

**DINÁMICA AMBIENTAL DE LOS NUTRIENTES NITRÓGENO, FÓSFORO Y  
SÍLICE Y SU RELACIÓN CON LA CALIDAD DEL AGUA EN EL EMBALSE  
PORCE II, ANTIOQUIA COLOMBIA**

**HEAZEL GRAJALES VARGAS Ing. MSc.**

**Tutor: NÉSTOR AGUIRRE RAMÍREZ Dr.rer.nat**

**Asesor: MAURICIO TORO BOTERO Ph.D.**



**UNIVERSIDAD DE ANTIOQUIA  
FACULTAD DE INGENIERÍA  
DOCTORADO EN INGENIERÍA - ÁREA AMBIENTAL  
GRUPO DE INVESTIGACIÓN EN GESTIÓN Y MODELACIÓN AMBIENTAL  
MEDELLÍN, 2016**

## RESUMEN

La eutrofización cultural consiste en el enriquecimiento de los cuerpos de agua con nutrientes, particularmente nitrógeno y fósforo. Esta es uno de los principales problemas ambientales de los ecosistemas leníticos. Entre los efectos adversos de la eutrofización se encuentran la reducción de la transparencia del agua, la desoxigenación del hipolimnio y el aumento en la biomasa fitoplanctónica, la densidad de microorganismos patógenos, el crecimiento de plantas acuáticas y la materia orgánica. En consecuencia, se generan impactos ambientales como la reducción de la biodiversidad, el deterioro de la salud pública, el aumento en los costos de potabilización del agua y generación de energía, la reducción de la vida útil y de los usos potenciales de embalses y lagos, entre otros.

El embalse Porce II es un ecosistema lenítico tropical que represa las aguas del río Medellín, el cual recibe grandes aportes de nutrientes por la descarga de aguas residuales domésticas e industriales del Área Metropolitana del Valle de Aburrá. Estos aportes de nutrientes y las altas temperaturas de la zona han generado condiciones favorables para la elevada producción fitoplanctónica y el deterioro de la calidad del agua, conduciéndolo a un estado temprano de eutrofización. Pese al monitoreo de la calidad del agua y al desarrollo de investigaciones sobre su hidrodinámica, aún se desconocen los procesos que gobiernan la dinámica de los nutrientes al interior de este cuerpo de agua. Esta tesis tuvo por objeto determinar la dinámica de los nutrientes responsables del proceso de eutrofización es decir, el nitrógeno, el fósforo y el sílice en el embalse Porce II. El conocimiento generado podría contribuir al desarrollo de estrategias adecuadas de gestión integral de este recurso hídrico.

En el desarrollo de esta tesis se evaluó, en primer lugar, la variación espacial y temporal de 23 variables fisicoquímicas y biológicas de calidad del agua durante dos años. Se evidenció que el embalse Porce II se encuentra en un estado avanzado de eutrofización. Las condiciones más críticas para la calidad del agua del embalse se presentan en época seca. En esta época, el río Porce ingresa al embalse como una corriente intrusiva metalimnética, debido a diferencias de temperatura de hasta 3,5°C con el epilimnio. La biomasa fitoplanctónica está dominada por algas cianofíceas. Los potenciales de óxido-reducción negativos en el hipolimnio del embalse favorecen la liberación de nutrientes desde el sedimento hacia la columna de agua. La distribución vertical de los nutrientes en la zona limnética del embalse concuerda con ecosistemas eutrofizados.

En segundo lugar, se evaluaron la remineralización de la materia orgánica epilimnética y la transferencia de nutrientes en la interfase agua-sedimento. Ambos procesos contribuyen ampliamente en el ciclaje de nutrientes al interior del embalse. Las altas actividades enzimáticas, 10,82 mmol/L/h en promedio, indican una elevada tasa de descomposición de la materia orgánica y gran capacidad de autodepuración del sistema. De igual forma, las tasas medias de transferencia de nutrientes desde el sedimento hacia la columna de agua son altas (45,909 mg N<sub>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></sub>/m<sup>2</sup>/día, 1,035 mg P<sub>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></sub>/m<sup>2</sup>/día y 23,852 mg SiO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/día). Esta transferencia sugiere gran carga interna de nutrientes, que podría soportar una alta biomasa fitoplanctónica por largos periodos de tiempo, incluso reduciendo las cargas externas.

En tercer lugar, se calibró y validó el modelo ecológico ELCOM-CAEDYM para la predicción de la dinámica de nutrientes en el embalse Porce II durante periodos secos. El modelo fue alimentado con información de las secciones anteriores y sus resultados fueron consistentes con los datos medidos. Se simularon escenarios de reducción hasta del 66% de las cargas de nutrientes del río Porce. Sin embargo, los resultados no evidencian una mejora sustancial inmediata de la calidad del agua del embalse. Esto significa que se requieren estrategias de gestión adicionales, que contribuyan al aumento del oxígeno disuelto hipolimnético y a la retención de nutrientes en el sedimento para elevar la calidad del agua del embalse.

A partir de los resultados obtenidos en esta investigación, se propone finalmente un modelo conceptual de los procesos fisicoquímicos y biológicos que determinan la dinámica del nitrógeno, fósforo y sílice en el embalse Porce II.

**Palabras clave:** Calidad del agua, Nutrientes, Eutrofización, Embalse Porce II, Actividad enzimática extracelular, Modelación ecológica.

## ABSTRACT

Cultural eutrophication is known as enrichment of water bodies with nutrients, particularly nitrogen and phosphorus. It is one of the major environmental problems of lentic ecosystems. Reduction both in water transparency and hypolimnetic oxygen, as well as increase in phytoplankton biomass, density of pathogen microorganisms, growth of aquatic plants, and organic matter are among the adverse effects of eutrophication. Consequently, eutrophication impinges on biodiversity, public health, costs for water purification and hydroelectric generation, reservoir lifespan, and potential uses of lakes and reservoirs.

Porce II is a tropical reservoir that dams the Medellín River. Huge nutrients loads both from municipal and industrial wastewater are collected by this river as it drains the Área Metropolitana del Valle de Aburrá. Porce II has been brought into an early state of eutrophication owing to these nutrients loads, concomitant with high temperatures, which in turn favored high phytoplanktonic production and water quality impairment. Despite continued assessment of water quality and current hydrodynamic investigations for the reservoir, its nutrients dynamics remains unknown. The objective of this thesis was to establish the nutrients dynamics for nitrogen, phosphorus and silica in Porce II reservoir. Our results may have shed much light into proper strategies for water quality management.

This thesis is divided into four sections. From a limnological stand point, the first section examines the temporal and spatial variations of 23 physical, chemical, and biological parameters for water quality during two years. Strong evidence of advanced eutrophication was found for Porce II with most critical conditions for water quality over sunny seasons. The Porce River enters the reservoir as an intrusive metalimnetic current owing to up to 3.5°C temperature differences against its epilimnion. Phytoplankton biomass is dominated by cyanophytic algae. Negative redox potentials in the hypolimnion favor nutrient release from sediment into the water column. Nutrients distribution in the limnetic zone of the reservoir concurs well with eutrophicated ecosystems.

The second section analyzes remineralization of epilimnetic organic matter and nutrient flux at water-sediment interface. Both processes have been found to greatly contribute to nutrient cycling within the reservoir. Considerable water self-purification ability along with fast rates of organic matter decomposition are depicted by high enzymatic activities (10.82 mmol/L/h in average). Mean flux of nutrients from sediment into water is likewise

high (45.909 mg N<sub>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></sub>/m<sup>2</sup>/d, 1.035 mg P<sub>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></sub>/m<sup>2</sup>/d, and 23.852 mg SiO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/d). For the reservoir, this flux can be seen as a great nutrients internal load, which may support high phytoplankton biomass over long periods regardless of reducing external loads.

In the third section the ecological model ELCOM-CAEDYM was fed with the data from previous sections and run. The model was calibrated and validated for prediction of nutrient dynamics in Porce II in sunny seasons. Comparison of simulated data with assessed data confirmed the validity of the model. Scenarios with up to 66% reductions in nutrient load were modeled. However, the findings did not show any immediate substantial improvement in water quality for the reservoir. This means that additional management strategies are needed for increasing both dissolved oxygen in the hypolimnion and nutrient retention in sediment.

A conceptual model of the physical, chemical, and biological processes that drive dynamics for nitrogen, phosphorus, and silica within the Porce II reservoir is proposed in the last section. This model integrates the main results with findings derived from this investigation.

**Key words:** Water quality, Nutrients, Eutrophication, Porce II reservoir, Extracellular enzymatic activity, Ecological modeling.

**TABLA DE CONTENIDO**

<b>1</b>	<b>INTRODUCCIÓN</b>	<b>2</b>
<b>1.1</b>	<b>NUTRIENTES EN EMBALSES</b>	<b>5</b>
1.1.1	Nitrógeno	5
1.1.2	Fósforo	7
1.1.3	Sílice	8
<b>1.2</b>	<b>PREGUNTAS E HIPÓTESIS DE INVESTIGACIÓN</b>	<b>9</b>
<b>1.3</b>	<b>OBJETIVOS</b>	<b>11</b>
1.3.1	Objetivo general	11
1.3.2	Objetivos específicos	11
<b>1.4</b>	<b>ÁREA DE ESTUDIO</b>	<b>12</b>
1.4.1	Climatología	14
1.4.2	Zonas de vida	14
1.4.3	Geología y Geomorfología	14
1.4.4	Usos del suelo	15
<b>1.5</b>	<b>METODOLOGÍA</b>	<b>15</b>
1.5.1	Información secundaria	16
1.5.2	Muestreo de calidad del agua	16
1.5.3	Tasas de remineralización de materia orgánica y transferencia de nutrientes	17
1.5.4	Tratamiento de la información	17
1.5.5	Modelación ecológica	17
<b>2</b>	<b>LIMNOLOGÍA DEL EMBALSE PORCE II</b>	<b>18</b>
<b>2.1</b>	<b>INTRODUCCIÓN</b>	<b>18</b>
<b>2.2</b>	<b>MATERIALES Y MÉTODOS</b>	<b>19</b>
2.2.1	Sitios de muestreo	19
2.2.2	Muestreo y preservación de muestras	21
2.2.3	Características de los muestreos	22
2.2.4	Tratamiento de la información	24
<b>2.3</b>	<b>RESULTADOS</b>	<b>25</b>
2.3.1	Variación espacial y temporal de la calidad del agua	25
2.3.2	Variación hidroclimatológica de la calidad del agua	55
2.3.3	Periodo Seco	56
2.3.4	Periodo de transición	61
2.3.5	Periodo húmedo	64
<b>2.4</b>	<b>DISCUSIÓN</b>	<b>66</b>
<b>2.5</b>	<b>CONCLUSIONES</b>	<b>71</b>
<b>3</b>	<b>CICLAJE DE NUTRIENTES</b>	<b>73</b>
<b>3.1</b>	<b>INTRODUCCIÓN</b>	<b>73</b>

<b>3.2</b>	<b>MATERIALES Y MÉTODOS</b> .....	<b>75</b>
3.2.1	Sitios de muestreo .....	75
3.2.2	Características de los muestreos .....	76
3.2.3	Trabajo de laboratorio .....	77
3.2.4	Análisis de la información .....	80
<b>3.3</b>	<b>RESULTADOS</b> .....	<b>80</b>
3.3.1	Actividad enzimática extracelular .....	80
3.3.2	Tasas de transferencia de nutrientes .....	84
<b>3.4</b>	<b>DISCUSIÓN</b> .....	<b>87</b>
3.4.1	Actividad enzimática extracelular .....	87
3.4.2	Transferencia de nutrientes entre el sedimento y el agua .....	89
<b>3.5</b>	<b>CONCLUSIONES</b> .....	<b>92</b>
<b>4</b>	<b>MODELACIÓN DE CALIDAD DEL AGUA</b> .....	<b>94</b>
<b>4.1</b>	<b>INTRODUCCIÓN</b> .....	<b>94</b>
<b>4.2</b>	<b>MATERIALES Y MÉTODOS</b> .....	<b>97</b>
4.2.1	Área de estudio .....	97
4.2.2	Información secundaria .....	99
4.2.3	Información primaria .....	99
4.2.4	Modelación de calidad del agua .....	100
<b>4.3</b>	<b>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</b> .....	<b>104</b>
4.3.1	Análisis de sensibilidad .....	104
4.3.2	Calibración .....	106
4.3.3	Validación .....	122
4.3.4	Predicción .....	129
<b>4.4</b>	<b>CONCLUSIONES</b> .....	<b>130</b>
<b>5</b>	<b>MODELO CONCEPTUAL PARA EL EMBALSE PORCE II</b> .....	<b>133</b>
<b>6</b>	<b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>137</b>

**LISTA DE TABLAS**

Tabla 1. Algunos parámetros morfométricos del embalse Porce II.....	13
Tabla 2.1 Localización y descripción de las estaciones de muestreo de calidad del agua en el embalse Porce II.....	20
Tabla 2.2 Variables fisicoquímicas medidas en muestras de agua del embalse Porce II.	22
Tabla 2.3 Muestreos de calidad del agua y su caracterización según el proceso hidroclimatológico dominante en el embalse Porce II .....	24
Tabla 2.4 Valores estadísticos de tendencia central, forma y dispersión de las variables de calidad del agua medidas en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012	26
Tabla 2.5 Valores p de la prueba de Kruskal-Wallis para las variables de calidad del agua medidas en el embalse Porce II.....	27
Tabla 2.6 Análisis de componentes de varianza para las variables de calidad del agua medidas en el embalse Porce II .....	55
Tabla 2.7 Variables fisicoquímicas medidas en el embalse Porce II discriminadas por periodo hidroclimatológico.....	57
Tabla 3.1 Caracterización hidroclimatológica de los muestreos registrados durante las 120 horas previas a la obtención de muestras.....	77
Tabla 3.2 Correlaciones de Spearman entre la actividad enzimática extracelular y las variables fisicoquímicas, biológicas e hidrológicas del embalse Porce II.....	84
Tabla 4.2 Condiciones iniciales para el análisis de sensibilidad a parámetros geométricos del modelo ELCOM en el embalse Porce II .....	105
Tabla 4.3 Valores estadísticos y CFL promedio obtenidos durante al análisis de sensibilidad a la malla vertical y al paso del tiempo para el modelo ELCOM en el embalse Porce II	106
Tabla 4.4 Umbrales de cobertura de nubes definidos para las modelaciones con ELCOM-CAEDYM.....	111
Tabla 4.5 Condiciones iniciales para la calibración del modelo ELCOM en el embalse Porce II .....	112
Tabla 4.6. Valores estadísticos de precisión de la calibración del modelo ELCOM.....	114

Tabla 4.7. Condiciones iniciales para la calibración del modelo CAEDYM en el embalse Porce II .....	116
Tabla 4.8. Valores estadísticos de precisión de la calibración del modelo ELCOM-CAEDYM .....	117
Tabla 4.9. Valores estadísticos de precisión de la calibración del modelo ELCOM-CAEDYM .....	118
Tabla 4.10. Condiciones iniciales para la validación del modelo CAEDYM en el embalse Porce II .....	123
Tabla 4.11. Valores estadísticos de precisión de la validación del modelo ELCOM-CAEDYM .....	124
Tabla 4.4 Escenarios de predicción de la calidad del agua del embalse Porce II.....	129

**LISTA DE FIGURAS**

Figura 1. Localización geográfica del Embalse Porce II. .... 12

Figura 2. Esquema metodológico para la evaluación de la dinámica de nutrientes en el embalse Porce II. .... 16

Figura 2.1 Ubicación de las estaciones de muestreo de calidad del agua en el embalse Porce II ..... 20

Figura 2.2 Hidroclimatología y condiciones de operación de la Central Hidroeléctrica Porce II durante el periodo de estudio..... 23

Figura 2.3 Variación espacial y temporal de la transparencia Secchi, la profundidad de la zona fótica y la profundidad total del embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012.28

Figura 2.4 Variación espacial y temporal de la temperatura del agua en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012..... 29

Figura 2.5 Perfiles de temperatura del agua en 2 estaciones del embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012. .... 30

Figura 2.6 Variación espacial y temporal del oxígeno disuelto en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012. .... 31

Figura 2.7 Perfiles de oxígeno disuelto y clorofila a en los sitios de ingreso de los tributarios al embalse Porce II en noviembre de 2010 y agosto de 2011..... 32

Figura 2.8 Perfiles de oxígeno y clorofila a en 2 estaciones de la zona limnética del embalse Porce II entre noviembre de 2010 y mayo de 2012..... 33

Figura 2.9 Variación espacial y temporal del potencial de óxido-reducción en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012..... 34

Figura 2.10 Perfiles del potencial de óxido-reducción a lo largo del eje principal del embalse Porce II entre noviembre de 2010 y mayo de 2012..... 35

Figura 2.11 Variación espacial y temporal de la alcalinidad total en el embalse Porce II entre Abril de 2010 y mayo de 2012. .... 36

Figura 2.12 Variación espacial y temporal del dióxido de carbono en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012..... 37

Figura 2.13 Variación espacial y temporal del pH en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012..... 38

---

## DINÁMICA DE NUTRIENTES EN EL EMBALSE PORCE II, ANTIOQUIA, COLOMBIA

---

Figura 2.14 Comportamiento del pH en dos estaciones limnéticas del embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012.....	38
Figura 2.15 Variación espacial y temporal de la conductividad eléctrica en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012.....	39
Figura 2.16 Comportamiento de la conductividad eléctrica en el brazo de la quebrada Guaduas entre abril de 2010 y agosto de 2011.....	40
Figura 2.17 Comportamiento de la conductividad eléctrica en el cuerpo de agua principal del embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012. ....	40
Figura 2.18 Variación espacial y temporal de los sólidos totales en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012.....	41
Figura 2.19 Variación espacial y temporal de los sólidos suspendidos en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012.....	43
Figura 2.20 Variación espacial y temporal de los sólidos disueltos en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012.....	44
Figura 2.21 Variación espacial y temporal de la dureza total en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012 .....	45
Figura 2.22 Variación espacial y temporal de la dureza cálcica en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012. ....	46
Figura 2.23 Variación espacial y temporal de la dureza magnésica en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012.....	46
Figura 2.24 Variación espacial y temporal de los nitratos en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012. ....	47
Figura 2.25 Variación espacial y temporal de los nitritos en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012. ....	48
Figura 2.26 Variación espacial y temporal del nitrógeno amoniacal en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012.....	49
Figura 2.27 Variación espacial y temporal del nitrógeno orgánico en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012.....	50
Figura 2.28 Variación espacial y temporal del fósforo total en el embalse Porce II entre julio de 2010 y mayo de 2012. ....	51

