubo mayor dispersión de los datos, y la mayor concentración se presentó

en el monitoreo de la tarde (14:30-16:30). Finalmente, en Isla Pontón se cuantificaron los valores más altos de alcalinidad en el río y en comparación con la fase anterior la mediana actual es mayor.

5.1.1.3. Dureza

Al igual que con la alcalinidad, pero en una forma más severa, el mayor incremento en dureza en el río fue registrado de forma permanente en la estación Doña Juana, aguas abajo del vertimiento de lixiviados del relleno sanitario (figura 5.5). En La Regadera, los índices de dureza disminuyeron en comparación con los registros de 2009-2010; la mediana actual se redujo a la mitad, al pasar de 30 a 15 mg/L, y el rango de datos se encontró entre 8,3 y 18 mg/L. Por otra parte, en UAN la dureza alcanzó valores de 92 mg/L en monitoreos de la madrugada (2:00-4:00), probablemente por los vertimientos de agua residual doméstica provenientes de barrios de Usme.

Los registros de dureza en Yomasa disminuyeron respecto al periodo anterior, en el que la mediana de los datos fue 2,5 veces el valor

actual de 20 mg/L. Las concentraciones más bajas (12 mg/L) se presentaron en los monitoreos de la mañana del segundo semestre del 2010. En Doña Juana se presentó la mayor variabilidad de datos, al alcanzar registros de hasta 383 mg/L; la mediana actual es aproximadamente el doble de la mediana obtenida en el año anterior (116 mg/L), mientras que en Barrio México la disminución de la dureza en esta parte del río también está relacionada con los procesos de precipitación que pueden presentarse en la ZMI aguas arriba de este punto de monitoreo. La mediana entre Doña Juana y Barrio México fue de 243 a 88 mg/L. En contraste con los resultados 2009-2010, la mayoría de los datos se encuentran por encima de la mediana actual. Entre Barrio México y San Benito, la mediana de los datos aumenta notablemente como consecuencia de las descargas de agua residual doméstica que se presentan entre estos dos puntos. Respecto a las concentraciones del año previo, la mediana pasó de 90 a 119 mg/L; también fueron notorios los incrementos entre San Benito y Makro Autopista Sur, donde la mediana pasó de 90 a 136 mg/L. En Makro hubo una mayor dispersión

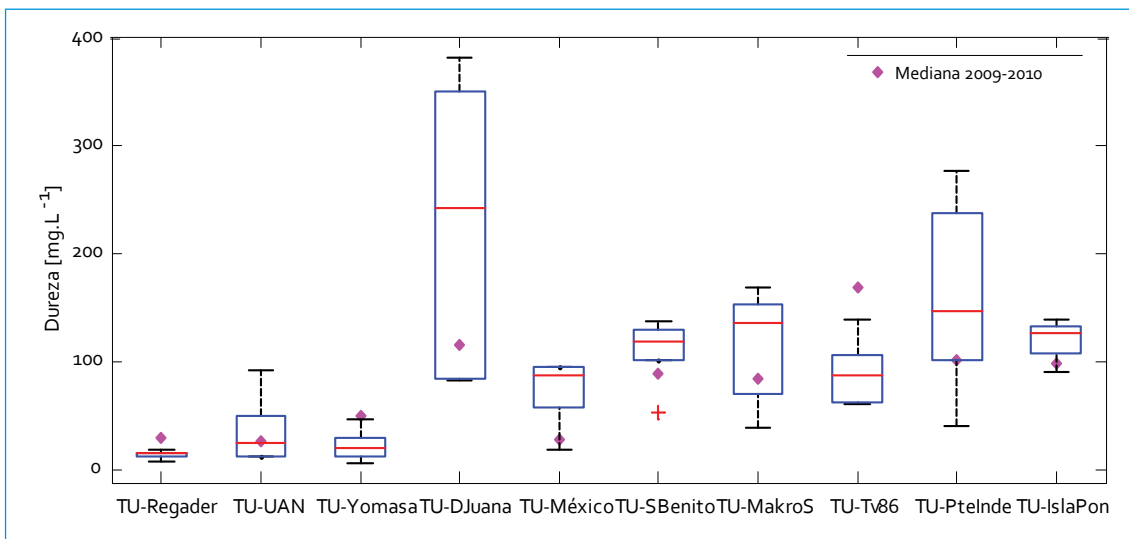


Figura 5.5. Perfil de dureza: río Tunjuelo

de los datos, relacionada con los monitoreos de la madrugada donde las concentraciones variaron de 169 mg/L (segundo semestre del 2010 entre las 4:00 y 6:00) a 39 mg/L (primer semestre del 2011 entre las 00:00 y 2:00).

Durante este periodo, en el que las concentraciones aumentaron notablemente en la mayoría de los puntos, las concentraciones en Transversal 86 tuvieron una disminución drástica, donde la mediana pasó de 169 a 87 mg/L, lo cual podría estar relacionado con el aumento de caudal que se presentó durante los monitoreos 2010-2011. Contrario a lo que se presentó en los monitoreos 2009-2010, en el periodo actual la dureza tuvo un aumento considerable de la mediana entre el punto Transversal 86 y Puente Independencia de 1,7 veces su valor. Finalmente, en Isla Pontón la disminución de la mediana pudo estar relacionada con los efectos de dilución que se presentaron en el río como consecuencia del aumento del caudal durante los monitoreos de este periodo, y al efecto de remanso que se da por la cercanía a la desembocadura sobre el río Bogotá.

5.1.1.4. pH

En la figura 5.6 se presenta el perfil de pH del río Tunjuelo para el periodo 2010-2011, en el que se observa un comportamiento similar al reportado en los periodos anteriores (históricos y 2009-2010). En los puntos La Regadera y UAN, los índices de pH tuvieron valores similares, con mediana de datos de 6,8 y 6,9 unidades respectivamente, y rango de datos dentro de los registros históricos y de 2009-2010. En Yomasa, el leve aumento del pH en comparación con el punto de monitoreo anterior (de 6,9 a 7,2 unidades) se debe al aporte de agua residual proveniente de los barrios cercanos a este punto y a la descarga de la quebrada Yomasa, vertimientos que aportan aguas residuales relativamente frescas. En este punto, la mediana de los datos pasó de 7,9 a 7,2 unidades, y en comparación con 2009-2010 (7,4 unidades) se presentó un leve descenso de este parámetro. Los niveles más altos se presentaron en los monitoreos de la tarde (13:00-17:00), cuando el pH alcanzó valores entre 8,2 y 9,4 unidades.

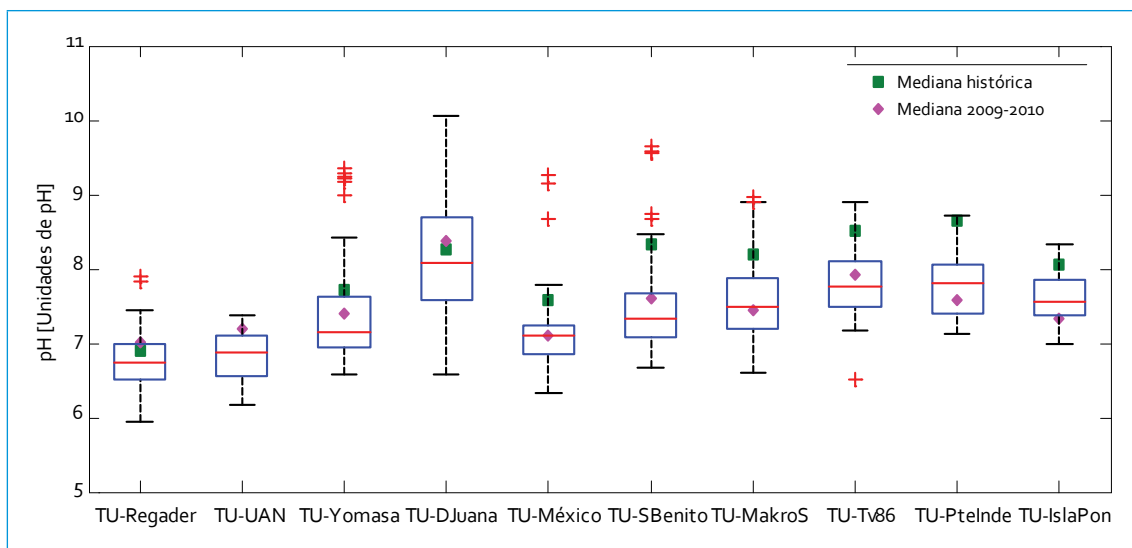


Figura 5.6. Perfil de pH: río Tunjuelo

Al igual que con los parámetros previos, la mayor variabilidad del pH en el río se presentó en Doña Juana, debido a la intermitencia de vertimientos de lixiviados y de las canteras. Durante los monitoreos 2010-2011 el pH alcanzó valores superiores a la mediana actual (8,1 unidades), la histórica (8,3 unidades) y de 2009-2010 (8,4 unidades), con registros de hasta 10 unidades. En Barrio México, el descenso del pH puede estar asociado a los procesos anaerobios que se llevan a cabo en las ZMI, donde las condiciones morfológicas e hidráulicas del río cambian considerablemente, pues ello da lugar al represamiento del agua. En este punto, la mediana actual y de 2009-2010 son iguales (7,1 unidades).

A partir de San Benito y hasta Transversal 86, el pH tuvo un incremento progresivo por el aporte de agua residual doméstica al río proveniente de las quebradas La Chiguaza (TU-Sbenito), Limas (TU-MakroS) y el interceptor Tunjuelo Medio (TU-Tv86), las cuales varían los valores de este parámetro en el río. Las medianas en estos tres puntos 7,3; 7,5 y 7,8 unidades, respectivamente, son menores a los

valores históricos (8,3; 8,2 y 8,5 unidades). En comparación con el periodo 2009-2010, el pH tuvo un leve descenso en San Benito, puesto que la mayoría de los datos se encuentran entre 6,7 y 7,3 unidades. Por otra parte, la mediana actual en Makro Autopista Sur es similar a la reportada en el año previo y en Transversal 86, con rango de datos actual similar a 2009-2010. Entre Transversal 86 y Puente Independencia, los índices de pH se mantuvieron constantes; la mediana de los datos en estos dos puntos fue 7,8 unidades, con rango de registros entre 7,1 y 8,9 unidades. En relación con los valores históricos, la mayoría de los datos actuales se encuentran por debajo de este valor. Finalmente, en Isla Pontón la mediana actual (7,6 unidades) es ligeramente inferior al punto anterior; el comportamiento de los datos reportados durante 2010-2011 siguió una tendencia similar a los valores reportados para 2009-2010.

5.1.1.5. Conductividad

En relación con el perfil de conductividad (figura 5.7), en el río Tunjuelo los incrementos

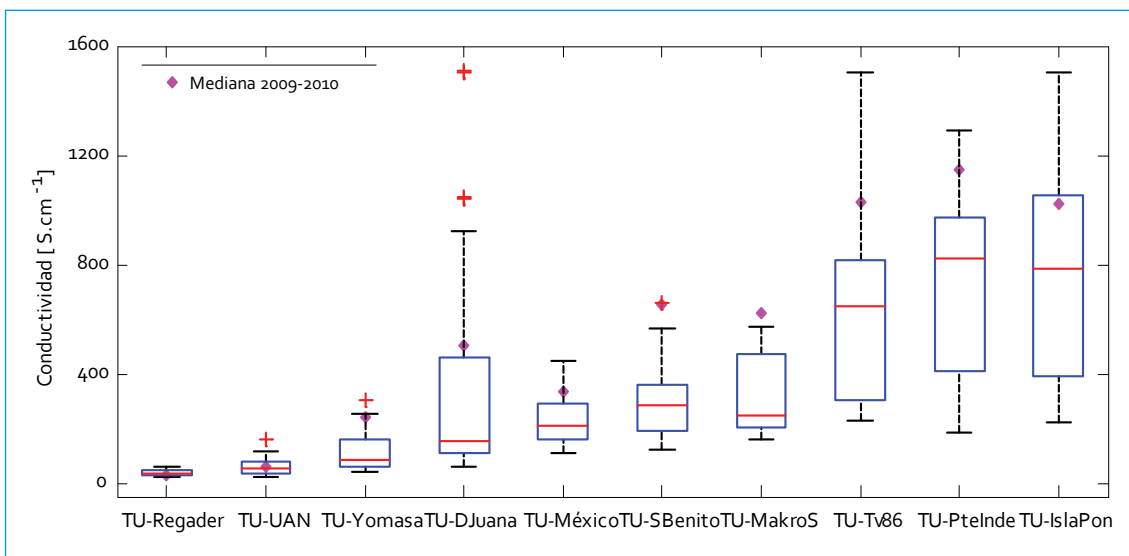


Figura 5.7. Perfil de conductividad: río Tunjuelo

importantes de este parámetro se presentan a partir de Doña Juana, por los vertimientos de lixiviados, y en Transversal 86, donde la conductividad aumenta notablemente por el aporte del interceptor Tunjuelo Medio, que alcanza concentraciones máximas en Isla Pontón. Durante 2010-2011 las medianas de las concentraciones disminuyeron en comparación con el año previo, a excepción de La Regadera, donde la mediana aumentó de 29,7 a 35,6 $\mu\text{S}/\text{cm}$, e incluso alcanzó valores de hasta 60,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$. En UAN la conductividad estuvo dentro del rango reportado en 2009-2010, con una mediana similar (60,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 2009-2010 vs. 55,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$, actual). A partir de Yomasa el aumento de la conductividad se presentó con mayor frecuencia en los monitoreos de la mañana, asociada a la descarga de la quebrada Yomasa, la cual aporta cantidades significativas de materia orgánica al río.

En Doña Juana este parámetro aumenta 1,8 veces el valor de la mediana reportado en Yomasa (86,1 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y el rango de datos estuvo entre 59,9 y 923 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Sin embargo, en comparación con los resultados 2009-2010, la conductividad tiende a valores menores, y la mediana varió de 501 a 156 $\mu\text{S}/\text{cm}$; los valores bajos de conductividad (82-166 $\mu\text{S}/\text{cm}$) se presentaron durante monitoreos en que el caudal se encontraba entre 4380 y 10909 L/s, por efecto de la apertura de las compuertas del embalse La Regadera. Este aumento del caudal favoreció la dilución y, por lo tanto, la disminución de las concentraciones de sales disueltas en el río.

Por otra parte, en Barrio México, el rango de datos fue menor comparado con Doña Juana; sin embargo, la mediana osciló entre 156 y 210 $\mu\text{S}/\text{cm}$, por el aumento del caudal que se presentó en la mayoría de los monitoreos del periodo 2010-2011. El aumento de la conducti-

vidad en el río continúa en San Benito y Makro Autopista Sur, por el aporte de materia orgánica al río, con medianas de 286 y 249 $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente. Sin embargo, los índices de conductividad en estos puntos fueron menores a los reportados en 2009-2010. En Transversal 86 el incremento de este parámetro, asociado con el vertimiento del interceptor Tunjuelo Medio, aumenta los niveles del río a 402 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respecto al valor de la conductividad reportada en Makro Autopista Sur (249 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Los registros más altos de conductividad (866-1506 $\mu\text{S}/\text{cm}$) se presentaron en uno de los monitoreos de la madrugada del segundo semestre de 2010, y en uno de los monitoreos de la mañana del primer semestre de 2011, donde se obtuvieron los caudales más bajos (1722 y 1797 L/s). A pesar de estos incrementos, los niveles de este parámetro estuvieron por debajo de la mediana 2009-2010 (1026 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Finalmente, en Puente Independencia e Isla Pontón la conductividad alcanza valores de 823 y 782 $\mu\text{S}/\text{cm}$, respectivamente, inferiores a los reportados durante 2009-2010 (1148 y 1025 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Para el periodo actual de monitoreo la frecuencia de caudales altos fue mayor y, por lo tanto, las concentraciones de sales disueltas en el río disminuyó.

5.1.1.6. Oxígeno disuelto

El perfil de oxígeno disuelto en el río (figura 5.8) muestra una variación importante a partir del punto Barrio México, donde las concentraciones disminuyen notablemente frente a los registros aguas arriba, a llegar a concentraciones inferiores a 1 mg/L en Isla Pontón. En La Regadera el oxígeno disuelto se encuentra dentro del rango típico de concentraciones registradas en un río de montaña, con una mediana de 7,3 mg/L. Sin embargo, durante los monitoreos

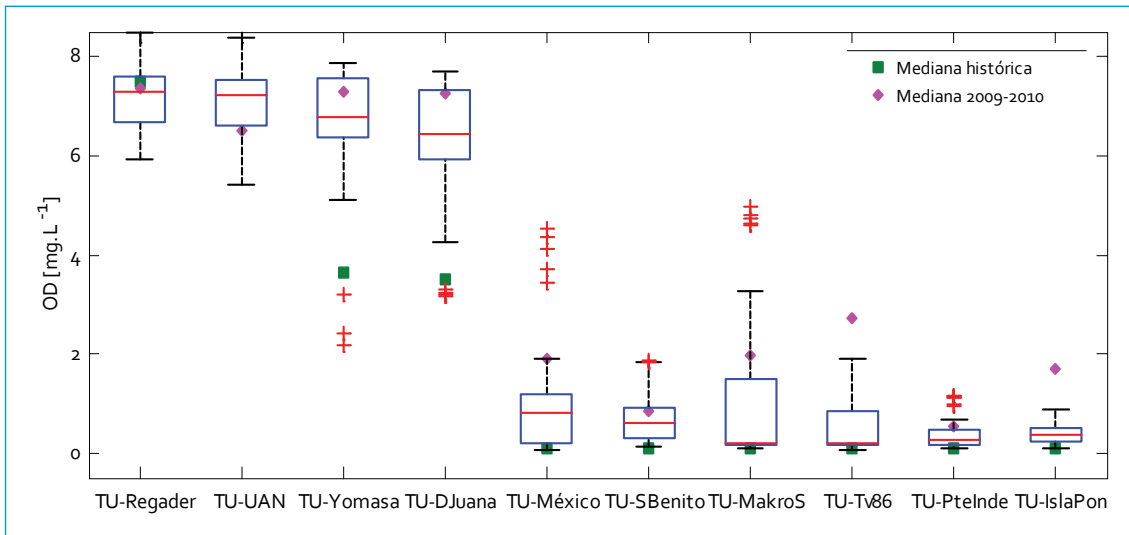


Figura 5.8. Perfil de oxígeno disuelto: río Tunjuelo

2010-2011 se presentaron concentraciones menores a la mediana de los datos. Esta variación se relacionó con los cambios drásticos del caudal, debido a la operación del embalse La Regadera. A partir de UAN, los descensos en la concentración de este parámetro están asociados con las descargas de agua residual doméstica, provenientes de los barrios aledaños, la quebrada Yomasa y los vertimientos de lixiviados en Doña Juana; no obstante, en este punto la mediana de concentración fue muy similar a la mediana 2009-2010 (6,5 mg/L). Por el contrario, en Yomasa y Doña Juana, las medianas son inferiores a las del periodo 2009-2010 y 1,8 veces mayores que las históricas.

La concentración de oxígeno disuelto decae en Barrio México, debido a su consumo en los procesos de oxidación de materia orgánica que se presentan en las ZMI. Aquí este parámetro se encuentra entre 0,05 y 1,9 mg/L y la mediana actual es 8 veces mayor que la histórica; pero las concentraciones de oxígeno disuelto obtenidas durante 2010-2011 disminuyeron en comparación con los valores reportados el año previo. En San Benito, la mediana de

oxígeno fue menor a la reportada en Barrio México, por la presencia de los vertimientos de agua residual doméstica en este punto. En la mayoría de los monitoreos de la mañana y de la madrugada, realizados en el periodo 2010-2011, se registran valores menores a la mediana de los datos y en uno de los monitoreos de la mañana se obtuvieron las concentraciones más bajas (entre 0,19 y 0,21 mg/L).

En Makro Autopista Sur y Transversal 86 la concentración de este parámetro tiende hacia menores valores; la mediana actual reportada en estos dos puntos es 0,21 mg/L, la cual es significativamente inferior a la reportada durante 2009-2010 (1,97 mg/L, Makro; 2,73 mg/L, Tv86). Finalmente, en Puente Independencia e Isla Pontón las condiciones meándricas que se presentan en esta parte del río y el amortiguamiento hidráulico aguas arriba de Isla Pontón favorecen los pequeños incrementos que se presentaron durante el periodo actual de monitoreo. Sin embargo, estas variaciones son menores a las que se reportaron el año previo, cuando la mediana de los datos fue 0,53 y 1,7 mg/L en estos dos puntos.

5.1.1.7. DBO_5

El comportamiento de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) en el río está relacionado con los vertimientos de agua residual doméstica que se presentan a lo largo de este cuerpo de agua. La variación más importante de este parámetro se presenta entre Makro Autopista Sur y Transversal 86, por el vertimiento del interceptor Tunjuelo Medio que se encuentra entre estos dos puntos y aumenta la concentración en el río a 83 veces el valor de la mediana reportada en Makro Autopista Sur (20 mg/L). En la figura 5.9 se presenta el perfil de DBO_5 en el río Tunjuelo a partir de los resultados obtenidos en los monitoreos 2010-2011, los cuales se comparan con la mediana histórica y el valor 2009-2010. En el periodo actual este parámetro tuvo un decremento generalizado en el río en contraste con los periodos anteriores. Las concentraciones de DBO_5 en La Regadera y UAN se encuentran por debajo de 6 mg/L, lo cual denota una muy buena calidad de agua en términos de materia orgánica. En La Regadera las pequeñas variaciones de este parámetro están relacionadas con los incrementos del

caudal por la apertura de las compuertas en el embalse. En Yomasa, la DBO_5 aumenta tres veces su concentración en el río por efecto del vertimiento de la quebrada homónima; sin embargo, la mediana reportada en 2010-2011 es significativamente menor que la histórica (42,5 mg/L) y que el valor 2009-2010 (25,8 mg/L). Las variaciones más importantes se presentaron en los monitoreos de la madrugada, momento en el cual la concentración de DBO_5 estuvo entre 1,8 y 4,3 mg/L.

El rango de DBO_5 en Doña Juana tuvo una alta variación, asociada con las concentraciones de oxígeno disuelto en esta parte del río (4,2-7,7 mg/L). En los monitoreos de la madrugada en los que se presentaron caudales bajos entre 473 y 632 L/s, las concentraciones de DBO_5 alcanzaron valores de 249 y 143 mg/L. Respecto a los registros históricos, la mediana actual disminuye notablemente, al pasar de 106 a 7,8 mg/L. Por otra parte, en Barrio México, las concentraciones de DBO_5 disminuyeron tanto en 2009-2010 como en el periodo actual por motivo de la ZMI, donde los procesos de biodegradación y sedimentación de esta parte del río disminuyen la concentración de este

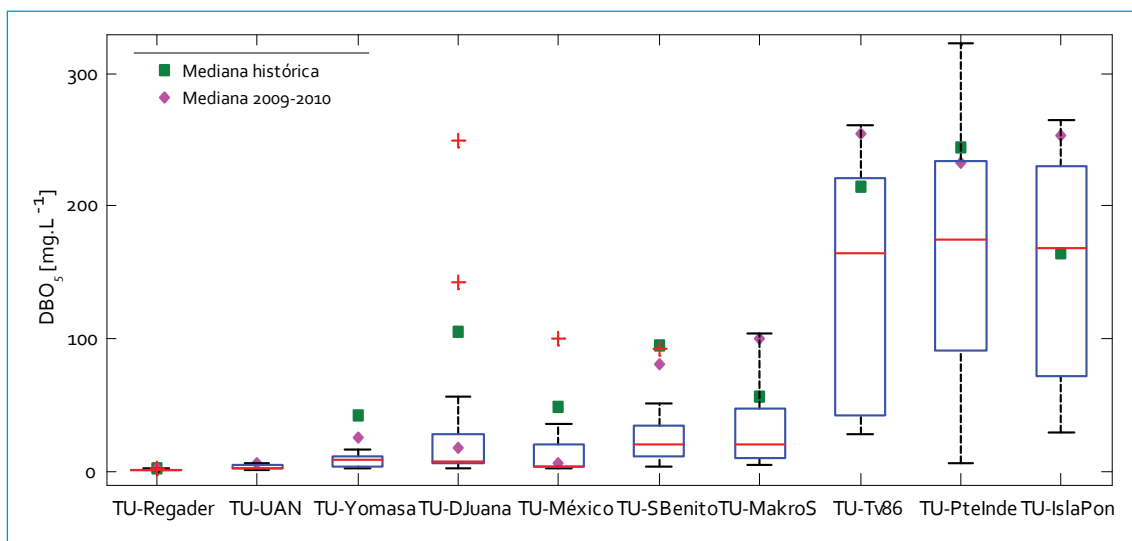


Figura 5.9. Perfil de DBO_5 : río Tunjuelo

parámetro. Los valores más altos que alcanza el río en este punto se relacionan con el aporte de agua residual doméstica proveniente de la quebrada Trompeta.

En San Benito se observó un descenso importante de la materia orgánica en el río, relacionado con los aumentos del caudal que se presentaron en 2010-2011, en especial en las ventanas bihorarias de la mañana. La mediana histórica y 2009-2010 superan la mediana actual más de cuatro veces su valor. La DBO_5 sigue una tendencia similar en Makro Autopista Sur, ya que la mediana de los datos en estos dos puntos es 20 mg/L; pero en este último punto se presentan mayores concentraciones en el río, consecuencia del aporte de agua residual. Finalmente, en Transversal 86, Puente Independencia e Isla Pontón se presentaron las concentraciones máximas en el río como efecto de las descargas del interceptor Tunjuelo Medio y las estaciones de bombeo. En Puente Independencia la amplitud de los rangos sugiere grandes variaciones de las concentraciones: la de DBO_5 más pequeña (6,7 mg/L) se reportó en monitoreos de madrugada; en Isla Pontón, la de DBO_5 en el río tiene un leve descenso en

comparación con Puente Independencia, con un rango de datos de 6,5-323 mg/L a 29,4-265 mg/L.

5.1.1.8. DQO

La figura 5.10 presenta el perfil de la concentración de la demanda química de oxígeno (DQO) en el río Tunjuelo, el cual tiene un comportamiento similar al perfil de DBO_5 . Respecto a este parámetro, las variaciones más importantes se presentan en Yomasa, por el aporte de la quebrada que recibe el mismo nombre, y en Transversal 86, por el vertimiento del interceptor Tunjuelo Medio.

En La Regadera y UAN la concentración se mantiene dentro de los mismos rangos reportados históricamente para estos puntos, con medianas de 14,9 y 17,3 mg/L, respectivamente. El primer aumento importante en DQO se presenta en Yomasa. A partir de este punto la DQO alcanza concentraciones mayores por los vertimientos de agua residual presentados en los siguientes puntos de monitoreo: en Doña Juana, pasa de 53 a 111 mg/L como consecuencia de la descarga de lixiviados (14,5-234

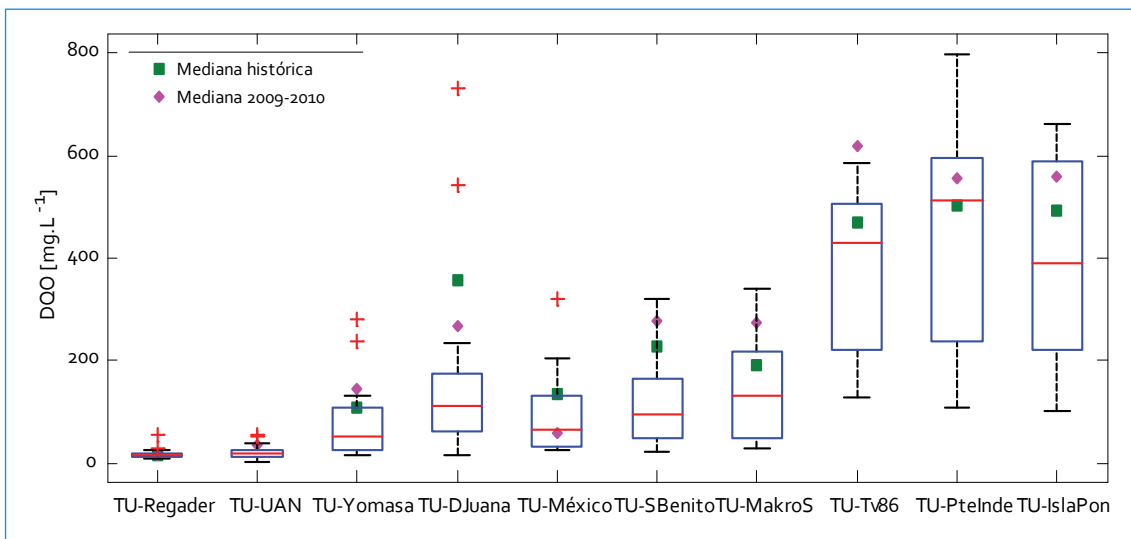


Figura 5.10. Perfil de DQO: río Tunjuelo

mg/L). Respecto a los datos históricos y los del periodo 2009-2010, los datos reportados en los monitoreos actuales presentaron una reducción significativa en 3,2 veces la mediana histórica, y 2,4 veces la mediana actual.

Como se ha venido mencionando en este informe, la variación drástica de las concentraciones en Barrio México está influenciada por los procesos de precipitación y degradación que se llevan a cabo en las ZMI, mientras que sus incrementos se deben al aporte de la quebrada Trompeta, que transporta agua residual doméstica proveniente de los barrios aledaños. En este punto, la mediana de los datos (65 mg/L) tiende hacia menores valores, es cercana al valor 2009-2010 (57 mg/L) y alcanza concentraciones de hasta 205 mg/L. Con relación al comportamiento histórico de este parámetro en este punto las concentraciones actuales de DQO en el río son menores.

Por otra parte, en San Benito y Makro Autopista Sur el comportamiento de este parámetro es semejante y sus concentraciones se encuentran entre 23 y 319 mg/L en San Benito, y en Makro Autopista Sur, entre 28 y 339 mg/L. Estos valores se encuentran dentro del rango de concentraciones reportadas históricamente. En los monitoreos del primer semestre del 2011 en Makro Autopista Sur, las concentraciones alcanzaron máximos valores, los cuales coincidieron con los menores caudales reportados (1222-1590 L/s). La variación de la concentración de este parámetro a partir de Transversal 86 está influenciada por el vertimiento del interceptor Tunjuelo Medio. En este punto del río la concentración aumenta el triple el valor de la mediana reportada en el punto anterior (TU-MakroS). Sin embargo, se presentan menores concentraciones en este punto de monitoreo en comparación con los

registros históricos (471 mg/L) y las campañas 2009-2010 (620 mg/L).