Figura 2.29 Variación espacial y temporal de los ortofosfatos en el embalse Porce II entre julio de 2010 y mayo de 2012. ....	52
Figura 2.30 Variación espacial y temporal del sílice disuelto en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012. ....	53
Figura 2.31 Variación espacial y temporal de la clorofila <i>a</i> en el embalse Porce II entre julio de 2010 y mayo de 2012. ....	54
Figura 2.32 Análisis de conglomerados de las estaciones del embalse Porce II en el periodo seco.....	59
Figura 2.33 Perfiles de algunas variables de calidad del agua medidas en la estación 8 del embalse Porce II en el periodo seco. ....	60
Figura 2.34 Perfiles de algunas variables de calidad del agua medidas en la estación 12 del embalse Porce II en el periodo seco. ....	61
Figura 2.35 Análisis de conglomerados de las estaciones del embalse Porce II en el periodo de transición. ....	62
Figura 2.36 Perfiles de algunas variables de calidad del agua medidas en la estación 8 del embalse Porce II en el periodo de transición. ....	63
Figura 2.37 Perfiles de algunas variables de calidad del agua medidas en la estación 12 del embalse Porce II en el periodo de transición. ....	63
Figura 2.38 Análisis de conglomerados de las estaciones del embalse Porce II en el periodo húmedo. ....	64
Figura 2.39 Perfiles de algunas variables de calidad del agua medidas en la estación 8 del embalse Porce II en el periodo húmedo.....	65
Figura 2.40 Perfiles de algunas variables de calidad del agua medidas en la estación 12 del embalse Porce II en el periodo húmedo.....	65
Figura 2.41 Zonación longitudinal del embalse Porce II.....	67
Figura 3.1 Procedimiento de laboratorio para determinar la actividad enzimática extracelular. ....	78
Figura 3.2 Variación de la actividad enzimática extracelular de la fosfatasa y la $\beta$ -glucosidasa en agua y biofilm asociado a las raíces de <i>E. crassipes</i> del embalse Porce II. A: $\beta$ -glucosidasa y fosfatasa, B: $\beta$ -glucosidasa, C: Fosfatasa. ....	81

Figura 3.3 Variación temporal de la actividad enzimática extracelular en muestras de agua y biofilm asociado a las raíces de <i>E. crassipes</i> en el embalse Porce II.....	82
Figura 3.4 Análisis de componentes principales para la actividad enzimática de la fosfatasa y la $\beta$ -glucosidasa y las variables de calidad del agua medidas en el embalse Porce II en el año 2011 .....	83
Figura 3.5 Variación espacial de la tasa de liberación de amonio desde los sedimentos hacia la columna de agua en el embalse Porce II. ....	85
Figura 3.6 Variación espacial de la tasas de liberación de ortofosfatos desde los sedimentos hacia la columna de agua en el embalse Porce II. ....	86
Figura 3.7 Variación espacial de la tasa de liberación de sílice desde los sedimentos hacia la columna de agua en el embalse Porce II. ....	86
Figura 4.1 Estaciones de entrada de afluentes y de verificación de precisión de las modelaciones con ELCOM-CAEDYM en el embalse Porce II. ....	98
Figura 4.2 Modelo conceptual de la dinámica de nutrientes con el CAEDYM .....	101
Figura 4.3 Niveles medidos y simulados del embalse Porce II con el modelo ELCOM entre el 13 de enero de 2012 y el 12 de febrero de 2012 a partir de las series originales y modificadas de caudales afluentes y efluentes. ....	108
Figura 4.4 Zonificación del coeficiente de extinción de la luz para las simulaciones con ELCOM-CAEDYM en el embalse Porce II. ....	110
Figura 4.5 Temperaturas medidas y simuladas en la estación 12 el 6 de febrero de 2012 (A), Corte longitudinal realizado desde el río Porce hasta la presa (B) Temperatura en el corte longitudinal en febrero 6 de 2012 (C) Temperatura en la estación 12 durante todo el periodo de simulación (D). ....	113
Figura 4.6 Evolución de la concentración de un trazador inerte entre el sitio de ingreso del río Porce y la presa entre el 1 y el 6 de febrero de 2012. ....	115
Figura 4.7 Nitrógeno amoniacal medido y simulado cerca de la presa del embalse Porce II con el modelo ELCOM-CAEDYM en febrero de 2012. ....	119
Figura 4.8 Nitratos medidos y simulados cerca de la presa del embalse Porce II con el modelo ELCOM-CAEDYM en febrero de 2012. ....	120
Figura 4.9 Nitrógeno total medido y simulado cerca de la presa del embalse Porce II con el modelo ELCOM-CAEDYM en febrero de 2012. ....	120

Figura 4.10 Ortofosfatos y fósforo total medidos y simulados cerca de la presa del embalse Porce II con el modelo ELCOM-CAEDYM en febrero de 2012.....	121
Figura 4.11 Sílice disuelto medido y simulado cerca de la presa del embalse Porce II con el modelo ELCOM-CAEDYM en febrero de 2012.....	122
Figura 4.12 Nitrógeno amoniacal, nitratos y nitrógeno total medidos y simulados cerca de la presa del embalse Porce II con el modelo ELCOM-CAEDYM en abril de 2011. ....	125
Figura 4.13 Ortofosfatos y fósforo total medidos y simulados cerca de la presa del embalse Porce II con el modelo ELCOM-CAEDYM en abril de 2011.....	126
Figura 4.14 Sílice disuelto medido y simulado cerca de la presa del embalse Porce II con el modelo ELCOM-CAEDYM en abril de 2011.....	127
Figura 4.15 Nitrógeno total y fósforo total simulados en la superficie del embalse Porce II con el modelo ELCOM-CAEDYM en abril de 2011.....	128
Figura 4.16 Sílice disuelto simulado en la superficie del embalse Porce II con el modelo ELCOM-CAEDYM en abril de 2011.....	128
Figura 5.1. Modelo conceptual de los procesos que gobiernan la dinámica del Nitrógeno, Fósforo y Sílice en el embalse Porce II.....	133
Figura 5.2. Perfiles característicos de los nutrientes en la zona de presa del embalse Porce II en época seca.....	134
Figura 5.3. Perfiles característicos de los nutrientes en la zona de presa del embalse Porce II en época húmeda.....	135

## ANEXOS

**Anexo 1. Base de datos de variables físicoquímicas y biológicas medidas en el embalse Porce II**

**Anexo 2. Actividad enzimática extracelular medida en muestras de agua y biofilm asociado a las raíces de *Eichornnia crassipes* en el embalse Porce II**

## 1 INTRODUCCIÓN

El crecimiento de la población mundial ha aumentado la presión hacia el recurso hídrico en términos de cantidad y calidad (Khan & Ansari 2005, De Graaf et al. 2014). Con la concentración de la población en grandes centros urbanos se producen altas cantidades de residuos sólidos y líquidos, que junto con la fertilización de áreas cultivadas, han saturado de nutrientes tanto ecosistemas terrestres como acuáticos (Mozeto et al. 2012, Lehto & Hill 2013). Para satisfacer la creciente demanda de agua para el humano, generación de energía hidroeléctrica, irrigación, entre otros usos, en las últimas décadas se han construido numerosos embalses (Hu et al. 2009, Liu et al. 2010, Fernandes et al. 2013). El represamiento de ríos produce severos cambios en su morfología, hidrología y estructura biológica (Pompeu et al. 2005, Xu et al. 2010). Por su parte, al interior de los embalses, la llegada de altas cargas contaminantes y material en suspensión genera graves problemas de calidad del agua, que se manifiestan principalmente en la alteración de su estado trófico (Greathouse et al. 2006, Xu et al. 2010, Ruiz-Gonzalez et al. 2013).

Globalmente, la eutrofización es uno de los principales problemas ambientales que afecta los ecosistemas acuáticos (Song et al. 2006, Catherine et al. 2010, Xu et al. 2015). Este proceso puede ser natural o cultural. El primero ocurre lentamente por enriquecimiento con nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, o disminución del volumen de agua. Depende del tipo de suelo, la geología, el clima y la hidrología de la cuenca, así como de la morfometría y la hidrodinámica del cuerpo de agua, entre otros (Khan & Ansari 2005, Liu et al. 2010). La eutrofización cultural o artificial es debida al ingreso excesivo de nutrientes originados por actividades antrópicas en las cuencas de drenaje. Por ejemplo, vertimiento de aguas residuales domésticas e industriales con alto contenido de detergentes y fertilizantes, aumento de la escorrentía por deforestación y por patrones inadecuados de uso del suelo en las cuencas (Khan & Ansari 2005, Jekatierynczuk et al. 2014).

Los principales efectos adversos de la eutrofización son la reducción de la transparencia del agua, el incremento de la materia orgánica, el aumento en la biomasa fitoplanctónica y la densidad de microorganismos patógenos, el crecimiento masivo de plantas acuáticas y la hipoxia o anoxia del hipolimnio. Estos efectos generan impactos ambientales considerables como mortandad de peces e invertebrados, reducción de la diversidad de especies de plantas y animales, deterioro de la salud pública, aumento en los costos de potabilización del agua y generación de energía, reducción de la vida útil y de los potenciales usos de embalses y lagos, y en casos extremos colapso completo de

estos ecosistemas (Khan & Ansari 2005, Mehner et al. 2008, von Sperling et al. 2008, Liu et al. 2010, Lewis Jr et al. 2011).

En el caso de los embalses, la eutrofización es un proceso ligado a su construcción y a su uso, especialmente en zonas con temperaturas elevadas, regímenes hidrológicos marcadamente estacionales, cuencas densamente pobladas o altos niveles de explotación agropecuaria. En comparación con otros ecosistemas acuáticos, los embalses tienen una mayor susceptibilidad a la eutrofia, debido a que desde su llenado deben degradar elevadas cargas de materia orgánica y a que poseen una alta relación entre la superficie de la cuenca y de la lámina de agua, lo que genera mayor aporte de nutrientes por unidad de superficie (Palau 2003).

La eutrofización es un problema que afrontan numerosos embalses (Khan & Ansari 2005, Camargo & Alonso 2006). Ejemplos de embalses eutróficos o hipereutróficos de zonas templadas son: Sau en España (Nedoma et al. 2006), Alqueva en Portugal (Diogo et al. 2008), Villerest y Aydat en Francia (Bonnet & Poulin 2004), Rotorua en Nueva Zelanda (Burger et al. 2007) y Sulejów en Polonia (Trojanowska & Izydorczyk 2010). Por su parte, en la zona tropical se tienen los casos de los embalses Pao-Cachinche, La Mariposa, La Pereza y Quebrada Seca en Venezuela (González et al. 2003), San Pablo y Pozo Honda en Ecuador, La Plata y Loaiza en Puerto Rico, Chalapa en México (Ortiz et al. 2006), Itaipu, Ninféias Pond, Vargem das Flores, Barra Bonita (Soares & Mozeto 2006, von Sperling et al. 2008, Fonseca & Bicudo 2011, Ribeiro Filho et al. 2011), y El Peñol-Guatapé (Aguirre et al. 2007), Muña (Márquez & Guillot 2001), Tominé (Canosa & Pinilla 1999), Porce II (Roldán & Ramírez 2008, Arteaga et al. 2010), entre muchos otros.

Una herramienta eficiente y mundialmente empleada para evaluar la calidad del agua de lagos y embalses es la simulación numérica (Romero et al. 2002). A través de la aplicación de modelos ecológicos acoplados a modelos hidrodinámicos es posible dilucidar las interacciones entre los procesos físicos, es decir movimiento y mezcla del agua, y la dinámica de los procesos bioquímicos que ocurren al interior de estos ecosistemas (Liu et al. 2010, Rigosi et al. 2011). Adicionalmente, con este tipo de modelos es posible predecir condiciones ambientales futuras bajo diferentes escenarios de manejo (de la Fuente & Niño 2008, Deus et al. 2013), lo que ha conllevado a su incorporación en la toma de decisiones sobre estrategias de gestión de la calidad del agua de ecosistemas acuáticos (Lee et al. 2013).

En el caso particular del embalse Porce II, la eutrofización se manifestó de manera temprana con el desarrollo masivo de plantas acuáticas y la producción de alta biomasa

fitoplanctónica. La carga contaminante que recibe el embalse a través de su afluente principal el río Porce, el lavado de suelos agrícolas y el lixiviado de rellenos sanitarios, sumados a las altas temperaturas propias de la zona, propiciaron el deterioro de la calidad del agua de este ecosistema (UNAL & UDEA 2002, Arteaga et al. 2010). A pesar del monitoreo periódico de variables fisicoquímicas e hidrobiológicas del embalse, de la generación de información reciente sobre su hidrodinámica (Villegas 2004, Fernández 2006, Ramos 2007, Largo 2011) y de investigaciones ecotoxicológicas conducidas con cianobacterias del embalse (Herrera et al. 2015), aún se desconocen los procesos ocurridos al interior del embalse que gobiernan la dinámica de los nutrientes y determinan su calidad del agua.

Considerando lo anterior, la presente investigación contribuyó al conocimiento de los procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren al interior del embalse Porce II, a través del estudio de la dinámica del nitrógeno, el fósforo y el sílice en este cuerpo de agua tropical. Se espera que el conocimiento generado apoye el desarrollo de estrategias adecuadas de manejo y gestión de la calidad del agua del embalse. Para su presentación, este documento ha sido estructurado en cuatro capítulos. El primero contiene la limnología del embalse, evaluada a partir del muestreo de variables fisicoquímicas y biológicas de calidad del agua a lo largo de dos años. En el segundo capítulo se evalúan, a través de experimentos de microcosmos *ex situ*, las tasas de remineralización de la materia orgánica en el epilimnio y de transferencia de nutrientes del sedimento al agua del embalse. El tercero presenta la modelación numérica de la calidad del agua del embalse Porce II durante la época seca, para la cual se empleó la información de campo y de laboratorio generada en el desarrollo de la investigación. Este capítulo incluye además, la simulación de escenarios futuros considerando algunas estrategias de mejoramiento de la calidad del agua del embalse. Finalmente, en el cuarto capítulo se propone el modelo conceptual de la dinámica de nutrientes en el embalse Porce II.

## 1.1 NUTRIENTES EN EMBALSES

Los nutrientes son elementos esenciales requeridos por los organismos vivos para su crecimiento y metabolismo. Entre los principales macronutrientes de los ecosistemas acuáticos se encuentran el nitrógeno y el fósforo. Por su parte, el sílice es un elemento fundamental para el desarrollo de las algas diatomeas (Khan & Ansari 2005). Los ciclos biogeoquímicos de estos elementos son muy sensibles a la actividad biológica, debido a que la disponibilidad de nutrientes al interior de los ecosistemas depende, entre otros factores, de su asimilación y remineralización por parte de los organismos (Sarmiento 2012).

### 1.1.1 Nitrógeno

El Nitrógeno es un nutriente esencial para todos los organismos vivos ya que hace parte de biomoléculas como las proteínas, aminoácidos y nucleótidos (Camargo & Alonso 2006, Francis et al. 2007). La principal reserva de este nutriente es la atmósfera, donde se encuentra como óxido nitroso ( $N_2O$ ) y nitrógeno molecular ( $N_2$ ). Su ingreso natural a lagos y embalses se da por depositación atmosférica, aporte de aguas superficiales y subterráneas, disolución de depósitos geológicos ricos en nitrógeno, fijación microbiana de  $N_2$  en el agua o en los sedimentos y por degradación de la materia orgánica. En ecosistemas acuáticos las formas inorgánicas solubles más reactivas de este elemento son los iones amonio ( $NH_4^+$ ), nitrato ( $NO_3^-$ ) y nitrito ( $NO_2^-$ ) (Camargo & Alonso 2006).

Dentro de los organismos el nitrógeno se encuentra en su forma más reducida ( $NH_4^+$ ) y es liberado luego de la muerte o lisis celular. Bajo condiciones aeróbicas del agua, el amonio es rápidamente oxidado a  $NO_3^-$  por bacterias quimioautótrofas, principalmente proteobacterias de los géneros *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*. Posteriormente, el nitrato es desnitrificado a  $N_2$  bajo condiciones hipóxicas o anóxicas, en un proceso heterotrófico, facultativo realizado por más de 50 géneros de bacterias, Arqueas y Eucarias, en el cual el  $NO_3^-$  o el  $NO_2^-$  son usados como aceptores finales de electrones (Camargo & Alonso 2006, Francis et al. 2007).

En las capas superficiales de lagos y embalses el amonio y el nitrato son consumidos por el fitoplancton y las plantas acuáticas, aunque el amonio es la forma de nitrógeno inorgánico preferida por estos grupos de organismos. El nitrógeno regresa al agua desde la biomasa fitoplanctónica en forma disuelta y particulada como resultado de la muerte del fitoplancton, la respiración endógena y por consumo y mortalidad del

zooplancton (Chao et al. 2007). Desde los sedimentos de los ecosistemas acuáticos el nitrógeno es liberado principalmente como  $\text{NH}_4^+$ , como resultado de la remineralización de la materia orgánica mediada por microorganismos (Burger et al. 2007).

Amonio: El amonio en ecosistemas acuáticos proviene de la remineralización del nitrógeno orgánico y la materia orgánica de suelos y aguas, de la excreción de la biota, de la reducción del gas nitrógeno en el agua y del intercambio con la atmósfera. Adicionalmente, puede ingresar por descargas de aguas residuales domésticas e industriales. Aguas superficiales limpias contienen bajas concentraciones de amonio, inferiores a  $0,2 \text{ mg N\_NH}_4^+/\text{L}$ , pero pueden llegar a niveles entre 2 y  $3 \text{ mg N\_NH}_4^+/\text{L}$ . Concentraciones superiores pueden indicar contaminación orgánica por aguas residuales domésticas e industriales o escorrentía desde suelos fertilizados. Estas altas concentraciones de amonio también ocurren en los sedimentos de lagos con hipolimnio anóxico (Chapman 1996).

Nitrato y nitrito: El ion nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) es la forma común de nitrógeno inorgánico en aguas naturales, dado que bajo condiciones aeróbicas el nitrito se oxida rápidamente a nitrato. De otro lado, bajo condiciones anaeróbicas, el nitrato puede ser bioquímicamente reducido a nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), lo que incrementa su concentración en el hipolimnio anaeróbico de lagos estratificados (Esteves 1998).

Las fuentes naturales de nitrato incluyen rocas ígneas, drenaje de suelos y fragmentos de plantas y animales. Su concentración en el agua normalmente es inferior a  $0,1 \text{ mg N\_NO}_3^-/\text{L}$ , pero puede aumentar hasta un rango entre 1 y  $5 \text{ mg N\_NO}_3^-/\text{L}$ , debido a las descargas de aguas residuales y al uso de agroquímicos. En casos de extrema contaminación, esta concentración puede alcanzar los  $200 \text{ mg N\_NO}_3^-/\text{L}$ . En lagos y embalses, concentraciones superiores a  $0,2 \text{ mg N\_NO}_3^-/\text{L}$  estimulan el crecimiento de la biomasa algal y con esto la eutrofización. Por su parte, las concentraciones de nitritos en agua están alrededor de  $0,001 \text{ mg N\_NO}_2^-/\text{L}$  y pocas veces exceden  $1 \text{ mg N\_NO}_2^-/\text{L}$ . En general, altas concentraciones de este compuesto indican descargas de efluentes industriales y se asocian con baja calidad microbiológica del agua (Chapman 1996).

Nitrógeno orgánico: Finalmente, el nitrógeno orgánico en el agua está constituido principalmente por sustancias proteínicas (e.g. aminoácidos y ácidos nucleicos) y productos de sus transformaciones bioquímicas (e.g. ácidos húmicos y fúlvicos). También puede ingresar por fuentes antropogénicas como la urea, utilizada como fertilizante de suelos agrícolas. A pesar de ser considerada una forma no biodisponible, actualmente se reconoce que parte del nitrógeno orgánico disuelto puede ser utilizada por las algas, dado que algunos taxa sintetizan exoenzimas capaces de descomponer

moléculas orgánicas y liberar amonio o moléculas orgánicas simples que fácilmente pueden ingresar a la célula (Lewis Jr et al. 2011).

### 1.1.2 Fósforo

El fósforo es un elemento fundamental componente del ADN, ARN, ADP, ATP, los ácidos nucleicos y los fosfolípidos de las células. Las fuentes naturales de fósforo son la disolución de fosfatos contenidos en las rocas, principalmente apatita, por acción de las lluvias, y el lavado de estas y de suelos por la escorrentía. Sin embargo, al igual que para el nitrógeno, un gran aporte de fósforo se debe a descargas de aguas residuales y al uso de fertilizantes en suelos agrícolas (Khan & Ansari 2005). Las concentraciones de fósforo total en aguas naturales varían ampliamente de acuerdo con la geología de la zona y se encuentran entre 1 y 200 µg/L en aguas no contaminadas, siendo el rango más común entre 10 y 50 µg/L (Wetzel 2001).

La principal forma inorgánica soluble de fósforo en ecosistemas acuáticos es el ion ortofosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ), el cual bajo condiciones oxidantes reacciona fácilmente con diferentes cationes: hierro, manganeso, aluminio, calcio, entre otros, y forma complejos insolubles que se precipitan, quedando inmovilizado en los sedimentos. Sin embargo, bajo condiciones reductoras, el fósforo precipitado puede solubilizarse fácilmente hacia la columna de agua. En el epilimnio de lagos y embalses, los ortofosfatos son asimilados con rapidez por el fitoplancton y las plantas acuáticas, y cerca del 95% del fósforo pasa de la fase disuelta a la orgánica particulada. Posteriormente, los consumidores primarios excretan fósforo soluble que nuevamente es reciclado por los microorganismos. Por su parte, el fósforo orgánico atrapado en el detrito va a los sedimentos, donde es liberado más lentamente (Roldán & Ramírez 2008).

En la zona fótica de los ecosistemas acuáticos, las bacterias y algas sintetizan fosfatasas, las cuales hidrolizan ésteres orgánicos de ácido fosfórico en ortofosfatos y alcohol, permitiendo la asimilación del fósforo contenido en la materia orgánica (Lewis Jr et al. 2011). De otro lado, desde los sedimentos, el fósforo puede ser reliberado a la columna de agua por desorción y disolución desde las partículas sedimentadas, remineralización microbiana de la materia orgánica y difusión de fósforo soluble desde el agua intersticial de los sedimentos (Nowlin et al. 2005, Burger et al. 2007).

### 1.1.3 Sílice

Otro de los elementos más abundantes en la corteza terrestre y que además es considerado uno de los nutrientes principales es el sílice (Ramírez et al. 2007). Este elemento juega un papel primordial en el funcionamiento de las aguas marítimas y continentales (Wang et al. 2010). La principal fuente de sílice soluble en aguas superficiales es el lavado del suelo, mientras que su ingreso por actividades agrícolas es menor que para el nitrógeno y el fósforo (Koszelnik & Tomaszek 2008). En los ecosistemas acuáticos el sílice es importante para las algas diatomáceas, crisofitas, algunas plantas acuáticas y esponjas. Debido a su alta tasa de crecimiento, las diatomeas asimilan grandes cantidades de sílice para la síntesis de sus frústulas (Srithongouthai et al. 2003).

Los ecosistemas acuáticos tropicales presentan valores de sílice muy variables. En lagos y corrientes de alta montaña las concentraciones de sílice son inferiores a 1 mg/L, mientras que en las zonas bajas oscila entre 3 y 7,5 mg/L. Cuando hay sílice biodisponible, el enriquecimiento con nitrógeno y fósforo asociado a la eutrofización, permite incrementar el desarrollo de diatomeas y remover este nutriente de la zona fótica de lagos y embalses, a medida que aumenta su población. El sílice se precipita hacia los sedimentos asociado a las frústulas de estas algas, a partículas inorgánicas o acompañado con hierro e hidróxidos de aluminio. Esta sedimentación de sílice ocurre a tasas mayores que la renovación por fuentes externas (Roldán & Ramírez 2008). Sin embargo, como consecuencia de la remineralización de la materia orgánica, el sílice puede ser liberado desde los sedimentos a la columna de agua (Koszelnik & Tomaszek 2008). El papel de los microorganismos en la liberación de sílice lo constituye la descomposición de la capa orgánica que rodea las frústulas de las diatomeas, dejándolas expuestas y permitiendo su disolución (Bidle et al. 2003, Green et al. 2011).

## 1.2 PREGUNTAS E HIPÓTESIS DE INVESTIGACIÓN

Esta investigación se orientó con base en las siguientes preguntas e hipótesis:

1. ¿Cómo varían espacial y temporalmente las concentraciones de nitrógeno, fósforo y sílice en el agua del embalse Porce II, en función de los caudales afluentes, las características fisicoquímicas del agua y las condiciones de operación de la central hidroeléctrica Porce II?

Hipótesis 1: Si el comportamiento temporal y espacial de los nutrientes nitrógeno, fósforo y sílice en el embalse Porce II está afectado por la variación del caudal del río Porce, el clima de la zona y los caudales y niveles de operación de la central hidroeléctrica Porce II, entonces la disminución de los caudales afluentes durante el período seco y la reducción del nivel y el caudal de operación de la central conducirán al incremento de las concentraciones de nitrógeno, fósforo y sílice en el embalse Porce II. Bajo estas condiciones, las altas temperaturas favorecerán el crecimiento del fitoplancton, que consumirá nitratos, amonio y fosfatos del epilimnio del embalse y aumentará la materia orgánica que se depositará en el sedimento. Para la degradación de ésta materia orgánica se consumirán altas concentraciones de oxígeno disuelto del hipolimnio, lo que generará condiciones reductoras que incrementarán los niveles de fosfatos y amonio en la zona profunda del embalse.

En contraste, el incremento de los caudales durante la época de lluvias disminuirá el aporte de nutrientes por los afluentes, lo que sumado al aumento del nivel de operación de la central conllevará a concentraciones inferiores de nutrientes en el embalse, aunque estas no serán tan bajas como para limitar el desarrollo del fitoplancton. En el epilimnio disminuirá la biomasa fitoplanctónica, pero el consumo de nutrientes hará que estos continúen siendo inferiores a los del hipolimnio. En la zona profunda del embalse, la disminución de la temperatura del agua del río Porce conllevará a su ingreso como corriente de fondo, lo que contribuirá a la reducción de la velocidad de los procesos de degradación de la materia orgánica y del aporte de nutrientes desde el sedimento a la columna de agua.

De otro lado, en el eje longitudinal del embalse se diferenciarán tres zonas con características fisicoquímicas diferentes, independiente del periodo hidrológico. Una zona ribericina con mezcla completa, altas concentraciones de nutrientes, mayor turbidez y menor crecimiento de fitoplancton. Una zona de transición entre el ecosistema ribericino y de aguas abiertas, en la cual la disminución de la velocidad del flujo generará la

sedimentación del material particulado y potenciará la degradación de la materia orgánica. Y finalmente, una zona limnética en la cual se reducirá la concentración de nutrientes en comparación con las otras dos zonas.

2. ¿Cómo son las tasas de remineralización de la materia orgánica en el agua del embalse Porce II y las tasas de transferencia de nutrientes del sedimento al agua?

Hipótesis 2: Si el embalse Porce II presenta una alta carga de materia orgánica alóctona en su zona riberrina y autóctona en su zona limnética, y además produce una alta biomasa fitoplanctónica y bacteriana, las tasas de remineralización de esta materia orgánica serán muy altas. Las elevadas temperaturas de la zona, incrementarán el metabolismo de las poblaciones bacterianas y algales, que conducirá a un alto consumo de nutrientes y la reducción de su biodisponibilidad en la zona fótica. Esto inducirá una alta actividad enzimática extracelular que potenciará la remineralización de nutrientes a partir de los compuestos orgánicos presentes. En caso contrario, cuando la biodisponibilidad de nutrientes sea alta, disminuirá la actividad enzimática extracelular y con esta, la remineralización de la materia orgánica.

De otro lado, si en los sedimentos de la zona limnética del embalse Porce II se acumula gran cantidad de material detrítico de origen planctónico, las tasas de transferencia de nutrientes en la interfase agua-sedimento serán altas y su dirección será desde el sedimento hacia la columna de agua. Durante el proceso de degradación de la materia orgánica acumulada en el sedimento, se liberarán amonio y fosfatos y se removerá la capa orgánica que recubre las frústulas de las diatomeas, lo que permitirá la disolución de sílice biogénico. Adicionalmente, durante este proceso se consumirán altas concentraciones de oxígeno disuelto de la columna de agua, lo que generará condiciones de óxido-reducción reductoras en la interfase agua-sedimento, y permitirá la redisolución de fosfatos acomplejados en el sedimento y su difusión hacia la columna de agua. Por su parte, cuando disminuya la sedimentación de materia orgánica desde el epilimnio del embalse y las condiciones de óxido-reducción en la interfase agua-sedimento sean oxidantes, disminuirá la transferencia de nutrientes desde el sedimento hacia la columna de agua.

### **1.3 OBJETIVOS**

#### **1.3.1 Objetivo general**

Evaluar la dinámica espaciotemporal del nitrógeno, el fósforo y el sílice en el embalse Porce II durante un periodo de dos años y aplicar un modelo numérico de calidad del agua, que permita proponer alternativas de gestión integral para este recurso hídrico.

#### **1.3.2 Objetivos específicos**

- Analizar la variación espacial y temporal del nitrógeno, fósforo y sílice en los afluentes, al interior y el efluente del embalse Porce II, a través de la medición de variables fisicoquímicas y biológicas de calidad del agua en diferentes periodos hidroclimáticos y reglas de operación propias de la central hidroeléctrica Porce II.
- Evaluar la actividad enzimática extracelular de las enzimas fosfatasa y  $\beta$ -glucosidasa en el epilimnio y las tasas de transferencia de amonio, fosfatos y sílice disuelto desde el sedimento al agua del embalse Porce II, mediante ensayos de microcosmos ex situ. Esto con el fin de dimensionar el papel de la remineralización de materia orgánica y la redisolución de estas especies en el ciclaje de nutrientes del embalse.
- Evaluar y predecir el comportamiento de los nutrientes al interior del embalse Porce II bajo diferentes escenarios, a través de la aplicación de un modelo ecológico que permita comparar alternativas de manejo y mejoramiento de la calidad del agua del embalse.

## 1.4 ÁREA DE ESTUDIO

El embalse Porce II está localizado al noreste del departamento de Antioquia a  $06^{\circ}47'7''$  de latitud norte y  $75^{\circ}7'49''$  de longitud oeste, en jurisdicción de los municipios de Amalfi, Yolombó y Gómez Plata (Figura 1). Hace parte del complejo hidroeléctrico Guadalupe-Porce de Empresas Públicas de Medellín, constituido por las centrales Troneras, Guadalupe III, Guadalupe IV, Niquía y La Tasajera y Porce II, abastecidas por los embalses Riogrande, Troneras, Miraflores y Porce II (Villegas 2004).

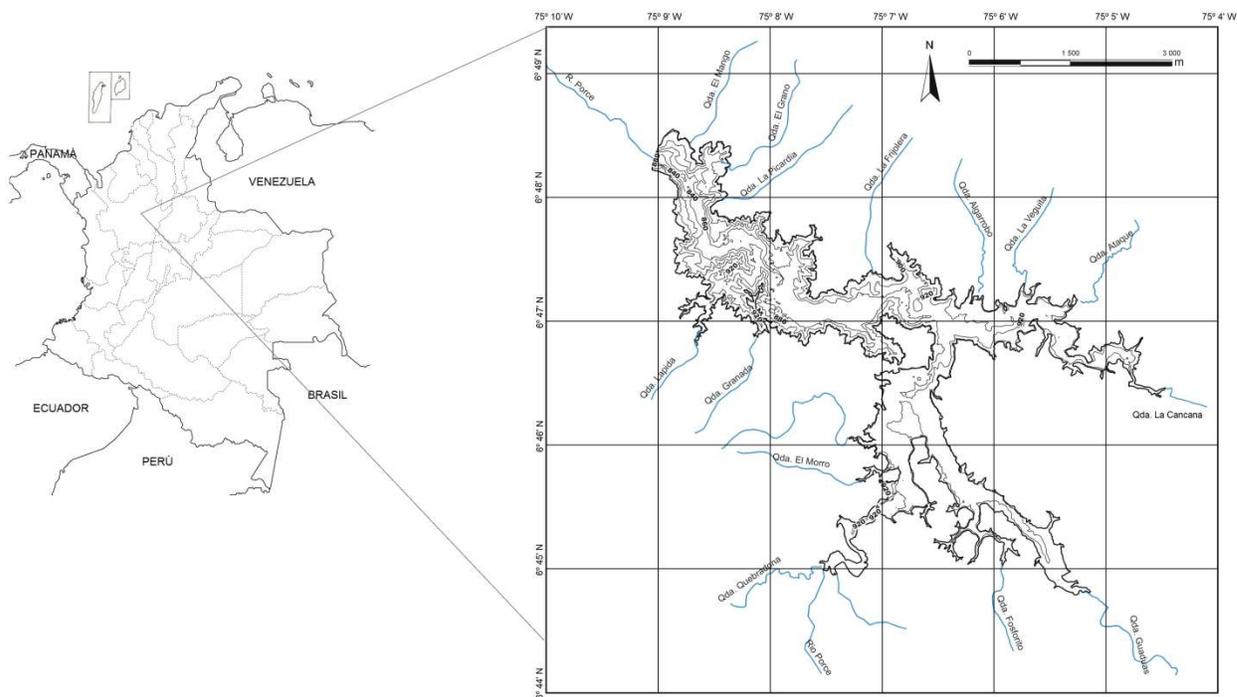


Figura 1. Localización geográfica del Embalse Porce II.

Fuente: Modificado de Ramos (2007)

El embalse Porce II fue llenado en el año 2001 con el fin de surtir la central hidroeléctrica del mismo nombre, cuya capacidad instalada es de 405 MW. Actualmente, cuenta con una superficie aproximada de  $10 \text{ km}^2$  y un volumen de  $231 \text{ Mm}^3$  (Tabla 1). Su principal afluente es el río Porce, seguido de las quebradas La Cancana y Guaduas. Este embalse está formado por tres ramales, el ramal del río Porce y la quebrada Guaduas está orientado de sur a norte, tiene un área total de  $3,0 \text{ km}^2$ ,  $3,0 \text{ km}$  de longitud y una profundidad media de  $8,8 \text{ m}$ . El ramal de la quebrada La Cancana con dirección este-oeste, cuenta con una longitud aproximada de  $3,7 \text{ km}$ , profundidad media de  $11,9 \text{ m}$  y un área de  $1,5 \text{ km}^2$ . A partir de la confluencia de estos

dos ramales se origina el tercero, en dirección sureste-noroeste, con una longitud de 6,2 km, una profundidad media de 34.8 m y un espejo de agua de 5.6 km<sup>2</sup> que se extiende hasta la presa (Largo 2011).

Tabla 1. Algunos parámetros morfométricos del embalse Porce II.

Parámetro	Valor
Elevación	928 m.s.n.m.
Profundidad máxima	96 m
Profundidad media	23 m
Longitud máxima	9,2 km
Ancho máximo	1,25 km
Superficie del embalse	10 km <sup>2</sup>
Volumen promedio	231 Mm <sup>3</sup>
Profundidad promedio	23 m
Tiempo de retención promedio	8 días
Cota máxima	924,5 m
Área de la cuenca de drenaje	3020 km <sup>2</sup>

Fuente: Villegas (2004), Ramos (2007) y Largo (2011).

El río Porce nace en el alto de San Miguel a una altura de 2660 msnm, desciende 232 km y atraviesa el centro del departamento de Antioquia en dirección noroeste, hasta desembocar en el río Nechí, afluente del río Cauca. Desde su cabecera, hasta aproximadamente 100 km aguas abajo, este cuerpo de agua se conoce como río Medellín y atraviesa el área metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA), conformada por 10 municipios con una población que supera los 3,5 millones de habitantes (UNAL & UDEA 2002). La cuenca del río Medellín afronta problemáticas de contaminación asociadas a la canalización del río y de algunas de sus quebradas afluentes, vertimiento de aguas residuales y residuos sólidos domésticos e industriales del AMVA, deforestación, cambio de usos potenciales del suelo y desarrollo de prácticas económicas insostenibles. En la actualidad, la implementación del plan de saneamiento del río, con obras como colectores e interceptores de aguas residuales y la construcción de la planta San Fernando, que trata 20% del agua residual generada en el Valle de Aburrá, ha contribuido con el mejoramiento de la calidad del agua del río, sin embargo, aún persiste el deterioro de este ecosistema (Giraldo 2013). Por su parte, en la parte media y baja de la cuenca, el río Porce recibe además la descarga de la central hidroeléctrica La Tasajera y vertimientos del sector agropecuario, centrales de beneficio de ganado, efluentes de rellenos sanitarios, y descargas dispersas de focos erosivos y monocultivos que se desarrollan en esta zona (Arteaga et al. 2010, Largo 2011, Giraldo 2013, Giraldo et al. 2014).

### **1.4.1 Climatología**

El clima de la zona se clasifica como tropical, con una precipitación promedio anual de 2000 mm. El ciclo anual de precipitación tiene régimen bimodal cuyo período de lluvias se extiende entre abril y octubre, con un veranillo entre junio y agosto. Por su parte, el período seco abarca desde finales de noviembre hasta el mes de marzo. La temperatura media de la zona es de 24°C con una variabilidad diurna que oscila entre 15 y 35°C y baja variabilidad interanual. La velocidad superficial del viento es baja y su valor promedio es de 3 m/s (Ramos 2007).

### **1.4.2 Zonas de vida**

Según la clasificación bioclimática propuesta por Holdridge, en la zona de influencia del embalse Porce II se presentan cuatro zonas de vida: (i) bosque húmedo tropical (bh-T), (ii) bosque muy húmedo premontano (bmh-P), (iii) transición de bmh-P a bh-T (bmh-P∇) y (iv) bosque húmedo montano bajo (bh-MB) (Varón & Lema 2000).

### **1.4.3 Geología y Geomorfología**

La geología de la zona es homogénea y está asociada a rocas ígneas y metamórficas. Las rocas metamórficas tipo cornubianas, están compuestas principalmente de cuarzo, constituyen el 65% de la fundación de la presa y afloran en ambos márgenes del embalse. Los saprolitos derivados de estas rocas presentan texturas areno-limosas de color amarillo, naranja y rojizo, mientras que las texturas de los suelos son limo-arcillosas y arcillo-limosas de color pardo amarillento y ricos en óxidos de hierro. Por su parte, las rocas ígneas corresponden a Cuarzodioritas, Granodioritas y Tonalitas del Batolito Antioqueño, afloran a manera de diques en la zona aledaña al embalse y están compuestas principalmente por plagioclasa (60-70%), seguida de cuarzo, biotita y hornblenda (Flórez 2015).