En Puente Independencia se alcanzaron las mayores concentraciones en el río (hasta 799 mg/L). Las más bajas de DQO (110-196 mg/L) se reportaron en los monitoreos en que el caudal del río se encontraba entre 5815 y 14 526 L/s. Los datos obtenidos en 2010-2011 se encuentran dentro del rango histórico. Finalmente, el descenso de las concentraciones en Isla Pontón está asociado al remanso y efecto de la desembocadura sobre el río Bogotá; al igual que en los puntos de monitoreo anteriores, las concentraciones actuales de DQO disminuyeron en comparación con los valores obtenidos en el periodo 2009-2010 y en las campañas históricas.

5.1.1.9. SST

Las variaciones más importantes de sólidos suspendidos totales (SST) se presentaron en Doña Juana, que alcanzaron concentraciones de hasta 1500 mg/L (figura 5.11). En La Regadera el incremento de los sólidos en el río está relacionado con la apertura de las compuertas en el embalse, pues alcanzó valores de hasta 39 mg/L bajo dichas condiciones. La variación en UAN y Yomasa se relaciona más con los vertimientos de agua residual en el río. En UAN los mayores valores se reportaron en los monitoreos del segundo trimestre del 2011, con concentraciones de entre 42 y 88 mg/L. La concentración máxima estuvo influenciada por el aumento del caudal a 10 092 L/s obtenido en uno de los monitoreos de la madrugada. Por otra parte, en Yomasa se presenta un comportamiento similar entre los monitoreos 2009-2010 y los valores del periodo actual, puesto que la mediana de los datos fue 77 y 76 mg/L, respectivamente. La concentración

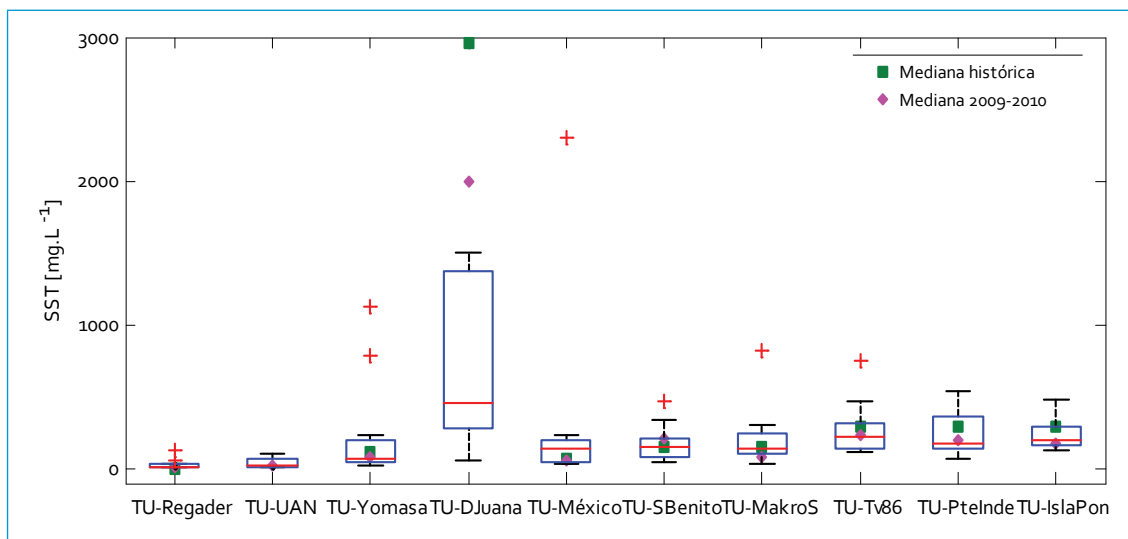


Figura 5.11. Perfil de SST: río Tunjuelo

tuvo un descenso de 38 mg/L en relación con la mediana histórica (114 mg/L).

Los aumentos drásticos en Doña Juana están relacionados con las descargas provenientes de las actividades mineras en la zona, que incrementan este parámetro. Sin embargo, la concentración actual refleja el descenso de las de SST en el río, de 1540 mg/L, respecto a la mediana 2009-2010, de 2499 mg/L, frente al valor histórico. Por otra parte, la variación de este parámetro en Barrio México, debido a los procesos de sedimentación en la ZMI, reduce la concentración en el río a más de tres veces el valor de la mediana reportada en Doña Juana. En San Benito (148 mg/L) y Makro Autopista Sur (140 mg/L) los SST tienen un leve aumento respecto a Barrio México (136 mg/L). A partir de Transversal 86 ocurre un nuevo incremento en las concentraciones de SST, consecuencia de los vertimientos de agua residual doméstica en el río. Las concentraciones máximas de este parámetro se alcanzan en Puente Independencia en los monitoreos del primer trimestre del 2011, que alcanzan valores de hasta 542 mg/L. En Isla Pontón el rango de datos es menor asociado a los procesos de sedimentación que se

presentan en esta parte del río, por la disminución de la pendiente y la velocidad de flujo.

5.1.1.10. Nitrógeno total

En La Regadera, la concentración de nitrógeno ha permanecido constante en el tiempo. Debido a que en este punto la calidad del agua es considerada referente de calidad en el río, los pequeños aumentos de nitrógeno amoniacal se asumen relacionados con los procesos de descomposición de material vegetal. Los nitritos y nitratos se encuentran en bajas concentraciones (0,01 y 0,2 mg/L) y su comportamiento permanece constante también, ya que la mediana actual y la mediana histórica son iguales. En UAN, los aumentos en la concentración de nitrógeno evidencian el efecto que tiene en el río Tunjuelo su entrada al perímetro urbano, donde los nitratos, los nitritos y el nitrógeno amoniacal aumentan respecto al punto anterior. Los valores reportados en el periodo actual son iguales a los obtenidos en 2009-2010.

En cuanto al nitrógeno total Kjeldahl (NTK), las concentraciones de nitrógeno orgánico

disminuyeron de 3,1 mg/L en el año previo a 1,3 mg/L en el periodo actual. Se detectaron mayores concentraciones de nitrógeno amoniacal y NTK en Yomasa, por los vertimientos de agua residual doméstica, en especial de la quebrada Yomasa. La mediana de nitrógeno amoniacal en este punto es dos veces el valor reportado en UAN (0,7 mg/L) y el NTK aumenta su concentración en 1,4 mg/L (figura 5.12).

En comparación con los resultados 2009-2010 y los históricos, los valores más bajos se presentaron en 2010-2011. Por otra parte, la concentración de nitritos y nitratos en este punto del río se mantiene constante en el tiempo, debido a que las medianas 2009-2010 y las del periodo actual son muy cercanas (0,05 y 0,04 mg/L, nitritos; 0,33 y 0,8 mg/L, nitratos, respectivamente). En este punto los procesos de nitrificación son muy comunes, debido a la alta presencia de oxígeno disuelto en el río, que incrementa la concentración de nitritos y nitratos en el río por la degradación del amonio.

En Doña Juana, el aumento en las concentraciones de todas las formas de nitrógeno está relacionado con los vertimientos de los lixiviados, que se caracterizan por su alto contenido

de nutrientes. Para este punto la mediana de N_{total} pasa de 3,4 a 6,6 mg/L y el NTK va de 2,7 a 5,3 mg/L entre Yomasa y Doña Juana. Debido a los incrementos de caudal que se presentaron en 2010-2011, los índices de N_{total} y NTK disminuyeron considerablemente en el río respecto a los registros históricos y de 2009-2010. Sin embargo, este aumento de caudal y las concentraciones de oxígeno disuelto favorecieron los procesos de oxidación del amonio, que incrementaron la concentración de nitritos y nitratos en el río (figuras 5.13 y 5.14). La mediana de nitratos en 2009-2010 fue 16,7 mg/L, mientras que la actual es de 0,6 mg/L, lo cual permite tener una idea de la variabilidad de las concentraciones en este punto. Por otra parte, los valores máximos de nitrógeno amoniacal (46 y 12 mg/L) se presentaron en las ventanas de la mañana y en la tarde del periodo actual, cuando se reportaron caudales bajos (632 y 883 L/s).

La disminución de la concentración de todas las formas de nitrógeno en Barrio México está relacionada de nuevo por el paso del río a través de la ZMI, donde los procesos de nitrificación y denitrificación varían el nitrógeno

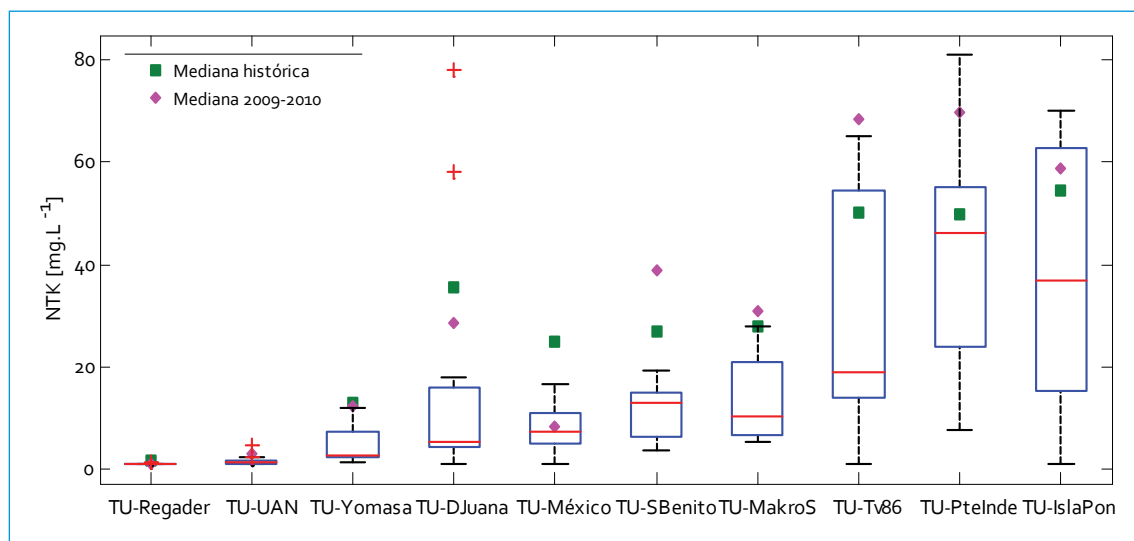


Figura 5.12. Perfil de NTK: río Tunjuelo

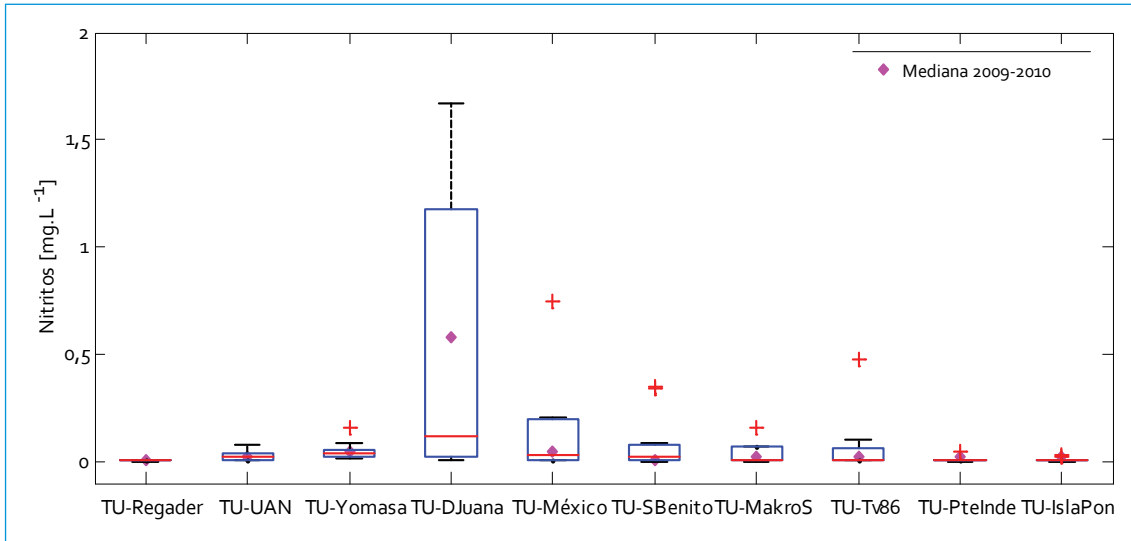


Figura 5.13. Perfil de nitritos: río Tunjuelo

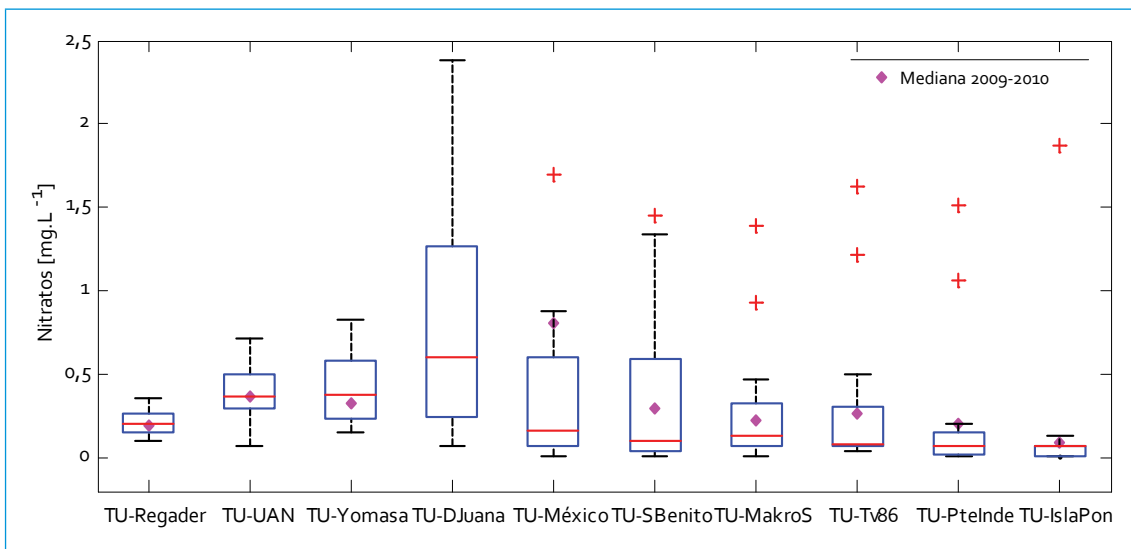


Figura 5.14. Perfil de nitratos: río Tunjuelo

en este punto. En relación con los datos históricos, también se observa una disminución de las medianas actuales y 2009-2010 de N_{TK} , $N_{amoniacal}$ y N_{total} (figura 5.15). En San Benito las concentraciones de nitritos y de nitratos fueron menores a las de Barrio México, al pasar de 0,034 a 0,021 mg/L en nitritos, y de 0,16 a 0,10 mg/L en nitratos. Lo anterior se asocia a las bajas cantidades de oxígeno disuelto en el río, las cuales limitan los procesos de nitrifi-

cación del amonio. En su lugar, las concentraciones de N_{TK} , N_{total} y $N_{amoniacal}$ aumentan en el río, debido al efecto que tiene la descarga de la quebrada Chiguaza. Las concentraciones de estos parámetros obtenidas en 2010-2011 fueron menores a los datos históricos y los del periodo 2009-2010.

En Makro Autopista Sur el rango actual de datos, así como sus medianas, presentó un descenso importante: se encontraron reducciones

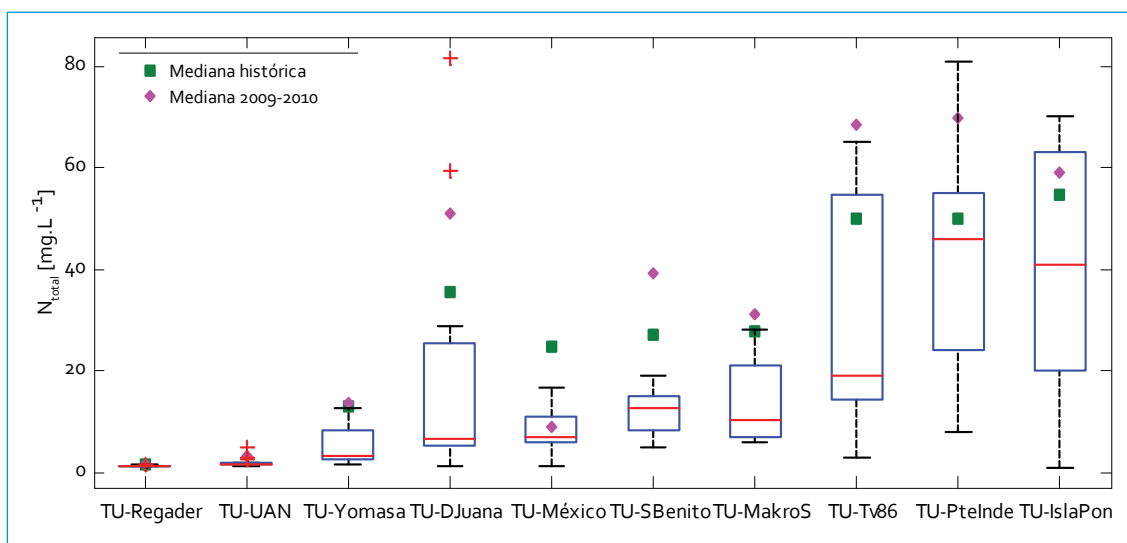


Figura 5.15. Perfil de N_{total} : río Tunjuelo

de aproximadamente el 40 % en la mediana de NTK, de 25 % en el $N_{amoniacal}$ y del 36 % en N_{total} . A partir de este punto las concentraciones de nitritos y nitratos alcanzan las concentraciones más bajas en el río, por la disminución del oxígeno disuelto. La mediana actual de nitritos en los últimos cuatro puntos de monitoreo es 0,01 mg/L; mientras los nitratos tienen un descenso gradual, que va de 0,13 mg/L en Makro Autopista Sur a 0,07 mg/L en Isla Pontón. Por otra parte, en Transversal 86 la mayor amplitud del rango de concentraciones se debe a la intermitencia del vertimiento del interceptor Tunjuelo Medio, el cual varía notablemente las concentraciones de materia orgánica, nutrientes y otros compuestos, porque impactan negativamente la calidad del agua en esta parte del río.

La mediana de NTK aumenta su concentración en 8,8 mg/L; el $N_{amoniacal}$, en 8,9 mg/L, y el N_{total} en 9 mg/L respecto al punto anterior (TU-MakroS). La concentración de NTK y N_{total} tuvieron mayores incrementos en Puente Independencia a causa de los vertimientos de agua residual que se presentan aguas arriba de este

punto, y probablemente por la acumulación del nitrógeno, debido a que en este punto el deterioro de la calidad del agua limita su degradación. Las medianas actuales de NTK y N_{total} (46 mg/L) mostraron un descenso importante en comparación con las obtenidas el año previo, pero fueron cercanas a los registros históricos. De igual manera, el $N_{amoniacal}$ aumenta en el río en 10 mg/L, con una mediana actual menor a las reportadas en las campañas anteriores y mayores incrementos en las ventanas de la mañana y de la tarde. Finalmente, en Isla Pontón la concentración de $N_{amoniacal}$ refleja la incidencia que tienen las descargas provenientes de las estaciones de bombeo sobre la calidad del río y su dificultad para asimilar estas cargas y favorecer la acumulación de estos compuestos.

5.1.1.11. Fósforo total

De acuerdo con los resultados obtenidos en 2010-2011, el fósforo total tuvo una variación importante en Doña Juana, Transversal 86, Puente Independencia e Isla Pontón (figura 5.16), a causa de los vertimientos de agua

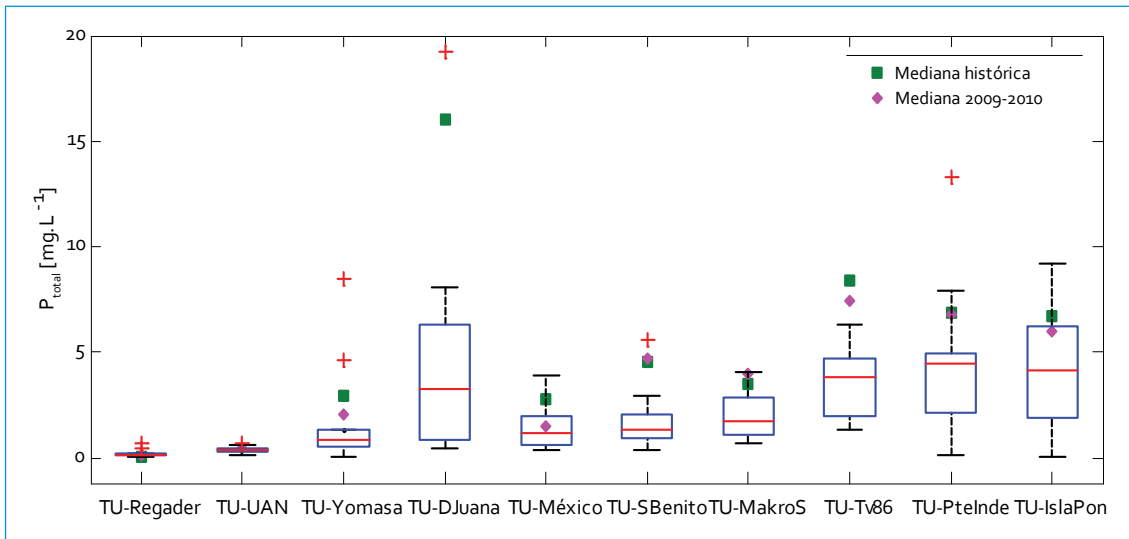


Figura 5.16. Perfil de P_{total} : río Tunjuelo

residual doméstica presentes en el río. Pese a estos incrementos, la concentración de fósforo tiende a ser menor con relación a los registros históricos y al periodo 2009-2010.

En La Regadera la concentración osciló entre 0,13 y 0,26 mg/L y estuvo dentro del rango de todos los valores históricos. En UAN y Yomasa la presencia de descargas de agua residual doméstica incrementa el fósforo en el río, especialmente en el segundo punto de monitoreo mencionado. El comportamiento de los datos en UAN para el periodo actual permanece constante en comparación con los resultados obtenidos durante 2009-2010 (0,44 mg/L, 2009-2010, y 0,4 mg/L, 2010-2011), en tanto que en Yomasa la concentración tuvo un descenso de 2,3 veces frente a los valores del año previo, y de 3,4, según los registros históricos.

Los aportes de fósforo al río por los vertimientos de los lixiviados provenientes de la planta de tratamiento de lixiviados del relleno sanitario Doña Juana incrementan drásticamente la concentración de este parámetro en el río en más de tres veces el valor de la

mediana reportada en el punto anterior (TU-Yomasa). Sin embargo, en los monitoreos actuales, el descenso de la concentración reduce la mediana a cinco veces el valor histórico y a nueve veces la mediana 2009-2010. Una vez más, el efecto de la ZMI reduce la concentración de este parámetro en el río, al pasar de 3,24 mg/L en Doña Juana a 1,36 mg/L en Barrio México. Ello mejora sustancialmente la calidad del agua, pero acumula grandes cantidades de fósforo en esta zona. En San Benito el fósforo en el río aumenta gradualmente con concentraciones entre 0,38 y 2,95 mg/L (mediana actual de 1,26 mg/L), al alcanzar valores en Makro Autopista Sur de hasta 4 mg/L; mientras que en Transversal 86 los incrementos en el río se deben a la actividad del interceptor Tunjuelo Medio (3,9 mg/L). Finalmente, en Isla Pontón la disminución de este parámetro respecto al periodo 2009-2010 y a los datos históricos se relacionó con los descensos de las concentraciones en los monitoreos realizados durante el primer semestre del 2011 en las ventanas de la madrugada y del mediodía, que estuvieron entre 1,31 y 2,97 mg/L.

5.1.1.12. Grasas y aceites

El perfil de grasas y aceites (GyA) del río Tunjuelo para el periodo 2010-2011, representado en la figura 5.17, tuvo aumentos significativos a partir del punto Transversal 86 y valores menores en los primeros puntos de monitoreo. Las concentraciones reportadas durante 2010-2011 descendieron en la mayoría de los puntos con relación a los valores 2009-2010, especialmente en los localizados en los tramos bajos del río. La mediana actual en los puntos La Regadera, UAN, Yomasa, Doña Juana y Barrio México equivale al límite de detección del método empleado para su análisis. En La Regadera, la concentración de este parámetro tuvo valores muy pequeños dentro del rango histórico reportado (3,6 mg/L). Sin embargo, en dos monitoreos del primer semestre del 2011 se presentaron valores de GyA de 5,9 y 8,1 mg/L, que coincidieron con caudales de entre 7789 y 9060 L/s, por la apertura de las compuertas del embalse La Regadera.

Frente a los valores 2009-2010, la mediana actual es 2,7 veces mayor que la del año previo, mientras que en UAN la mediana de los datos

actuales fue 3,6 mg/L y es cercana al valor del periodo 2009-2010 (3,8 mg/L). En Yomasa se presentaron incrementos similares a los reportados en los puntos anteriores, asociados al vertimiento de la quebrada Yomasa. En San Benito, la concentración de GyA pasa de 3,6 a 4,5 mg/L, y alcanza valores de hasta 14 mg/L; entre tanto en Makro Autopista Sur los índices de este parámetro aumentan gradualmente, con una mediana 1,7 veces mayor a la reportada en el punto anterior. No obstante, en comparación con 2009-2010 (18 mg/L) y los valores históricos (11,5 mg/L), las GyA tuvieron una disminución de concentración en el periodo actual. El aumento drástico de este parámetro en Transversal 86 estuvo especialmente asociado a los monitoreos del segundo semestre de 2010, cuando se cuantificaron concentraciones entre 40 y 126 mg/L.

La difícil degradación de las GyA en el río conlleva su acumulación y el aumento de las concentraciones en Puente Independencia, aun cuando en este punto se percibe el efecto de la descarga del interceptor Tunjuelo Medio, por la similitud de las concentraciones reportadas en este punto. La disminución del rango

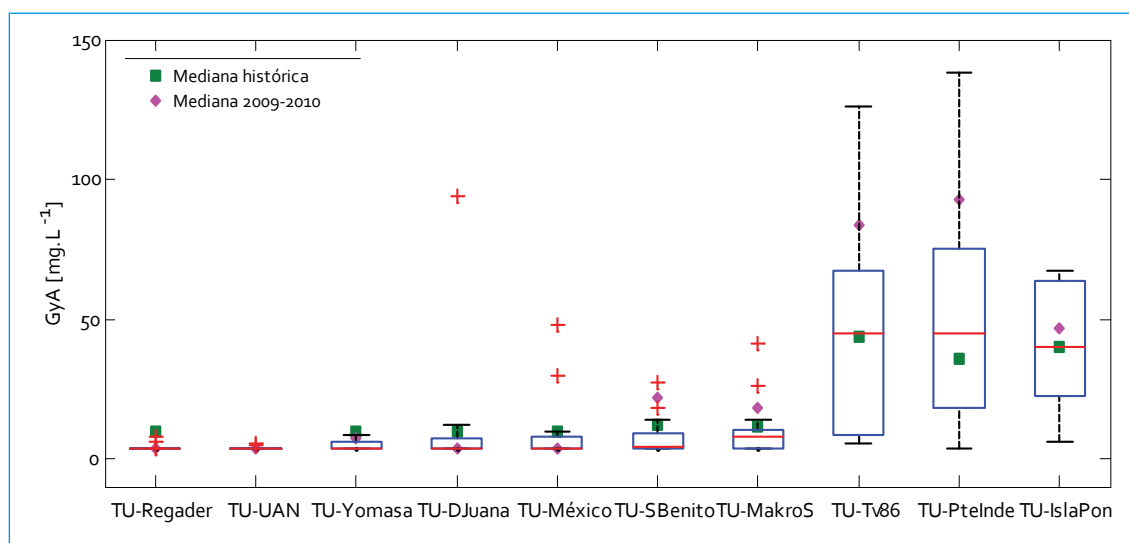


Figura 5.17. Perfil de GyA: río Tunjuelo

de datos en Isla Pontón, está relacionada con la morfología del cauce, la disminución de la velocidad del agua y la estructura de regulación de caudal que se presenta aguas arriba de este punto, que favorece su retención en algunas partes del río. En este punto, las concentraciones se mantuvieron dentro del rango reportado históricamente.

5.1.1.13. SAAM

En cuanto al comportamiento de los tensoactivos, presentado en la figura 5.18, se observa un aumento de las concentraciones a medida que el río atraviesa cada uno de los puntos de monitoreo. Al igual que para las GyA, la lenta degradación de estos compuestos conlleva su acumulación, hasta alcanzar los niveles más altos en el último punto de monitoreo.

Las menores concentraciones se presentan en La Regadera y UAN con valores entre 0,07-0,13 mg/L y 0,13-0,48 mg/L, respectivamente. En ambos casos, los datos reportados para el periodo actual se encuentran dentro del rango de datos obtenidos en 2009-2010, y la mediana en estos dos periodos fue similar.

Los incrementos de sustancias activas al azul de metileno (SAAM) en Yomasa genera que la mediana sea 2,3 veces mayor al valor obtenido en UAN; sin embargo, se presentó un descenso de las concentraciones actuales (0,63 mg/L) en relación con el año previo (1,91 mg/L) y con los datos históricos (0,89 mg/L). En Doña Juana se presentaron menores concentraciones para el periodo actual, con siete datos por debajo de la mediana (0,41 mg/L) de 15 valores reportados, especialmente en los monitoreos donde se presentaron mayores valores de caudal. Por su parte, el rango actual de concentraciones en Barrio México se encuentra entre 0,15 y 2,1 mg/L con tendencia hacia los valores menores.