Adicionalmente, en la zona se presentan unidades geológicas de depósitos superficiales no litificados, correspondientes a depósitos aluviales, aluviotorrenciales, flujos de lodos y escombros, coluviones y llenos de origen antrópico. Estos depósitos están distribuidos en toda el área de influencia del embalse, poseen diferentes características en cuanto a su composición, grados de consolidación e incisión, pendiente, etc. Y cubren las unidades litológicas descritas previamente (Flórez 2015).

La geomorfología del cañón del río Porce está desarrollada en un cañón profundo en “V” y dominada por un relieve montañoso con laderas amplias, abruptas y asimétricas y generalmente pendientes superiores al 50%, aunque también se presentan sectores semiplanos de pendiente suave. El patrón de drenaje del cañón es de tipo rectangular y subparalelo (Flórez 2015).

#### **1.4.4 Usos del suelo**

La mayor parte de las tierras de la cuenca del embalse Porce II, se encuentran localizadas en los paisajes de montaña y colinas, con suelos aptos para el establecimiento de sistemas agroforestales, agrosilvopastoriles y forestales. Otras zonas, ubicadas en los paisajes de valle, tienen vocación agropecuaria, uso que ha incrementado y se ha expandido en los últimos años (Flórez 2015).

En los alrededores del embalse cerca del 10% del uso del suelo es recuperación, por lo que se observa revegetación secundaria conformada por rastrojos de bajos a altos, que corresponden a una sucesión natural a partir de bosques talados o potreros descuidados y enmalezados. Por su parte, los pastos manejados representan más del 50% del uso del suelo de la zona. Algunos de estos pastos en proceso de deterioro, han sido invadidos por helechos y malezas de rápido crecimiento. Finalmente, otro uso del suelo de la cuenca es la agricultura de subsistencia (Flórez 2015).

### **1.5 METODOLOGÍA**

La evaluación de la dinámica del nitrógeno, fósforo y sílice en el embalse Porce II, como contribución a la gestión integral del recurso hídrico para este embalse, se logró siguiendo el esquema metodológico mostrado en la figura 2. A continuación se describen de forma general, los componentes de este esquema, no obstante, en los capítulos posteriores, se detallará la metodología empleada para la toma y procesamiento de muestras y para el análisis de la información.

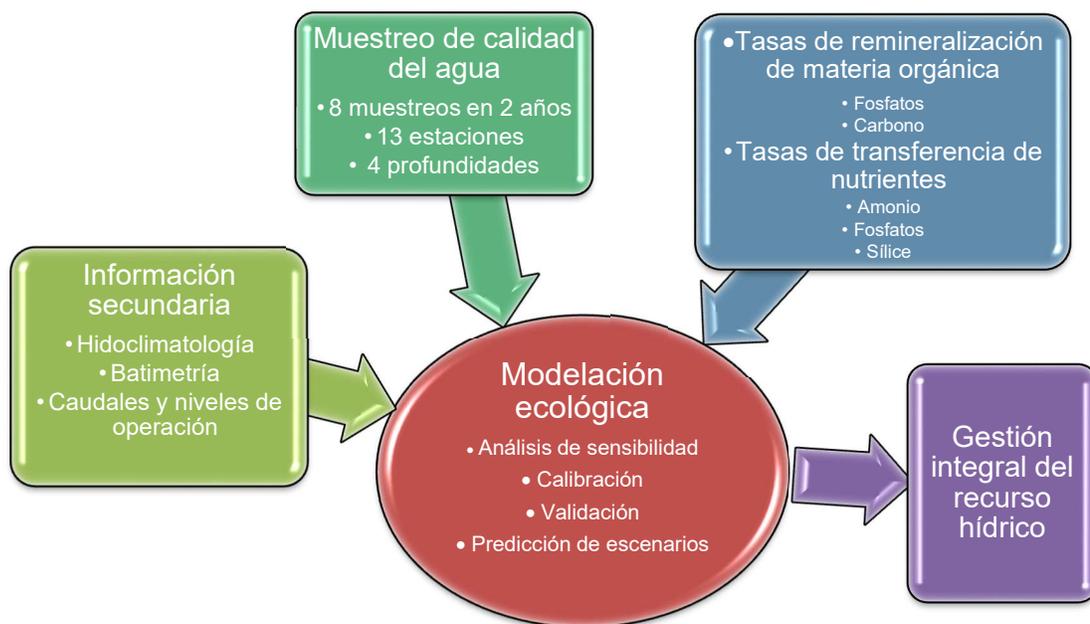


Figura 2. Esquema metodológico para la evaluación de la dinámica de nutrientes en el embalse Porce II.

### 1.5.1 Información secundaria

Corresponde a la información hidroclimatológica de la cuenca del río Porce, y de la batimetría y condiciones de operación del embalse Porce II. Esta información fue suministrada por las Empresas Públicas de Medellín, entidad propietaria y operaria del proyecto hidroeléctrico Porce II, y se utilizó para determinar las condiciones propias de cada monitoreo y satisfacer los requerimientos de información durante la etapa de modelación.

### 1.5.2 Muestreo de calidad del agua

Se estableció un programa de muestreo de variables fisicoquímicas y biológicas de calidad del agua del embalse Porce II, consistente en 8 muestreos durante los años 2010 a 2012, con periodicidad aproximada de 3 meses. Se definieron 13 estaciones de muestreo, 12 al interior del embalse y uno en la descarga del embalse. Se determinaron variables fisicoquímicas y biológicas in situ y se tomaron muestras de agua para análisis de laboratorio. Para la obtención y preservación de las muestras de agua se siguieron las recomendaciones de la sección 1060 de los métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales (APHA-AWWA-WEF 2005).

### **1.5.3 Tasas de remineralización de materia orgánica y transferencia de nutrientes**

La remineralización de la materia orgánica se determinó indirectamente a través de la medición de la actividad enzimática extracelular de las enzimas fosfatasa y  $\beta$ -glucosidasa por un periodo de 9 meses. Para esto se emplearon muestras de agua y biofilm asociado a la rizósfera de *Eichhornia crassipes* de 1 sitio de muestreo al interior del embalse y se siguió la metodología propuesta por Marxsen et al. (1998). Por su parte, las tasas de transferencia de amonio, fosfatos y sílice del sedimento al agua a partir de la incubación ex situ de núcleos de sedimento extraídos de dos estaciones limnéticas del embalse, de acuerdo con la metodología de Nowlin et al. (2005).

### **1.5.4 Tratamiento de la información**

La información generada en campo y en laboratorio fue consignada en una base de datos, discriminada por fecha, estación, profundidad y variable (Anexo 1). Posteriormente, se hizo una depuración de la base de datos generada conservando aquellos datos coherentes y eliminando los que se consideraron provenían de mediciones erróneas. Los datos restantes fueron utilizados para realizar análisis estadísticos univariados y multivariados empleando el software Statgraphics Centurion VI.

### **1.5.5 Modelación ecológica**

Para la simulación de la dinámica ambiental del nitrógeno, fósforo y sílice en el embalse Porce II se empleó el Modelo ecológico CAEDYM (Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model) (Romero et al. 2006) acoplado al modelo hidrodinámico tridimensional ELCOM (Estuary and Lake Computer Model) (Hodges & Dallimore 2001), ambos desarrollados por el Center for Water Research de la Universidad del Oeste de Australia. Estos modelos fueron calibrados con información del muestreo de febrero de 2012 y validados con los datos de abril de 2011. Ambos muestreos correspondieron a época seca, en la cual se obtuvieron condiciones de calidad del agua del embalse más críticas. Una vez validado el modelo ecológico, éste se empleó para predecir las variaciones de calidad del agua del embalse a partir de una estrategia de gestión del recurso hídrico, la cual contempla la disminución de las cargas de nutrientes aportadas por el río Porce.

## 2 LIMNOLOGÍA DEL EMBALSE PORCE II

### 2.1 INTRODUCCIÓN

Los embalses son ecosistemas acuáticos artificiales que comparten características funcionales de ríos y lagos. En términos generales, los procesos ecológicos son similares en embalses y lagos naturales. Sin embargo, debido a su morfometría y a las variaciones hidrológicas, los embalses difieren en procesos como el transporte horizontal, la sedimentación diferencial, las cargas internas, entre otros, lo que genera particularidades en sus características fisicoquímicas y biológicas (Palau 2003, Nedoma et al. 2006, Ribeiro Filho et al. 2011).

Entre el afluente principal y la presa de los embalses se forman tres zonas con características fisicoquímicas y biológicas diferentes. La zona ribericina, cercana al ingreso del afluente principal presenta altas concentraciones de sólidos suspendidos y nutrientes y baja biomasa fitoplanctónica. La zona de transición donde aumenta el tiempo de residencia del agua y disminuyen los sólidos y los nutrientes. Y finalmente, la zona limnética donde aumentan la transparencia del agua y la productividad primaria, pero se reduce el contenido de nutrientes (Wetzel 2001, Wang et al. 2010).

En términos de calidad del agua, los embalses están supeditados a numerosos problemas ambientales asociados a las altas cargas de materia orgánica, material en suspensión y nutrientes que son transportadas por los ríos (Trojanowska & Izydorczyk 2010, Xu et al. 2010, Lewis Jr et al. 2011). Las descargas de aguas residuales domésticas de zonas urbanas densamente pobladas y el lavado de suelos de cuencas de drenaje con uso agropecuario, son las principales fuentes de nutrientes para estos ecosistemas, lo cual favorece su eutrofización (De Ceballos et al. 1998, Palau 2006). Los efectos de este problema ambiental son ampliamente conocidos e incluyen: incremento de la biomasa y cambio en la composición de especies del fitoplancton, el perifiton y las plantas acuáticas, reducción de la transparencia del agua, aumento del pH, agotamiento del oxígeno disuelto en las zonas profundas, entre otros (Smith et al. 1999, Lewis Jr et al. 2011).

El conocimiento de los procesos fisicoquímicos y biológicos ocurridos al interior de embalses de zonas templadas, ha contribuido a la comprensión del funcionamiento de embalses en el trópico (Sarmiento 2012). Sin embargo, hoy en día es claro que existen diferencias en el funcionamiento de embalses ubicados en distintas latitudes. En zonas

tropicales, las altas temperaturas y radiación solar durante todo el año, favorecen: (i) la alta actividad biológica; (ii) la alta productividad primaria asociada a mayores tasas de asimilación y reciclado de nutrientes; (iii) las altas tasas de mineralización de la materia orgánica, (iv) diferentes patrones de estratificación con gradientes de temperatura débiles que permiten numerosos eventos de mezcla parcial (Lewis Jr 1996, von Sperling et al. 2008, Fernandes et al. 2013).

Pese al incremento de construcción de embalses en zonas tropicales, aún son escasos los estudios limnológicos de estos ecosistemas (Sarmiento 2012). Profundizar en el conocimiento de sus características funcionales conllevaría a estrategias de manejo ambiental más adecuadas (Molisani et al. 2010). Un primer paso en la generación de información crucial para la toma de decisiones sobre el manejo de estos ecosistemas, lo constituye el monitoreo de variables fisicoquímicas y biológicas. Por esta razón, el presente capítulo busca caracterizar limnológicamente el embalse Porce II, a partir del monitoreo de variables físicas, químicas y biológicas. Con este análisis integral del funcionamiento del embalse, se espera contribuir a la generación de estrategias de gestión integral de este recurso hídrico.

## **2.2 MATERIALES Y MÉTODOS**

### **2.2.1 Sitios de muestreo**

Para monitorear las principales variables fisicoquímicas e hidrobiológicas de calidad del agua en el embalse Porce II, se seleccionaron 13 estaciones así: tres al ingreso de los afluentes principales, nueve en la zona limnética y una en el efluente (Figura 2.1). Con esta distribución de las estaciones se buscó alcanzar buena representatividad de las diferentes zonas del embalse (ingreso, cuerpo de agua principal, zonas de presa y zonas muertas) para evaluar un amplio espectro de escenarios de calidad del agua, asociados a complejidad hidrodinámica de este cuerpo de agua. La localización de las estaciones de monitoreo se presenta en la tabla 2.1.

## DINÁMICA DE NUTRIENTES EN EL EMBALSE PORCE II, ANTIOQUIA, COLOMBIA

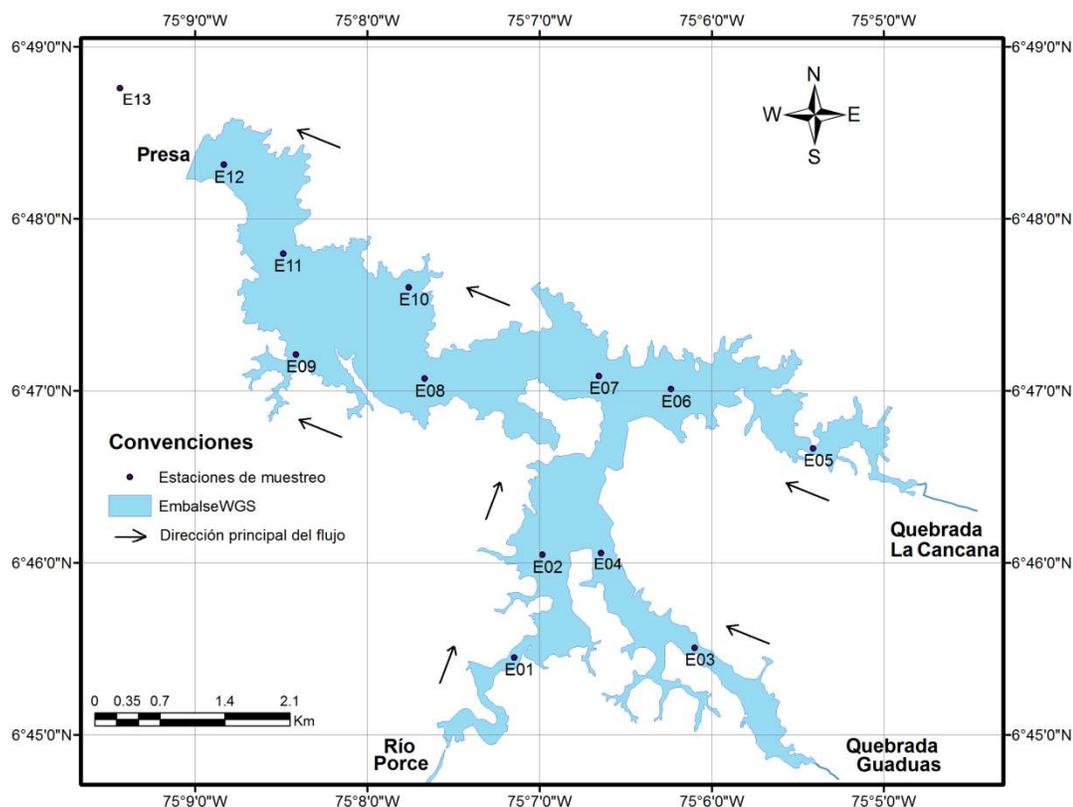


Figura 2.1 Ubicación de las estaciones de muestreo de calidad del agua en el embalse Porce II

Tabla 2.1 Localización y descripción de las estaciones de muestreo de calidad del agua en el embalse Porce II.

Estación	Descripción	Latitud (N)	Longitud (W)
1	Afluente: Ingreso río Porce	6°45'26.954"	75°7'8.77"
2	Embalse: Brazo río Porce	6°46'02.74"	75°6'58.99"
3	Afluente: Ingreso quebrada Guaduas	6°45'30.35"	75°6'05.89"
4	Embalse: Brazo quebrada Guaduas antes de unirse al brazo río Porce	6°46'17.71"	75°6'44.72"
5	Afluente: Ingreso quebrada La Cancana	6°46'39.88"	75°5'24.60"
6	Embalse: Brazo quebrada La Cancana antes de unirse al brazo río Porce	6°47'00.50"	75°6'14.11"
7	Embalse: Confluencia de los brazos río Porce y quebrada La Cancana	6°47'05.16"	75°6'39.30"
8	Embalse: Inicio zona limnética	6°47'04.21"	75°7'40.01"
9	Embalse: Cerca de ingreso quebrada San Luis	6°47'12.63"	75°8'24.92"
10	Embalse: Cerca de ingreso quebrada El Huevo	6°47'36.07"	75°7'45.59"
11	Embalse: Cerca de la zona de presa	6°47'47.87"	75°8'29.28"
12	Embalse: Zona de presa	6°48'18.88"	75°8'49.93"
13	Efluente: Descarga de casa de máquinas	6°48'45.08"	75°9'30.60"

### 2.2.2 Muestreo y preservación de muestras

Entre abril de 2010 y mayo de 2012 se realizaron 8 muestreos de calidad del agua con una periodicidad trimestral. En cada estación de monitoreo se obtuvieron perfiles *in situ* de temperatura del agua, oxígeno disuelto, saturación de oxígeno, potencial de hidrogeniones, conductividad eléctrica, turbidez y potencial de óxido-reducción, empleando un perfilador de Conductividad-Temperatura-Profundidad (SBE 25plus Sealogger CTD, Sea-Bird Electronics, Inc.), así como perfiles *in situ* de clorofila *a* empleando un espectrofluorómetro sumergible con factor integrado de corrección por materia orgánica disuelta (FluoroProbe; bbe Moldaenke, GmbH).

Adicionalmente, en cada estación del embalse se extrajeron muestras de agua con una botella vertical de 10L tipo Schindler (Uwitec Sampler) en cuatro profundidades a saber: Subsuperficie, 10% y 99% de luz incidente y cerca del fondo. Las profundidades del 10 y 99% de luz incidente se estimaron como el resultado del producto de la transparencia Secchi por 1,35 y 2,71, respectivamente. Las muestras de agua fueron analizadas para determinar las variables fisicoquímicas indicadas en la tabla 2.2.

El almacenamiento y preservación de muestras se realizó siguiendo las recomendaciones de los métodos normalizados para el análisis de aguas y aguas residuales (APHA-AWWA-WEF 2005). Para la determinación de sílice disuelto, nitritos, nitratos y sólidos totales y disueltos ( $\text{SiO}_2$ ,  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ , ST y SDT, respectivamente), se extrajo un litro de agua en un recipiente plástico oscuro. Para cuantificar las durezas total y cálcica, el nitrógeno amoniacal ( $\text{NH}_4^+$ ) y el nitrógeno total Kjeldahl (NTK) se almacenó un litro de agua en un recipiente plástico y se fijó con ácido sulfúrico ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) hasta obtener un pH inferior a 2 unidades. Las muestras de agua para fósforo total (PT) y ortofosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) se almacenaron por separado en recipientes de 500 mL previamente lavados con ácido nítrico y agua destilada y de éstas, se fijaron con  $\text{H}_2\text{SO}_4$  hasta  $\text{pH} < 2$  sólo las destinadas al análisis de fósforo total. El análisis de sustancias disueltas se realizó durante las 24 horas siguientes la toma de muestras, luego de que éstas fueran filtradas con filtros de 0,45  $\mu\text{m}$ .

## DINÁMICA DE NUTRIENTES EN EL EMBALSE PORCE II, ANTIOQUIA, COLOMBIA

Tabla 2.2 Variables fisicoquímicas medidas en muestras de agua del embalse Porce II.