Para este punto las concentraciones tuvieron un comportamiento similar a las del periodo 2009-2010, debido a que las medianas fueron parecidas (0,59 mg/L, 2010-2011 y 0,60 mg/L, 2009-2010) y menores a la histórica (1,5 mg/L). Aguas abajo, en San Benito, el incremento de SAAM en el agua se debe a los aportes de la quebrada Limas, pero a pesar de estas variaciones, los índices actuales de tensoactivos se encontraron dentro del rango histórico de datos y disminuyeron en cuanto

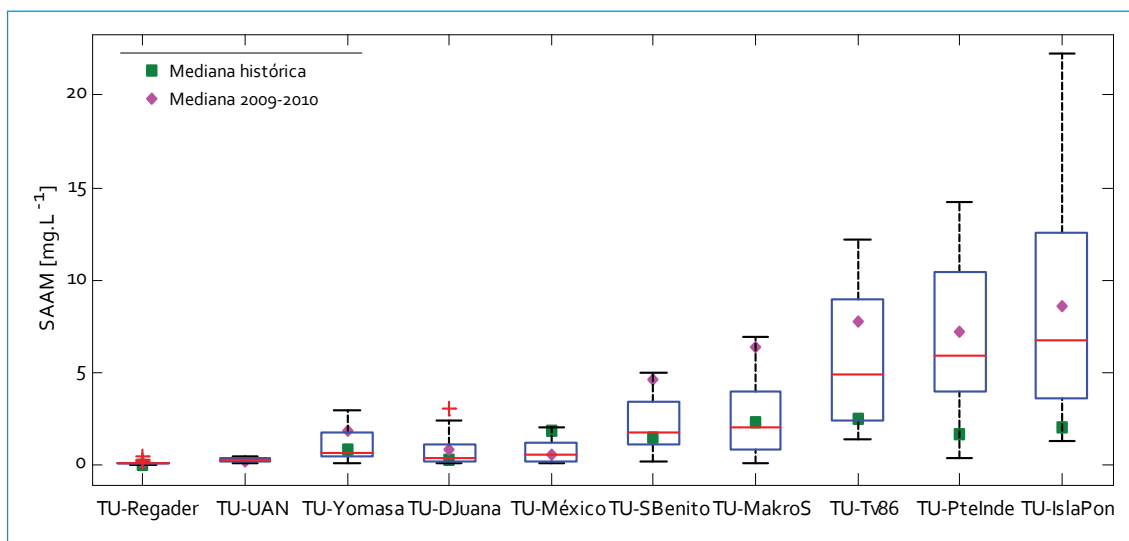


Figura 5.18. Perfil de SAAM: río Tunjuelo

a los resultados 2009-2010, reflejados en el valor de la mediana, que pasó de 4,6 a 1,8 mg/L. Finalmente, en los últimos tres puntos (Transversal 86, Puente Independencia e Isla Pontón) la concentración de SAAM aumenta gradualmente en el río. Como se ha venido mencionando en el análisis de los demás parámetros, la variación más importante de las concentraciones en el río se presenta en Transversal 86, por el gran aporte de agua residual doméstica que descarga el interceptor Tunjuelo Medio; las concentraciones actuales superan los valores históricos registrados en estos puntos, pero las medianas son menores a las reportadas en 2009-2010.

5.1.1.14. Coliformes fecales

En La Regadera y UAN el comportamiento de los coliformes fecales ha permanecido constante a lo largo del tiempo (figura 5.19) y ha mostrado similitud entre las medianas actuales, 2009-2010 e históricas; mientras que en Yomasa los coliformes fecales en el río tienen un leve aumento de $2,1 \times 10^4$ (TU-UAN) a $1,1 \times 10^5$ NMP/100 mL (TU-Yomasa), relacionados con

los aportes de agua residual doméstica recibida aguas arriba de este punto. En el periodo actual, los mayores valores ($1,1 \times 10^5$ y $2,4 \times 10^7$ NMP/100 mL) se presentaron en los monitoreos del segundo semestre del 2010. Las concentraciones en Doña Juana reportadas para el periodo actual disminuyen respecto a los valores de las campañas anteriores (2009-2010 e históricos), pues la mediana actual es doce veces menor que la histórica y seis veces menor que la mediana del año previo, en tanto que en Barrio México, San Benito y Makro Autopista Sur las concentraciones actuales de coliformes fecales aumentan en estos puntos del río, al pasar de $4,3 \times 10^4$ NMP/100 mL en Doña Juana a $2,4 \times 10^5$ NMP/100 mL en Barrio México, hasta 4×10^5 NMP/100 mL en Makro Autopista Sur. En San Benito los mayores incrementos ocurrieron en las ventanas de la mañana y de la tarde en días soleados con caudales bajos, entre 796 y 2090 L/s; mientras que la disminución en Makro Autopista Sur coincidió con menores concentraciones de materia orgánica en el río.

A partir de Transversal 86 se presentan importantes incrementos de este parámetro,

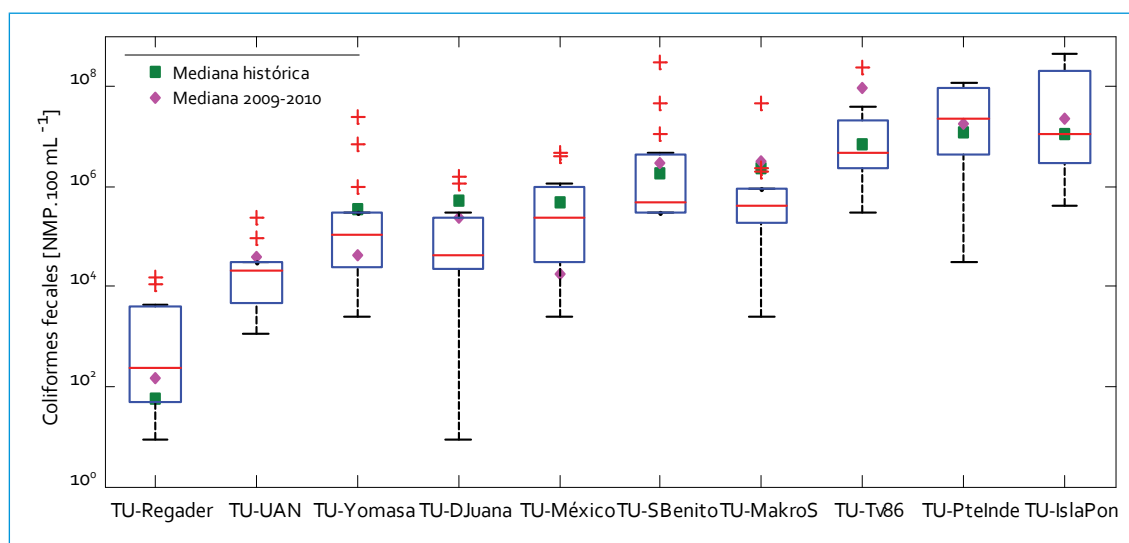


Figura 5.19. Perfil de coliformes fecales: río Tunjuelo

por el aporte de agua residual doméstica del interceptor Tunjuelo Medio, aun cuando para el periodo actual se observó un descenso de coliformes fecales respecto a 2009-2010. Finalmente, en Puente Independencia e Isla Pontón se encontró muy poca variación entre los datos de las diferentes campañas de monitoreo.

5.1.1.15. Sulfuros

Las mayores variaciones de este parámetro se presentan a partir de Makro Autopista Sur (figura 5.20), lo que era de esperarse, dada la muy baja concentración en oxígeno disuelto que presenta esta zona del río. En La Regadera, la calidad del agua es buena y, por lo tanto, los sulfuros en el río equivalen al valor del límite de detección (0,5 mg/L). Para este punto, en los monitoreos de la madrugada se reportaron concentraciones de 0,8 y 1 mg/L. En UAN la mediana tuvo un valor similar al de La Regadera (0,6 y 0,5 mg/L, respectivamente), no muy lejana de los registros en Yomasa y Doña Juana (0,7 y 0,8 mg/L, respectivamente).

Las bajas concentraciones de sulfuros en estos cuatro puntos de monitoreo se deben a que el oxígeno disuelto en estos puntos favorece las condiciones aerobias en el río y, por lo tanto, limita la presencia de estos compuestos en el agua.

En Barrio México, los procesos de autodepuración en la ZMI disminuyen la concentración de sulfuros (0,5 mg/L) y solamente en uno de los monitoreos de la mañana del primer semestre del 2011 se reportó un valor de 1,2 mg/L, coincidente con bajas cantidades de oxígeno disuelto (0,05-0,19 mg/L). En cuanto a este punto, la mediana 2009-2010 (0,51 mg/L) y la reportada para el periodo actual se encontraron por debajo del valor histórico (1,1 mg/L).

La mediana actual en San Benito y Makro Autopista Sur (0,8 mg/L) fue considerablemente inferior a la concentración en Transversal 86 (1,7 mg/L). Finalmente, en Puente Independencia e Isla Pontón se alcanzan las mayores concentraciones de sulfuros en el río, aun cuando en Puente Independencia la mediana actual disminuyó en 1,3 mg/L respecto al valor reportado el año previo.

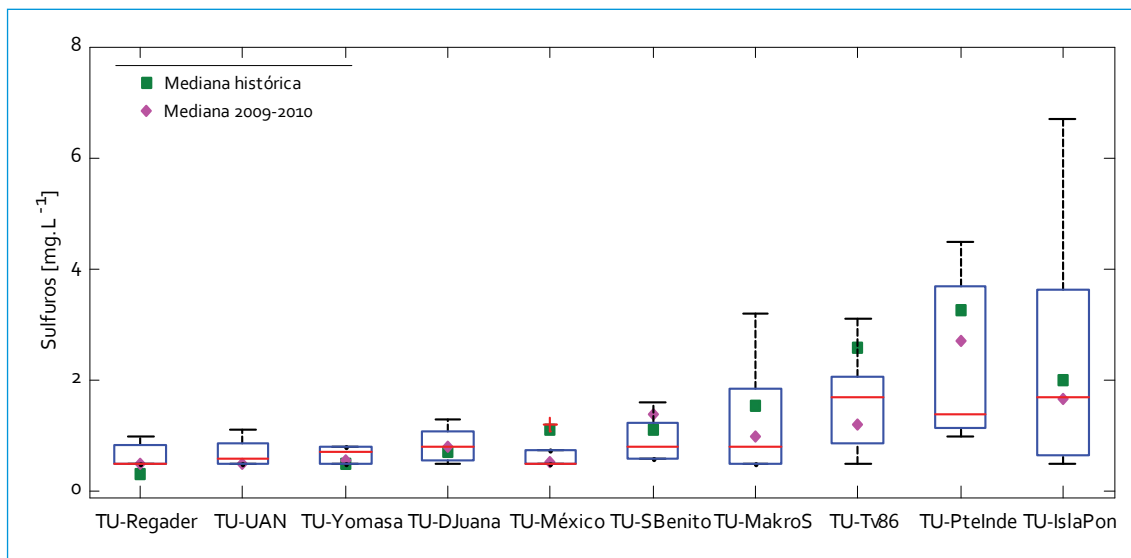


Figura 5.20. Perfil de sulfuros: río Tunjuelo

5.1.1.16. Fenoles

Para la mayoría de los puntos se observó un aumento de las concentraciones respecto a los datos históricos (figura 5.21). En La Regadera, los valores que estuvieron por encima del límite de detección pueden asociarse con los procesos de degradación natural de material vegetal y con los monitoreos del primer semestre del 2011, cuando se alcanzó una concentración de hasta 0,12 mg/L; por su parte, en UAN el rango de concentraciones fue similar al del punto aguas arriba (0,2 y 0,11 mg/L) y la mediana actual fue igual a la del periodo 2009-2010 (0,2 mg/L). Los aumentos en Yomasa mostraron valores cinco veces mayores que los reportes 2009-2010 (0,02 mg/L) y dos veces superiores a la mediana histórica (0,5 mg/L). En Doña Juana las concentraciones se mantuvieron constantes respecto a Yomasa, con un ligero incremento de la mediana (de 1,0 a 1,3 mg/L), aun cuando los valores de 2009-2010 (0,04 mg/L) e históricos (0,05 mg/L) son inferiores. Por su parte, en Barrio México los sulfuros permanecen dentro del rango de concentraciones reportado en los puntos anteriores con una tendencia hacia me-

nores valores (0,07 mg/L), pero con registros superiores a los datos históricos (0,05 mg/L) y a los del periodo 2009-2010 (0,03 mg/L).

En San Benito la descarga de la quebrada Chiguaza tiene un efecto importante en la concentración de fenoles en el río. Los mayores valores alcanzados durante los monitoreos 2010-2011 se dieron en jornadas del segundo semestre del 2010. La mediana actual (0,14 mg/L) excede los valores históricos y tiene un leve incremento en comparación con el valor reportado el año previo (0,12 mg/L). Los descensos que se presentan en Makro Autopista Sur están relacionados con el aumento del caudal (hasta 6991 L/s), donde la concentración de fenoles estuvo por debajo de los valores reportados durante 2009-2010 (0,15 mg/L), pero dentro del rango histórico. En Transversal 86 y Puente Independencia las concentraciones aumentaron notablemente en el río respecto al punto aguas arriba, con una mayor variación de las concentraciones en Puente Independencia (0,06-0,42 mg/L); no obstante, se observó un descenso de este parámetro en comparación con el año previo, pues las medianas pasaron de 0,29 a 0,16 mg/L en Transversal 86, y de

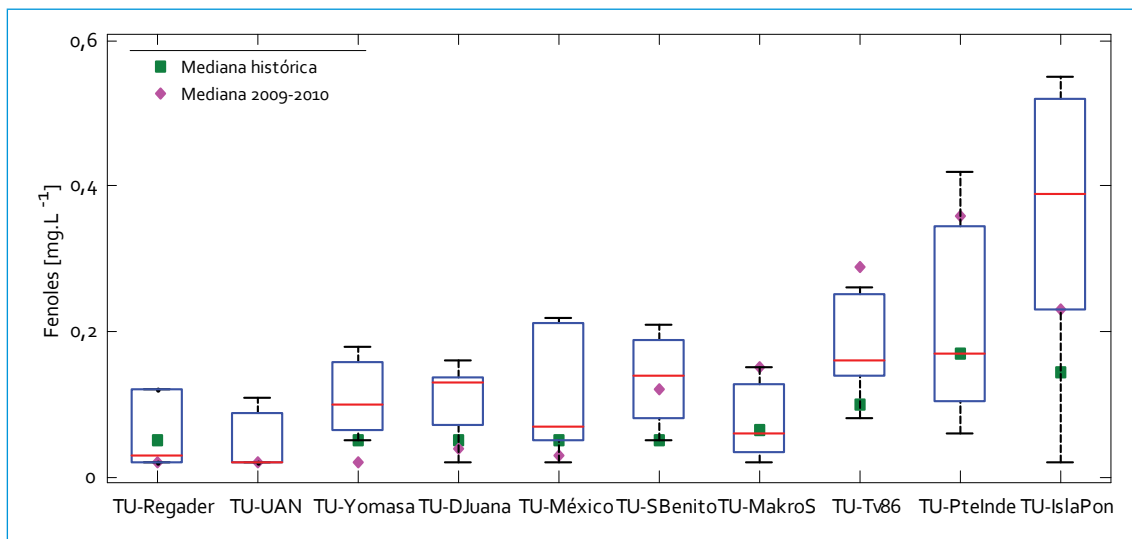


Figura 5.21. Perfil de fenoles: río Tunjuelo

0,36 a 0,17 mg/L en Puente Independencia. Finalmente, en Isla Pontón la concentración actual aumenta el doble el valor de la mediana reportada en Puente Independencia y excede el valor histórico (0,15 mg/L) y de 2009-2010 (0,23 mg/L). Los valores más altos (0,51 y 0,55 mg/L) se presentaron en los monitoreos de la mañana, cuando se reportaron caudales de 3242 y 3788 L/s. En este punto la calidad del río se encuentra altamente deteriorada, la capacidad de auto-depuración del río es limitada y, por lo tanto, la concentración de la mayoría de los parámetros aumentará a causa de su acumulación.

5.1.1.17. Metales

5.1.1.17.1. Bario

En la mayoría de los puntos de monitoreo del río Tunjuelo la concentración de bario no sobrepasa 0,2 mg/L y se encuentran dentro del rango histórico. La mayor variación de este metal ocurre en Doña Juana, por los vertimientos de lixiviados provenientes del relleno sanitario, cuyo aporte incrementa las concentraciones en el río y alcanza valores de 1,3 mg/L, lo cual

sugiere que el tratamiento que están recibiendo los lixiviados no es suficiente para reducir la concentración en esta sustancia (figura 5.22). A pesar de estos incrementos, la media actual es menor que la histórica y el valor 2009-2010, lo cual indica que en el río estas variaciones son comunes y su disminución en el periodo actual podría estar asociada con el aumento del caudal en el río.

En el periodo actual las medianas alcanzaron valores cercanos a los históricos. En La Regadera y UAN las medianas actuales son mayores a las obtenidas en 2009-2010 y los valores más altos reportados ocurrieron en condiciones de caudal bajo. Adicionalmente, en Makro Autopista Sur, Puente Independencia e Isla Pontón, el leve incremento de las concentraciones respecto al año previo está relacionado con los valores más altos que se presentaron en los monitoreos de la madrugada del primer semestre del 2011.

5.1.1.17.2. Cadmio

Las concentraciones de cadmio en el río Tunjuelo tuvieron un comportamiento poco varia-

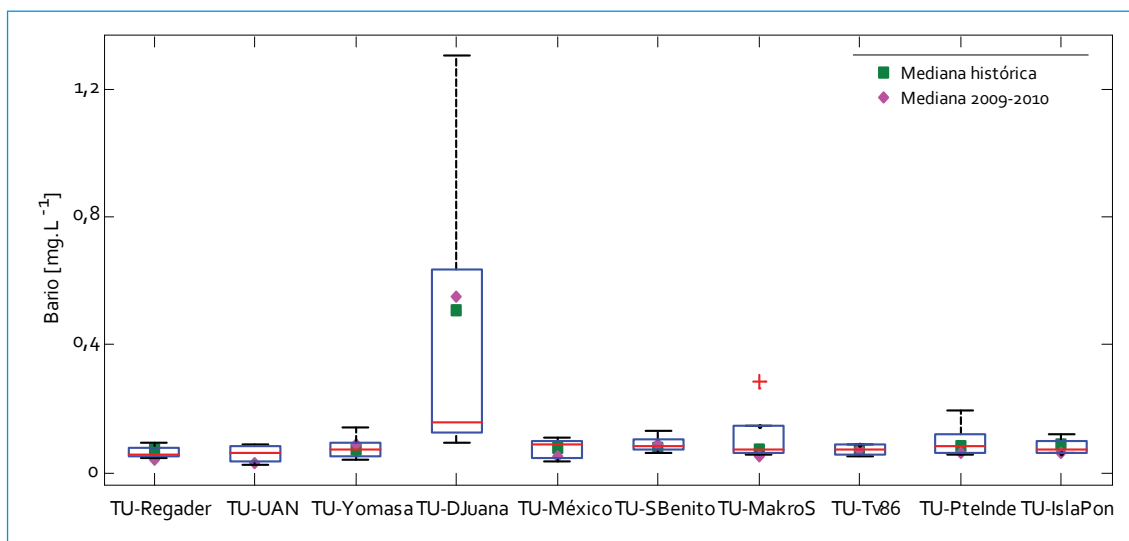


Figura 5.22. Perfil de bario: río Tunjuelo

ble en la mayoría de los puntos (figura 5.23). En casi todos los monitoreos lo reportado correspondió al valor del límite de detección (0,001 mg/L); sin embargo, se encontraron concentraciones importantes en Doña Juana, Makro Autopista Sur e Isla Pontón, y un menor incremento en Puente Independencia, consecuencia de los vertimientos de lixiviados y de agua residual doméstica que incrementan los índices de cadmio en el río. La mediana reportada para el periodo actual fue la misma en todos los puntos (0,001 mg/L) y la diferencia con los valores históricos se debe al límite de detección del método utilizado. En Doña Juana el aumento del rango de concentraciones estuvo relacionado específicamente con dos valores (0,005 y 0,015 mg/L) que se presentaron en ventanas de la mañana y la tarde. En Makro Autopista Sur la concentración obtenida en dos de los monitoreos realizados en las ventanas de la madrugada estuvo por encima del límite de detección, lo que podría indicar la presencia de descargas industriales en la zona que tienen una mayor actividad en esos intervalos del día. En Puente Independencia

ocurrió un leve aumento de la concentración también en una ventana de la madrugada, y en Isla Pontón, la amplitud del rango de datos se debe a un valor de 0,007 mg/L reportado en la campaña de la madrugada del primer semestre del 2011.

5.1.1.17.3. Cinc

El perfil de concentraciones de cinc en el río Tunjuelo se presenta en la figura 5.24. Al igual que el cadmio, no se presentaron variaciones importantes de cinc en la mayoría de los puntos de monitoreo. En Yomasa, la amplitud del rango de concentraciones se debe a un valor de 3,5 mg/L reportado en una ventana de la mañana en la que se presentó el caudal más bajo (647 L/s). Por otra parte, la mediana de los datos fue similar en la mayoría de los puntos de monitoreo correspondientes a los tramos 3 y 4. Al comparar los resultados 2009-2010 con los datos actuales, la concentración de cinc en el río disminuyó muy tenuemente en Transversal 86 (0,156 mg/L, 2010-2011 vs. 0,194 mg/L, 2009-2010), Puente Independencia (0,115

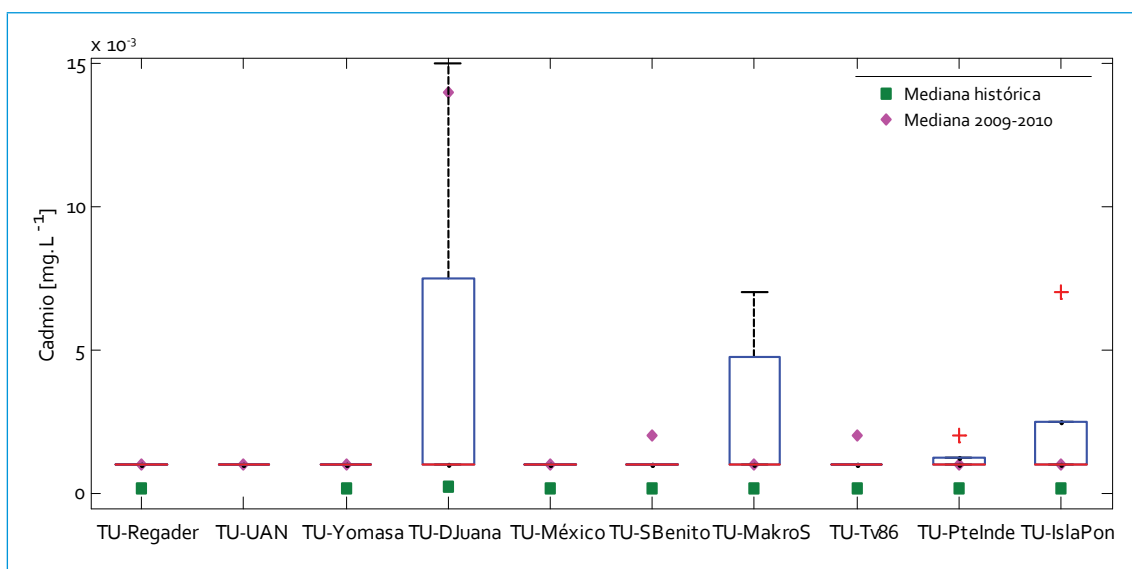


Figura 5.23. Perfil de cadmio: río Tunjuelo

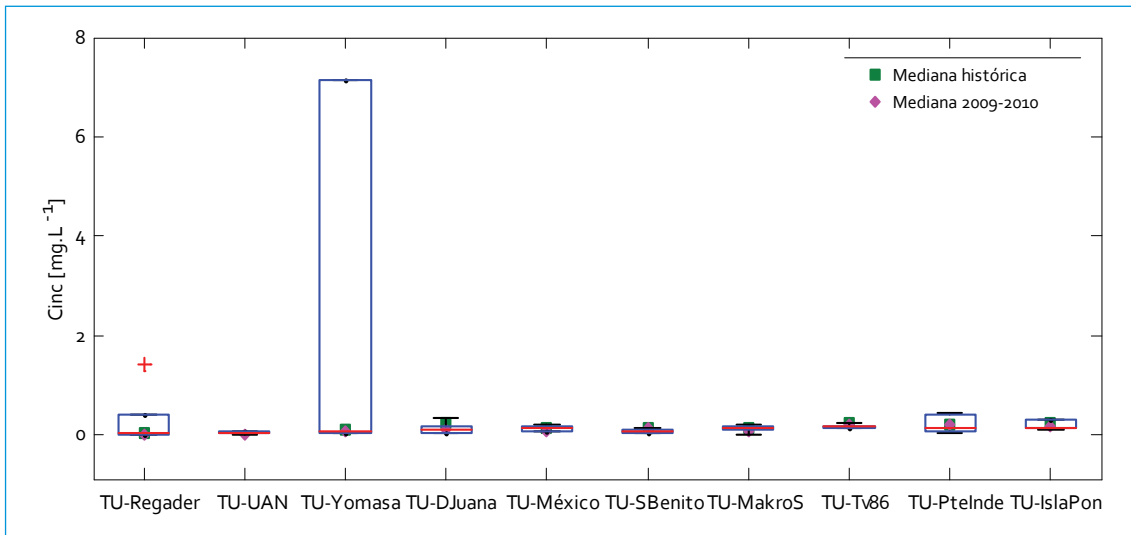


Figura 5.24. Perfil de cinc: río Tunjuelo

mg/L, 2010-2011 vs. 0,181 mg/L, 2009-2010) e Isla Pontón (0,142 mg/L, 2010-2011 vs. 0,167 mg/L, 2009-2010). Así mismo, en los últimos dos años las concentraciones fueron menores a las históricas, lo que refleja una variación en las de cinc, principalmente por la operación de las compuertas del embalse La Regadera y los altos caudales de estos periodos.

5.1.1.17.4. Cobre

El perfil de las concentraciones de cobre en el río Tunjuelo tiene variaciones importantes a partir de Yomasa y alcanza los mayores valores en Barrio México (figura 5.25). En La Regadera, la mediana actual equivale al valor del límite de detección (0,001 mg/L), con concentraciones de hasta 0,008 y 0,011 mg/L que se encuentran por debajo de los valores históricos y los reportados en 2009-2010. De igual manera, las concentraciones en UAN disminuyeron respecto al año previo y la mediana de los datos pasó de 0,013 a 0,004 mg/L en el periodo actual. En Yomasa (0,019 mg/L) y Doña Juana (0,020 mg/L) las concentraciones de cobre son similares, y se encuentran entre 0,001 y 0,154 mg/L; en Doña

Juana disminuyeron en el periodo actual en comparación con los datos 2009-2010. Por su lado, en Barrio México la mediana actual excedió el valor histórico y 2009-2010; es probable que el aumento del caudal haya provocado un efecto de desembalse en la ZMI y el aumento del cobre en este punto.

Los valores actuales de este parámetro disminuyeron en San Benito y Makro Autopista Sur, en los cuales las concentraciones tuvieron un comportamiento similar y la mediana de los datos fue muy parecida (0,14 y 0,15 mg/L, respectivamente). En estos puntos los mayores incrementos en el río se reportaron durante el año previo, y los menores, en San Benito (0,006 mg/L) y en Makro Autopista Sur (0,007 y 0,008 mg/L) se presentaron en los monitoreos de la madrugada del primer semestre del 2011.

De nuevo, la concentración de cobre aumenta en Transversal 86 y alcanza valores máximos de 0,26 mg/L; sin embargo, tales valores son menores a los reportados en 2009-2010, donde la mediana es 1,6 veces mayor que la obtenida en el periodo actual. Por otra parte, en Puente Independencia e Isla Pontón los datos actuales tienden a valores similares,

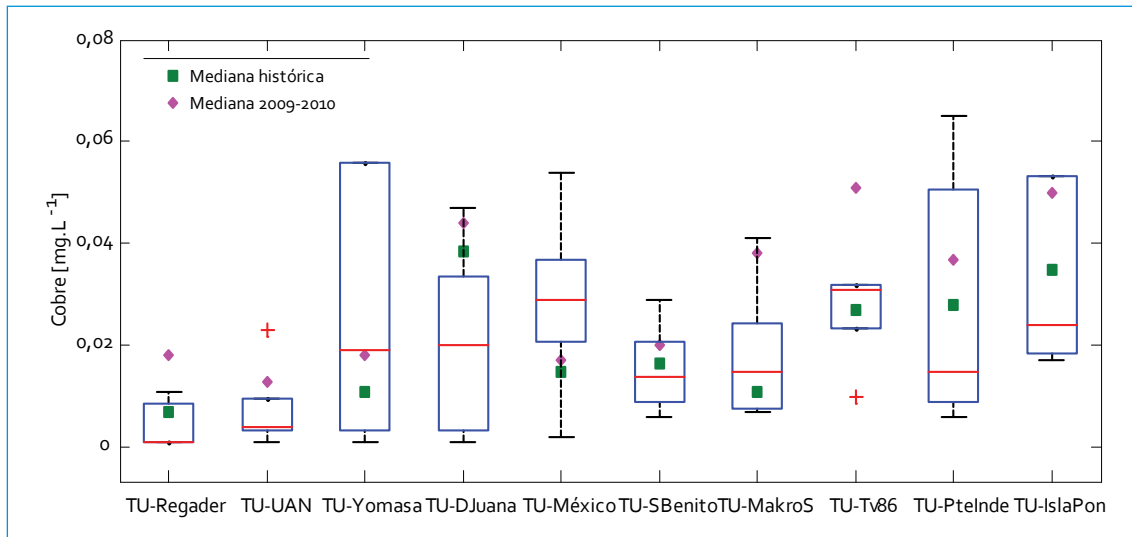


Figura 5.25. Perfil de cobre: río Tunjuelo

probablemente por los procesos de sedimentación que ocurren en entre estos dos puntos. El leve aumento de las concentraciones en Isla Pontón puede estar relacionado con la acumulación de este tipo de compuestos en el río.

5.1.1.17.5. Cromo total

En cuanto a las concentraciones de cromo total en el río Tunjuelo, las mayores variaciones se presentaron en los últimos tres puntos de monitoreo (Transversal 86, Puente Independencia e Isla Pontón). En La Regadera, UAN y Yomasa, el cromo total obtenido tanto en los monitoreos del periodo actual como durante 2009-2010 equivale a 0,006 mg/L (límite de detección del método analítico empleado por el laboratorio de la Universidad de los Andes). Los aportes de los lixiviados en Doña Juana incrementan la concentración de cromo en el río en 3,3 veces el valor de la mediana del punto anterior (figura 5.26). El rango de datos excede el valor del límite de detección y se encuentra entre 0,013 y 0,175 mg/L. A pesar de esto, las cantidades actuales son menores

a las reportadas en 2009-2010 y a las históricas (0,02 mg/L, actual; 0,28 mg/L, históricos, y 0,06 mg/L, 2009-2010). De nuevo, en Barrio México, San Benito y Makro Autopista Sur las concentraciones de cromo en el río decrecen notablemente y alcanzan valores similares al límite de detección. Esta variación puede estar relacionada con acumulación en la ZMI, aguas arriba del Barrio México. Adicionalmente, en Makro Autopista Sur en dos monitoreos de la madrugada la concentración fue 0,014 mg/L, lo cual pudo estar asociado a algún vertimiento industrial.

En Transversal 86 se observa una mayor dispersión de datos (0,133-0,644 mg/L) y la mediana superó el valor reportado en el punto anterior, al pasar de 0,006 a 0,216 mg/L (TU-Tv86), aun cuando tuvo valores inferiores al registro histórico (0,423 mg/L) y del año previo (0,617 mg/L); estas muy altas concentraciones en cromo en este punto se deben a la descarga del interceptor Tunjuelo Medio, el cual transporta aguas residuales de industria de curtiembre del barrio San Benito. Un descenso similar de las concentraciones respecto a las campañas anteriores (0,092 mg/L) se presen-

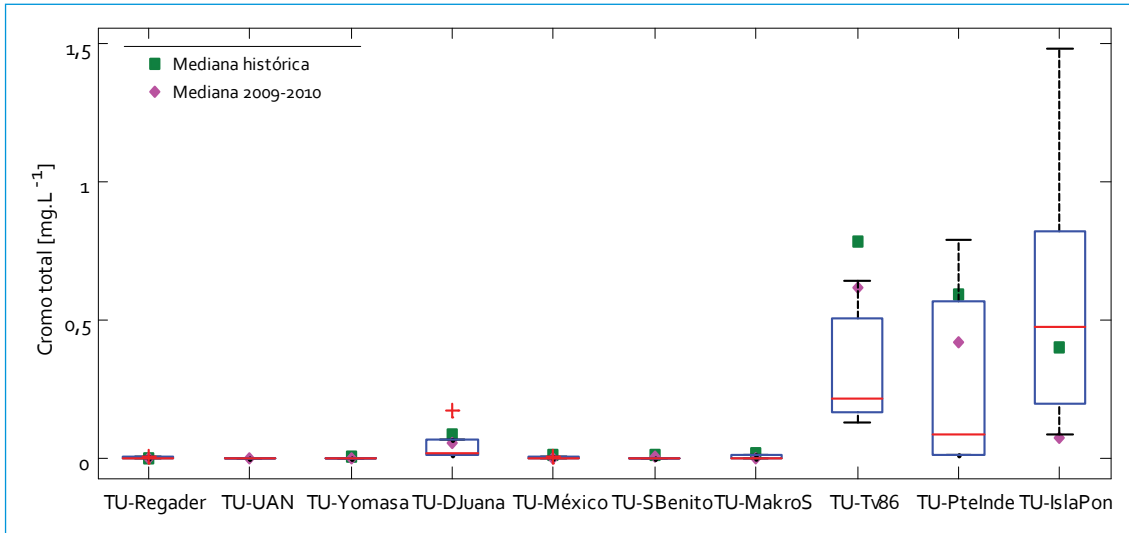


Figura 5.26. Perfil de cromo total: río Tunjuelo

tó en Puente Independencia, tal vez por los aumentos de caudal que se presentaron en este periodo de monitoreo. Finalmente, en Isla Pontón se alcanzaron las concentraciones máximas de cromo en el río, posiblemente por la acumulación en este punto. La mediana actual (0,476 mg/L) superó de modo amplio el valor 2009-2010 (0,075 mg/L), y la variación de este parámetro tuvo un comportamiento similar a los registros históricos. La mayor concentración (1,48 mg/L) se presentó en una ventana de la mañana del primer trimestre del 2011, donde el caudal fue el más bajo del rango actual.

5.1.1.17.6. Manganeso

A pesar de la amplitud del rango de concentraciones encontrada en Doña Juana, los datos actuales tienden hacia menores valores; las de manganeso disminuyeron en comparación con 2009-2010 y las históricas (0,102 mg/L, actual; 0,141 mg/L, 2009-2010, y 0,276 mg/L, histórica). Esta variabilidad de los datos disminuye en Barrio México luego del efecto de la ZMI que se alcanza a percibir en San Benito (figura

5.27). Por otra parte, el aumento del rango de concentraciones en Makro Autopista Sur puede relacionarse con las ventanas de la madrugada y de la mañana, donde se reportaron valores de hasta 0,27 y 0,142 mg/L, respectivamente. A pesar de este incremento, el manganeso se mantuvo prácticamente constante en Makro Autopista Sur, Transversal 86 y Puente Independencia, con medianas de 0,86, 0,81 y 0,82 mg/L, respectivamente, con un leve aumento de este valor en Isla Pontón (0,107 mg/L).

5.1.1.17.7. Níquel

Las concentraciones de níquel en el río Tunjuelo estuvieron entre 0,001 y 0,015 mg/L sin tener en cuenta las variaciones en Doña Juana e Isla Pontón, donde se presentaron los mayores aumentos de este parámetro (figura 5.28). En los puntos de monitoreo La Regadera, UAN y Yomasa se cuantificaron los menores valores de níquel, y las medianas actuales, en cada uno de ellos, fueron similares (0,001, 0,002 y 0,001 mg/L, respectivamente). En los siguientes puntos del río, la variación de las concentraciones tuvo un comportamiento similar,

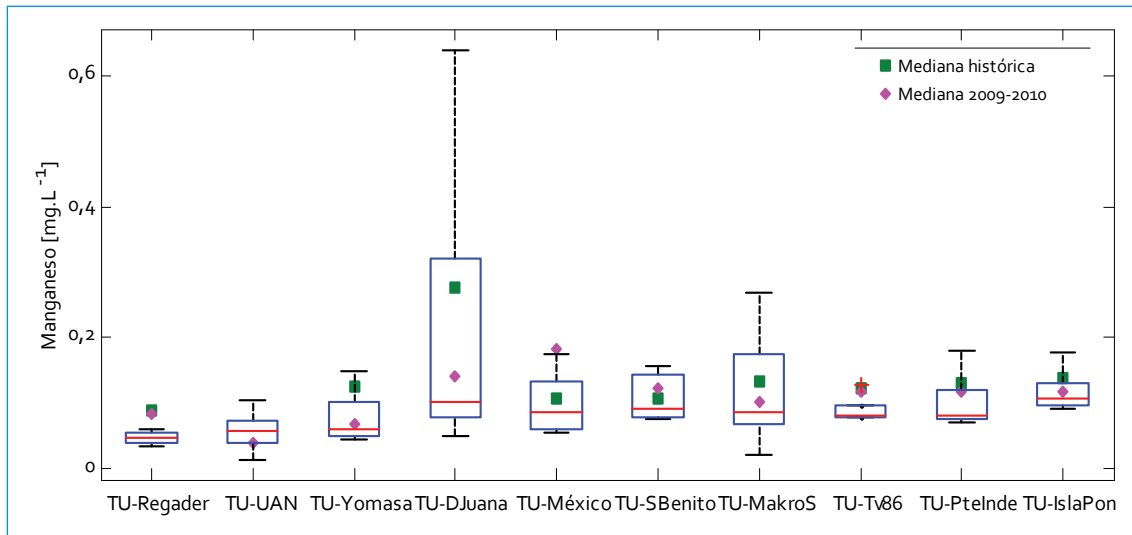


Figura 5.27. Perfil de manganeso: río Tunjuelo

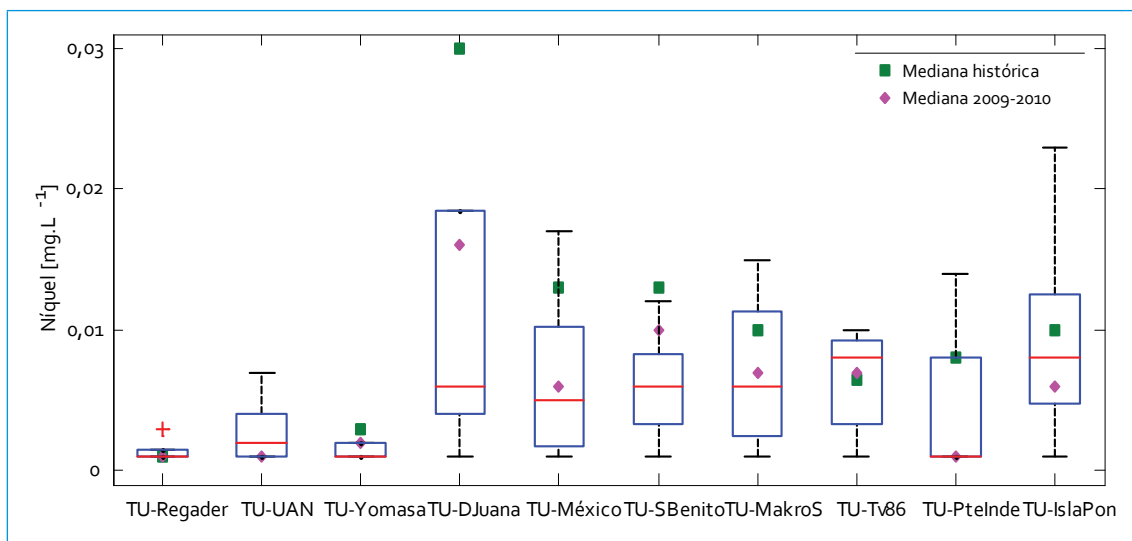


Figura 5.28. Perfil de níquel: río Tunjuelo

pues las medianas actuales (0,006 mg/L) no variaron entre Doña Juana y Makro Autopista Sur. Por otra parte, los mayores valores se presentaron en Transversal 86 e Isla Pontón, donde la mediana actual reportó un valor de 0,008 mg/L en ambos casos. En Puente Independencia el descenso de este parámetro pudo estar asociado a procesos de insolubilización y sedimentación que se presentan en esta zona del río. Solo durante las ventanas de la madru-

gada la concentración reportada fue mayor al límite de detección.

5.1.1.17.8. Plomo

El perfil longitudinal de plomo en el río Tunjuelo se presenta en la figura 5.29. Se puede apreciar que las concentraciones de este parámetro son bajas, a excepción de Doña Juana, donde se presenta la mayor variación de datos (entre

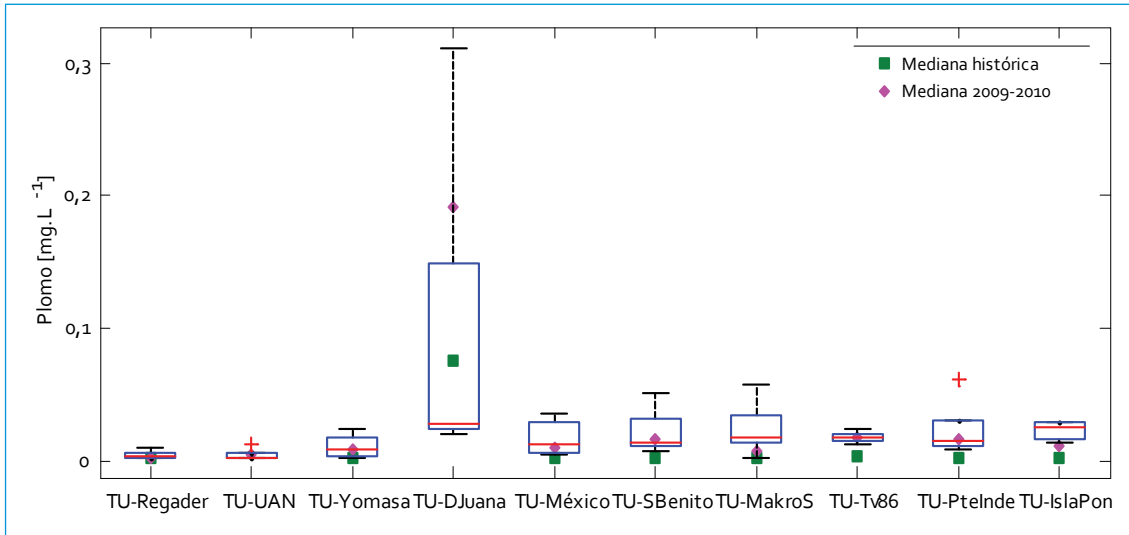


Figura 5.29. Perfil de plomo: río Tunjuelo

0,021 y 0,312 mg/L). Respecto a los resultados 2009-2010, el comportamiento del plomo en la mayoría de los puntos de monitoreo, exceptuando Doña Juana, Makro Autopista Sur e Isla Pontón, permanece constante, al comparar el valor de las medianas de esta fase. En Doña Juana, los descensos que se presentaron en relación con los valores 2009-2010 y los históricos estuvieron asociados con los incrementos del caudal en el río, que estuvieron entre 6431 y 10 004 L/s, y concentraciones por debajo de la mediana actual (0,028 mg/L).

5.1.2. Cargas contaminantes

5.1.2.1. DBO₅

La tabla 5.1 presenta la carga media transportada en cada uno de los tramos del río Tunjuelo, entre julio del 2010 y junio del 2011. A partir del tramo 2 se observa el aumento de la carga como consecuencia de los vertimientos de agua residual urbana que se presentan a partir de UAN. Respecto a este parámetro, la carga promedio en el río varía de 137 t/año en el tramo 1 a 25 850 t/año en el último tramo.

La figura 5.30 corresponde al perfil de cargas del río Tunjuelo en sus cuatro tramos; estos valores se reportan en 10⁴ t/año y se comparan con las metas de reducción, a partir del tramo 2, la media histórica, el Plan de Saneamiento y Manejo de Vertimientos (PSMV) y los valores 2009-2010.

Tabla 5.1. Carga promedio transportada DBO₅: río Tunjuelo

Parámetro	Río Tunjuelo (t/año)			
	T1	T2	T3	T4
DBO ₅	137	3656	2895	25 850

En el tramo 1, el promedio de los datos (137 t/año) estuvo por encima del valor obtenido el año previo (20 t/año). En cuanto al promedio histórico, se encuentra dentro del rango de cargas obtenidas durante el periodo actual de monitoreo. A pesar del valor de la mediana actual, se presentan cargas superiores de DBO₅ que superan la media histórica y que coinciden con los monitoreos en los que se presentaron caudales altos como consecuencia de la apertura de las compuertas del embalse

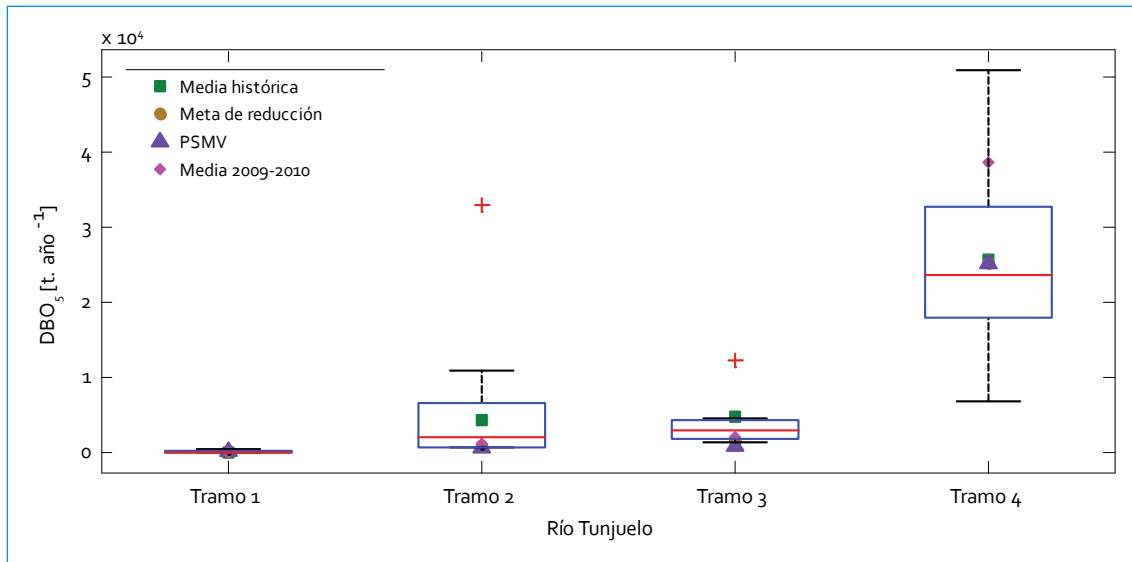


Figura 5.30. Perfil de cargas DBO₅: río Tunjuelo

La Regadera. Bajo este escenario se reportaron cuatro datos de DBO₅ entre 306 y 533 t/año y caudales entre 5568 y 8160 L/s.

El incremento de este parámetro en el tramo 2 está relacionado con las descargas de agua residual urbana que se presentan a partir de UAN y Yomasa, y los vertimientos de los lixiviados provenientes del relleno sanitario. De acuerdo con esto, la carga de DBO₅ alcanza valores de hasta 10 951 t/año. La media actual es 3,3 veces mayor al promedio 2009-2010, y los mayores valores (10 951 y 9021 t/año) se presentaron en dos campañas de la mañana donde la concentración alcanzó valores máximos de 249 y 143 mg/L respectivamente. A pesar de esto, el promedio histórico (4380 t/año) es mayor a la media actual (3656 t/año). En relación con la meta de reducción (1027 t) y teniendo en cuenta el promedio actual, se ha cumplido con un 70%. Respecto al PSMV para este tramo (828 t) se ha cumplido con el 82% de lo propuesto.

Por otro lado, la disminución de las cargas en el tramo 3 está relacionada con la presencia de la ZMI en Barrio México, donde el represa-

miento temporal del agua, las tenues pendientes y la baja velocidad favorecen los procesos de sedimentación y degradación de la materia orgánica, al decrecer la carga de DBO₅ en este tramo. El rango de datos se encontró por debajo del promedio histórico (4773 t/año), entre 1348 y 4509 t/año; sin embargo, en comparación con 2009-2010 (2106 t/año), la mediana actual es 1,4 veces mayor. Teniendo en cuenta el promedio actual y el histórico (carga base), tanto el PSMV propuesto (1000 t) como la meta de reducción, la remoción ya se cumplió en su totalidad. Es importante corroborar esta reducción con futuros monitoreos.

Por último, en el tramo 4 se presentan las concentraciones más altas de DBO₅ en el río (6875-50 884 t/año), relacionadas con la descarga del interceptor Tunjuelo Medio localizado aguas arriba del punto Transversal 86, y con las descargas de las estaciones de bombeo antes de Isla Pontón. La intermitencia de estos vertimientos, la variación de los caudales y las condiciones morfológicas en esta parte del río amplifican el rango de cargas que se pueden alcanzar en este tramo; sin embargo,

los valores obtenidos para el periodo actual se encuentran por debajo de los valores reportados el año previo. De acuerdo con esto, la carga promedio es 1,5 veces menor que la reportada durante 2009-2010, y las cargas actuales se encuentran dentro del rango histórico (promedio actual similar a promedio histórico). Dado lo anterior, el cumplimiento de la meta de reducción y del PSMV (25 145 t) es imperceptible.

5.1.2.2. DQO

La carga promedio transportada en el río aumenta en cada uno de los tramos, y a partir del segundo hay un incremento drástico de la carga de casi ocho veces la carga promedio obtenida para el tramo 1, hasta alcanzar un valor de 69 337 t/año en el tramo 4 (tabla 5.2). La figura 5.31 presenta el perfil de cargas de DQO para los cuatro tramos del río y las compara con el promedio histórico, del periodo 2009-2010 y la meta de reducción. En los primeros tres tramos (T1, T2 y T3) el comportamiento de cargas de DQO sigue una tendencia similar a los valores históricos, mientras que en el último

tramo (T4) se presentó una mayor variabilidad de las cargas en comparación con los resultados de las campañas anteriores.

Tabla 5.2. Carga promedio transportada DQO: río Tunjuelo

Parámetro	Río Tunjuelo (t/año)			
	T1	T2	T3	T4
DQO	1388	10 440	15 553	69 337

De manera similar a la DBO₅, el aumento de la carga de DQO en el tramo 1 está influido severamente por la apertura de las compuertas en el embalse La Regadera, donde el caudal pasó de 4 a 9785 L/s. En este escenario, se reportan valores de hasta 4489 t/año, superiores al promedio histórico y de 2009-2010. En el tramo 2, el aumento drástico de este parámetro se relaciona con los vertimientos de los lixiviados provenientes del relleno sanitario y con la quebrada Yomasa.

La mayoría de datos superiores al promedio (10 440 t/año) se presentaron en los monitoreos de la mañana y de la tarde del segundo semestre del 2011. Además, el rango de cargas

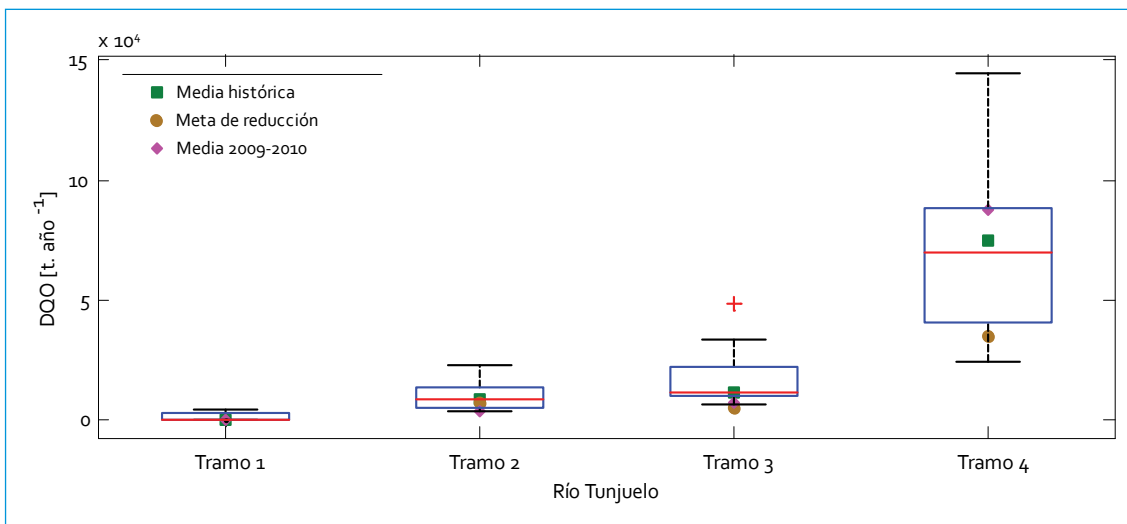


Figura 5.31. Perfil de cargas DQO: río Tunjuelo

actual (4064-22 980 t/año) superó el promedio 2009-2010 (3797 t/año) y el promedio histórico (8992 t/año). De esta manera, teniendo en cuenta la carga actual y la carga base (promedio histórico), la meta de reducción (7000 t) no se ha cumplido hasta el momento. Por otra parte, en el tramo 3 la variación de la DQO se debe al vertimiento de la quebradas Trompeta, Limas y Chiguaza, las cuales transportan agua residual urbana e impactan negativamente la calidad del río Tunjuelo en este tramo.

Durante los monitoreos realizados en las ventanas bihorarias de la mañana y de la tarde del primer trimestre del 2011, se reportaron altas concentraciones de DQO y cargas de 14 662, 6773 y 31 287 t/año. Para este periodo la carga promedio fue casi dos veces mayor al valor de la media histórica (11 730 t/año) y del año previo (7340 t/año). Por otra parte, la meta de reducción (5300 t/año) se encuentra por debajo del rango actual de datos y del histórico; esto indica que la meta establecida para este tramo sigue sin alcanzarse, pues la remoción es nula teniendo en cuenta la carga media actual.

Finalmente, en el tramo 4 las cargas aumentaron de 15 553 t/año (T3) a 69 337 t/año (T4). En este la carga de DQO alcanzó valores de hasta 144 649 t/año, asociada al vertimiento del interceptor Tunjuelo Medio; sin embargo, en comparación con los resultados de la fase anterior, las cargas se encuentran dentro del rango 2009-2010, y el promedio de datos actual es menor. Respecto a la meta de reducción el cumplimiento ha sido del 16 %.

5.1.2.3. SST

En la tabla 5.3 se presentan las cargas promedio de SST transportadas en el río. Los mayores valores se alcanzan en el segundo tramo por el aporte de las canteras cercanas al punto Doña Juana. Las cargas en el río variaron de 1789 t/año (T1) a 36 374 t/año (T4). En la figura 5.32 se presenta el perfil de cargas de SST para el periodo 2010-2011, las cuales se reportan en 10^5 t/año, y se comparan con los promedios históricos, de 2009-2010, el PSMV y la meta de reducción.

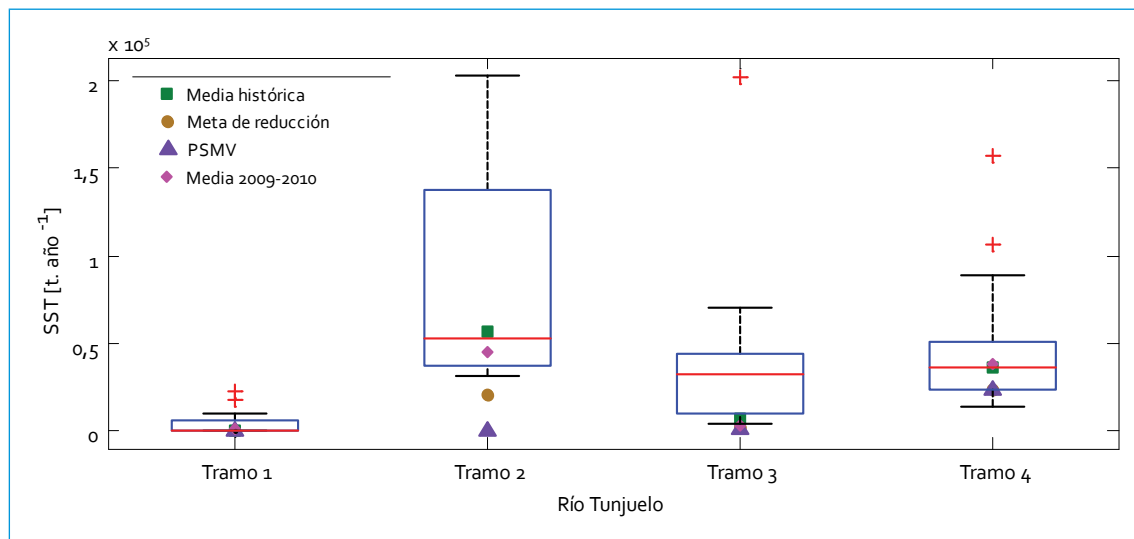


Figura 5.32. Perfil de cargas SST: río Tunjuelo

Tabla 5.3. Carga promedio transportada SST: río Tunjuelo

Parámetro	Río Tunjuelo (t/año)			
	T ₁	T ₂	T ₃	T ₄
SST	1789	86 257	27 110	36 374

En el tramo 1, las concentraciones de SST aumentaron notablemente, consecuencia de las variaciones drásticas del caudal por la apertura de las compuertas del embalse La Regadera, que favorecen los fenómenos de resuspensión en el río. Para este periodo se presentaron cuatro casos, donde los mayores valores de SST (2568, 3962, 7231 y 9456 t/año) coincidieron con caudales muy altos (5568, 7789, 6833 y 9785 L/s). La carga promedio actual (1789 t/año) es mayor a los registros históricos, aun cuando la mayoría de los datos fueron cercanos al promedio histórico. Teniendo en cuenta la carga media actual y el promedio histórico, no hay un cumplimiento del PSMV (141 t) hasta el momento. Por su parte, el tramo 2 se caracteriza por tener los mayores incrementos de SST en el río, efecto de los aportes de las canteras localizadas aguas arriba del punto Doña Juana. De igual manera, el vertimiento de los lixiviados sometidos únicamente a tratamiento primario incrementa los valores de este parámetro en el río.

En este tramo, la carga máxima reportada (203 022 t/año) se presentó en un monitoreo de mañana del primer trimestre de 2011, donde la concentración fue, a su vez, la máxima alcanzada en el río (3845 mg/L). La carga media actual excede el valor promedio 2009-2010 (44 680 t/año) 1,9 veces y la histórica 1,5 veces. De manera similar, la carga establecida por el PSMV (321 t) es considerablemente menor al promedio actual, y con relación a la meta de

reducción (20 480 t) no se cumple para ninguna de las reducciones propuestas.

La carga de SST tuvo un aumento importante en el tramo 3 respecto a los promedios de las fases anteriores (históricos y 2009-2010). La mediana de los datos es cercana al percentil 75, lo que indica una mayor tendencia hacia valores altos; sin embargo, en comparación con el tramo 2, la disminución de las cargas se debe a los procesos de sedimentación en la ZMI. En este punto, la carga media pasa de 86 257 t/año en Doña Juana a 27 110 t/año en Barrio México, por lo que los incrementos en el tramo 3 están relacionados con las descargas de agua residual urbana presentes en los puntos San Benito y Makro Autopista Sur. Adicionalmente, las cargas actuales exceden los promedios históricos y los del año previo. La meta de reducción (2350 t) y el PSMV (1077 t) se encuentran por debajo del rango actual de datos, por lo que no se evidencia su cumplimiento. Finalmente, en el tramo 4 la variación de este parámetro se debe al aporte de agua residual urbana en esta parte del río proveniente del interceptor Tunjuelo Medio y las estaciones de bombeo que, como se ha venido mencionando, incrementan las concentraciones en el río y, por ende, las cargas. No obstante, los valores actuales se encuentran dentro de los rangos de 2009-2010 y los históricos. Dado que el PSMV y la meta de remoción tienen el mismo valor (23 770 t), el cumplimiento de estos valores es imperceptible, ya que hay un comportamiento poco variable respecto a la carga base (promedio histórico).

5.1.2.4. Nitrógeno

El nitrógeno en el río se presenta de diferentes formas (nitritos, nitratos, amonio y orgánico),

las cuales están determinadas por la disponibilidad de oxígeno disuelto en el agua. Todas estas diferentes formas de nitrógeno son incluidas en la determinación del nitrógeno total. En la tabla 5.4 se presenta la carga promedio para los cuatro tramos del río y en ella se observan incrementos considerables de este parámetro en los tramos 2 y 4, consecuencia de las descargas de agua residual y lixiviados allí presentes.

Tabla 5.4. Carga promedio transportada N_{total} : río Tunjuelo

Parámetro	Río Tunjuelo (t/año)			
	T1	T2	T3	T4
N_{total}	127	2258	1603	5746

La carga de nitrógeno total en el tramo 1 tuvo un incremento importante en comparación con el periodo 2009-2010; la carga media pasa de 20 a 127 t/año entre estos dos periodos y el promedio histórico (0,4 t/año) fue excedido (figura 5.33). Adicionalmente, la mayoría de los monitoreos del primer semestre de 2011

coincidieron con los momentos en los que las compuertas del embalse La Regadera se encontraban abiertas y las cargas alcanzaron valores entre 200 y 436 t/año. En el tramo 2, las cargas de nitrógeno total reportadas se encuentran dentro del rango histórico y de 2009-2010; el incremento de nitrógeno en esta parte del río se debe al aporte de la quebrada Yomasa y de los lixiviados provenientes del relleno sanitario. Durante los monitoreos de la mañana del primer trimestre del 2011 se reportaron concentraciones de 59 y 82 mg/L en condiciones de caudales bajos (473 y 631 L/s), y las cargas estuvieron por encima de la mediana actual (888 t/año). Respecto a la meta de reducción (800 t), el cumplimiento para este tramo es nulo, puesto que el promedio actual (2258 t/año) es mayor a la carga base o promedio histórico (1005 t/año).