Variable (unidad)	Método	Referencia <sup>1</sup>
Temperatura (°C) <sup>2</sup>	Electrométrico	2550-B
Oxígeno disuelto (mg/L) <sup>2</sup>	Electrométrico	4500-O-G
pH (Unidades de pH) <sup>2</sup>	Potenciométrico	4500-H <sup>+</sup> -B
Conductividad eléctrica (µS/cm) <sup>2</sup>	Conductimétrico	2510-B
Potencial de oxidoreducción (mV) <sup>2</sup>	Potenciométrico	2580-B
Dióxido de carbono (mg/L)	Titulométrico con NaOH Cálculo a partir de alcalinidad total	4500-CO <sub>2</sub> -C <sup>3</sup> 4500-CO <sub>2</sub> -D <sup>4</sup>
Alcalinidad total (mg/L)	Titulométrico con H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub>	2320-B <sup>4</sup>
Sólidos disueltos (mg/L)	Secado a 180°C	2540-C
Sólidos suspendidos (mg/L)	Secado a 103-105°C	2540-D
Dureza total (mg/L)	Titulométrico – EDTA	2340-C
Dureza cálcica (mg/L)	Titulométrico – EDTA	3500-Ca-D
Sílice disuelto (mg/L)	Método Molibdosilicato	4500-Si-D
Nitrógeno total Kjeldahl (mg/L)	Macro Kjeldahl	4500-Norg-B
Nitritos (mg/L)	Colorimétrico	4500-NO <sub>2</sub> -B
Nitratos (mg/L)	Electroforesis capilar Cromatografía iónica	4140-B 4110-C <sup>5</sup>
Nitrógeno amoniacal (mg/L)	Titulométrico – Destilación Cromatografía iónica	4500-NH <sub>3</sub> -B 4110-C <sup>5</sup>
Fósforo total (mg/L)	Colorimétrico – Ácido ascórbico	4500-P-E
Ortofosfatos (mg/L)	Colorimétrico – Ácido ascórbico	4500-P-E

<sup>1</sup> Según APHA-AWWA-WEF (2005)

<sup>2</sup> Mediciones *in situ*

<sup>3</sup> Hasta julio de 2010

<sup>4</sup> A partir de agosto de 2010

<sup>5</sup> A partir de noviembre de 2011

### 2.2.3 Características de los muestreos

La información hidroclimatológica del embalse y las condiciones de operación de la Central Hidroeléctrica Porce II fueron suministradas por Empresas Públicas de Medellín e incluyeron: (i) El caudal del río Porce medido en la estación El Diamante; (ii) La precipitación medida en la estación hidrometeorológica El Mango ubicada en la presa; (iii) El nivel del embalse, la apertura de compuertas de vertimiento y los caudales turbinados medidos en la central. A partir de esta información se elaboró la figura 2.2. En dicha figura se incluye además la variación del índice oceánico del Niño (ONI) reportado por la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), que indica

el fenómeno macroclimático ENSO predominante (La Niña:  $ONI < -0.5$ ; El Niño:  $ONI > +0.5$ ).

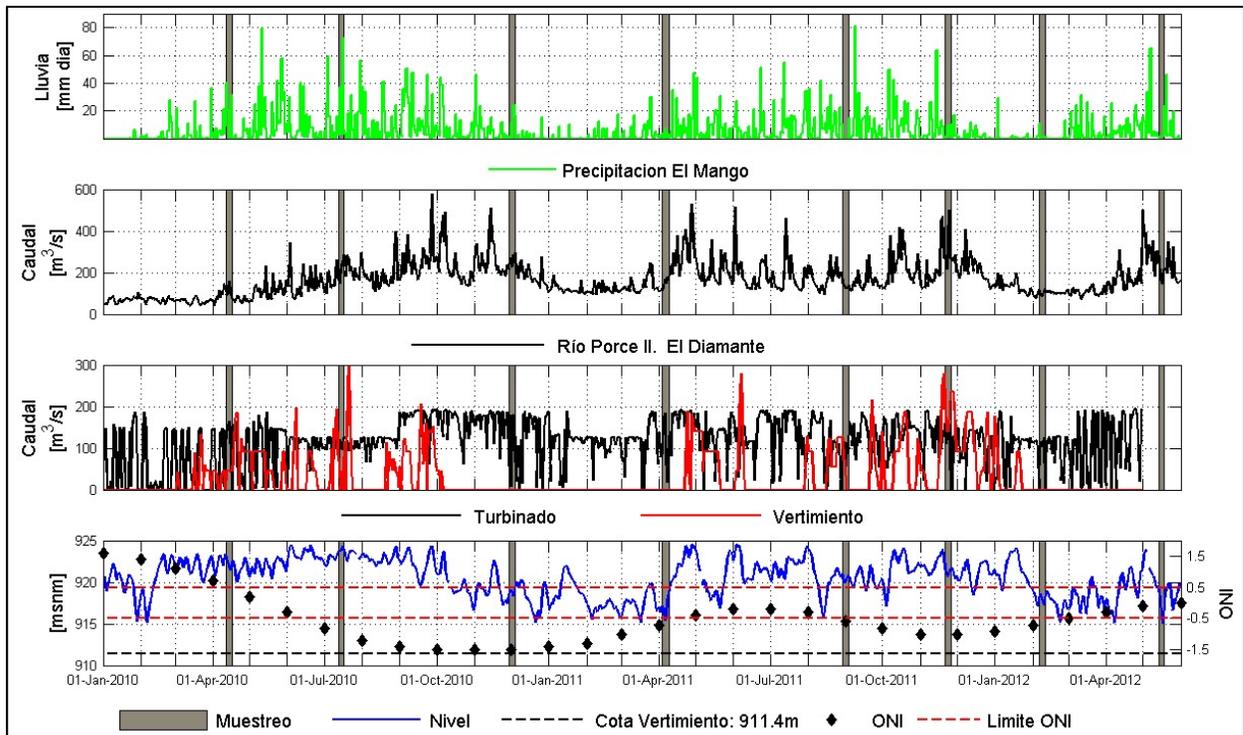


Figura 2.2 Hidroclimatología y condiciones de operación de la Central Hidroeléctrica Porce II durante el periodo de estudio.

En la figura 2.2 se observa que la zona de estudio presentó un comportamiento bimodal de la precipitación. Las épocas de lluvias se presentaron entre abril y mayo y septiembre y noviembre. Por su parte, las épocas secas correspondieron a los meses comprendidos entre diciembre y febrero y junio a julio. La variación del caudal del río Porce fue concordante con los fenómenos de lluvia o sequía. Sin embargo, el nivel del embalse varió en función de las condiciones de operación de la central. Los aportes del río Porce fueron bajos en los muestreos de abril de 2010 y 2011 y febrero de 2012 (entre 100-150  $m^3/s$ ), medios en julio de 2010, agosto de 2011 y mayo de 2012 (entre 150- 200  $m^3/s$ ) y altos en noviembre de 2010 y 2011 (entre 250 y 300  $m^3/s$ ).

Por su parte, el nivel del embalse permaneció cercano a los 924 msnm durante abril y julio de 2010 y presentó una reducción significativa en diciembre de 2010 hasta los 918 msnm. Esto se debió a que durante este muestreo se presentaron los mayores caudales turbinados (cerca de 200  $m^3/s$ ) y además hubo vertimiento continuo de 100  $m^3/s$  debido al llenado del embalse Porce III (Figura 2.2). Durante el primer cuatrimestre

## DINÁMICA DE NUTRIENTES EN EL EMBALSE PORCE II, ANTIOQUIA, COLOMBIA

---

del 2011, el nivel del embalse se mantuvo por debajo de la cota 920 msnm, alcanzando la cota mínima de 915 msnm durante los días de muestreo de abril. En los muestreos de agosto y noviembre de 2011 el nivel del embalse estuvo cercano a los 921 msnm, descendió hasta 918 msnm durante el muestreo de febrero de 2012 y alcanzó nuevamente la cota mínima de 915 msnm en el muestreo de mayo de 2012.

A partir de las condiciones hidroclimatológicas predominantes en el embalse, las campañas de muestreo de calidad del agua se agruparon en tres periodos: seco, transición o húmedo (Tabla 2.3).

Tabla 2.3 Muestreos de calidad del agua y su caracterización según el proceso hidroclimatológico dominante en el embalse Porce II

<b>Periodo</b>	<b>Muestreos</b>	<b>Caudal río Porce</b>	<b>Precipitación</b>
Seco	Abril de 2010 Abril de 2011 Febrero de 2012	Antes: Bajo Durante: Bajo a Medio	Antes: Baja Durante: Baja a Media
Transición	Julio de 2010	Antes: Medio Durante: Medio	Antes: Media a Alta Durante: Alta
	Agosto de 2011	Antes: Medio Durante: Medio	Antes: Media Durante: Nula
	Mayo de 2012	Antes: Alto Durante: Medio	Antes: Media Durante: Alta
Húmedo	Noviembre de 2010 Noviembre de 2011	Antes: Alto Durante: Medio a Alto	Antes: Alta Durante: Media

### 2.2.4 Tratamiento de la información

Inicialmente se realizó un análisis exploratorio para evaluar los principales valores estadísticos de tendencia central (tamaño de la muestra, media aritmética, mediana, desviación estándar), de forma (curtosis que permite evaluar normalidad de los datos) y de dispersión (varianza y coeficiente de variación). A continuación, se procedió a verificar los supuestos de normalidad, homocedasticidad e independencia requeridos para ejecutar análisis de varianza. Sin embargo, dado que la mayoría de las variables de estudio no cumplió con el supuesto de normalidad, se procedió a utilizar la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis para analizar posibles diferencias estadísticamente significativas en las variables de calidad de agua para cada factor de estudio: muestreo, estación y profundidad de toma de las muestras.

Posteriormente, se realizó un análisis de componentes de varianza para detectar aquel factor de estudio que probablemente tiene mayor influencia sobre el comportamiento de las variables fisicoquímicas del embalse Porce II. Dado que el resultado de este

análisis fue un mayor porcentaje de variables influenciadas por la profundidad de toma de muestras, se dividieron los datos en dos zonas, fótica y afótica, para evaluar la variación hidroclimatológica de la calidad del agua del embalse. Es importante aclarar que este análisis se realizó como apoyo para reducir la dimensión del problema durante la comparación de los periodos hidroclimáticos, mientras que la prueba definitiva para evaluar diferencias estadísticamente significativas entre muestreos fue el análisis de Kruskal-Wallis.

Finalmente, se ejecutaron análisis de conglomerados para las zonas fótica y afótica con el objeto de buscar posibles agrupaciones de las estaciones del embalse con características fisicoquímicas similares. Todos los análisis estadísticos se realizaron con el software Statgraphics Centurion XVI.

## **2.3 RESULTADOS**

### **2.3.1 Variación espacial y temporal de la calidad del agua**

Los principales estimadores estadísticos de tendencia central, forma y dispersión de las variables fisicoquímicas medidas *in situ* y en el laboratorio durante los ocho muestreos realizados en el embalse Porce II se consignan en la tabla 2.4. De otro lado, en la tabla 2.5 se presentan los valores p de la prueba de Kruskal-Wallis para cada variable considerando como factores de estudio los muestreos (8), las estaciones (13) y la profundidad (4). Valores p inferiores a 0,05, 0,01 o 0,001 indicaron diferencias estadísticamente significativas con 95, 99 y 99,9% de confianza, respectivamente.

DINÁMICA DE NUTRIENTES EN EL EMBALSE PORCE II, ANTIOQUIA, COLOMBIA

Tabla 2.4 Valores estadísticos de tendencia central, forma y dispersión de las variables de calidad del agua medidas en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012

Variable	n	Mínimo	Máximo	Rango	Promedio	Mediana	Varianza	Desviación Estándar	Coefficiente de Variación (%)	Curtosis
Transparencia Secchi (m)	81	0,10	1,65	1,55	0,54	0,53	0,11	0,34	63,16	0,74
Profundidad total (m)	86	0,25	92,00	91,75	25,07	13,13	685,40	26,18	104,43	-0,19
Temperatura del agua (°C)	262	19,70	32,00	12,30	24,40	24,03	4,67	2,16	8,86	1,45
Oxígeno disuelto (mg/L)	261	0,09	12,34	12,25	4,67	4,71	7,98	2,83	60,53	-1,55
Saturación oxígeno disuelto (%)	261	1,05	160,90	159,85	58,36	59,38	1316,68	36,29	62,18	-1,14
pH (Unidades pH)	262	5,12	9,85	4,73	7,09	6,98	0,57	0,76	10,67	6,43
Conductividad eléctrica (µS/cm)	262	66,00	254,00	188,00	140,74	130,42	1369,43	37,01	26,29	2,86
Alcalinidad total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	214	1,46	81,00	79,54	42,42	44,00	164,32	12,82	30,22	7,42
Dióxido de carbono	214	0,01	49,32	49,31	12,17	9,08	106,45	10,32	84,79	2,22
Potencial de óxido-reducción (mV)	239	-157,60	345,80	503,40	162,61	175,50	8062,71	89,79	55,22	1,87
Dureza Total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	262	22,51	110,00	87,49	43,48	36,16	342,37	18,50	42,55	3,27
Dureza Cálcica (mg CaCO <sub>3</sub> /L))	258	5,94	72,00	66,07	25,34	20,80	210,24	14,50	57,22	7,71
Dureza Magnésica (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	258	1,91	62,10	60,19	18,28	16,44	98,30	9,91	54,24	15,81
Sólidos Disueltos (mg/L)	259	12,00	241,00	229,00	105,09	104,00	969,22	31,13	29,62	5,51
Sólidos suspendidos (mg/L)	234	0,80	434,00	433,20	38,32	11,67	4944,64	70,32	183,50	41,75
Sólidos totales (mg/L)	232	24,00	618,00	594,00	144,02	126,82	6204,31	78,77	54,69	41,64
Nitratos (mg N_NO <sub>3</sub> /L )	207	0,017	8,403	8,386	1,807	0,406	4,172	2,042	113,01	-0,058
Nitritos (mg N_NO <sub>2</sub> /L)	251	0,001	0,494	0,493	0,123	0,079	0,014	0,119	97,45	7,209
Nitrógeno amoniacal (mg N_NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L)	262	0,292	5,989	5,697	1,392	1,159	0,767	0,876	62,93	10,553
Nitrógeno total Kjeldahl (mg N/L)	262	0,504	8,047	7,543	2,526	2,296	1,549	1,245	49,28	8,525
Nitrógeno orgánico (mg N/L)	262	0,079	6,199	6,120	1,134	1,011	0,695	0,834	73,51	34,551
Fósforo Total (mg P/L)	224	0,038	0,714	0,676	0,170	0,120	0,018	0,136	79,74	10,916
Ortofosfatos (mg P_PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /L)	224	0,003	0,229	0,226	0,036	0,024	0,002	0,039	108,44	17,204
Sílice disuelto (mg SiO <sub>2</sub> /L)	262	2,890	16,467	13,577	8,799	8,507	5,249	2,291	26,04	4,461
Clorofila a (µg/L)	140	0,37	106,16	105,79	25,02	20,16	448,26	21,17	84,62	4,41

DINÁMICA DE NUTRIENTES EN EL EMBALSE PORCE II, ANTIOQUIA, COLOMBIA

---

Tabla 2.5 Valores p de la prueba de Kruskal-Wallis para las variables de calidad del agua medidas en el embalse Porce II

VARIABLE	p de Kruskal-Wallis		
	Muestreo	Estación	Profundidad
Temperatura del agua	<0,001	<0,001	<0,001
Oxígeno disuelto	0,8500	0,0943	<0,001
Potencial de óxido-reducción	<0,001	0,1852	<0,001
Alcalinidad total	<0,001	0,1455	0,1279
Dióxido de carbono	<0,001	<0,05	<0,001
pH	0,0830	<0,05	<0,001
Conductividad eléctrica	<0,001	<0,05	0,7110
Sólidos disueltos	<0,001	0,2357	0,9736
Sólidos suspendidos	0,0882	<0,001	<0,001
Sólidos totales	<0,01	<0,001	<0,001
Dureza total	<0,001	0,3606	0,1781
Dureza cálcica	<0,001	0,8783	0,6540
Dureza magnésica	<0,001	<0,05	<0,001
Nitratos	<0,001	<0,001	0,7450
Nitritos	<0,001	<0,001	0,6500
Nitrógeno amoniacal	<0,001	<0,01	0,1821
Nitrógeno orgánico	<0,001	<0,001	0,2014
Fósforo total	<0,001	<0,001	<0,001
Ortofosfatos	<0,001	<0,001	<0,001
Sílice disuelto	<0,001	<0,001	0,6239
Clorofila a	0,3754	<0,001	0,4493

A excepción del oxígeno disuelto, el pH, los sólidos suspendidos y la clorofila a, la totalidad de las variables presentó diferencias estadísticamente significativas entre muestreos (Tabla 2.5). Las mayores variaciones se presentaron en la profundidad total, el dióxido de carbono, sólidos suspendidos, nitratos, nitritos, nitrógeno orgánico, fósforo total, ortofosfatos y clorofila a, con coeficientes de variación superiores al 70% (Tabla 2.4). A lo largo de todo el período de muestreo la temperatura del agua tuvo valores de  $24,42 \pm 2,17$  °C, con lo cual se ratificó la condición cálida tropical del embalse. Por su parte, el pH se mantuvo cercano a la neutralidad con valores de  $7,09 \pm 0,76$  unidades de pH.

La entrada del río Porce determinó las características organolépticas del embalse hasta inmediaciones de la estación 7, con alta turbiedad, fuertes olores y formación permanente de burbujas, que indicaron procesos intensos de degradación de la materia orgánica. A partir de allí, la disminución de la velocidad del agua, el aumento de la temperatura y las elevadas concentraciones de nutrientes, propiciaron el desarrollo de la biomasa fitoplanctónica que modificó la apariencia del agua pasando de ser turbia con un color pardo a agua de color verdoso, lo que se reflejó en el aumento de la

transparencia Secchi y la profundidad de la zona fótica en el cuerpo de agua principal del embalse (Figura 2.3).

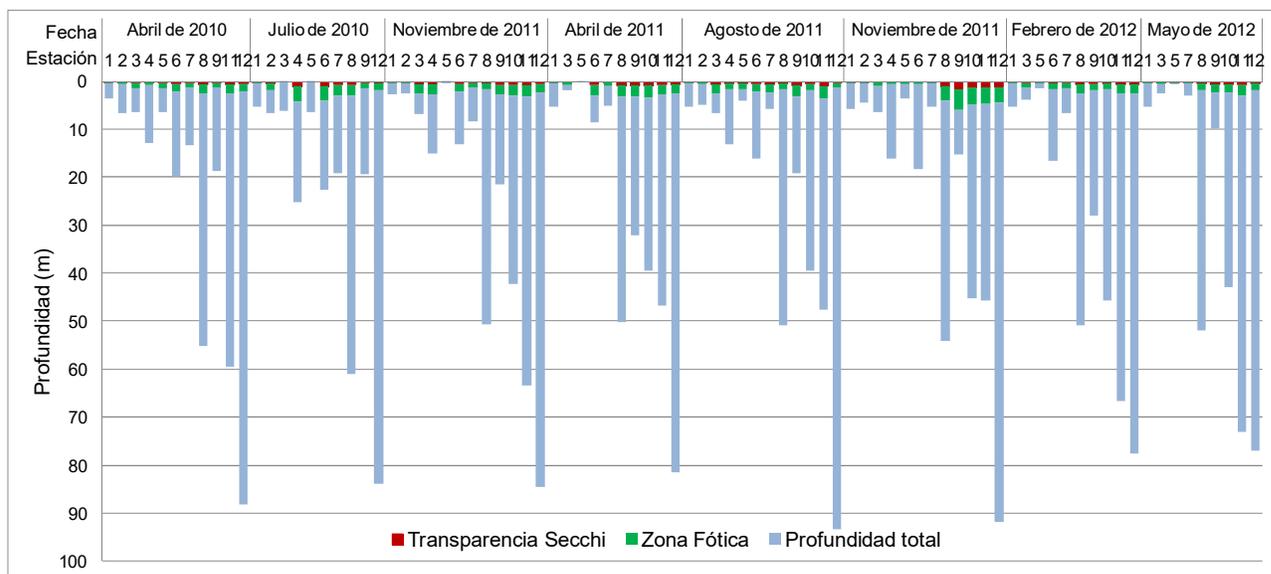


Figura 2.3 Variación espacial y temporal de la transparencia Secchi, la profundidad de la zona fótica y la profundidad total del embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012.