En el tramo 3, la mediana de las cargas de nitrógeno total (1720 t/año) es casi dos veces mayor que la mediana del tramo anterior. Por otra parte, el promedio actual (1603 t/año) es menor a la media histórica (1805 t/año), pero mayor a la carga del año previo. Sin embargo,

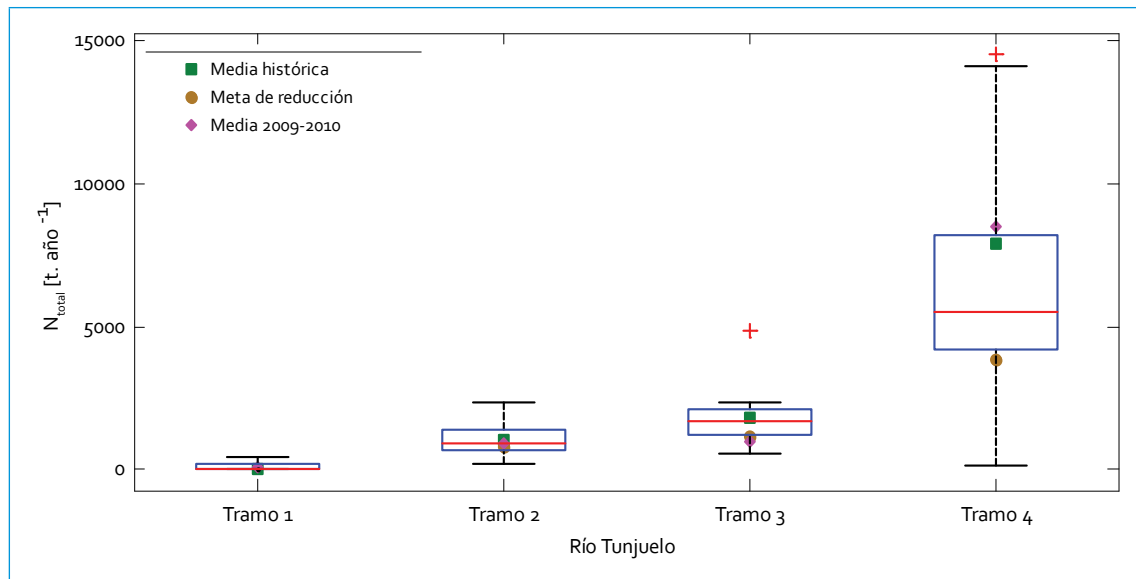


Figura 5.33. Perfil de cargas N_{total} : río Tunjuelo

las cargas actuales se encuentran dentro de los rangos reportados en esos monitoreos. De acuerdo con la meta de reducción (1150 t), el cumplimiento alcanza un 18 % respecto a la carga media actual (1603 t/año). Finalmente, la mayor dispersión de datos se presenta en el tramo 4, por la disminución de las concentraciones en el primer trimestre del 2011. A pesar de la variabilidad de las cargas, el valor promedio actual pasó de 8674 t/año en 2009-2010 a 5746 t/año. Este valor se traduce en un 56 % de cumplimiento de la meta de reducción (3850 t).

5.1.2.5. Fósforo

En cuanto al fósforo total, la tabla 5.5 presenta las cargas promedio de los cuatro tramos del río Tunjuelo obtenidas para el periodo julio del 2010-junio del 2011. A partir del tramo 2, la carga de fósforo aumenta significativamente su valor de 9 t/año a 323 t/año (T2), hasta alcanzar su carga máxima en el tramo 4 (figura 5.34). Durante el segundo semestre del 2010 y primer semestre del 2011, la carga de P_{total} en el tramo 1 aumentó como efecto de los

caudales altos que se presentaron, por lo que la carga promedio actual estuvo por encima de la media histórica (0,06 t/año) y de 2009-2010 (0,07 t/año), y el rango actual de datos osciló entre 0,01 y 43 t/año. A pesar de estos incrementos, este tramo se ha considerado referente de calidad, y las variaciones de los parámetros están asociadas esencialmente a la dinámica del caudal.

Tabla 5.5. Carga promedio transportada P_{total} : río Tunjuelo

Parámetro	Río Tunjuelo (t/año)			
	T1	T2	T3	T4
P_{total}	9	323	274	730

En el tramo 2 el aumento en las concentraciones de fósforo se debe a la presencia de vertimientos de agua residual urbana y de lixiviados. Las mayores cargas se presentaron en los monitoreos del primer trimestre del 2011, consecuencia del aumento de sus concentraciones, especialmente en la mañana; sin embargo, en comparación con el año

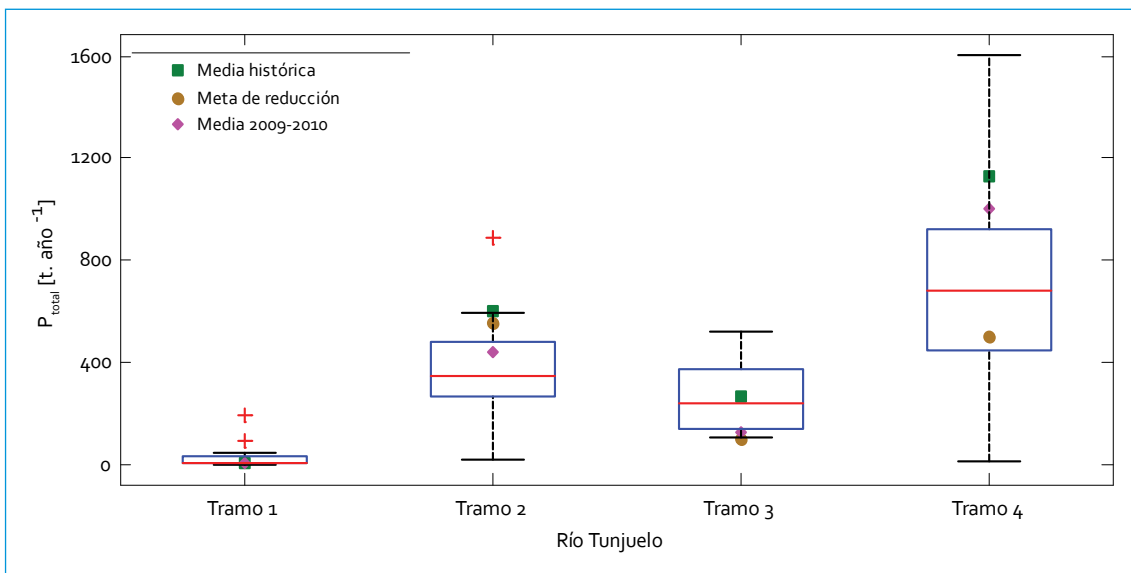


Figura 5.34. Perfil de cargas P_{total} : río Tunjuelo

previo, la carga media pasó de 441 a 323 t/año, posiblemente por el efecto de dilución que se presenta en este tramo, resultado del aumento del caudal. Dicha disminución favorece el eventual cumplimiento en un 51 % de la meta de reducción (550 t) establecida para este parámetro en este tramo.

La disminución de la carga en el tramo 3 se debe a los procesos de precipitación en la ZMI. En este tramo, la carga de P_{total} se encuentra dentro del rango histórico y la media actual (274 t/año) es similar a la histórica (264 t/año); por otra parte, se observa que el promedio de 2009-2010 es excedido en 2,2 veces su valor por el aumento de las concentraciones en el periodo actual, sobre todo durante el primer semestre del 2011. La meta de reducción aún no se ha alcanzado y, por lo tanto, se deben realizar mayores esfuerzos para lograr mejora en la calidad del agua.

En el tramo 4 se presenta la mayor dispersión de datos, en cuanto al fósforo, debido al vertimiento del interceptor Tunjuelo Medio aguas arriba del punto Transversal 86 y a las descargas de las estaciones de bombeo antes

de Isla Pontón, que varían la concentración de este parámetro y alcanzan valores desde 0,03 hasta 13 mg/L. No obstante, las cargas 2010-2011 disminuyeron respecto a los datos históricos y de 2009-2010. El promedio pasó de 1002 t/año en el año previo a 730 t/año, y en relación con la media histórica este valor se redujo en 397 t/año. Esta disminución de cargas en este periodo se traduce en un 79 % de cumplimiento de la meta de reducción propuesta (500 t).

5.1.2.6. Grasas y aceites

En el tramo 1, la carga media de GyA excedió en 2,5 veces el valor promedio de 2009-2010. Durante los monitoreos del segundo semestre del 2010, las concentraciones de GyA en el tramo 1 estuvieron por encima del límite de detección (3,6 mg/L) con valores entre 3,9 y 8,1 mg/L (figura 5.35). Así mismo, la media actual (tabla 5.6) es significativamente mayor la histórica (9,8 t/año). Esta variación de cargas se relaciona con los cambios de caudal que se presentan en este tramo, por la operación del

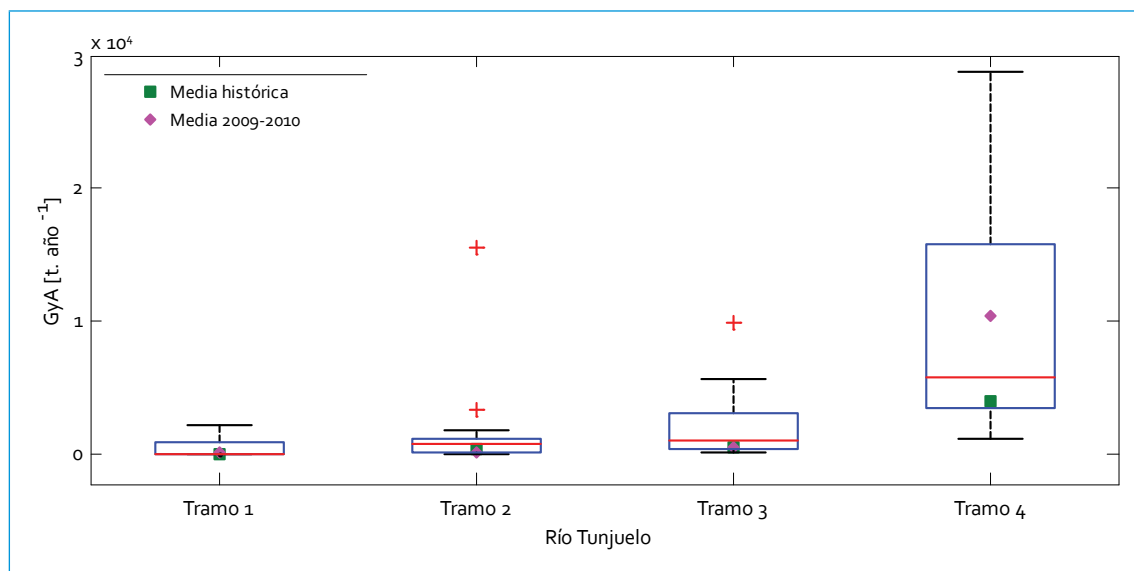


Figura 5.35. Perfil de cargas GyA: río Tunjuelo

Tabla 5.6. Carga promedio transportada GyA: río Tunjuelo

Parámetro	Río Tunjuelo (t/año)			
	T1	T2	T3	T4
GyA	523	617	1737	8611

embalse La Regadera. A partir del tramo 2, la presencia de vertimientos de agua residual incrementa los valores de este parámetro en el río. Para este periodo, la carga media reportada tuvo un leve aumento en relación con el tramo anterior, al pasar de 523 (T1) a 617 t/año (T2). De manera similar, la carga promedio actual excede los valores históricos y del año previo, en 143 y 464 t/año, respectivamente.

En el tramo 3, las cargas de GyA obtenidas para este periodo alcanzaron valores de hasta 5735 t/año, por el aporte de los vertimientos de agua residual urbana que se presentan en San Benito y Makro Autopista Sur; la carga promedio fue 3,3 veces mayor que la media reportada en 2009-2010 (520 t/año), y respecto a los datos históricos la carga aumentó su valor en 1117 t/año. Finalmente, en el tramo 4 las

cargas estuvieron entre 1197 y 28841 t/año y el comportamiento de los datos tiende hacia valores menores en el río. En este tramo, la carga media actual es el doble del promedio histórico (4071 t/año) y se encuentra dentro del rango de cargas de 2009-2010. En los monitoreos del segundo semestre, las concentraciones de GyA disminuyeron y la carga se mantuvo por debajo del promedio actual.

5.1.2.7. SAAM

En la tabla 5.7 se presentan las cargas promedio transportadas en el río Tunjuelo entre julio del 2010 y junio del 2011. En el tramo 1 los valores de tensoactivos en el río son muy pequeños, debido a que en este punto no se presentan descargas de agua residual doméstica que puedan alterar la calidad del agua en cuanto a este parámetro. Sin embargo, en comparación con el periodo anterior, la carga de SAAM alcanza valores de hasta 39 t/año (figura 5.36). una vez más se evidencia el fuerte efecto de la variación del caudal sobre las cargas contaminantes del río.

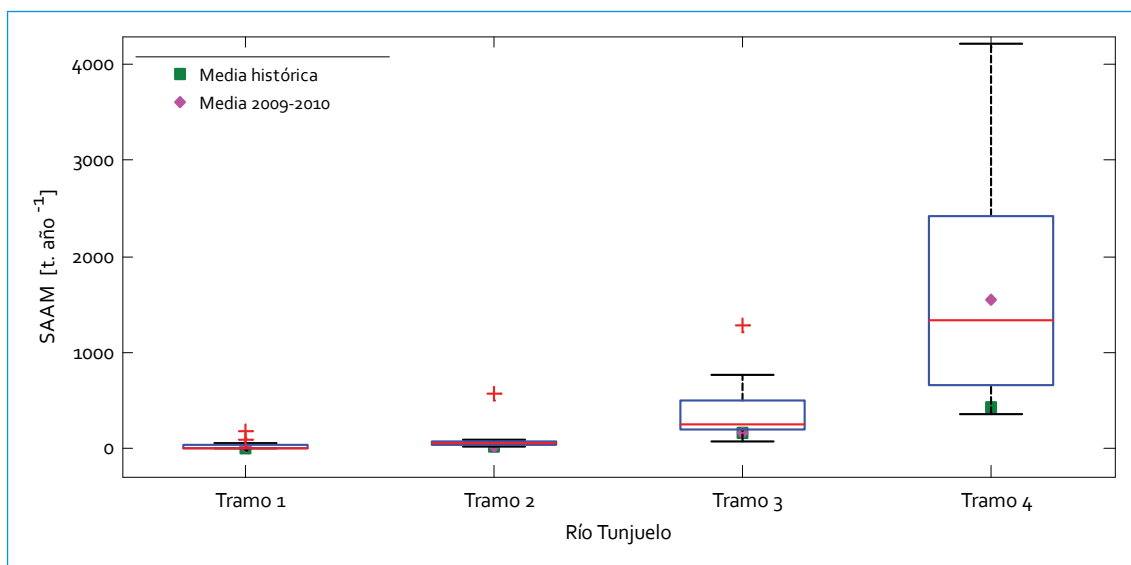


Figura 5.36. Perfil de cargas SAAM: río Tunjuelo

Tabla 5.7. Carga promedio transportada SAAM: río Tunjuelo

Parámetro	Río Tunjuelo (t/año)			
	T1	T2	T3	T4
SAAM	8	44	317	1382

En el tramo 2 la carga media actual de SAAM tuvo un incremento de 2,2 veces la carga del año previo y de 2,6 el promedio histórico. Las mayores cargas (entre 65 y 85 t/año) se presentaron en la mayoría de los monitoreos de la mañana y de la madrugada del segundo semestre del 2011. Por otra parte, en el tramo 3 el rango de datos estuvo entre 71 y 769 t/año. Durante este periodo la carga media equivale al doble del promedio histórico y del periodo 2009-2010. Finalmente, las cargas de tensoactivos en el tramo 4 fueron las mayores, debido a la acumulación de estos compuestos en el río, por su difícil degradación. La carga media actual (1382 t/año) es 3,3 veces mayor que la carga histórica, pero inferior al promedio 2009-2010 (1542 t/año).

5.2. Calidad del agua (WQI)

En el río Tunjuelo, el índice de calidad del agua (WQI) tiene una variación singular asociada con la regulación del caudal que se presenta en el tramo 1 por la operación del embalse La Regadera, que genera dos condiciones en el río: compuertas abiertas, con caudales en el río de hasta 8 m³/s, y compuertas cerradas, con caudales bajos de aproximadamente 10 L/s. Estas condiciones varían las concentraciones de algunos parámetros en el agua e influyen en el valor del índice de calidad. Por tal motivo, el WQI para el tramo 1 se calculó teniendo en cuenta dos escenarios: 1) con todos los datos de los monitoreos, incluidos aquellos realiza-

dos cuando las compuertas estuvieron abiertas, y 2) con los datos de los monitoreos solo con compuertas cerradas. Se estableció que era importante considerar estos dos escenarios para evaluar la dinámica de la calidad del agua en función del régimen de caudales, el cual está determinado esencialmente por la operación del embalse.

Para el tramo 1 el índice de calidad se determinó con un total de 134 datos, de los cuales el 16 %, es decir 22 datos, no alcanzaron los objetivos de calidad. En este caso la calidad del agua se clasifica como **regular**.

En comparación con el periodo anterior, el oxígeno disuelto, los SST y los coliformes fecales aumentaron el número de datos que excedieron el objetivo de 1-8, 6-9 y 0-3, respectivamente; por el contrario, el P_{total} disminuyó de cinco a dos datos (tabla 5.8). No obstante, al omitir los caudales máximos (escenario 2), el número de datos y parámetros que no alcanzaban los objetivos de calidad disminuyeron de 22 a 12 datos y de 4 a 3 parámetros (oxígeno

Tabla 5.8. WQI río Tunjuelo: tramo 1 (escenario 1)

Parámetro	Núm. datos que no alcanzan	Variables	Valor
Oxígeno disuelto	8	F1	40,00
DBO ₅	0	F2	16,40
DQO	0	nse	0,08
N _{total}	0	F3	7,80
P _{total}	2	WQI	74,63
SST	9		
Grasas y aceites	0		
Coliformes fecales	3		
pH	0		
SAAM	0		

disuelto: 6 datos; SST: 5 datos, y coliformes fecales: un dato). La calidad del agua en este caso se clasificó como **buena** (tabla 5.9), por lo que se debe atribuir la variación del wqi de una clasificación a otra (**regular** a **buena**) a los cambios drásticos del caudal por la operación de las compuertas del embalse, ya que en el primer caso, el aumento del caudal favorece la resuspensión de los sólidos y, por lo tanto, se presenta una variación de la calidad del agua.

En el tramo 2 para el periodo 2010-2011 el cálculo del wqi se realizó a partir de 273 datos, de los cuales 29 no alcanzaron los objetivos de calidad y esto generó un wqi **regular** (tabla 5.10). El parámetro con mayor el número de datos por encima del objetivo de calidad fue SST (16 datos), seguido del P_{total} (6 datos), pH (4 datos), N_{total} (2 datos) y DQO (un dato). Los mayores incrementos de SST se presentaron en Doña Juana, con datos muy por encima del objetivo de calidad, consecuencia de las

Tabla 5.9. wqi río Tunjuelo: tramo 1 (escenario 2)

Parámetro	Núm. datos que no alcanzan	Variables	Valor
Oxígeno disuelto	6	F1	30,00
DBO ₅	0	F2	14,00
DQO	0	nse	0,04
N_{total}	0	F3	4,15
P_{total}	0	wqi	80,75
SST	5		
Grasas y aceites	0		
Coliformes fecales	1		
pH	0		
SAAM	0		

Tabla 5.10. wqi río Tunjuelo: tramo 2

Parámetro	Núm. datos que no alcanzan	Variables	Valor
Oxígeno disuelto	0	F1	50,00
DBO ₅	0	F2	10,70
DQO	1	nse	0,17
N_{total}	2	F3	14,63
P_{total}	6	wqi	69,29
sst	16		
Grasas y aceites	0		
Coliformes fecales	0		
pH	4		
SAAM	0		

actividades mineras y del lavado de materiales aguas arriba de este punto.

Respecto al periodo anterior (2009-2010), el wqi cambia su clasificación de **marginal** a **regular** por el aumento en la frecuencia de datos que alcanzan los objetivos de calidad, ya que en el periodo anterior todos los parámetros incumplían en al menos un dato. Para el periodo actual solamente la DQO, SST, pH y los nutrientes exceden los objetivos de calidad. En el tramo 3 se encuentran los puntos de monitoreo Doña Juana, Barrio México, San Benito y Makro Autopista Sur, donde se obtuvieron 555 datos para el cálculo del wqi, de los cuales 90 no alcanzaron los objetivos y la calidad del agua se clasificó como **marginal**. Los únicos parámetros que alcanzaron los objetivos de calidad durante los monitoreos de 2010-2011, fueron DBO₅ y GyA. Por el contrario, el oxígeno disuelto y los SST fueron los que excedieron con mayor frecuencia los objetivos de calidad (tabla 5.11). La mayoría de incumplimientos en

Tabla 5.11. WQI río Tunjuelo: tramo 3

Parámetro	Núm. datos que no alcanzan	Variables	Valor
Oxígeno disuelto	30	F1	80,00
DBO ₅	0	F2	16,30
DQO	7	nse	0,27
N _{total}	6	F3	21,00
P _{total}	2	WQI	51,32
SST	27		
Grasas y aceites	0		
Coliformes fecales	4		
pH	4		
SAAM	10		

Tabla 5.12. WQI río Tunjuelo: tramo 4

Parámetro	Núm. datos que no alcanzan	Variables	Valor
Oxígeno disuelto	40	F1	90,00
DBO ₅	4	F2	31,80
DQO	17	nse	0,26
N _{total}	16	F3	20,69
P _{total}	1	WQI	43,61
SST	11		
Grasas y aceites	18		
Coliformes fecales	36		
pH	0		
SAAM	41		

oxígeno se presentaron en San Benito, por la descarga de la quebrada la Chiguaza.

Finalmente, en el tramo 4 se emplearon 581 datos para el cálculo del WQI, de los cuales el 32 % no alcanzaron los objetivos de calidad establecidos para este tramo (tabla 5.12) y el índice de calidad se clasificó como **pobre**.

El deterioro de la calidad en este tramo se presenta a partir del punto Transversal 86, luego de la descarga del interceptor Tunjuelo Medio. Allí, la cantidad de datos de coliformes fecales, GyA, SAAM, N_{total} y DQO que sobrepasan los objetivos de calidad establecidos aumenta en comparación con el sitio de monitoreo anterior (coliformes, de 0 a 14 datos; GyA, de 0 a 7 datos; SAAM, de 6 a 10 datos; N_{total}, de 0 a

5 datos, y DQO, de 0 a 4 datos). Luego de este punto de monitoreo, la frecuencia de datos que excede los objetivos de calidad en este tramo tiende a ser mayor, por el efecto de las descargas de las estaciones de bombeo que se presentan entre Puente Independencia e Isla Pontón. En comparación con el periodo anterior, la clasificación de la calidad del agua continúa siendo **pobre**, pero se observa un leve aumento en el valor del WQI, de 41 a 44. De este modo, se encuentra que en ambos periodos los parámetros oxígeno disuelto y SAAM son los que con mayor frecuencia no alcanzan los objetivos de calidad. A continuación se presentan los mapas de calidad para los dos escenarios del río Tunjuelo (figuras 5.37 y 5.38).

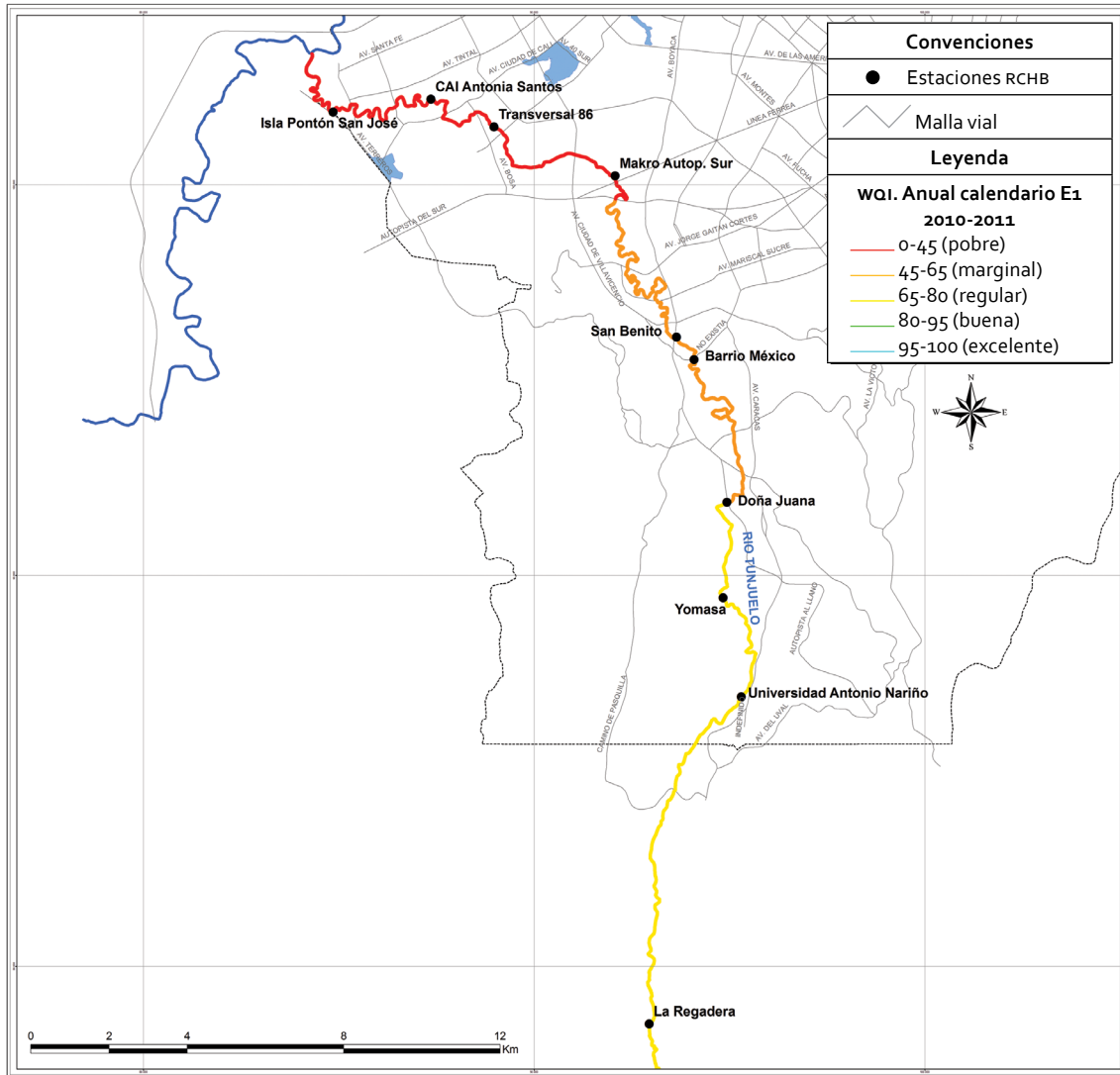


Figura 5.37. Mapa de calidad: río Tunjuelo (escenario 1)

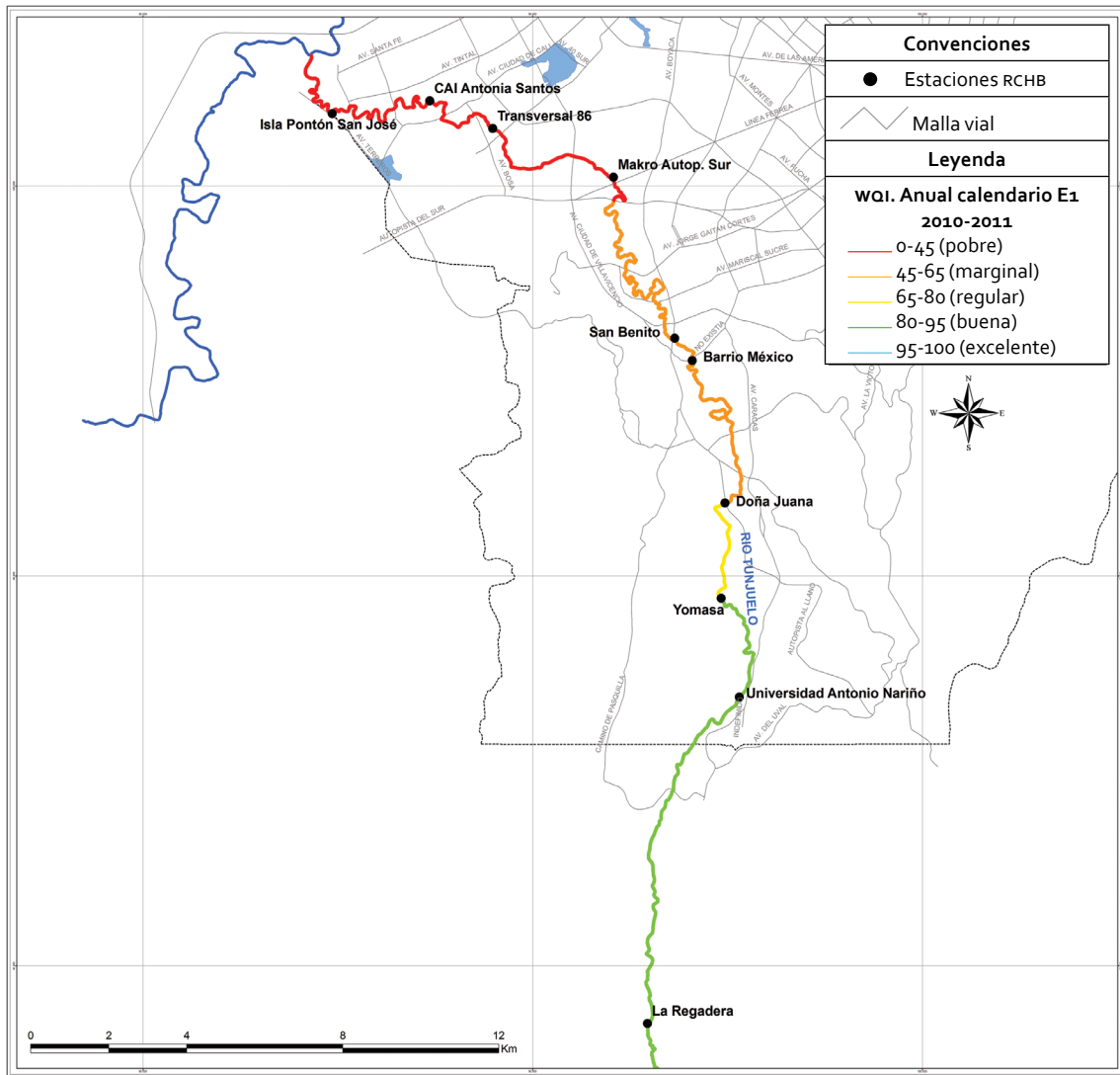


Figura 5.38. Mapa de calidad: río Tunjuelo (escenario 2)

6. ESTADO DE LOS RÍOS EN BOGOTÁ

6.1. Río Torca

El río Torca es uno de los menos contaminados de la ciudad; sin embargo, recibe varias descargas de aguas residuales que afectan su calidad. La mayoría de contaminantes mostraron un aumento de las concentraciones y cargas a lo largo del río hasta el punto Jardines de Paz. El cambio más importante en la calidad del agua se dio entre Bosque de Pinos y Calle 161, donde se alcanzaron aumentos de más del 90% en demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), sustancias activas al azul de metileno (SAAM), coliformes totales y fecales, nitrógeno amoniacal, cobre y manganeso.