La transparencia Secchi se mantuvo, en promedio, en 0,54 m, con una tendencia a presentar valores mayores a partir de la estación 8, donde se registró una zona fótica promedio de 2,05 m, típica de embalses sometidos a altos aportes de sedimentos y que presentan alta productividad. Durante el muestreo de noviembre de 2011 se presentó un aumento significativo de la transparencia Secchi en el cuerpo de agua principal, producto de la reducción de la clorofila *a* en la zona fótica (Figura 2.3).

### 2.3.1.1 Temperatura del agua

La temperatura del agua presentó diferencias estadísticamente significativas entre muestreos, estaciones y profundidades (Tabla 2.5). Las temperaturas más altas se registraron en abril de 2010 (26,08°C), muestreo que correspondió con un fenómeno El Niño ( $ONI > 0,5$ ) (Figura 2.2). Durante la transición El Niño-La Niña ( $0,5 > ONI > -0,5$ ) en mayo de 2012, abril y agosto de 2011 y en febrero de 2012, cuando el fenómeno Niña no fue tan marcado, las temperaturas descendieron a un promedio de 24,89°C. Mientras que durante el fenómeno Niña en los demás muestreos se registraron las menores temperaturas con promedios de 23,16°C (Figura 2.4).

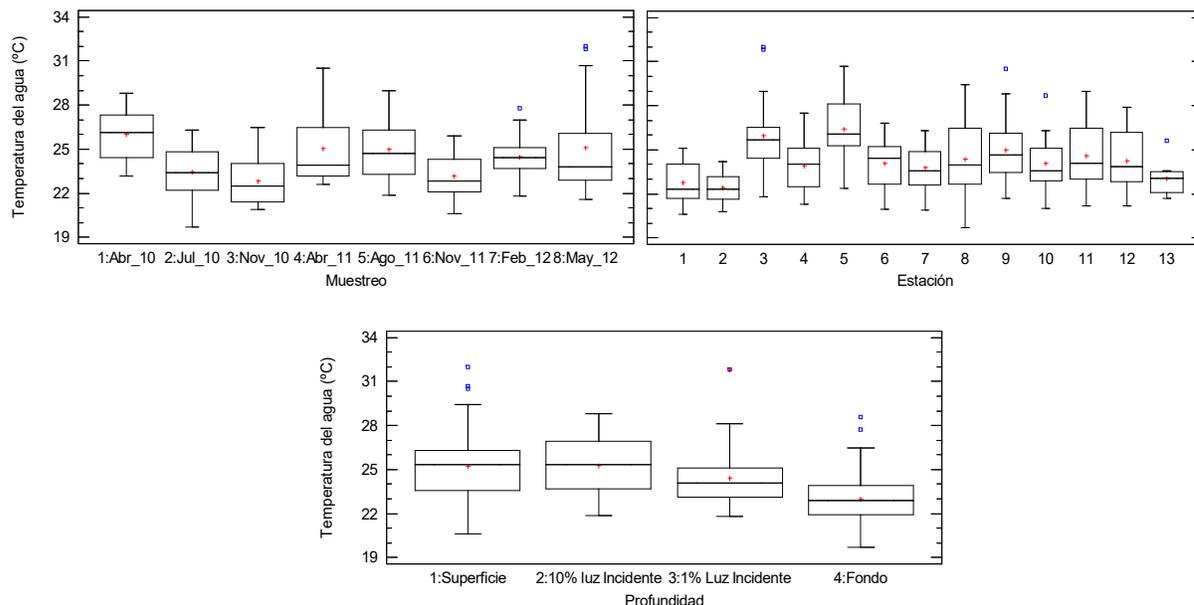


Figura 2.4 Variación espacial y temporal de la temperatura del agua en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012.

En las quebradas Guaduas (estación 3) y La Cancana (estación 5) se registraron temperaturas 3°C más altas que las del río Porce (estación 1), lo cual podría atribuirse principalmente a que esta última posee condiciones predominantemente lólicas, conservando las características hidro y termodinámicas del río, mientras que los sitios de ingreso de las quebradas poseen condiciones leníticas con menores profundidades (Figura 2.3), velocidades de flujo y concentración de sólidos (Figuras 2.18 a 2.20), lo que posibilita una mayor penetración de la radiación solar (Figura 2.3) y con esto, un mayor calentamiento del agua en dichas estaciones. Adicionalmente, las diferencias de altitud entre la cuenca del río Porce, ubicada entre 1000-2700 m.s.n.m. y las microcuencas de ambas quebradas (920-1500 m.s.n.m.), también contribuyen a que éstas últimas presenten mayores temperaturas.

De otro lado, se observó una reducción de la temperatura del agua antes de la confluencia de ambos afluentes con el brazo del río Porce (estaciones 4 y 6), posiblemente debida a la mezcla con agua del río que alcanza a ingresar a los brazos de estas quebradas. A partir de estas últimas estaciones, la temperatura del embalse fue similar con promedios cercanos a los 24,26°C, a excepción de la estación 9 donde se registraron temperaturas más altas (25,13°C), producto del mayor calentamiento de la capa superficial de la columna de agua, favorecido por la menor influencia del viento en este sector del embalse (Figura 2.4).

Como se esperaba, las temperaturas más bajas se registraron en el fondo del embalse con reducciones de hasta 7,69°C con relación a la superficie. Sin embargo, se observó un leve aumento en las temperaturas al 10% de luz incidente, respecto a las de la superficie, lo que en el cuerpo de agua principal puede explicarse por la acción del viento en la zona más superficial y la transferencia nocturna de calor hacia la atmósfera (Figura 2.5). Este fenómeno también se observó en las estaciones 4, 6 y 7 en los muestreos del 2010, pero en este caso se debió a que la colonización por plantas acuáticas obstaculizó la penetración de energía solar en forma de radiación, que resultó en valores inferiores de temperatura en la capa superficial del agua.

De otro lado, las estaciones 1 y 2 presentaron perfiles ortógrafos de temperatura durante todos los muestreos, lo que evidenció que el río Porce ingresó totalmente mezclado al embalse. Mientras que los perfiles de temperatura en las estaciones 6 a 12, exceptuando la estación 7, mostraron que el embalse es un cuerpo de agua estratificado térmicamente con gradientes fuertes de temperatura hasta los 6 m de profundidad y una zona de mezcla desde allí hasta el fondo del embalse. En los perfiles de temperatura de la estación 11 se observa que los muestreos de abril de 2010 y 2011 y febrero de 2012, presentaron una segunda termoclina antes de los 40 m de profundidad, asociada al ingreso de la pluma intrusiva del río Porce. Mientras que en noviembre de 2010 la disminución de la temperatura a partir de los 40 m reflejó la entrada del río como corriente de fondo (Figura 2.5).

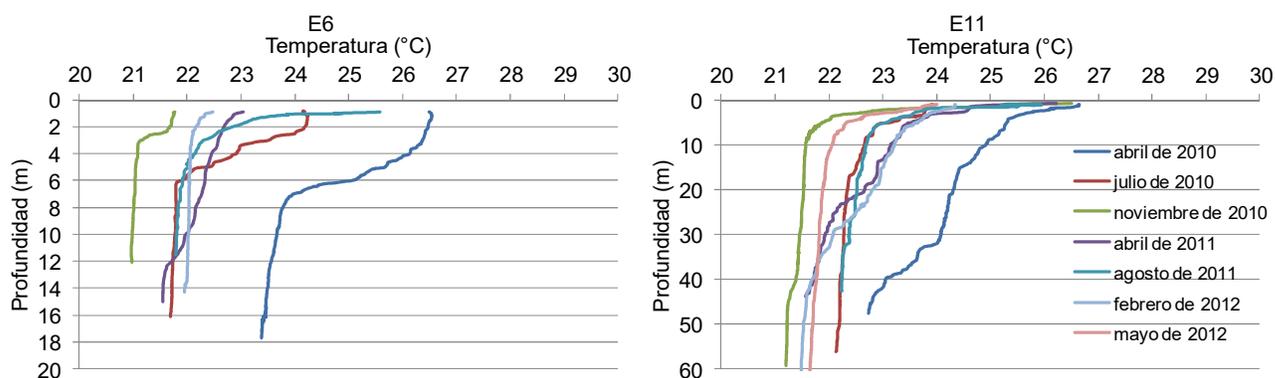


Figura 2.5 Perfiles de temperatura del agua en 2 estaciones del embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012.

### 2.3.1.2 Oxígeno disuelto y saturación

El oxígeno disuelto únicamente mostró diferencias estadísticamente significativas entre profundidades, con concentraciones desde la sobresaturación en la superficie (160,90% a 12,06 mg/L), hasta la hipoxia en el fondo (1,05% a 0,09 mg/L) (Tabla 2.5 y Figura 2.6),

lo que indicó la tendencia de esta variable a disminuir con la profundidad. Los tributarios ingresaron al embalse con concentraciones de oxígeno superiores al 69,71% de saturación (5,51 mg/L) y experimentaron reducciones de hasta 3,56 mg/L en la zona fótica de las estaciones 4 y 6. En el cuerpo de agua principal el oxígeno alcanzó un 80,54% de saturación, en la zona trofógena debida a la alta biomasa fitoplanctónica, mientras que en el fondo la saturación de oxígeno se mantuvo cercana al 15 % asociada a intensos procesos de consumo.

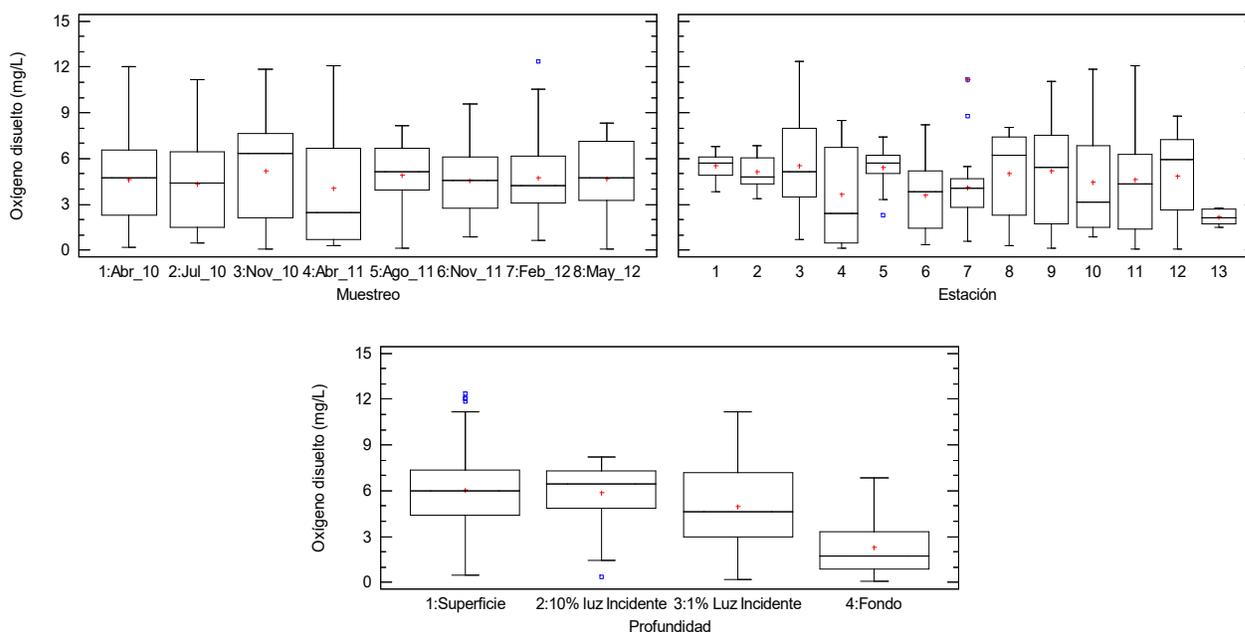


Figura 2.6 Variación espacial y temporal del oxígeno disuelto en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012.

En las figuras 2.7 y 2.8 se presentan los perfiles de oxígeno disuelto y clorofila *a* de algunas estaciones del embalse Porce II.

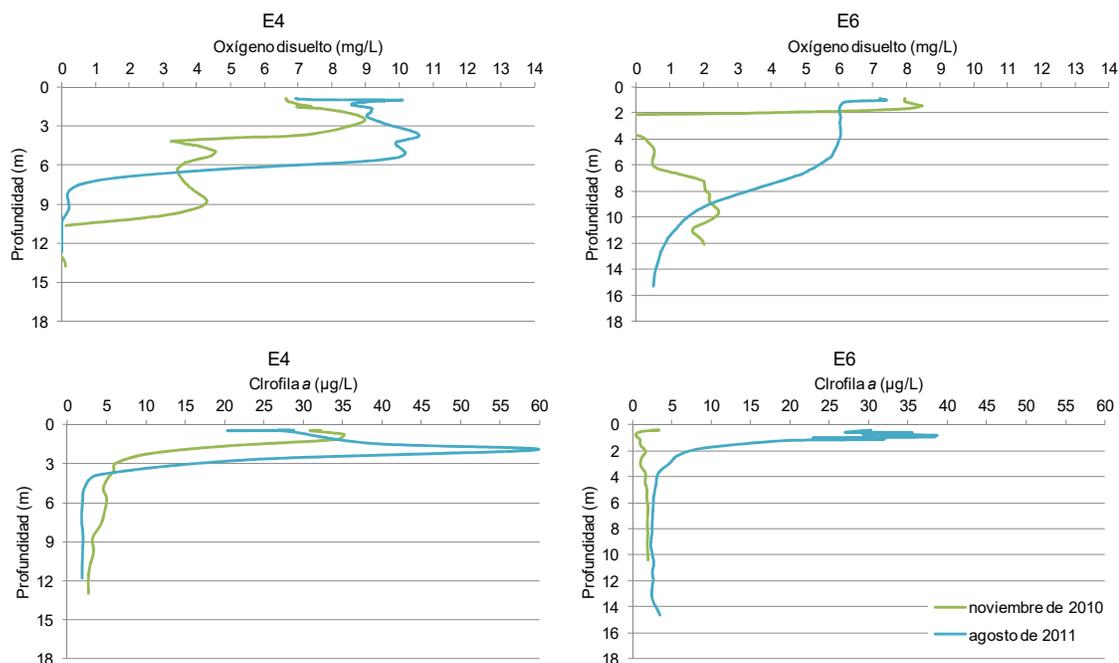


Figura 2.7 Perfiles de oxígeno disuelto y clorofila *a* en los sitios de ingreso de los tributarios al embalse Porce II en noviembre de 2010 y agosto de 2011.

En los muestreos del año 2010, en los cuales las estaciones 4, 6 y 7 estuvieron cubiertas por plantas pleustónicas, el oxígeno registró un leve aumento desde la superficie hasta la profundidad del 1% de luz incidente, comportamiento que puede explicarse por la reducción del intercambio de gases con la atmósfera, al aumento en la concentración de algas en el metalimnio del embalse y el ingreso de agua cargada de oxígeno y con menor temperatura, proveniente del río Porce (Figura 2.7).

Como se observa en la figura 2.8, los perfiles de oxígeno en las estaciones limnéticas evidenciaron la estratificación química del embalse. Las altas concentraciones de esta variable en la capa superficial de las estaciones 8 a 12 en los muestreos de abril de 2010 a agosto de 2011 son atribuibles a la producción de este gas por la proliferación del fitoplancton. Sin embargo, el aumento del oxígeno a partir de los 10 m de profundidad se debe a que la pluma del río Porce, en algunas épocas del año, llega hasta la zona de presa. Este comportamiento se observó incluso en los brazos de las quebradas Guaduas y La Cancana (estaciones 4 y 6), lo que indicaría que el río Porce ingresa a los brazos de estos tributarios (Figura 2.7).

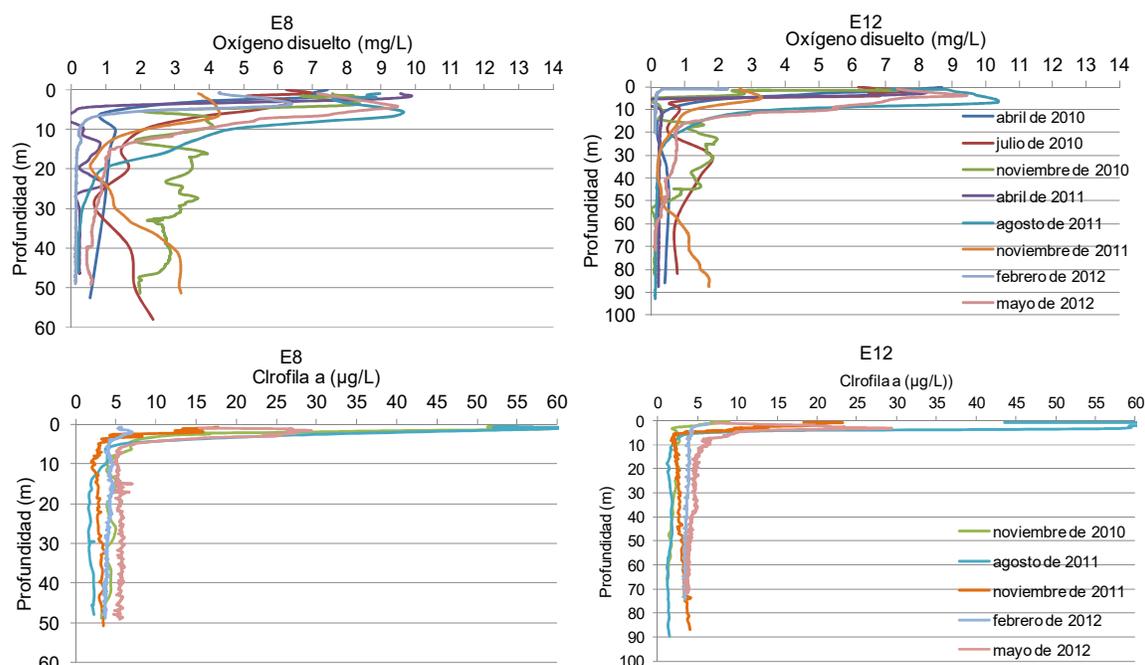


Figura 2.8 Perfiles de oxígeno y clorofila *a* en 2 estaciones de la zona limnética del embalse Porce II entre noviembre de 2010 y mayo de 2012.