En el tramo 1 se notó que las cargas contaminantes de Bosque Pinos fueron muy inferiores a las de Canal El Cedro, incluso en el periodo hidrológico húmedo, lo que ratificó que los vertimientos de aguas residuales que aportan carga contaminante al río entre estos dos puntos afectan la calidad natural del río. Los parámetros que mayor diferencia mostraron en este trayecto fueron SAAM, DBO_5 y grasas y aceites (GyA), con diferencias entre un 84 y 91%.

En Calle 161 y Jardines de Paz se registraron las máximas concentraciones de los contaminantes, y estos mostraron ser los puntos

más críticos del río Torca. La variabilidad de sus concentraciones fue, para la mayoría de casos, dependiente de la hora de monitoreo, lo que dio como resultado concentraciones más altas en la mañana y la tarde, cuando hay una mayor descarga de aguas residuales.

En este periodo de monitoreo, entre Jardines de Paz y San Simón se observaron disminuciones en las concentraciones. Ello evidencia un factor que mejora en cierta cuantía la calidad del agua en el río, bien sea que esté ligado a dilución, a depuración por parte del humedal o a efecto del buchón (fitotratamiento). Sin embargo, las cargas contaminantes entre estos dos puntos no disminuyeron como se había presentado; por lo tanto, se puede decir que en periodos húmedos no se dan las condiciones para reducciones de carga en este tramo del río.

Según los resultados obtenidos, la única meta de reducción que se está cumpliendo es la de DBO_5 , contrario a la meta de sólidos suspendidos totales (SST), cuya carga promedio actual aumentó en referencia a la carga base. Así mismo, es importante resaltar que el periodo hidrológico afecta considerablemente las cargas en el río Torca, ya que en casi todos los puntos de monitoreo se presentaron eventos de lluvia que de alguna forma resuspendieron

sólidos y afectaron la cantidad de contaminantes transportados en el río.

En cuanto a la calidad del agua, se encontró que el río Torca estuvo entre **buena** y **regular** a lo largo de su recorrido por la ciudad, y dado que la calidad del agua en el tramo 1 estuvo muy cerca de ser excelente, no se evidenció algún parámetro crítico; por el contrario, en el tramo 2 los parámetros críticos fueron oxígeno disuelto y coliformes fecales. Ello mostró que el impacto de la calidad del agua está dado por las descargas de aguas residuales domésticas, las cuales se caracterizan por su alto contenido de coliformes.

6.2. Río Salitre

El río Salitre se encuentra en una cuenca mayoritariamente doméstica, donde los vertimientos de aguas residuales afectan la calidad del agua del río a lo largo de su recorrido por la ciudad. El primer punto de monitoreo (Parque Nacional) presenta una buena calidad; sin embargo, a partir de la carrera 7ª, donde el río es canalizado, las descargas de las aguas residuales aumentan las concentraciones y las cargas contaminantes de manera importante.

A partir de los datos reportados en el río Salitre, se pudo observar que la cuenca alta cuenta con bajos caudales, y la cuenca baja, con caudales muchos más elevados. Se notaron cambios significativos de caudal entre Arzobispo y Calle 53, consecuencia exclusiva de vertimientos de aguas residuales en el primer sector del río.

La mayoría de contaminantes en el río Salitre mostraron aumento de las concentraciones y cargas a lo largo del río hasta el punto Carrefour. El cambio más importante se dio entre Parque Nacional y Arzobispo, donde se alcanzaron aumentos de más del 90% en las

concentraciones de DBO_5 , SST, SAAM y coliformes totales y fecales.

Por otro lado, en Calle 53 y Carrefour se registraron las máximas concentraciones de los contaminantes, a excepción de alcalinidad, cinc, cobre, manganeso y níquel, que fueron los puntos más susceptibles a descargas de contaminantes o estuvieron muy cercanos a zonas de mezcla. La variabilidad de las concentraciones en estos puntos para la mayoría de casos fue dependiente de la hora de monitoreo, lo que dio como resultado concentraciones más altas en la mañana y la tarde, cuando hay una mayor descarga de aguas residuales, que en la madrugada. Entre Carrefour y Transversal 91 las concentraciones tendieron a disminuir especialmente en DBO_5 , GyA y coliformes fecales; solo aumentaron las medianas de N_{amoniaco} y manganeso. Las disminuciones en Transversal 91 están más relacionadas con una dilución de los contaminantes, pues aguas arriba se reciben las descargas del Canal Córdoba y el Club Los Lagartos, que en temporada húmeda pueden descargar agua pluvial al río.

En el río Salitre, las metas de reducción que se están cumpliendo en este momento son las de DBO_5 en los tramos 2 y 3, y las de SST, en el tramo 3, siendo este último donde mayores cambios se han dado frente a la reducción de cargas. Respecto a la calidad del río Salitre, la variación se dio a partir del tramo 2, que pasó de una clasificación **buena** en el tramo 1 a una **marginal** en el tramo 2, y se mantuvo de esta manera hasta el tramo 4. En el tramo 1 se notó que los parámetros críticos fueron oxígeno disuelto y pH, aunque los valores que no alcanzaron los objetivos no se alejaron lo suficiente como para deteriorar su calidad. En el tramo 2 se observó una mayor cantidad de parámetros críticos (SAAM, DBO_5 , DQO, SST y N_{total}), además se notó que el punto Arzo-

bispo presenta una mejor calidad que Calle 53. En el tramo 3 los parámetros más críticos fueron coliformes fecales, SAAM y GyA, siendo SAAM, al igual que el tramo 2, el parámetro que más veces excedió el objetivo de calidad. Por último, en el tramo 4, los parámetros que con más frecuencia no alcanzaron los objetivos de calidad fueron oxígeno disuelto, SAAM y coliformes fecales. Dada la recurrencia de los coliformes fecales y SAAM en exceder los objetivos, la calidad marginal del río a partir del tramo 2 es atribuible a descargas de aguas residuales domésticas.

6.3. Río Fucha

En el río Fucha se observó que en la mayoría de los puntos de monitoreo el caudal superó las medianas obtenidas en 2009-2010 y en el periodo histórico. Esta variación se presentó en mayor proporción en los últimos tres puntos de monitoreo (Visión Colombia, Zona Franca y Alameda), cuya situación generó variaciones en las concentraciones y cargas de los diferentes parámetros.

En el punto El Delirio no se evidenciaron alteraciones importantes en ninguno de los parámetros monitoreados para todos los periodos de monitoreo, por lo que se ha mantenido la buena calidad del río Fucha en este punto. Se presenta una situación diferente para el punto Carrera 7ª, ya que para el periodo actual (2010-2011) se registraron menores concentraciones en relación con 2009-2010, principalmente en materia orgánica, SST, nitrógeno, fósforo, SAAM y sulfuros. Sin embargo, se encontró que los valores para la mayoría de parámetros están cercanos a los registros históricos.

Para el punto Av. Ferrocarril no se presentaron tantos cambios, ya que las medianas de la mayoría de parámetros, obtenidas en 2010-

2011, fueron cercanas a las medianas históricas y de 2009-2010. Por otro lado, se evidenciaron aumentos en SAAM, sulfuros y fenoles. En Av. Las Américas, el comportamiento de la mayoría de parámetros no ha sufrido cambios importantes, excepto para DBO_5 y $N_{amoniacal}$ en los cuales se presentaron leves disminuciones respecto a la mediana histórica, y al igual que para Carrera 7ª y Av. Ferrocarril, se observaron aumentos en SAAM, sulfuros y fenoles, pues los registros entre 2009 y 2011 superaron los históricos.

Para el punto Zona Franca la variabilidad en los datos es muy alta en la mayoría de parámetros monitoreados, dada la descarga de vertimientos urbanos del interceptor Kennedy aguas arriba. Se observó que para parámetros como materia orgánica, SST y nutrientes las concentraciones actuales disminuyeron frente al periodo previo (2009-2010), situación similar en materia orgánica para Fucha Alameda.

En cuanto al contenido de metales en el río Fucha, en el punto de monitoreo Zona Franca se reportan las mayores concentraciones para todos los metales y se obtuvieron en 2010-2011 medianas mayores que las reportadas entre 2009-2010. La concentración de sulfuros aumenta a partir del punto Av. Ferrocarril, dada la muy baja presencia de oxígeno disuelto.

Respecto a las cargas medias, en la mayoría de parámetros se presentó aumento en el promedio, especialmente para materia orgánica, SST y SAAM en los tramos 1, 2 y 3, donde más del 75% de las cargas reportadas para 2010-2011 superan las obtenidas entre 2009 y 2010. En el caso del tramo 4 se encontró una reducción en estas cargas, salvo para nutrientes.

El cumplimiento de las metas de reducción para DBO_5 y SST resultó diferente para cada tramo. En el 2, para DBO_5 y SST ha sido bajo o imperceptible hasta el momento (10 y 5%, respectivamente). En el tramo 3 el cumplimiento

es mayor que en el tramo 2, mientras que para el tramo 4 se tuvo uno mayor al 50%, e incluso para SST ya se alcanzó la meta de reducción. No obstante, es importante confirmar estos resultados con monitoreos futuros, ya que las lluvias presentadas en este periodo pudieron alterar estos resultados.

En cuanto a la calidad del agua, el tramo 1 del río Fucha sigue teniendo muy buena calidad de agua. El punto Av. Ferrocarril es el más crítico en el tramo 2; sin embargo, el punto Carrera 7ª muestra un aumento de concentraciones en los diferentes contaminantes en relación con el punto aguas arriba El Delirio. Se observan cambios importantes en la calidad de agua a partir de la Carrera 7ª, donde todos los parámetros exceden los objetivos de calidad de este tramo, y los más críticos son SST, SAAM y oxígeno disuelto.

Para los tramos 3 y 4 se siguen obteniendo los mismos parámetros críticos en calidad, con altas concentraciones de SAAM y coliformes fecales y valores muy bajos de oxígeno disuelto. Es importante tener en cuenta que el tramo 4 del río Fucha es el que recibe el mayor porcentaje de carga, debido a las descargas de los interceptores Fucha, Boyacá y del Sur. La calidad de agua y, por consiguiente, los valores del índice de calidad del agua (WQI) seguirán indicando condiciones críticas de contaminación hasta que no se eliminen estos vertimientos.

6.4. Río Tunjuelo

La dinámica del caudal influye de manera importante en la variación de los parámetros en el río. En los primeros puntos, el comportamiento del caudal está supeditado a la operación de las compuertas del embalse La Regadera, a partir del cual se presentan dos escenarios: caudales altos por la apertura de las compuertas

y caudales bajos cuando las compuertas del embalse están cerradas. Entre el 2010 y el 2011 predominó el escenario de compuertas abiertas, lo cual varió las concentraciones de los parámetros en los puntos altos del río. En los tramos bajos, las condiciones hidrológicas y el aporte de las descargas de agua residual doméstica tienen efectos tanto en la variación del caudal como en el comportamiento de las concentraciones.

En los puntos La Regadera y Universidad Antonio Nariño (UAN), la mayoría de los parámetros no presentaron variaciones importantes. Los incrementos en el río son evidentes a partir de Yomasa, donde las concentraciones de materia orgánica, nutrientes, tensoactivos, coliformes fecales, fenoles, sulfuros y algunos metales como el cobre y el cinc aumentan a causa del primer vertimiento importante de agua residual doméstica que se presenta en el río (quebrada Yomasa).

Las menores concentraciones se presentaron en el periodo 2010-2011, principalmente por los incrementos del caudal en el río, los cuales favorecieron la dilución de las concentraciones de contaminantes. A pesar de la disminución de las concentraciones, en Doña Juana se presentan incrementos importantes en la concentración de metales, sulfuros y otros compuestos, a causa del vertimiento de lixiviados proveniente del relleno sanitario.

A pesar del efecto que tienen las zonas de minas inundadas en la concentración de los contaminantes en Barrio México, las concentraciones en algunos parámetros fueron mayores, tal vez por el efecto de desembalse que pudo haberse presentado durante los aumentos de caudal. Por otra parte, el cianuro fue el parámetro con un mayor descenso en sus concentraciones respecto al periodo 2009-2010, ya que las actuales en todos los puntos

del río fueron iguales al límite de detección del método analítico.

En los puntos de monitoreo de los tramos bajos, las principales afectaciones sobre la calidad del río Tunjuelo están relacionadas con el interceptor Tunjuelo Medio, localizado entre Makro Autopista Sur y Transversal 86. Este vertimiento aumenta de manera notable las concentraciones de la mayoría de parámetros, sobre todo aquellos relacionados con la presencia de materia orgánica, nutrientes y otros compuestos inorgánicos, característicos de las aguas residuales urbanas. Durante los monitoreos 2010-2011, las concentraciones de metales incrementaron en Makro Autopista Sur, en las ventanas bihorarias de la mañana, lo cual indicaría una mayor actividad de las descargas durante estos intervalos de tiempo.

En cuanto a las cargas contaminantes, en el tramo 1 los parámetros evaluados tuvieron un incremento de la carga media. Para el tramo 2, la DBO_5 y el P_{total} disminuyeron su carga promedio en el río y los demás parámetros excedieron su valor histórico. En el tramo 3, la mayoría de los parámetros presentaron un aumento de las cargas con excepción de la DBO_5 , asociada a las descargas de agua residual urbana que se presentan en los puntos San Benito y Makro Autopista Sur. Finalmente, en el último tramo del río se observó un descenso de la carga media en la mayoría de los parámetros, excepto GyA y SAAM. En este punto, las cargas tuvieron una mayor variación, debido al vertimiento del interceptor Tunjuelo Medio en Transversal 86 y a las estaciones de bombeo antes de Isla Pontón.

En relación con las metas de reducción, el cumplimiento varía dependiendo del tramo del río y del parámetro. En cuanto a la DBO_5 , se observa un cumplimiento parcial de la meta en todos los tramos, el 4. En SST no se aprecia

alguna remoción teniendo en cuenta el promedio actual y el histórico (carga base).

La calidad del agua del río Tunjuelo en el tramo 1 muestra la notable influencia del caudal en las concentraciones de los parámetros y del WQI. El efecto que tiene la operación del embalse La Regadera en las condiciones del río clasifica la calidad del agua como **regular** cuando se tenían en cuenta los datos reportados en los monitoreos de caudales muy altos o de compuertas abiertas, y **buena** cuando se omitían estos datos. Esto último es un elemento muy importante para considerar en el momento del análisis de la calidad del agua del río Tunjuelo en el tramo 1, y su posible influencia de esta situación en los demás tramos. En los tramos 2 y 3 su clasificación fue **regular** y **marginal**, respectivamente. Es posible que la condición de caudales altos favorezca la capacidad de dilución en el río reflejada en la calidad en el tramo 2 y en la disminución del número de parámetros que se encuentran por encima del objetivo de calidad, sobre todo en Doña Juana. Finalmente, la calidad del agua en el tramo 4 sigue siendo **pobre**, consecuencia de los vertimientos de agua residual urbana y las estaciones de bombeo que impactan la calidad del agua en esta parte del río.

6.5. Conclusiones

En general, los resultados de esta campaña 2010-2011 mostraron que la calidad del agua de los ríos ha tendido a mejorar, aun cuando muchos tramos se sigan manteniendo en la misma categoría respecto a los resultados de la campaña 2009-2010 (tabla 6.1). De este modo, han sido más los kilómetros de río que han pasado a una categoría superior y que han mostrado una tendencia de mejora en la calidad del recurso hídrico.

Tabla 6.1. wqi

WQI 2009-2010					WQI 2010-2011				
Torca	82	65			Torca	94	71		
	K4+727	K13+844				K4+727	K13+844		
Salitre	88	45	37	38	Salitre	88	49	50	48
	K0+920	K3+545	K9+171	K17+746		K0+920	K3+545	K9+171	K17+746
Fucha	88	31	46	35	Fucha	94	37	56	42
	K4+365	K11+578	K14+435	K18+638		K4+365	K11+578	K14+435	K18+638
Tunjuelo	82	33	34	41	Tunjuelo	81	69	51	44
	K6+794	K20+266	K29+551	K41+294		K6+794	K20+266	K29+551	K41+294

7. USO DE TRAMOS ALTOS

Bogotá cuenta con cuatro ríos principales que en su paso por la ciudad ofrecen beneficios para los habitantes. Desde hace algunos años, el principal uso que se les ha dado a estos cursos de agua es la recepción y evacuación de aguas pluviales y residuales. En la actualidad, a pesar de haber interceptado un número importante de tuberías que vertían a los ríos, el deterioro de la calidad del agua ha sido tan alto que las partes medias y bajas de estos cauces tienen características similares a las aguas residuales crudas. Sin embargo, este impacto no se evidencia en los tramos altos, pues se debe rescatar que la calidad del agua en las cabeceras de los ríos es muy buena y ofrece diversos valores ambientales.

Desde el 2008 se cuenta con la nueva normativa distrital, la Resolución 5731, que propende por la paulatina recuperación de los ríos en la ciudad, mediante estándares de calidad en un periodo de cuatro años (2009-2012). En dicha norma no se establecen los posibles usos que se le puede dar al agua de los ríos, puesto que solo son diez los parámetros regulados y no se tiene la certeza de los riesgos que pueda traer un posible uso del agua.

En este capítulo se busca establecer los potenciales usos que tienen los ríos en sus tramos altos, basados en referentes interna-

cionales. Dichos referentes se utilizaron como el estándar de comparación para garantizar un posible uso o estimar su potencial de aplicación. Inicialmente, se presenta una revisión bibliográfica de los usos del agua y estándares de calidad establecidos por agencias o autoridades ambientales internacionales, como la Organización Mundial de la Salud, la Agencia de Protección del Medio Ambiente de Estados Unidos (US EPA), el Consejo de Medio Ambiente de Australia y Nueva Zelanda (ANZECC), el Consejo de Ministerios del Medio Ambiente de Canadá (CCME), entre otros. También se revisarán los estándares de la normatividad nacional vigente, que designa diferentes usos al recurso hídrico establecidos por el Ministerio de Agricultura.

Posteriormente, a partir de un análisis estadístico de los datos de calidad obtenidos en las campañas de monitoreo realizadas y los referentes internacionales, se evalúa la aplicación de usos que pueden brindar los principales ríos de Bogotá en sus tramos altos, que permite conocer la calidad del agua, con el fin de orientar políticas de uso sostenible del recurso hídrico e igualmente orientar a los actores en el alcance que pueden tener los ríos para un desarrollo cultural, social e incluso económico. Además, sirve para actualizar objetivos de calidad del

agua ofreciendo las bases reguladoras para el establecimiento de controles y estrategias de tratamiento y recuperación de los cuerpos de agua.

7.1. Usos del agua

Los estándares y los criterios de calidad del agua son la clave para proteger la calidad del recurso hídrico, ya que establecen la línea base para medir el éxito de los programas de gestión del agua. En un campo de evolución científica, la protección adecuada de peces y vida silvestre, los usos recreativos y las fuentes de agua potable dependen de contar con estándares y criterios bien elaborados para cada cuerpo de agua. Tener clara una línea base numérica es igualmente importante para establecer controles de tratamiento, a fin de llevar a cabo la planificación de cuencas y la protección y restauración de los cuerpos de agua.

Los estándares de calidad del agua definen las metas, mediante la designación del uso o usos que pueda tener el agua, estableciendo criterios contra el deterioro. La regulación de estos estándares requiere que las autoridades ambientales especifiquen de manera apropiada los usos del agua que se desean alcanzar o proteger, y se identifican teniendo en cuenta el valor ambiental de un cuerpo de agua.

Usualmente, las directrices están diseñadas para determinar si la calidad del agua del recurso hídrico es suficiente para que la usen los seres humanos en la producción de alimentos o en los ecosistemas acuáticos. Estos usos también se pueden denominar *valores ambientales*. Si la calidad del agua no cumple con las directrices, no es seguro su empleo para los valores ambientales y las medidas de gestión podrán orientarse a remediar el problema.

Con algunos valores ambientales el estándar numérico llega a constituirse en una guía adecuada para la calidad (por ejemplo, recreación o suministro de agua). Con otros valores ambientales los estándares pueden ser un punto de partida para iniciar investigaciones que permitan desarrollar directrices más adecuadas en función del tipo de recurso hídrico y las diferencias inherentes a la calidad del agua entre regiones o zonas. Para aquellos cuerpos de agua cuyo valor ambiental es la protección de los ecosistemas acuáticos, la investigación debe tratar de crear y adaptar los estándares que se adapten al contexto local.

En la designación de usos para un cuerpo de agua se debe examinar la idoneidad del recurso hídrico, basándose en las características físicas, químicas y biológicas, en su entorno geográfico, y en consideraciones económicas. En este capítulo solo se presentan los lineamientos para el uso del agua en protección de ecosistemas acuáticos; por lo tanto, la comparación de estado actual con los estándares o referentes internacionales se hará para las cuencas altas de los ríos que cuentan con una mejor calidad del agua. Los estándares evaluados corresponden a organizaciones o agencias ambientales internacionales que han desarrollado lineamientos sobre la protección de la vida acuática; sin embargo, estos no son criterios mandatorios, ya que son insuficientes para proteger la integridad de los ecosistemas, pues se deben utilizar según las condiciones locales.

7.2. Protección de flora y fauna

Se pueden obtener muchos beneficios de los ecosistemas acuáticos, siempre y cuando estén protegidos contra la degradación. Por esta razón, las cuencas altas de los ríos de la ciudad

son prioridad de la Secretaría Distrital de Ambiente en la preservación de la calidad del agua, pues propenden por mejores ecosistemas. Las guías o lineamientos para la protección de ecosistemas acuáticos consultados fueron:

- Directrices para la calidad de agua dulce y marina de Australia y Nueva Zelanda (ANZECC).
- Directrices de calidad del agua para la protección de la vida acuática de Canadá (CCME).
- Criterios nacionales recomendados para la calidad del agua de Estados Unidos (US EPA).
- Directrices de calidad del agua para ecosistemas acuáticos de Sudáfrica (DWA).

Estas guías sirvieron como referentes internacionales, ya que determinan los diferentes aspectos que se deben tener en cuenta en el momento de establecer estándares de calidad del agua para la protección de la vida acuática. Según la guía de la ANZECC, los ecosistemas acuáticos comprenden los animales, las plantas y los microorganismos que habitan en el agua, así como el ambiente físico-químico y el régimen climático con el que interactúan. Los componentes físicos (luz, temperatura, caudal y hábitat) y químicos (materia orgánica, oxígeno y nutrientes) de un ecosistema son los que determinan el crecimiento de los organismos, por lo que son los componentes más importantes. Gran variedad de actividades antropogénicas causan variaciones en los factores abióticos, que conllevan cambios biológicos importantes. La principal amenaza para mantener la integridad ecológica es la destrucción de hábitats.

Las directrices en cuanto a calidad del agua son una herramienta necesaria, pero solo

parcialmente suficiente para la gestión de los ecosistemas acuáticos o su rehabilitación. El enfoque de gestión puede variar desde el simple mantenimiento de la calidad del agua, a su mejora, para que la condición del ecosistema sea más natural y la integridad ecológica sea mayor, dependiendo de si el ecosistema no está degradado o tiene una historia de degradación.

Dentro de los ecosistemas acuáticos existe una interacción compleja de los ciclos físicos y bioquímicos. Actividades humanas, en particular la introducción de productos químicos en el agua, pueden afectar negativamente muchas especies de flora y fauna acuáticas que dependen de condiciones abióticas y bióticas específicas. Los parámetros de calidad de agua que más se tienen en cuenta, por ser críticos en la supervivencia del ecosistema, son el oxígeno disuelto, así como los fosfatos, el amonio y los nitratos, ya que pueden causar cambios significativos en la estructura de la comunidad en caso de vertido en cantidades excesivas en los ecosistemas acuáticos. Los metales pesados y muchos productos químicos sintéticos también pueden ser ingeridos y absorbidos por los organismos, y si no se metabolizan o se excretan, es posible que se bioacumulen en los tejidos. Algunos contaminantes pueden también causar efectos carcinogénicos, reproductivos y de desarrollo.

Cuando se desarrollan criterios de calidad para la protección de la vida acuática, idealmente debe haber información completa sobre el destino de los productos químicos dentro de los organismos y sus relaciones exposición-efecto. En Canadá, los criterios para la protección de la vida acuática se basan en la concentración más baja de una sustancia que afecte a los organismos. Diferentes peces, invertebrados y plantas en América del Norte se

utilizan para las pruebas. Otros países utilizan un enfoque similar con algunas diferencias en los requisitos de datos. En Alemania, por ejemplo, los estudios de toxicidad se llevan a cabo en los productores primarios (alga verde *Scenedesmus subspicatus*), consumidores primarios (los crustáceos *Daphnia magna*), consumidores secundarios (peces) y reductores (la bacteria *Pseudomonas putida*). Otros tipos de información también se utilizan, como las propiedades organolépticas de la sustancia, su movilidad y distribución a través de diferentes ambientes y su biodegradación (persistencia).

La lista de los componentes o parámetros que se deberían analizar en cuanto a calidad del agua varía según la directriz, sobre todo en el caso de los compuestos orgánicos. A continuación se resumen las guías de referencia de los países consultados y el análisis con los datos de calidad del agua de los primeros tramos de los ríos de la ciudad.

7.2.1. Australia

La directriz australiana se basa en la integridad del ecosistema y se enfoca principalmente en los competentes biológicos (comunidades acuáticas, biodiversidad, procesos ecológicos, etc.) y físico-químicos del agua. En la figura 7.1 se presenta un diagrama de los pasos tomados en cuenta para aplicar la guía de protección de ecosistemas acuáticos. En los objetivos principales es importante definir el cuerpo de agua a partir de información de monitoreo y científica, ya que solo se puede lograr un buen manejo utilizando información detallada del ecosistema que se quiere proteger. Los valores ambientales son valores particulares o usos que son importantes tanto para un ecosistema sano como para el beneficio público, y que requiere protección contra los efectos de la contaminación y los vertimientos de aguas residuales.

Para determinar el grado de protección que se le quiere dar a un río es necesario clasi-



Figura 7.1. Diagrama de metodología: valores de referencia

ficarlo. La ANZECC propone tres categorías en las condiciones de un ecosistema:

- Sistemas con alto valor ecológico/conservacionista: ecosistemas sin modificaciones, por lo general que ocurren en los parques naturales, reservas de conservación o en zonas remotas o lugares de difícil acceso.
- Sistemas ligera o moderadamente perturbados: ecosistemas en los que la diversidad biológica acuática puede haber sido afectada por la actividad humana en un grado relativamente pequeño pero mensurable. Las comunidades biológicas permanecen en un estado saludable y la integridad del ecosistema se mantiene en gran medida. También se pueden incluir arroyos rurales que reciben escorrentía de los terrenos alterados por el pastoreo.
- Sistemas altamente perturbados: estos son ecosistemas degradados de menor valor ecológico. Ejemplos de estos sistemas serían arroyos o ríos urbanos que reciben la escorrentía de aguas pluviales y de calles, o ríos rurales que reciben flujos de escorrentía de la agricultura intensiva. Esta condición reconoce que la degradación de los ecosistemas acuáticos todavía tiene, bien sea después de la rehabilitación o restauración, los valores ecológicos o de conservación.

Sin embargo, las partes interesadas, según la jurisdicción, cuenca o región, pueden hacer juicios diferentes sobre las condiciones de los ecosistemas. Por ejemplo, un ecosistema considerado altamente perturbado en un área puede ser considerado poco a moderadamente perturbado en una región más poblada.

Igualmente, se deben identificar cuáles son los principales problemas. Para la mayoría de los contaminantes químicos el problema es la toxicidad, pero también hay otros problemas debidos a factores de estrés, físicos y químicos. Es importante identificar y recopilar información sobre los procesos naturales más importantes y las actividades humanas que podrían influir en el sistema que se está evaluando. Estos procesos y actividades deben tenerse en cuenta a la hora de formular modelos conceptuales para mejorar la comprensión del sistema.

En cuanto a la determinación de los valores de referencia, algunos análisis preliminares pueden ser necesarios para caracterizar el comportamiento de la naturaleza y la dispersión de contaminantes. Para los factores de estrés, físicos y químicos, y sustancias tóxicas en el agua y los sedimentos, el enfoque para determinar los valores de referencia son, en orden de preferencia:

- Información local de los efectos biológicos (pruebas de ecotoxicidad).
- Información local de referencia: factores de estrés, principalmente físicos y químicos, por sustancias tóxicas y los sedimentos. Se aplica solo para el caso en que los datos superan los valores de referencia por defecto (tabla 7.1).
- Aproximación por defecto: uso de los valores de referencia de la directriz (tabla 7.1).