Por su parte, las bajas concentraciones de oxígeno en el fondo del embalse (Figura 2.8), se deben a procesos de degradación de la materia orgánica sedimentada desde la columna de agua y a la alta demanda béntica, cuyos promedios oscilan entre 2,32 y 2,62 g/m<sup>2</sup>/día en la zona de presa y el brazo del río Porce, respectivamente (Flórez 2015). Adicionalmente, es importante resaltar el decaimiento de las concentraciones de esta variable una vez que los tributarios atravesaron zonas cubiertas por plantas acuáticas (estaciones 3 a 7 en abril y julio de 2010).

### 2.3.1.3 Potencial de óxido-reducción

En general, el embalse exhibió un potencial de óxido-reducción que favoreció los procesos de oxidación con un promedio de 173,70 mV, sin considerar el muestreo de julio de 2010 donde fue de tan solo 53,13 mV. Esta variable, al igual que el oxígeno disuelto, tuvo una tendencia a disminuir con la profundidad, alcanzando en promedio los 119,20 mV en el fondo (Figura 2.9).

## DINÁMICA DE NUTRIENTES EN EL EMBALSE PORCE II, ANTIOQUIA, COLOMBIA

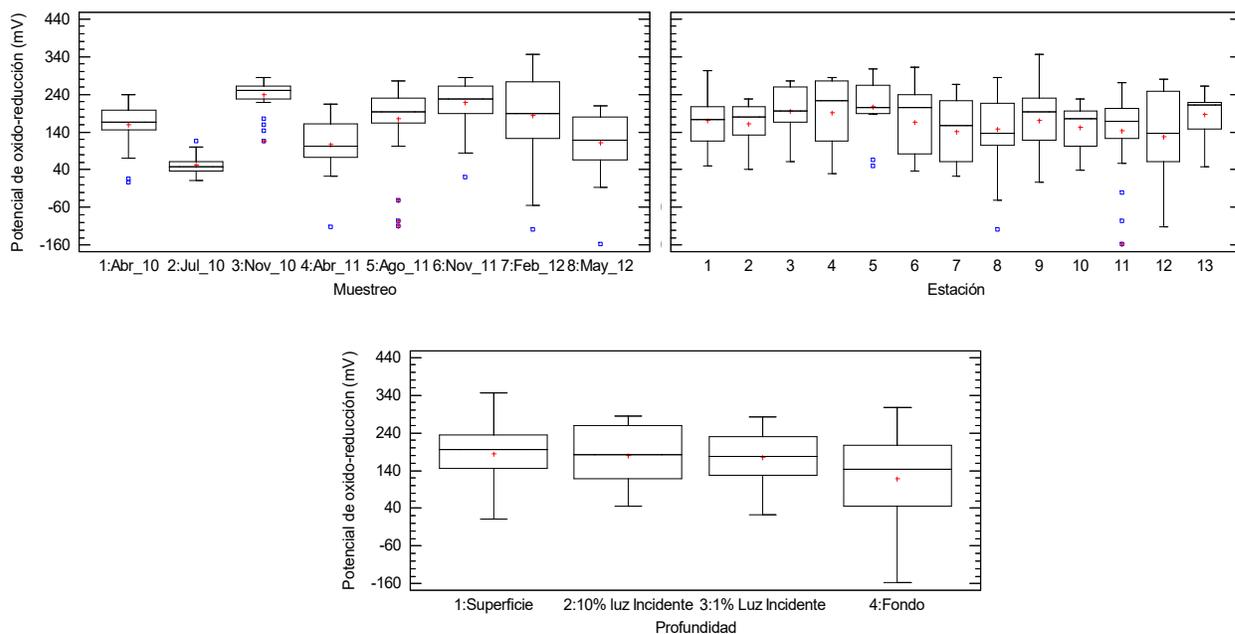


Figura 2.9 Variación espacial y temporal del potencial de óxido-reducción en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012.

En las estaciones 8, 11 y 12 del cuerpo de agua principal, se observó que la disminución de esta variable fue muy marcada y alcanzó incluso valores negativos en los muestreos de agosto y noviembre de 2011 y febrero de 2012 (Figura 2.10).

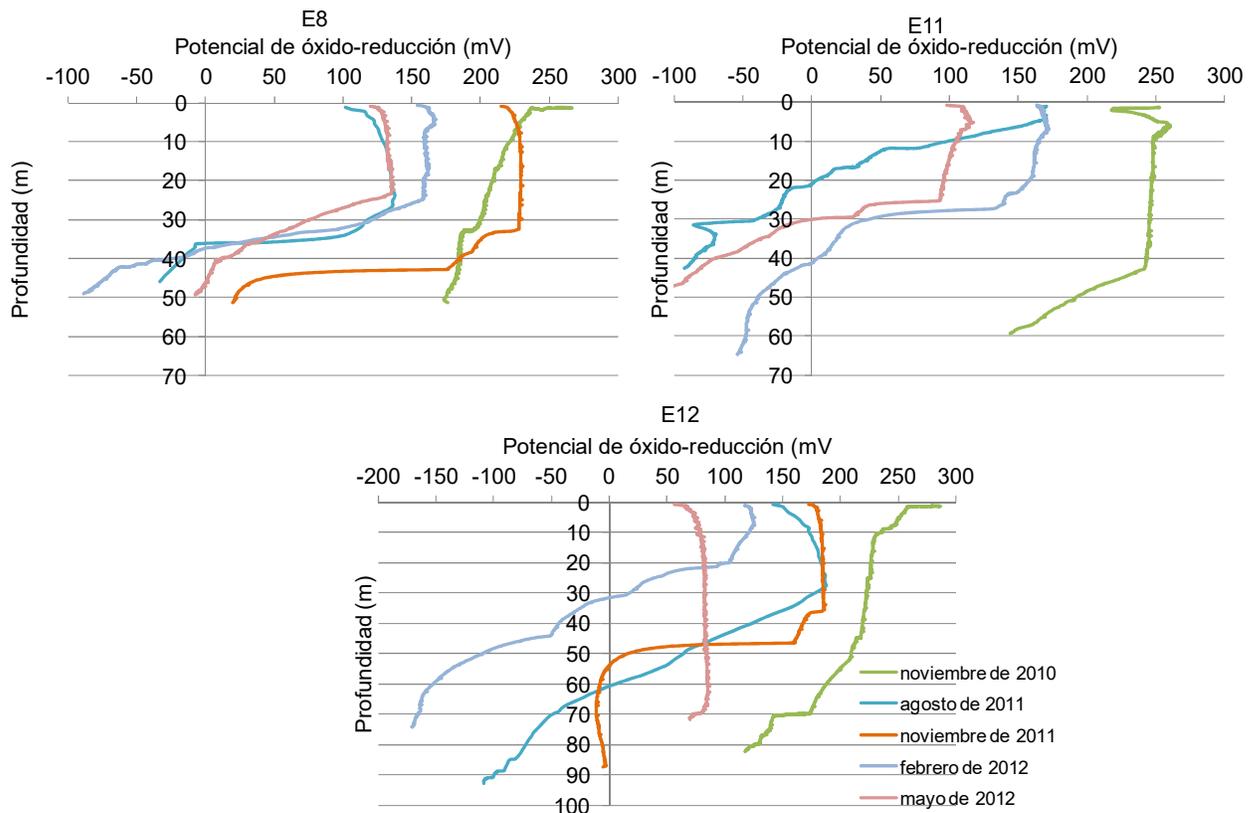


Figura 2.10 Perfiles del potencial de óxido-reducción a lo largo del eje principal del embalse Porce II entre noviembre de 2010 y mayo de 2012.

### 2.3.1.4 Alcalinidad total

La alcalinidad total presentó diferencias estadísticamente significativas entre muestreos y entre profundidades (Tabla 2.5), con concentraciones más bajas durante abril de 2010 y mayo de 2012 (promedio de 24,77 mg CaCO<sub>3</sub>/L), las cuales aumentaron hasta un promedio de 44,50 mg CaCO<sub>3</sub>/L en los demás muestreos. El río Porce en la estación 2 y la quebrada La Cancana (Estación 5), presentaron los valores más bajos de alcalinidad, con un promedio de 34,69 mg CaCO<sub>3</sub>/L, los cuales tendieron a aumentar levemente a niveles de 40,68 mg CaCO<sub>3</sub>/L en el cuerpo de agua principal (Figura 2.11).

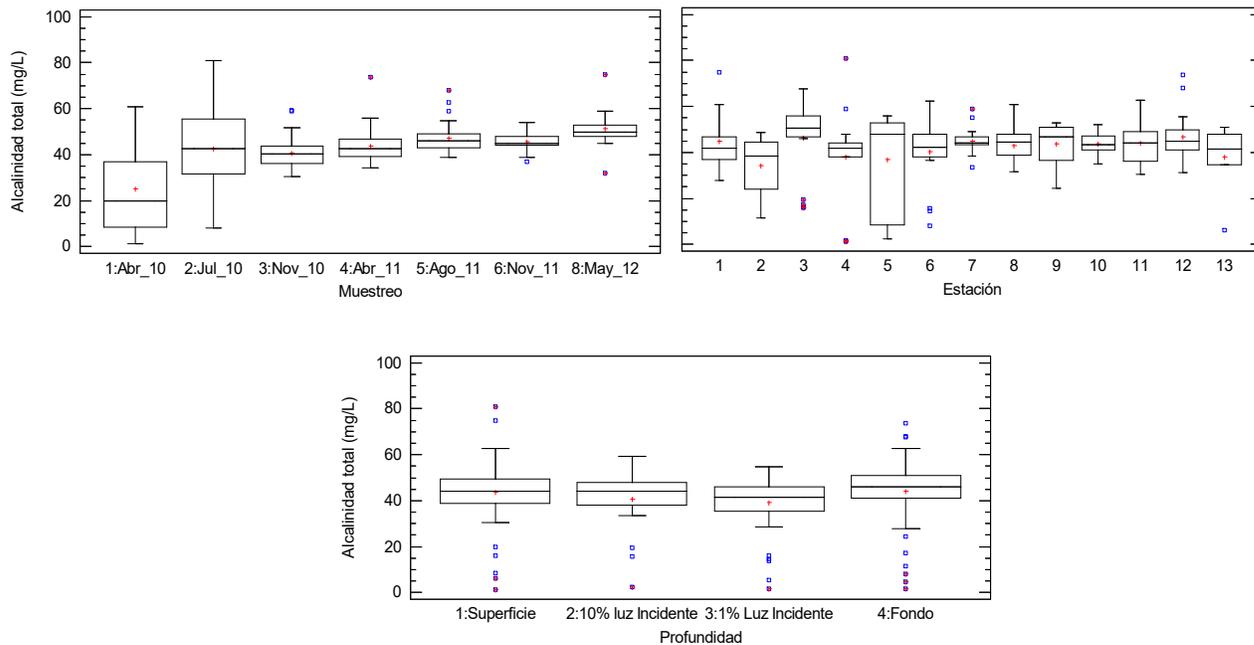


Figura 2.11 Variación espacial y temporal de la alcalinidad total en el embalse Porce II entre Abril de 2010 y mayo de 2012.

Por su parte, a través de la columna de agua el comportamiento de esta variable fue muy estable con una tendencia a presentar valores levemente superiores en el fondo (promedio 41,34 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ ) en comparación con la superficie de las estaciones limnéticas (promedio 40,07 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ ). Estas mayores alcalinidades pueden atribuirse a la generación de iones bicarbonato en la zona hipolimnética durante los procesos de descomposición de la materia orgánica (Wetzel, 2001) (Figura 2.11).

### 2.3.1.5 Dióxido de carbono

El comportamiento del dióxido de carbono fue inverso al del oxígeno disuelto y mostró diferencias estadísticamente significativas ante los tres factores de estudio. Las mayores concentraciones de esta variable se registraron en junio de 2010 y abril de 2011 (promedio de 19,18 mg/L), con una tendencia a aumentar con la profundidad pasando de 7,99 mg/L en la superficie hasta un promedio de 16,11 mg/L en el fondo. En el 10% de luz incidente se presentó una leve disminución del dióxido con concentración promedio de 6,25 mg/L (Figura 2.12).

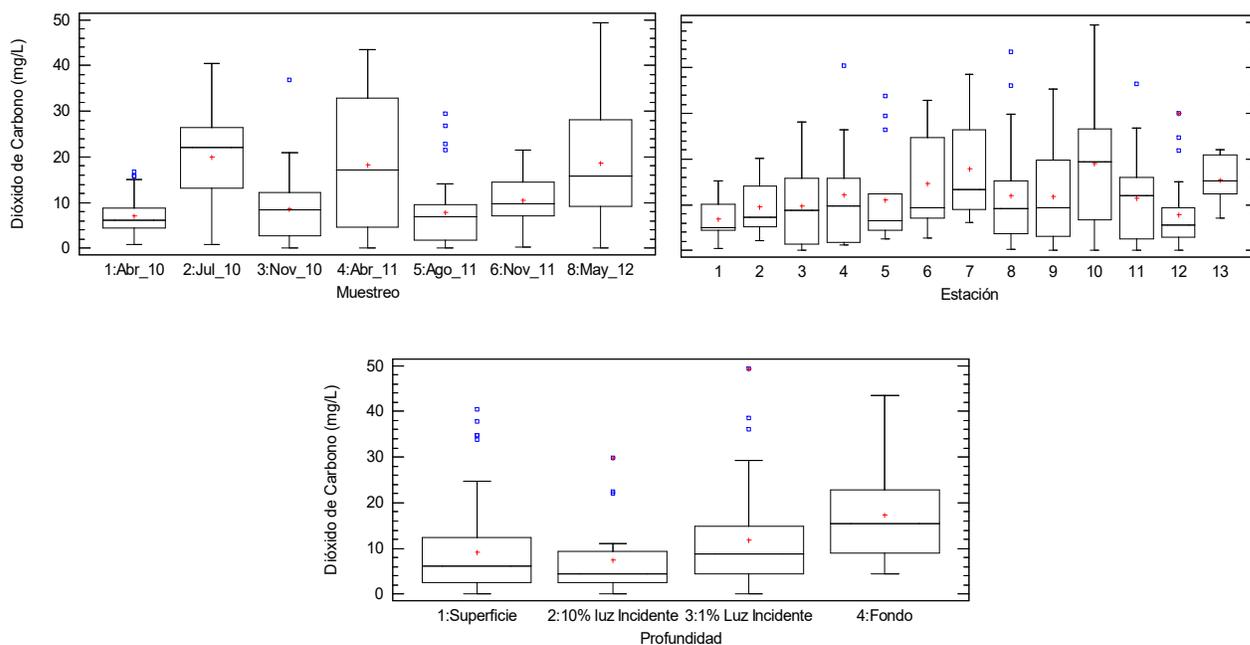


Figura 2.12 Variación espacial y temporal del dióxido de carbono en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012.

Este comportamiento del dióxido de carbono durante la fase lumínica, reflejó procesos de respiración por el fitoplancton en la capa más superficial del embalse, que consumieron dióxido de carbono, y procesos de degradación de la materia orgánica hacia el fondo del embalse, que por el contrario lo aumentaron.

### 2.3.1.6 Potencial de hidrogeniones (pH)

El pH del embalse mostró diferencias estadísticamente significativas entre estaciones y profundidades (Tabla 2.5). Hasta la estación 7, el pH del embalse permaneció cercano a la neutralidad con promedio de 6,97 unidades. Sin embargo, en las estaciones limnéticas el pH aumentó hasta valores básicos cercanos a 9 unidades, debido al proceso fotosintético en las capas superficiales, y disminuyó a valores levemente ácidos de hasta 6,2 unidades en el fondo, debido a procesos de descomposición de la materia orgánica (Figuras 2.13 y 2.14).

## DINÁMICA DE NUTRIENTES EN EL EMBALSE PORCE II, ANTIOQUIA, COLOMBIA

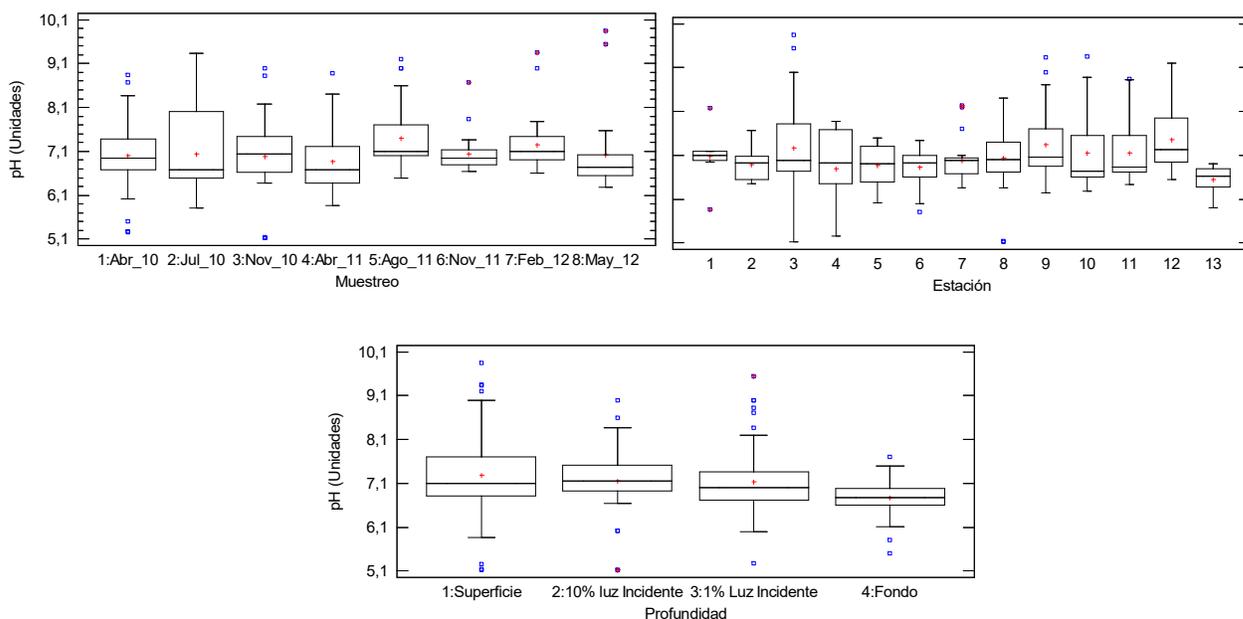


Figura 2.13 Variación espacial y temporal del pH en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012.

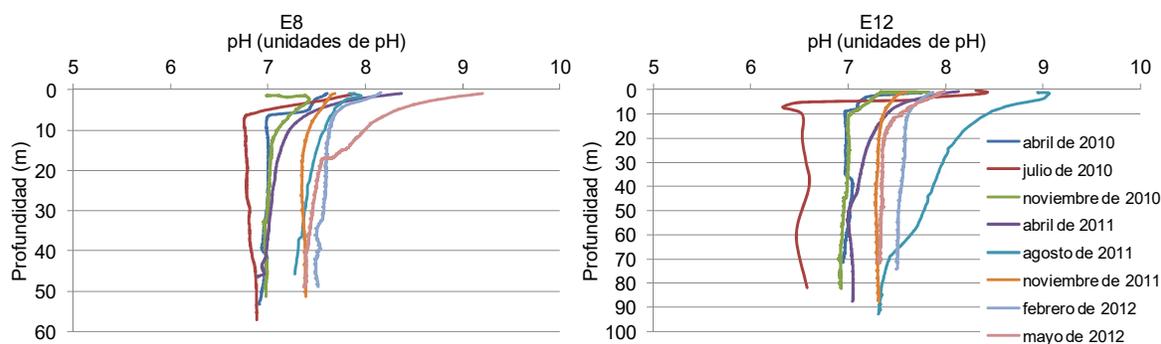


Figura 2.14 Comportamiento del pH en dos estaciones limnéticas del embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012.