Si bien los valores de la directriz son el método menos preferido para obtener valores de referencia de cada ecosistema, se reconoce que estos son los más utilizados y se aplican hasta que los usuarios han adquirido información local. Si los valores locales exceden estos valores de referencia, es necesario información

Tabla 7.1. Análisis de valores de referencia: Australia

Parámetro [µg/L]	Australia				TO-T1			SA-T1			FU-T1			TU-T1				
	Nivel de protección (% especies)				Rango	Mediana	Observación	Rango	Mediana	Observación	Rango	Mediana	Observación	Rango	Mediana	Observación		
	95 %	95 %	90 %	80 %														
Nutrientes	90-120 %				6,4-7,9	7,3	-	3,5-9,5	5,7	-	0,87-8,5	7,9	-	0,1-5,8	5,4	-		
	6-8				5,5-7,4		El 4 % de los valores está fuera del rango	6,1-8,8		El 3 % de los valores está fuera del rango	6,4-8,8		El 7 % de los valores está fuera del rango	6,1-7,7		OK		
Variables del sistema	pH	15-200				3-500	55	El 33 % de los datos excede el máximo valores de referencia	20-730	290	El 67 % de los datos excede el máximo valores de referencia	20-670	205	El 60 % de los datos excede el máximo valores de referencia	80-1240	230	El 53 % de los datos excede el máximo valores de referencia	
		6-60				300-900	300	Ningún dato cumple	300-700	400	Ningún dato cumple	400-600	500	Ningún dato cumple	300-500	400	Ningún dato cumple	
	NO _x	10-26				140-1600	490	Ningún dato cumple	<40-230	<40	Ningún dato cumple	<40-180	<40	Ningún dato cumple	<40-500	147	Ningún dato cumple	
		150-450				1100-1600	1100	Ningún dato cumple	1120-4410	1470	Ningún dato cumple	610-1870	1300	Ningún dato cumple	1180-4390	1410	Ningún dato cumple	
	Amonio	Bosque de Pinos	2330				300-900	300	OK	300-700	400	OK	400-600	500	OK	300-500	400	OK
			2660															
			1990															
			2180															
	Nitratos	17	700	3400	17000	100-500	190	OK	10-1090	280	OK	10-780	200	OK	70-1230	190	OK	
		1	24	94	360													
Arsénico (As III)	0,8	13	42	140	<4	<4	OK	<4	<4	OK	<4	<4	OK	<4	<4	OK		
Arsénico (As V)	1200	1900	2500	3600	<6	<6	OK	6-45	16	OK	6-10	8	OK	29-90	83	OK		
Mercurio (inorgánico)	0	1	2	5			Limite de detección mayor que el objetivo recomendado (99 %), sin embargo los datos cumplen con el 80 % de protección			Limite de detección mayor que el objetivo recomendado (99 %), sin embargo los datos cumplen con el 80 % de protección			Limite de detección mayor que el objetivo recomendado (99 %), sin embargo los datos cumplen con el 80 % de protección			Limite de detección mayor que el objetivo recomendado (99 %), sin embargo los datos cumplen con el 80 % de protección		
	4	7	11	18	<500	<500	Limite de detección mayor que los objetivos	<500	<500	Limite de detección mayor que los objetivos	<500	<500	Limite de detección mayor que los objetivos	<500	<500	Limite de detección mayor que los objetivos		
Fenol	85	320	600	1200	<20-50	<20	OK	<20	<20	OK	<20	<20	OK	20-100	20	OK		

Continúa

Sustancias tóxicas [µg/L]	Parámetro [µg/L]	Australia				TO-T1			SA-T1			FU-T1			TU-T1				
		Nivel de protección (% especies)				Rango	Mediana	Observación	Rango	Mediana	Observación	Rango	Mediana	Observación	Rango	Mediana	Observación		
		99 %	95 %	90 %	80 %														
En función de la dureza	Cadmio VR*(Dureza/50) ^{0,83}	Valor de referencia	0	0	0	1													
		Bosque de Pinos	0,03	0	0	0													
		Parque Nacional	0,03	0	0	0													
		El Delirio	0,03	0	0	0													
		La Regadera	0,07	0	0	1													
		Valor de referencia	0,01	1	6	40													
	Cromo (CrVI) VR*(Dureza/50) ^{0,83}	Bosque de Pinos	0,01	1	3	21													
		Parque Nacional	0,01	1	3	22													
		El Delirio	0,01	1	3	21													
		La Regadera	0,01	1	7	44													
		Valor de referencia	1,00	1	2	3													
		Bosque de Pinos	0,50	1	1	1													
	Cobre VR*(Dureza/50) ^{0,83}	Parque Nacional	0,54	1	1	1													
		El Delirio	0,51	1	1	1													
		La Regadera	1,10	2	2	3													
Valor de referencia		1,00	3	6	9														
Bosque de Pinos		0,36	1	2	3														
Parque Nacional		0,40	1	2	4														
Plomo VR*(Dureza/50) ^{1,27}	El Delirio	0,37	1	2	3														
	La Regadera	1,16	4	6	11														
	Valor de referencia	1,00	3	6	9														
	Bosque de Pinos	0,36	1	2	3														
	Parque Nacional	0,40	1	2	4														
	El Delirio	0,37	1	2	3														
En función de la dureza		Comparación																	

Continúa

adicional para determinar si existe o no riesgo para el ecosistema y ajustar los valores de referencia según el sitio específico. Por ejemplo, deben tenerse en cuenta los factores ambientales que modifican la biodisponibilidad, la captación biológica o la toxicidad del contaminante.

Para algunos indicadores de calidad del agua es necesario definir una condición de referencia. Las fuentes de información que permiten establecerla son: histórica, espacial o de otras fuentes. Los datos históricos recogidos en el sitio que se quiere evaluar, por lo general, representan las mediciones realizadas antes de una perturbación o antes de las acciones de manejo. Por ejemplo, las mediciones de salinidad extraída de un río antes de la iniciación de un sistema de riego pueden establecer la condición de referencia para la salinidad que se espera lograr en un programa de rehabilitación o restauración. Los datos espaciales pueden ser recogidos de los sitios de referencia o áreas cercanas que no estén influenciadas por perturbaciones. También pueden obtenerse datos de otras fuentes, si no existen datos históricos adecuados ni los sitios de referencia son comparables. La condición de referencia se puede definir a partir de la literatura, modelos, opinión de expertos o de una combinación de todos ellos.

En general, no hay suficiente conocimiento científico en la actualidad para permitir a cualquiera hacer predicciones certeras sobre la manera en que una determinada concentración de sustancias tóxicas o nutrientes afecta las especies, los hábitats o los ecosistemas. Por eso es importante medir las características de los componentes biológicos del ecosistema, así como las características físicas y químicas del agua, para así evaluar con seguridad si un cambio importante se ha producido o hay probabilidad de que ocurra.

Las directrices para la evaluación biológica tienen la intención de detectar desviaciones importantes de un estado relativamente natural, sin contaminar o no perturbado (la condición de referencia). Se considera un punto de partida los efectos importantes (no necesariamente estadísticamente significativos) de un ecosistema, incluyendo:

- Cambios en la abundancia de especies, composición y estructura de la comunidad.
- Cambios en la abundancia y distribución de especies de alto valor de conservación o de especies importantes para la integridad de los ecosistemas.
- Cambios físicos, químicos o biológicos para los procesos del ecosistema.

Los sistemas biológicos son muy variables. Es importante entender que, debido a esta variabilidad, los muestreos tienen una capacidad limitada para detectar y cuantificar un cambio en relación con un estado de referencia. Los estresores físicos y químicos se pueden clasificar en dos tipos, dependiendo de si tienen efectos directos o indirectos sobre el ecosistema (figura 7.2). Los valores de referencia de los estresores o factores de estrés tóxico se determinan, generalmente, a partir de pruebas de ecotoxicidad de laboratorio realizadas sobre una serie de plantas acuáticas sensibles y especies animales; sin embargo, la salinidad, el pH y la temperatura son factores que naturalmente son muy variables entre y dentro de los tipos de ecosistemas.

Los valores de referencia son las concentraciones de los indicadores clave, por debajo de los cuales existe un bajo riesgo de que se produzcan efectos biológicos adversos. Los valores de referencia físicos y químicos no

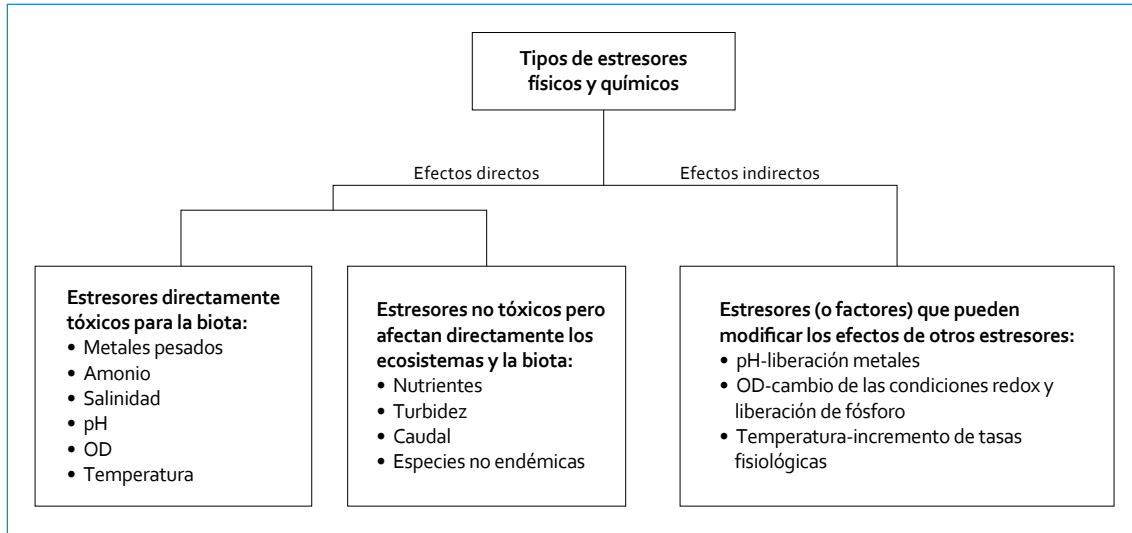


Figura 7.2. Tipos de estresores físicos y químicos

están diseñados para utilizarse como valores de umbral en el que se infiere un problema ambiental si se superan. Por esta razón, los valores de referencia de los parámetros físicos y químicos (especialmente oxígeno disuelto y nutrientes) son propios de los ecosistemas encontrados en Australia y Nueva Zelanda.

A continuación se presentan los valores de referencia (físicos, químicos y tóxicos) de la directriz australiana. Como se mencionó, es preferible usar información local; sin embargo, estos valores son los más utilizados y se pueden aplicar hasta que se haya adquirido información local. Los valores de referencia cuentan con diferentes grados de protección de especies; los sombreados en gris son los valores mínimos aplicables a los sistemas ligeros o moderadamente perturbados. En total, la directriz australiana regula una gran variedad de sustancias; no obstante, 86 parámetros cuentan con valores de referencia y de estos 19 son medidos en los monitoreos de los ríos de la ciudad.

En todos los ríos, los valores de amonio estuvieron muy por debajo del valor de referencia

mínimo. Se podría pensar, entonces, que las condiciones son propicias para la protección de la vida acuática en las cuencas altas de los ríos Torca, Salitre, Fucha y Tunjuelo. El valor de referencia recomendado de nitratos (95 % de nivel de protección) no fue excedido por ninguna mediana en los tramos altos los ríos, que mostró igualmente que este parámetro no representa riesgo para estos ecosistemas. Se evidenció que las condiciones, en cuanto a nutrientes, no son propicias para la protección de la vida acuática.

Cada cuerpo de agua tiene una cantidad máxima de oxígeno que puede contener y esta capacidad de mantener el oxígeno depende de la temperatura del agua, la presión atmosférica y, en menor medida, de la salinidad. Es importante resaltar que los ríos de Bogotá son de agua dulce, por lo tanto, tienen baja salinidad, y están entre 2500 y 2600 metros sobre el nivel del mar (msnm). A partir de estos valores y la temperatura se puede obtener la concentración de saturación, a fin de comparar estos valores con la forma de regular el oxígeno disuelto en la guía australiana. Para el primer tramo del río

Torca ($T_{\text{prom}} = 19,3 \text{ }^{\circ}\text{C}$), la mediana de oxígeno disuelto tiene un porcentaje de saturación del 80 %, por lo que se encuentra fuera del rango. Esto mismo ocurre para las cuencas altas de los ríos Salitre y Tunjuelo (72 % de saturación). Por el contrario, en el río Fucha ($T_{\text{prom}} = 11,1 \text{ }^{\circ}\text{C}$) la mediana tiene un 98 % de saturación, y así es el único río que cumple con los criterios de protección de ecosistemas acuáticos según lo establecido por la guía australiana.

El pH debe mantenerse en un rango por su influencia en la toxicidad y biodisponibilidad de algunos metales. Para los cuatro ríos, la gran mayoría de datos se mantuvieron entre el rango establecido (6-8 unidades de pH). Con relación a cianuro y cadmio, el límite de detección de los monitoreos realizados es muy elevado en comparación con los valores de referencia, por lo que no es viable asumir que las concentraciones pueden ser inferiores o cercanas a los referentes. En cuanto al mercurio, la regulación australiana se enfoca en las formas inorgánicas (toxicidad relativamente baja), ya que gracias a las bacterias del medio pueden convertirse en los complejos organomercuriales (especialmente metilmercurio), muy tóxicos y tienden a bioacumularse. Aunque el límite del mercurio es igualmente alto en comparación con el referente del 99 % de grado de protección (recomendado para un ecosistema moderadamente perturbado), para una protección del 80 % de las especies (5,4 $\mu\text{g/L}$) los datos obtenidos en Bogotá cumplen con dicho referente.

Los valores de los tramos altos de arsénico, fenoles, manganeso y níquel se encuentran dentro del valor de referencia recomendado, y los demás parámetros también cumplen con los valores de referencia, pero con grados de protección del 90 y 80 %. Esta comparación muestra que las condiciones de los ríos de

Bogotá tienen el potencial de permitir la protección de la vida acuática según la guía de la ANZECC. Sin embargo, es importante recolectar más información que permita determinar valores más acertados de nutrientes e investigar sobre las posibles fuentes de cobre en los ríos de la ciudad.

7.2.2. Sudáfrica

Los valores referencia que determina Sudáfrica para los ecosistemas acuáticos están diseñados con el objetivo de proteger la vida acuática en agua dulce solamente. Se desarrollaron criterios cuantitativos y cualitativos para los efectos tóxicos, crónicos y agudos de compuestos tóxicos, para los componentes no tóxicos y diferentes variables del sistema, y también proteger los ecosistemas acuáticos frente a cambios en el estado trófico en el caso de los nutrientes. La lista de parámetros de calidad de agua contemplados en este país se seleccionó sobre la base de las prioridades actuales del Department of Water Affairs and Forestry (DWAF), y de acuerdo con la disponibilidad de los datos requeridos de causa-efecto o conocimiento local.

La derivación de los criterios se basó en la mejor información disponible, utilizando las especies representativas de los principales grupos tróficos que están en los ecosistemas acuáticos. La razón de esto es que si las especies más sensibles están protegidas, luego otras especies dentro del grupo trófico también estarán protegidas. Los criterios utilizados en Sudáfrica se obtuvieron asumiendo exposición continua y de largo plazo en agua de una calidad determinada. A partir de eso, tres amplias categorías de criterios de calidad del agua se pueden identificar para los ecosistemas acuáticos:

- Criterios específicos de los compuestos: donde un valor numérico o un rango para cada compuesto de interés representa un riesgo ecológico asociado con la presencia de esta sustancia en el agua.
- Criterios para mezclas complejas: se sigue el enfoque de ensayo de toxicidad de todo el efluente para evaluar la toxicidad de la mezcla que contiene varios contaminantes, donde los efectos individuales de cada compuesto no se pueden obtener, y donde los efectos sinérgicos y antagónicos pueden ocurrir.
- Criterios biológicos: puede ser información cuantitativa o cualitativa que describe la situación biológica de los sistemas acuáticos. Esta información suele ser de ese lugar específico y se basa en una condición de referencia (escenario menos impactado).
- Variables del sistema: regulan los procesos esenciales del ecosistema, como zonas de migración. La biota de los ecosistemas acuáticos está generalmente adaptada a los ciclos naturales de cambios de la calidad del agua que caracterizan a estos sistemas. Los cambios en amplitud, frecuencia y duración de estos ciclos pueden causar graves trastornos a las funciones ecológicas y fisiológicas de los organismos acuáticos y, por lo tanto, la calidad del sistema. Los criterios se dan como rangos numéricos para parámetros como la temperatura, pH y oxígeno disuelto.
- Sustancias no tóxicas: pueden causar efectos tóxicos en concentraciones extremas, pero en general se pueden presentar concentraciones naturales que dependen de procesos físicos e hidrológicos. Los criterios se dan como rangos numéricos de parámetros como sólidos suspendidos totales (SST), nitrógeno, fósforo, etc.

Para este caso solo se tienen valores referencia para los compuestos importantes en calidad de agua. Las referencias para los compuestos específicos se han dividido en cuatro categorías, basadas en los efectos que tienen en la biota acuática y en las metodologías de derivación utilizadas en los criterios. Los parámetros se eligieron teniendo en cuenta los problemas que se presentan en los ecosistemas acuáticos de Sudáfrica. Las cuatro categorías son:

- Sustancias tóxicas: rara vez se presentan en altas concentraciones en cuerpos de agua no impactados. Los criterios se dan como un único valor numérico asociado con un determinado riesgo o un valor por debajo del cual no se espera un efecto adverso.

A partir de la categorización anterior se determinan diferentes valores de referencia de acuerdo con el tipo de efecto que tiene la sustancia. Estos son el *Target Water Quality Range* (TWQR), el criterio más exigente; el valor de efecto crónico (CEV), y el valor de efecto agudo (AEV).

7.2.2.1. *Target Water Quality Range* (TWQR)

El TWQR no es un criterio de calidad de agua, pero funciona como un objetivo de gestión que se ha derivado de los criterios cuantitativos y cualitativos. Este es el rango de concentraciones en el cual no se presentan efectos adversos

en la salud de los ecosistemas acuáticos y, por lo tanto, debe garantizar su protección.

7.2.2.2. Valor de efecto crónico (CEV)

El CEV se define como la concentración de un compuesto en el que se espera con una alta probabilidad efectos crónicos de hasta un 5 % de las especies en la comunidad acuática. Si tales efectos crónicos persisten durante un tiempo o se producen con frecuencia, puede conducir a la eventual muerte de personas y la desaparición de especies sensibles de los ecosistemas acuáticos. Esto puede tener importantes consecuencias negativas para la salud de los ecosistemas acuáticos, ya que todos los componentes de los ecosistemas acuáticos son interdependientes.

7.2.2.3. Valor de efecto agudo (AEV)

El AEV se define como la concentración de un compuesto en el que se espera con una alta probabilidad efectos agudos de hasta un 5 % de las especies en la comunidad acuática. Si tales efectos agudos persisten, aunque sea durante un corto tiempo, o se producen con una frecuencia demasiado alta, rápidamente pueden causar la muerte y desaparición de especies sensibles o comunidades de los ecosistemas acuáticos. Esto puede tener importantes consecuencias negativas para la salud de los ecosistemas acuáticos, incluso durante un corto periodo.

A partir de estos conceptos, la referencia de calidad de agua es un conjunto de información suministrado para un parámetro específico. Contempla el TWQR, el CEV y el AEV, junto con la información de soporte, que incluye la presencia del compuesto en el medio acuático, las normas utilizadas para evaluar sus efectos

sobre los usos del agua, y las condiciones para el caso, sitio y las modificaciones específicas de cada región.

Las referencias de calidad de agua para los ecosistemas acuáticos se desarrollaron para ser representativas de las condiciones de Sudáfrica; sin embargo, existe muy poca información para evaluar los requisitos de calidad del agua de las especies locales. Por lo tanto, los datos publicados en la literatura internacional y en bases de datos toxicológicas internacionales se utilizaron en el desarrollo de las referencias. En caso de que la información local esté disponible, esta complementó otras fuentes. Para la derivación de criterios numéricos para sustancias tóxicas, las bases de datos ASTER y Aquire se utilizaron ampliamente. Estas bases de datos contienen información obtenida de publicaciones anteriores con suficiente información de apoyo para indicar que los procedimientos de prueba empleados eran aceptables y que los resultados eran fiables.

A la hora de tener en cuenta algún valor de referencia se debe aclarar que los efectos de una sustancia en los ecosistemas acuáticos los pueden modificar las interacciones con otros compuestos en el agua, por ejemplo, efectos antagónicos o sinérgicos. Estos efectos, si se conocen, se describen y se deben tener en cuenta al hacer juicios sobre si el medio ambiente acuático se protegerá o no a concentraciones específicas de alguna sustancia en particular. También es importante resaltar que los efectos de muchos compuestos dependen del estado (disuelto o en suspensión) y de las especies químicas (oxidada o reducida; inorgánicas u orgánicas) en los que los compuestos están presentes en el agua. Es importante entender cómo las concentraciones de un componente específico se miden en el agua y qué metodologías son adecuadas para la medición.

Los criterios de calidad de agua suministrados para la mayoría de los compuestos se presentan como valores numéricos asociados con un riesgo de efecto de toxicidad aguda o crónica. El TWQR se enfatiza como el objetivo de calidad del agua que garantiza la adecuada protección de los ecosistemas acuáticos, es decir, es el escenario ideal. El CEV es un criterio que se utiliza en casos especiales donde se supere el TWQR. Los objetivos de calidad establecidos en el CEV protegen los ecosistemas acuáticos de los efectos de toxicidad aguda. De este modo, casos en los que sería conveniente fijar el CEV para criterios de calidad del agua en ecosistemas acuáticos serían:

- Dentro de la zona de mezcla de una descarga.
- Como medida provisional en situaciones donde se precisa remediación, y la calidad del agua no puede inmediatamente restituirse a un valor objetivo TWQR.

El AEV es un criterio utilizado para identificar los casos que requieran atención urgente, ya que los ecosistemas acuáticos se ven amenazados, incluso si la situación persiste durante un periodo breve. El AEV también puede utilizarse para identificar casos que necesitan acciones de mitigación urgentes. Sin embargo, el AEV no debe utilizarse para establecer objetivos de calidad del agua en ecosistemas acuáticos.

Con base en los valores de referencia diseñados en Sudáfrica se compararon con los parámetros monitoreados en los primeros tramos de cada río (tabla 7.2); además, los valores referencia los categorizan en tres escenarios: TWQR, que es el escenario ideal y, por lo tanto, el más exigente (este valor es el que debe compararse con los datos del punto específico). Si no se cumple con esta referencia, se debe

comparar con el CEV, pero no se recomienda tomar como referencia el AEV.

Teniendo en cuenta que el porcentaje de saturación depende de la temperatura del agua y de la altitud de la zona específica, se determinó la concentración de oxígeno disuelto para un 100 % de saturación en cada tramo 1 de los ríos. Para el tramo 1 del río Torca es superior al 97%, por lo que se encuentra dentro del rango TWQR. Para otras sustancias tóxicas monitoreadas (como cianuro, mercurio y cadmio), el límite de detección del método analítico es mayor a los valores de referencia, por lo cual no es posible determinar si las concentraciones de estos compuestos se encuentran por debajo del objetivo. A pesar de esto, se puede inferir que los valores de estos parámetros no son críticos, ya que la mayoría de datos se encontraron por debajo del límite de detección.

En cuanto a las variables del sistema como temperatura y pH, las referencias de Sudáfrica no determinan un valor específico, pero recomiendan que los valores de pH no varíen más de un rango fijado. En cuanto al pH, los datos no deben variar en más de 0,5 unidades o más de 5 %, y para la temperatura, los datos no deben variar en más de 2 °C o más de 10 %. En el río Torca la variación (medida como desviación estándar) del pH fue 0,39 unidades, mientras que para la temperatura fue 1 °C.

Para el caso del tramo 1 del río Salitre (Parque Nacional) se puede observar que las condiciones de calidad de agua son igualmente favorables. Los parámetros donde se alcanza el objetivo de calidad TWQR son pH, temperatura, SST, arsénico, cromo total, manganeso y fenoles. Para el caso de oxígeno disuelto el porcentaje de saturación con una mediana igual a 5,7 mg/L es 72 %, que no está muy alejado del rango TWQR (80-120 %). Para otras sustancias tóxicas monitoreadas, como cianuro, mercurio

Tabla 7.2. Análisis de valores de referencia: Sudáfrica

Parámetro	Sudáfrica			TO-T1			SA-T1			FU-T1			TU-T1		
	TWQR	CEV (crónico)	AEV (agudo)	Rango	Mediana	Observación	Rango	Mediana	Observación	Rango	Mediana	Observación	Rango	Mediana	Observación
OD (%saturación)	80-120%	> 60% (Subletal) > 40% (Letal)		6,4-7,9	7,3	-	3,5-9,5	5,7	-	0,87-8,5	7,9	-	0,1-6,8	5,4	-
pH	Los valores de pH no deben variar para un sitio específico, por > 0,5 de una unidad de pH, o > 5%,			Desviación est = 0,39			Desviación est = 0,54			Desviación est = 0,55			Desviación est = 0,34		
Temperatura	La temperatura del agua no varía de la temperatura promedio que se considera normal para ese sitio y hora del día, por más de 2 °C, o en > 10%,			Desviación est = 1 °C			Desviación est = 1 °C			Desviación est = 1 °C			Desviación est = 2 °C		
SST	< 100 mg/L			2-16	4	OK	2-12	3	OK	2-134	5	7% excede el objetivo	2-76	8	OK
P inorgánico [µg/L]	< 5- Oligotrófico 5-25- Mesotrófico 25-250- Eutrófico > 250- Hipertrofico			140-1600 *P _{total}	490	Hipertrofico	<40-230 *P _{total}	<40	Eutrófico	<40-180 *P _{total}	40	Eutrófico	<40-500 *P _{total}	147	Eutrófico
N _{orgánico} [mg/L] [NH ₃ + NH ₄ ⁺ + NO ₂ ⁻ + NO ₃ ⁻]	< 0,5- Oligotrófico 0,5-2,5- Mesotrófico 2,5-10- Eutrófico > 10- Hipertrofico			0,4-1,1	0,51	Mesotrofico	0,05-1,8	0,41	Oligotrofico	0,02-1,27	0,27	Oligotrofico	0,08-1,24	0,48	Oligotrofico
Arsénico total	10	20	130	OK			< 4			OK			< 4		
Cromo (Cr III)	12	24	340	OK			< 6			OK			< 6		
Cromo (Cr VI)	7	14	200	OK			< 6			OK			< 6		
Manganeso	180	370	1300	OK			6-45			16			8		
Mercurio	0,04	0,08	1,7	Límite de detección mayor al objetivo			< 2			Límite de detección mayor al objetivo			< 2		
Cinc	2	3,6	36	28-62	33	100% excede el CEV	4-97	14	80% excede el CEV	6-17	8	100% excede el CEV	5-15	11	100% excede el CEV
Cianuro	1	4	110	Límite de detección mayor al objetivo			< 500			Límite de detección mayor al objetivo			< 500		
Fenol	30	60	500	<20-50	<20	40% excede el TWQR	< 20	< 20	OK	< 20	< 20	OK	20-100	20	40% excede el CEV

Continúa

Parámetro	Sudáfrica				TO-T1			SA-T1			FU-T1			TU-T1		
	TWQR	CEV (crónico)	AEV (agudo)	Comparación	Rango	Mediana	Observación	Rango	Mediana	Observación	Rango	Mediana	Observación	Rango	Mediana	Observación
Cadmio	0-60 mg/L CaCO ₃	0,15*	0,3*	3*	<1	<1	Límite de detección mayor al objetivo	<1-2	<1	Límite de detección mayor al objetivo	<1	Límite de detección mayor al objetivo	<1	<1	Límite de detección mayor al objetivo	Límite de detección mayor al objetivo
	60-120 mg/L CaCO ₃	0,25	0,5	6												
	120-180 mg/L CaCO ₃	0,35	0,7	10												
	> 180 mg/L CaCO ₃	0,4	0,8	13												
Cobre	0-60 mg/L CaCO ₃	0,3*	0,53*	1,6*	<1-6	<1	Límite de detección mayor al objetivo (TWQR y CEV)	5-85	10	Ningún dato cumple con el TWQR ni el CEV	4-53	14	Ningún dato cumple con el TWQR ni el CEV	7-68	18	Ningún dato cumple con el TWQR ni el CEV
	60-120 mg/L CaCO ₃	0,8	1,5	4,6												
	120-180 mg/L CaCO ₃	1,2	2,4	7,5												
	> 180 mg/L CaCO ₃	1,4	2,8	12												
Plomo	0-60 mg/L CaCO ₃	0,2*	0,5*	4*	<3-5	<3	Límite de detección mayor al objetivo	<3-7	4	Ningún dato cumple con el TWQR ni el CEV	<3	Límite de detección mayor al objetivo	<3	<3	Límite de detección mayor al objetivo	Límite de detección mayor al objetivo
	60-120 mg/L CaCO ₃	0,5	1	7												
	120-180 mg/L CaCO ₃	1	2	13												
	> 180 mg/L CaCO ₃	1,2	2,4	16												

* La dureza en todos los tramos es < 60 mg/L

y cadmio, los datos se encontraron por debajo del límite de detección; por lo tanto, se espera que garantice la protección de los ecosistemas acuáticos. Para los valores referencia de cobre y plomo, en Parque Nacional ningún dato monitoreado cumple ni con el TWQR ni el CEV. Para cinco los datos no cumplen con el TWQR, y el 80% de los datos registrados supera el CEV. Por otro lado, las concentraciones de nutrientes en este punto son bajas donde, según los rangos, indican condiciones de eutrofización baja. Esto indica que el tramo alto del río Salitre cumple con todos los criterios TWQR excepto para cinc, cobre y plomo, donde al igual que en las guías de Canadá, los objetivos son muy estrictos.

Para el caso del tramo 1 del río Fucha (El Delirio), la calidad del agua es buena, ya que cumple con la mayoría de valores TWQR propuestos en la guía de Sudáfrica. Los parámetros donde se alcanza el TWQR son oxígeno disuelto, pH, temperatura, arsénico, cromo total, manganeso y fenoles; para el oxígeno el porcentaje de saturación con una mediana igual a 7,9 mg/L es 98%, que está dentro del rango TWQR (80-120%). Para los SST, la guía recomienda una concentración menor de 100 mg/L, donde los datos de El Delirio superaron el objetivo en un 7%, lo cual no es muy alejado del valor recomendado.

Los parámetros cuyos datos registrados para El Delirio se encontraron por debajo del límite de detección fueron cianuro, mercurio, cadmio y plomo. De esta manera se espera que las concentraciones no sean tóxicas para los ecosistemas acuáticos. Al igual que en los demás puntos, en El Delirio ningún dato monitoreado cumple ni con el TWQR ni el CEV para cobre; y para cinc tampoco se registraron valores por debajo del TWQR o el CEV. Por último, los nutrientes en este punto son bajos, lo cual sugiere condiciones de eutrofización

baja. Al igual que en Bosque de Pinos y Parque Nacional, las condiciones de calidad de agua son muy buenas, y según los criterios de Sudáfrica se podría garantizar el uso del agua para protección acuática.

Por último, el tramo 1 del río Tunjuelo (La Regadera) presenta buenas condiciones de calidad de agua, ya que los parámetros donde se alcanzan los valores referencia son pH, temperatura, SST, arsénico, cromo total y manganeso. Para el caso de oxígeno el porcentaje de saturación con una mediana igual a 5,4 mg/L es 72%, que no está muy alejado del rango TWQR (80-120%).

Para los fenoles, se registraron dos datos (cinco en total) que superaron el TWQR y el CEV. Los parámetros cuyos datos registrados para La Regadera se encontraron por debajo del límite de detección fueron cianuro, mercurio, cadmio y plomo. Así, se espera que las concentraciones no sean tóxicas para los ecosistemas acuáticos. Como en los tramos 1 anteriores, en La Regadera ningún dato monitoreado cumple ni con el TWQR ni el CEV para cobre, y para cinc tampoco se registraron valores por debajo del TWQR o el CEV. Finalmente, los nutrientes en este punto son bajos e indican condiciones de eutrofización baja. En $P_{\text{inorgánico}}$ La Regadera estaría en estado eutrófico, pero se debe tener en cuenta que se compararon concentraciones de fósforo total, que incluyen tanto especies orgánicas como inorgánicas. De esta manera, los valores reportados son altos y se estarían contrastando con rangos de solo la fracción inorgánica que, según las guías de Sudáfrica, dan como resultado un nivel trófico alto.

7.2.3. Canadá

Las guías de Canadá son parte de unas herramientas de gestión desarrolladas para asegurar

que las actividades antropogénicas, particularmente la introducción de sustancias tóxicas, no conduzcan a la degradación de aguas dulces y marinas. Estos estándares se crearon para proteger todas las formas de vida acuática, incluidas las especies más sensibles. En la derivación del valor de referencia, la influencia de la exposición y los factores de modificación de la toxicidad (ETMF) —como pH, temperatura, dureza, materia orgánica, oxígeno y otros— se incorporan a la medida de lo posible, siempre que la información científica para hacerlo esté disponible.

La concentración de una sustancia en el medio ambiente está determinada por una combinación de factores naturales y acciones humanas. Es importante identificar si la concentración se debe a causas naturales o si es causada por acciones antropogénicas. La concentración natural de un compuesto es específica para cada lugar; por lo tanto, los valores de referencia no incorporan este valor al definir un valor estándar nacional. La determinación de los estándares de calidad de agua para la protección de la vida acuática se divide en siete pasos. El primero es recolectar información de toxicidad. Así se evalúa y se ordena de acuerdo con el tipo de agua (dulce o salada). El segundo paso consiste en identificar los factores que modifican la exposición y la expresión de la toxicidad de una sustancia en particular (ETMF). Luego se evalúa su influencia y se le da una prioridad. Algunos de estos ETMF son el pH, la temperatura, la dureza, la alcalinidad, la materia orgánica y el oxígeno. En el tercer paso se cuantifican, en la medida de lo posible, las influencias de estos ETMF. Una variedad de factores ambientales, físicos, químicos y biológicos pueden interactuar entre sí y modificar la exposición o comportamiento de compuestos y su toxicidad en plantas y animales. Estos pueden ser:

- Interacciones entre el compuesto e iones, por ejemplo, dureza, alcalinidad, pH, salinidad y otros aniones y cationes.
- Interacciones entre el compuesto y la materia orgánica, por ejemplo, las sustancias húmicas y el impacto en la turbiedad.
- Interacciones entre compuestos.
- Influencia de la temperatura y otros aspectos físicos: por ejemplo, intensidad de luz, turbulencia del agua, etc.

Estos factores ETMF se deben identificar, documentar y tener en cuenta a la hora de desarrollar los valores de referencia. Para los metales algunos consideran la dureza, de modo que los objetivos específicos en un sitio en particular se pueden calcular si la dureza es conocida (tabla 7.3). Luego de cuantificar la influencia de estos ETMF, los datos de toxicidad disponibles se estandarizan en el cuarto paso. Siempre que sea posible y adecuado, estos datos se basan en la biorreactividad de la fracción bioabsorbida de una sustancia. La estandarización permitirá una comparación y evaluación más precisa de los datos de toxicidad disponibles y dará lugar a criterios de calidad más adecuados. En el quinto paso se determina el valor de referencia de cada parámetro evaluado. Dependiendo de la calidad y la cantidad de información disponible, se pueden desarrollar diferentes tipos de guías, por ejemplo, para diferentes tipos de agua, para periodos de exposición cortos y largos, etc. Finalmente, con el fin de ampliar la aplicabilidad de los valores de referencia para otras condiciones ambientales, en el sexto paso los valores de referencia se expanden y en el séptimo se toman en cuenta los diferentes comentarios de estos y se aprueban.

Tabla 7.3. Análisis de valores de referencia: Canadá

Parámetro	Canadá	TO-T1			SA-T1			FU-T1			TU-T1		
		Rango	Mediana	Observación	Rango	Mediana	Observación	Rango	Mediana	Observación	Rango	Mediana	Observación
Variables del sistema	OD	5500-9500	7,3	OK	3,5-9,5	5,7	22 % por debajo de 5500	0,87-8,5	7,9	7 % por debajo de 5500	0,1-6,8	5,4	47 % por debajo de 5500
	pH	6,5-9	5,5-7,4	21 % por debajo de 6,5	5,9-8,8	6,1-8,8	5 % por debajo de 6,5	6,1-7,7	6,1-7,7	7 % por debajo de 6,5			
Nutrientes	Fósforo [µg/L] (4-10 Oligotrófico 10-20 Mesotrófico 20-35 Meso-eutrófico 35-100 Eutrófico > 100 Hipereutrófico)	140-1600	490	Hipereutrófico	<40-230	<40	Límite de detección es alto, el estado trófico puede estar entre oligotrófico y eutrófico	<40-180	<40	Límite de detección es alto, el estado trófico puede estar entre oligotrófico y eutrófico	<40-500	147	Hipereutrófico
		0,3-0,9	0,3	OK	0,3-0,7	0,4	OK	0,4-0,6	0,5	OK	0,3-0,5	0,4	OK
		100-500	190	OK	10-1090	280	OK	10-780	200	OK	70-1230	190	OK
			<10	OK	<10		<10	OK	<4		10-60	10	OK
Sustancias tóxicas [µg/L]	En función de la dureza	Nitritos	<4	OK	<4		OK	<4		OK	<4		OK
		Nitratos	<6	OK	<6		OK	<6		OK	<6		OK
		Arsénico total	<2	Límite de detección mayor al objetivo	<2		Límite de detección mayor al objetivo	<2		Límite de detección mayor al objetivo	<2		Límite de detección mayor al objetivo
		Cromo (Cr III)	28-62	33	60 % excede el objetivo	4-97	14	20 % excede el objetivo	6-17	8	OK	5-15	11
En función de la dureza	Cianuro	0,03	<500	Límite de detección mayor al objetivo	<500		Límite de detección mayor al objetivo	<500		Límite de detección mayor al objetivo	<500		Límite de detección mayor al objetivo
		30	<20	Límite de detección mayor al objetivo	<20		Límite de detección mayor al objetivo	<20		Límite de detección mayor al objetivo	20-100	20	40 % no cumple objetivo
		4	<20	Límite de detección mayor al objetivo	<20		Límite de detección mayor al objetivo	<20		Límite de detección mayor al objetivo			

Continúa

Parámetro	Canadá	TO-T ₁			SA-T ₁			FU-T ₁			TU-T ₁		
		Rango	Mediana	Observación	Rango	Mediana	Observación	Rango	Mediana	Observación	Rango	Mediana	Observación
Cadmio <small>10^{(0,98x10⁶log(x+3,2))}</small>	Bosque de Pinos	0,020	<1	Límite de detección mayor al objetivo	<1-2	<1	Límite de detección mayor al objetivo	<1	<1	Límite de detección mayor al objetivo	<1	Límite de detección mayor al objetivo	
	Parque Nacional	0,006	<1	Límite de detección mayor al objetivo	<1-2	<1	Límite de detección mayor al objetivo	<1	<1	Límite de detección mayor al objetivo	<1	Límite de detección mayor al objetivo	
	El Delirio	0,006	<1	Límite de detección mayor al objetivo	<1-2	<1	Límite de detección mayor al objetivo	<1	<1	Límite de detección mayor al objetivo	<1	Límite de detección mayor al objetivo	
	La Regadera	0,013	<1	Límite de detección mayor al objetivo	<1-2	<1	Límite de detección mayor al objetivo	<1	<1	Límite de detección mayor al objetivo	<1	Límite de detección mayor al objetivo	
Cobre	0-120 mg/L CaCO ₃	2*	<1	Límite de detección mayor al objetivo	5-85	10	Límite de detección mayor al objetivo	4-53	14	Límite de detección mayor al objetivo	7-68	18	Ningún dato cumple con el objetivo
	120-180 mg/L CaCO ₃	3	<1	Límite de detección mayor al objetivo	5-85	10	Límite de detección mayor al objetivo	4-53	14	Límite de detección mayor al objetivo	7-68	18	Ningún dato cumple con el objetivo
	> 180 mg/L CaCO ₃	4	<1	Límite de detección mayor al objetivo	5-85	10	Límite de detección mayor al objetivo	4-53	14	Límite de detección mayor al objetivo	7-68	18	Ningún dato cumple con el objetivo
Níquel	0-60 mg/L CaCO ₃	25*	<1	Límite de detección mayor al objetivo	<1-9	<1	Límite de detección mayor al objetivo	<1-11	<1	Límite de detección mayor al objetivo	<1-5	<1	OK
	60-120 mg/L CaCO ₃	65	<1	Límite de detección mayor al objetivo	<1-9	<1	Límite de detección mayor al objetivo	<1-11	<1	Límite de detección mayor al objetivo	<1-5	<1	OK
	120-180 mg/L CaCO ₃	110	<1	Límite de detección mayor al objetivo	<1-9	<1	Límite de detección mayor al objetivo	<1-11	<1	Límite de detección mayor al objetivo	<1-5	<1	OK
	> 180 mg/L CaCO ₃	150	<1	Límite de detección mayor al objetivo	<1-9	<1	Límite de detección mayor al objetivo	<1-11	<1	Límite de detección mayor al objetivo	<1-5	<1	OK
Plomo	0-60 mg/L CaCO ₃	1*	<3	Límite de detección mayor al objetivo	<3-7	4	Límite de detección mayor al objetivo, ningún dato cumple con el objetivo	<3	<3	Límite de detección mayor al objetivo	<3	<3	Límite de detección mayor al objetivo
	60-120 mg/L CaCO ₃	2	<3	Límite de detección mayor al objetivo	<3-7	4	Límite de detección mayor al objetivo, ningún dato cumple con el objetivo	<3	<3	Límite de detección mayor al objetivo	<3	<3	Límite de detección mayor al objetivo
	120-180 mg/L CaCO ₃	4	<3	Límite de detección mayor al objetivo	<3-7	4	Límite de detección mayor al objetivo, ningún dato cumple con el objetivo	<3	<3	Límite de detección mayor al objetivo	<3	<3	Límite de detección mayor al objetivo
> 180 mg/L CaCO ₃	7	<3	Límite de detección mayor al objetivo	<3-7	4	Límite de detección mayor al objetivo, ningún dato cumple con el objetivo	<3	<3	Límite de detección mayor al objetivo	<3	<3	Límite de detección mayor al objetivo	

* La dureza en todos los tramos es < 60 mg/L

Al considerar los valores referencia diseñados en Canadá, estos se compararon con los parámetros monitoreados en los primeros tramos de cada río de Bogotá. Para el caso del tramo 1 del río Torca (Bosque de Pinos) se puede observar que los parámetros donde se alcanza el objetivo de calidad son pH, arsénico, cromo total, oxígeno disuelto, amonio, nitratos, nitritos, cobre y níquel. En otras sustancias tóxicas monitoreadas como cianuro, fenoles, mercurio, plomo y cadmio, el límite de detección del método analítico utilizado es mayor a los valores de referencia, por lo que no es posible determinar si sus concentraciones se encuentran por debajo del objetivo, de manera que garantice la protección de la vida acuática.

Como se menciona, la dureza afecta la biodisponibilidad y, por ende, la toxicidad de la mayoría de metales. Por esta razón los valores referencia de metales, como el cadmio, el cobre, el níquel y el plomo van en función de la dureza del sitio en cuestión. Teniendo en cuenta lo anterior, se tomaron los índices de dureza de cada punto del primer tramo de cada río y se determinó la concentración apropiada de metal. En estos términos, el valor de referencia del cobre para estos puntos es $2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, donde ningún dato monitoreado en Bosque de Pinos cumple con este objetivo. En cuanto a las variables del sistema, como oxígeno y pH, las referencias de Canadá recomiendan unos rangos para cada parámetro. En oxígeno disuelto las concentraciones deben encontrarse entre 5,5 y 9,5 mg/L y para el pH, el rango es de 6,5 a 9, valores que casi son permanentemente respetados en este tramo del río.

Para el caso del tramo 1 del río Salitre (Parque Nacional) se pueden observar muchos parámetros que se encuentran dentro de los valores referencia (NH_4^+ , nitritos, nitratos, arsénico, cromo total y níquel). No es posible

determinar el estado de cumplimiento para parámetros como fósforo, cianuro, fenoles, mercurio y cadmio, ya que el límite de detección del método analítico es mayor a los valores de referencia. Teniendo en cuenta los valores de dureza en Parque Nacional ($< 60 \text{ mg/L}$), el valor de referencia del cobre es $2 \mu\text{g/L}$, donde ningún dato monitoreado en Parque Nacional cumple con este objetivo.

Situación similar ocurre con el plomo, donde según la dureza de este punto el valor referencia es $1 \mu\text{g/L}$ y el rango de datos reportados está en $3\text{-}7 \mu\text{g/L}$. Para el caso del cinc solo el 20 % de los datos reportados supera el valor objetivo ($30 \mu\text{g/L}$). Respecto al oxígeno el 22 % de los valores reportados se encontraron por debajo de $5,5 \text{ mg/L}$; sin embargo, la mediana de concentración se encuentra en $5,7 \text{ mg/L}$ y está dentro del rango de referencia. En el caso del pH el 13 % de los datos estuvo fuera del rango (6,5-9). Los nutrientes en este punto son muy bajos; para el caso del fósforo es difícil determinar el nivel trófico de Parque Nacional, ya que el grado de detección mínimo es $40 \mu\text{g/L}$ y los rangos para evaluar la eutroficación empiezan desde $4 \mu\text{g/L}$. No obstante, la mayoría de datos reportados son menores a $40 \mu\text{g/L}$; por lo tanto, no se evidencia alguna condición de exceso de fósforo. Para el objetivo de amonio total ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$), de acuerdo con las condiciones de temperatura y pH se obtiene un valor referencia para Parque Nacional de 8 mg/L , donde todos los datos reportados como NH_4^+ cumplen con el objetivo; situación similar con los valores referencia para nitritos y nitratos.

En el tramo 1 del río Fucha (El Delirio) se puede evidenciar que la mayoría de parámetros se encuentran dentro de los valores referencia. Para el caso del cianuro, fenoles, mercurio, cadmio y plomo, todos los valores reportados fueron menores a los límites de

detección, lo que podría indicar que las condiciones de estos parámetros en El Delirio lograrían garantizar la protección de la vida acuática. Al igual que en los demás puntos, ningún dato monitoreado cumple con el objetivo de cobre. Respecto al oxígeno disuelto, solo el 7% de los valores reportados se encontraron por debajo de 5,5 mg/L; sin embargo, la mediana de concentración se encuentra en 7,9 mg/L y se está dentro del rango de referencia. En el caso del pH, el 5% de los datos estuvieron por fuera del rango (6,5-9), y fueron levemente menores a 6,5. Los nutrientes en este punto son muy bajos, y para el caso del fósforo es difícil determinar el nivel trófico de El Delirio, ya que el 50% de los datos se encontró por debajo del nivel de detección mínimo (40 µg/L). A partir de esto, no se evidencia alguna condición de exceso de fósforo. Para el objetivo de amonio total ($\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$), de acuerdo con las condiciones de temperatura y pH se obtiene un valor referencia para El Delirio de 8 mg/L, donde todos los datos reportados como NH_4^+ cumplen con el objetivo.

Finalmente, en el tramo 1 del río Tunjuelo (La Regadera) las condiciones de calidad del agua son muy similares al tramo 1 del río Fucha. Los parámetros que se encuentran dentro de los valores referencia son NH_4^+ , nitritos, nitratos, arsénico, cromo total, cinc y níquel; para cianuro, mercurio, cadmio y plomo todos los valores reportados fueron inferiores a los límites de detección. Para los fenoles, dos de los cinco datos se encontraron por encima del valor referencia y el resto fueron menores al límite de detección. Respecto a oxígeno disuelto, el 47% de los valores reportados se encontraron por debajo de 5,5 mg/L; no obstante, la mediana de concentración se encuentra en 5,4 mg/L y no está lejos del rango de referencia. En el caso del pH, solo el 7% de los datos es-

tuvieron por fuera del rango (6,5-9) y fueron levemente menores a 6,5. Para el caso del fósforo, las concentraciones reportadas fueron levemente altas y con base en los rangos establecidos por las guías de Canadá, el nivel trófico para La Regadera es hipereutrófico. Se debe tener en cuenta que estos rangos recomendados son específicos para un sitio en particular; por lo tanto, pueden cambiar los valores referencia cuando se evalúen las condiciones del sitio en cuestión.

7.2.4. Estados Unidos

El criterio de calidad del agua especifica concentraciones de parámetros en el agua, los cuales, si no son excedidos, pueden mantener un ecosistema acuático. Estos criterios se obtienen de información científica de observaciones experimentales realizadas in situ, que representan la respuesta de los organismos a un cierto estímulo en condiciones ambientales y periodos específicos. La intención de los criterios de calidad no es ofrecer el mismo grado de supervivencia y propagación a todos los organismos del ecosistema. Aunque la intención es proteger la vida más significativa y esencial del agua, también se pretende proteger la vida dependiente de la vida acuática.

La palabra *criterio* representa la concentración de un parámetro o el nivel asociado con un grado de efecto ambiental en el que se pueden hacer juicios científicos. Un criterio, en algunas ocasiones, puede ser cualitativo. La toxicidad de la vida acuática está expresada, generalmente, en términos de efectos agudos (corto plazo) o crónicos (largo plazo). La toxicidad aguda se refiere a los efectos que ocurren en un periodo corto; frecuentemente, la muerte es el punto final. Esta toxicidad puede expresarse como concentración letal,

la cual representa el límite de tolerancia de un porcentaje de organismos sobrevivientes.

La toxicidad aguda para organismos acuáticos está expresada para exposiciones entre 24 y 96 horas. Por su parte, la toxicidad crónica se refiere a los efectos a lo largo de un periodo más extendido. Esta puede expresarse en términos de observaciones en un lapso equivalente a la vida de un organismo o el tiempo de más de una generación. Algunos efectos crónicos pueden reversarse, pero otros no. Frecuentemente, los efectos crónicos ocurren en una población de especies no tanto como en un solo individuo.

En la actualidad se cuenta con mucha información sobre el hecho de que sistemas (individuos, poblaciones, especies o ecosistemas) puedan absorber, acumular y bioconcentrar tóxicos liberados por los humanos. Los sistemas con biota acuática están expuestos directamente a contaminantes tóxicos y están indirectamente expuestos a través de cadenas alimenticias y otras interacciones biológicas, químicas y físicas. Las concentraciones iniciales de tóxicos pueden acumularse en la biota o sedimentos en el tiempo e incrementar a puntos que pueden ser letales u ocasionar daños a organismos acuáticos. Los criterios de calidad del agua reflejan el conocimiento de la capacidad de acumulación, persistencia y efectos de algunos tóxicos en ciertos ecosistemas acuáticos.

Los criterios de máxima concentración (CMC) son una estimación de la más alta concentración de un tóxico en el agua a la que se puede exponer una comunidad acuática sin que se produzca un efecto inaceptable. El criterio de concentración continua (CCC) es una estimación de la más alta concentración de un tóxico en el agua a la que puede estar una comunidad acuática expuesta durante

un tiempo indefinido sin que se produzca un efecto inaceptable. El CMC y CCC son solo dos de las seis partes de un criterio de vida acuática, las otras cuatro partes son: periodo promedio agudo, periodo promedio crónico, frecuencia de superación permitida aguda y frecuencia de superación permitida crónica.

En el establecimiento de los criterios de calidad del agua se deben tener en cuenta ciertos principios. La US EPA, cuando estableció concentraciones como criterios de calidad, asumió que otros factores en el ambiente acuático eran aceptables para mantener la integridad del ecosistema, como las interacciones e interrelaciones entre los organismos y el medio ambiente. Se reconoce que un solo criterio no identifica la mínima calidad que se requiere para la protección integral del agua; por ello para proveer protección segura contra los efectos a largo plazo se deben usar otro tipo de herramientas, como la evaluación biológica. La presencia, la condición y el número de tipos de peces, insectos, algas, plantas y otros organismos son los datos que en conjunto proporcionan información directa y precisa sobre la salud de los ecosistemas acuáticos.

El estudio de estos factores como una forma de evaluar la salud de un cuerpo de agua se denomina *evaluación biológica*. Criterios biológicos (biocriterios), por el contrario, son una manera de describir las cualidades que deben estar presentes para apoyar una condición deseada en un cuerpo de agua, y sirven como el estándar contra el cual se comparan los resultados de la evaluación. La evaluación de términos biológicos y los criterios biológicos a veces se usan indistintamente:

- Criterios biológicos: expresiones cualitativas o cuantitativas que describen la integridad de referencia biológica (estruc-

tura y función) de las comunidades. Los biocriterios se basan en los números y tipos de organismos presentes y se regulan con base en mediciones biológicas.

- Evaluaciones biológicas: son una evaluación de la condición biológica de un cuerpo de agua a partir de datos, bioencuesta y otras mediciones directas de la biota residente en las aguas superficiales.

La US EPA recomienda criterios de calidad del agua para reducir los problemas asociados con el exceso de nutrientes en los cuerpos de agua en zonas específicas de Estados Unidos. En el ámbito local se trabaja para adoptar criterios regionales específicos y adecuados de la calidad de los nutrientes en los lagos, embalses, ríos, arroyos y humedales en catorce regiones ecológicas.

En la tabla 7.4 se muestran los valores de referencia (físicos, químicos y tóxicos) de la directriz de la US EPA; los valores de referencia se dividen en CMC y CCC, como se explicó. Es importante resaltar que la comparación con los datos de monitoreo de la Red de Calidad Hídrica de Bogotá se hizo con los valores de referencia de CCC. En total, la directriz regula una gran variedad de sustancias; sin embargo, 66 parámetros cuentan con valores de referencia, y de estos 14 son medidos en los monitoreos.

A diferencia de las demás guías, la US EPA regula la alcalinidad del agua, ya que es importante para peces y otras formas de vida acuática, porque amortigua cambios en el pH que pueden ocurrir naturalmente como resultado de la actividad fotosintética de la vegetación. Además, los componentes de la alcalinidad, como el carbonato y bicarbonato, pueden formar complejos con algunos metales pesados y disminuir su toxicidad; por esto se recomienda una alcalinidad mínima de 20 mg/L.

Según los datos de monitoreo en los tramos altos de los ríos, se encuentran alcalinidades naturales inferiores a 20 mg/L. Los valores de referencia de N_{total} y P_{total} se establecieron para cada región de Estados Unidos, por lo que no se compararon con los datos de los ríos de Bogotá. Al igual que la directriz australiana, la US EPA se refiere al amonio como la suma de NH_3 y NH_4^+ .

En la tabla 7.4 los valores de referencia del amonio se compararon con datos de NH_4^+ . En todos los ríos los valores estuvieron muy por debajo del valor de referencia CCC, por lo que se podría pensar que las condiciones de amonio son propicias para la protección de la vida acuática en las cuencas altas de los ríos. Dentro de los datos actuales en los tramos 1 de los ríos varios datos se encuentran por debajo del rango establecido como referente de la US EPA. Por ello se podría pensar que, a veces, las condiciones no son propicias para mantener un ecosistema saludable. Por otro lado, hay cuatro parámetros (plomo, mercurio, cianuro y cadmio) cuyo límite de detección es muy elevado en comparación con los valores de referencia, por lo que no es viable asumir que las concentraciones puedan ser inferiores o cercanas a los referentes.

Los valores de amonio, arsénico, cromo, níquel y cinc se encuentran dentro del valor de referencia recomendado (CCC). Esta comparación muestra que las condiciones de los ríos Torca, Fucha y Tunjuelo tienen mayor potencial de protección de la vida acuática según los valores de referencia de la US EPA; no obstante, es importante recolectar más información que permita determinar valores más acertados de nutrientes, investigar sobre las posibles fuentes de cobre y las demás sustancias que son reguladas pero no se monitorean.

Tabla 7.4.- Análisis de valores de referencia: Estados Unidos

Parámetro	EE. UU. [µg/L]		TO-T1		SA-T1		FU-T1		TU-T1		
	CMC [agudo]	CCC [crónico]	Rango	Mediana	Observación	Rango	Mediana	Observación	Rango	Mediana	Observación
Variables del sistema	Alcalinidad (mg/L)		6-16	14	OK	6-9	6	8-14	12	5-11	10
	pH		5,5-7,4		OK	6,1-8,8		6,4-8,8		6,1-7,7	
	Amonio total (mg/L)		0,3-0,9	0,3	OK	0,3-0,7	0,4	0,4-0,6	0,5	0,3-0,5	0,4
	CMC= $[0,4+1/(1+10^{2,264-pH})]$	42									
	Parque Nacional	39									
	CCC= $[0,9577/(1+10^{0,888-pH})+(2,487/(1+10^{0,7689-pH}))^{1,4}5^{*10^{0,0281(pH-7,667)})]$	30	6,7								
	La Regadera	37	5,9								
	Arsénico	340	150	<4	<4	OK	<4	<4	OK	<4	OK
	Cromo		100	<6	<6	OK	<6	<6	OK	<6	OK
	Cromo [Cr III]	180	86								
Cromo [Cr VI]	16	11									
Cobre	4,9	1,5	<1-6	<1	OK	5-85	10	4-53	14	7-68	18
Mercurio	1,6	0,9	<2	<2	Límite de detección mayor que el objetivo	<2		<2		<2	Límite de detección mayor que el objetivo
Níquel	471	52	<1	<1	OK	<1-9	<1	<1-11	<1	<1-5	<1
Cinc	123	122	28-62	33	OK	4-97	14	6-17	8	5-15	11
Cianuro	22	5,2	<500	<500	Límite de detección mayor que el objetivo	<500	<500	<500	<500	<500	Límite de detección mayor que el objetivo
Sustancias tóxicas [µg/L]	Cadmio CMC= $e(1,0166[\ln(dureza)]-3,924)$ CCC= $e(0,7409[\ln(dureza)]-4,759)$	Bosque de Pinos	0,3	0,06							
		Parque Nacional	0,3	0,06							
		El Delirio	0,3	0,06							
		La Regadera	0,7	0,12							
	Plomo CMC= $e(1,273[\ln(dureza)]-1,450)$ CCC= $e(1,273[\ln(dureza)]-4,705)$	Bosque de Pinos	6,3	0,24							
		Parque Nacional	7,0	0,27							
		El Delirio	6,4	0,25							
	La Regadera	20,4	0,80	<3-5	<3	Límite de detección mayor que los objetivos	<3-7	4	<3	<3	Límite de detección mayor que los objetivos

Comparación

En función de la dureza

7.3. Conclusiones

La protección de la vida acuática incluye varios aspectos que se deben tener en cuenta cuando se está evaluando un cuerpo de agua. Principalmente, se deben observar los comportamientos biológicos y evaluarlos, a fin de que se evidencie si el ecosistema es sano o no. Las directrices consultadas muestran que la calidad del agua es un factor importante para mantener los ecosistemas acuáticos, y muchas de ellas regulan gran cantidad de parámetros físicos, químicos y tóxicos.

En la comparación de la información actual de los ríos con los criterios o valores de referencia establecidos por las cuatro directrices evaluadas, fue evidente notar que los tramos altos de los ríos pueden tener el potencial de mantener la vida acuática, especialmente en El Delirio (río Fucha) y en La Regadera (río Tunjuelo). Sin embargo, para poder asegurar

una protección a los ecosistemas acuáticos se deben monitorear más sustancias tóxicas y llevar una evaluación biológica de los lugares de interés. Dentro de los datos actuales en los tramos 1 de los ríos, varios se encuentran por debajo del rango establecido como referente para las directrices evaluadas, por lo que se podría pensar que en ocasiones las condiciones no son propicias para mantener un ecosistema saludable.

Los valores referencia de cobre son muy estrictos y en ninguno de los tramos 1 se cumplieron los objetivos. Para el cinc se presentó una situación similar, donde el único punto que cumplió con el criterio de calidad fue Tunjuelo. Es difícil determinar la condición para parámetros como mercurio, cianuro, cadmio y, en algunos casos, los fenoles, pues los criterios de calidad son menores que los límites de detección de los métodos analíticos que se utilizaron.

BIBLIOGRAFÍA

- AUSTRALIAN AND NEW ZEALAND ENVIRONMENT AND CONSERVATION COUNCIL (ANZECC) and the Agriculture and Resource Management Council of Australia and New Zealand. (2000a). Guidelines and Chapter 3. En *Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality* (vol. 1). Sydney.
- (2000b). Chapter 8. En *Australian and New Zealand Guidelines for Fresh and Marine Water Quality* (vol. 2). Sydney.
- BROWN, L. y BARNWELL, T. (1987). *Enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS. Documentación y manual del usuario*. s. l.: Environmental Research Laboratory. U.S. Environmental Protection Agency.
- CAMACHO, L. y LEES, M. (1999). Multilinear discrete lag-cascade for channel routing. *Journal of Hydrology*, 30-47.
- CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME), (2007). Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: Imidacloprid. En *Canadian environmental quality guidelines*. Winnipeg: Canadian Council of Ministers of the Environment.
- CARREIRA, A. M. (2007). De las perturbadoras y conflictivas relaciones de los bogotanos con sus aguas. *Tabula Rasa* (6), 263-285.
- CHAPRA, S. C., PELLETIER, G. J. y TAO, H. (2006). *QUAL2K: A modeling framework for simulating river and stream water quality V2.04: Documentation and users manual*. Medford (USA): Civil and Environmental Engineering Department, Tufts University.
- DEPARTMENT OF WATER AFFAIRS AND FORESTRY (DWAF), (1996). *South African water quality guidelines* (vol. 7: *Aquatic ecosystems*). Pretoria, Sudáfrica.
- INSTITUTO DE HIDROLOGÍA, METEOROLOGÍA Y ESTUDIOS AMBIENTALES (IDEAM), (1999). *Mediciones hidrométricas*. Bogotá: Subdirección de Hidrología.
- SECRETARÍA DISTRITAL DE AMBIENTE Y EMPRESA DE ACUEDUCTO Y ALCANTARILLADO DE BOGOTÁ (2008). *Calidad de sistema hídrico de Bogotá*. Bogotá: Editorial Pontificia Universidad Javeriana.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY-OFFICE OF SCIENCE AND TECHNOLOGY (1985). *Guidelines for deriving numerical national water quality criteria for the protection of aquatic organisms and their uses*. Washington.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY-OFFICE OF WATER (1986). *Quality criteria for water*. Washington.

- (2007). *Aquatic life ambient freshwater quality criteria: copper*. Washington.
- (2009). *National recommended water quality criteria*. Washington.
- UNIVERSIDAD DE LOS ANDES Y SECRETARÍA DISTRICTAL DE AMBIENTE (2010). *Calidad del recurso hídrico de Bogotá (2008-2009)*. Bogotá: Ediciones Uniandes.
- (2011). *Calidad del recurso hídrico de Bogotá (2009-2010)*. Bogotá: Ediciones Uniandes.
- UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA (UNAL) y Corporación Autónoma Regional del Río Grande de la Magdalena (2007). *Estudios e investigaciones de las obras de restauración ambiental y de navegación del canal del Dique: modelación matemática, hidráulica y de calidad del agua del canal del Dique*. Bogotá.
- UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA (UNAL) y Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB), (2009). *Modelación dinámica de la calidad de agua del río Bogotá*. Bogotá.