Las amplias variaciones presentadas en los perfiles de pH del cuerpo de agua principal del embalse, son características de aguas con baja alcalinidad total (Wetzel, 2001) (Figura 2.14).

### 2.3.1.7 Conductividad eléctrica

Como se observa en la figura 2.15 y en la tabla 2.5, la conductividad eléctrica presentó variaciones estadísticamente significativas entre muestreos con valores hasta 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  superiores en el muestreo de abril de 2010 (promedio de 213,88  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), en

relación a los demás muestreos (promedio de 128,49  $\mu\text{S/cm}$ ). Esto evidenció el efecto de dilución causado por el inicio del período de lluvias en julio de 2010, con el consecuente aumento en los caudales de los tributarios. Durante abril de 2011 y febrero de 2012, cuando disminuyeron las lluvias y los caudales, esta variable registró un leve aumento hasta un promedio de 148,60  $\mu\text{S/cm}$  (Figura 2.15).

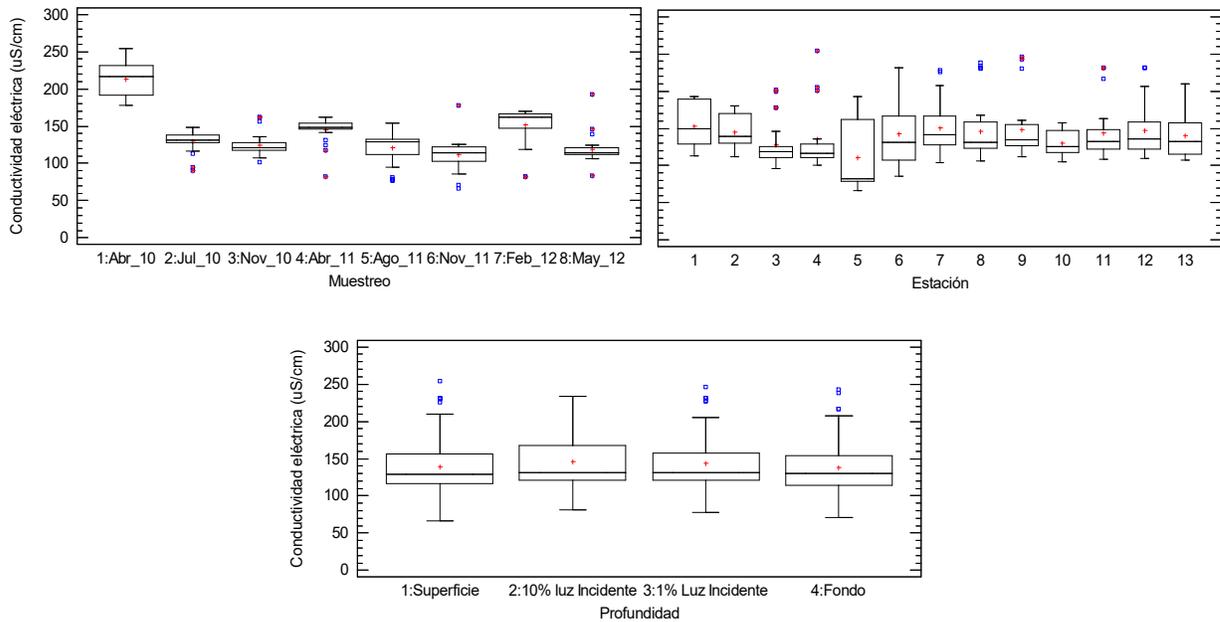


Figura 2.15 Variación espacial y temporal de la conductividad eléctrica en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012.

Por su parte, entre estaciones, el río Porce (estación 1 y 2) aportó una mayor cantidad de iones al embalse (promedio 148,41  $\mu\text{S/cm}$ ), mientras que el aporte de las quebradas Guaduas y La Cancana fue levemente inferior (promedio 121,12  $\mu\text{S/cm}$ ). Una vez en el cuerpo de agua principal, esta variable se mantuvo en niveles levemente inferiores a los del río Porce (promedio 144,95  $\mu\text{S/cm}$ ) (Figura 2.15).

La reducción significativa de la concentración de iones en el agua por la dilución causada por las lluvias también se evidenció en la quebrada Guaduas, que pasó de conductividades promedio de 189,52  $\mu\text{S/cm}$  en abril de 2010 a valores de 116,01  $\mu\text{S/cm}$  en los demás muestreos (Figura 2.16).

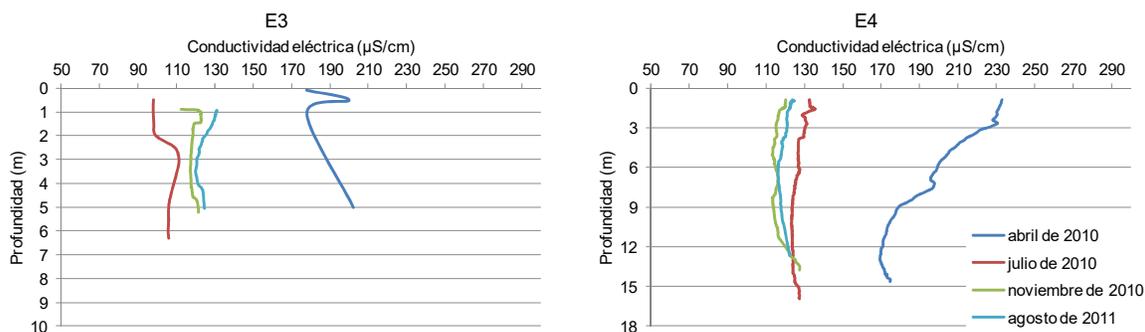


Figura 2.16 Comportamiento de la conductividad eléctrica en el brazo de la quebrada Guaduas entre abril de 2010 y agosto de 2011.

La figura 2.17 presenta los perfiles de conductividad eléctrica medidos en las estaciones 6 a 12 del embalse Porce II.

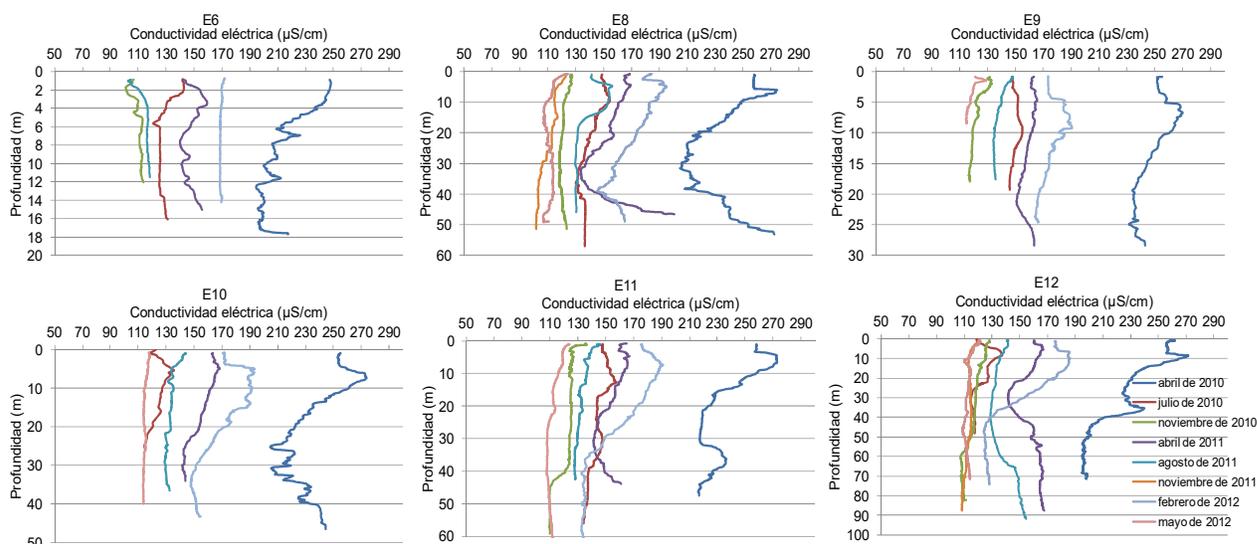


Figura 2.17 Comportamiento de la conductividad eléctrica en el cuerpo de agua principal del embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012.

Si se considera que la conductividad eléctrica puede ser un trazador de aguas con tiempos de residencia inferiores, asociadas a la pluma del río Porce, se observa que la pluma viajó como corriente intrusiva entre los 20 y los 40 m en abril de 2010, entre los 20 y los 40 m en abril de 2011 y entre los 15 y los 60 m en agosto de 2011, y como corriente de fondo en los muestreos de noviembre de 2010 y 2011 (Figura 2.17).

### 2.3.1.8 Sólidos

La concentración de sólidos totales en ecosistemas acuáticos es el resultado de la combinación de los sólidos suspendidos totales, normalmente asociados al arrastre físico de materiales de la cuenca y de los sólidos disueltos totales, provenientes de la disolución de materiales. Los sólidos totales en el embalse Porce II mostraron diferencias estadísticamente significativas ante los tres factores de estudio (Tabla 2.5), con concentraciones superiores en abril de 2010, noviembre de 2011 y febrero y mayo de 2012 (promedio 264,65 mg/L), en comparación con los demás muestreos (promedio 174,86 mg/L) (Figura 2.18). De otro lado, a través de la columna de agua se presentó un aumento significativo en los sólidos totales medidos en el fondo, principalmente en las estaciones limnéticas, con valores hasta 3 veces superiores a los registrados en la estación 1 durante el mismo muestreo. Este aumento puede atribuirse a la resuspensión de material de fondo al momento de la obtención de muestras.

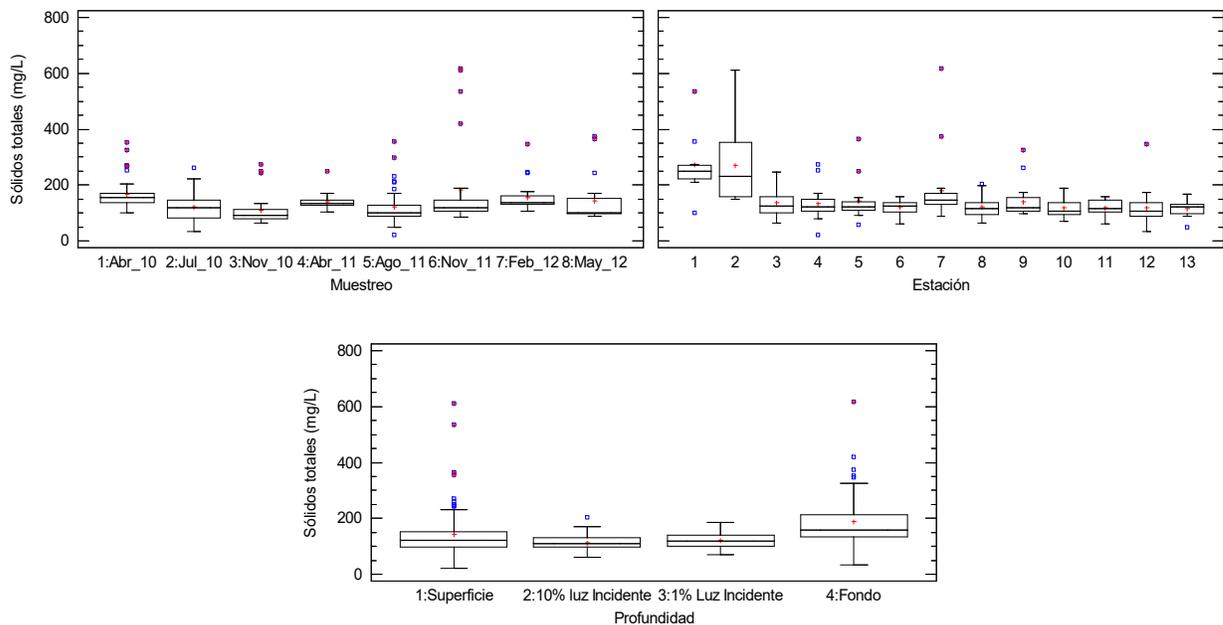


Figura 2.18 Variación espacial y temporal de los sólidos totales en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012.

Entre estaciones se observó que el brazo del río Porce (estaciones 1 y 2) aportó mayores concentraciones de sólidos totales al embalse (280,86 mg/L), mientras que el aporte de los brazos de las quebradas La Cancana y Guaduas fue de 193,31 mg/L, levemente inferior a los registrados en el cuerpo de agua principal (199,84 mg/L) (Figura 2.18).

Por su parte, los sólidos suspendidos presentaron diferencias estadísticamente significativas entre estaciones y profundidades, nuevamente con concentraciones superiores en las estaciones 1 y 2 (promedio 169,51 mg/L), mientras que en las demás estaciones el promedio fue de 82,65 mg/L. De otro lado, al igual que para los sólidos totales, las mayores concentraciones de sólidos suspendidos se registraron en las muestras de fondo con valores promedio de entre 2 y 8 veces los obtenidos en las demás profundidades (Figura 2.19

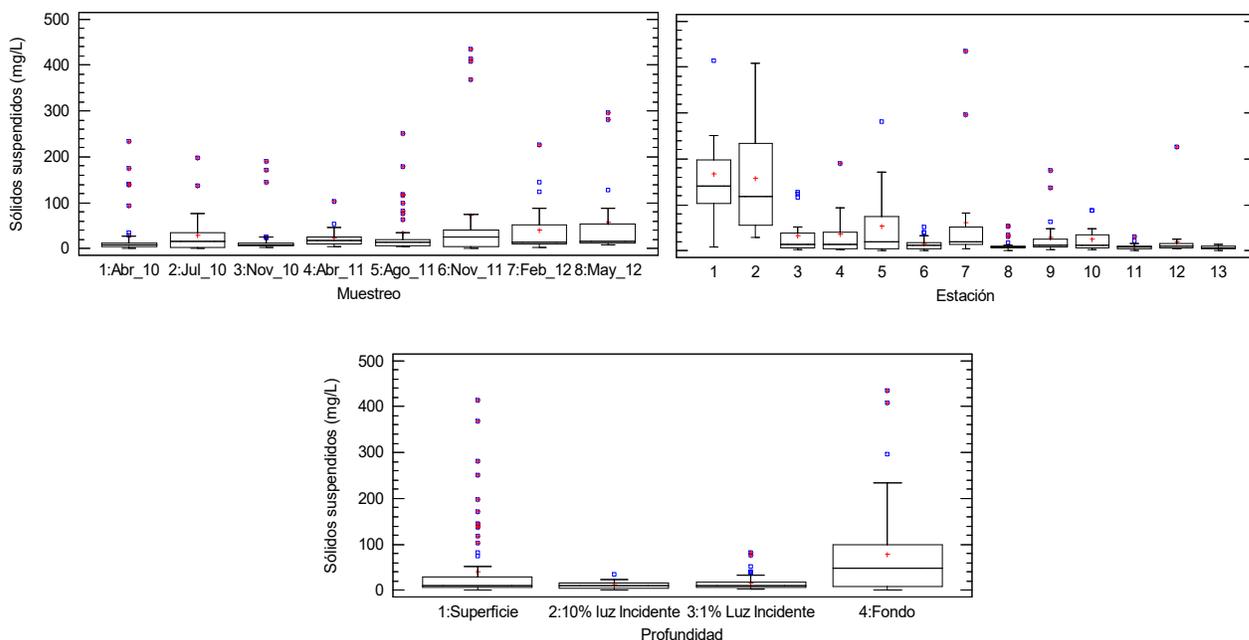


Figura ).

## DINÁMICA DE NUTRIENTES EN EL EMBALSE PORCE II, ANTIOQUIA, COLOMBIA

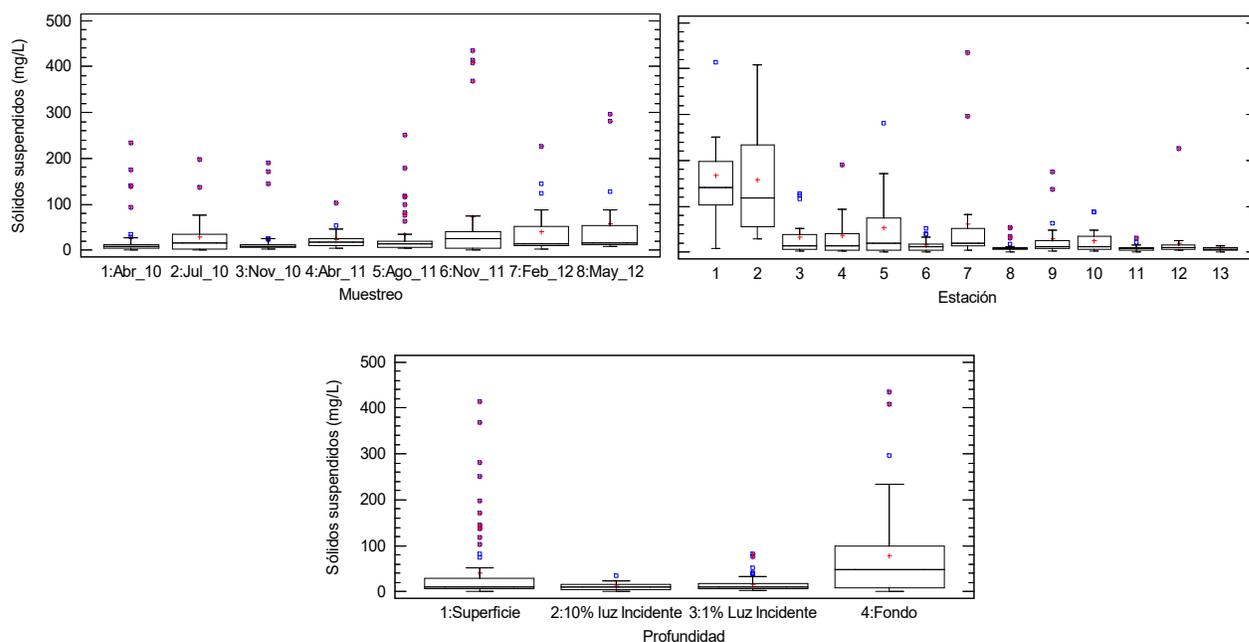


Figura 2.19 Variación espacial y temporal de los sólidos suspendidos en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012.

De las figuras 2.18 y 2.20, se deduce que los mayores responsables de la concentración de sólidos totales en el embalse Porce II fueron los sólidos disueltos, que presentaron diferencias estadísticamente significativas sólo entre muestreos (Tabla 2.5) y un comportamiento similar a la conductividad eléctrica (Figura 2.15). Durante el muestreo de noviembre de 2011 las concentraciones de las distintas formas de sólidos en el embalse Porce II fueron particularmente altas, esta condición fue atribuida al ingreso de una creciente del río Porce durante los días de muestreo.

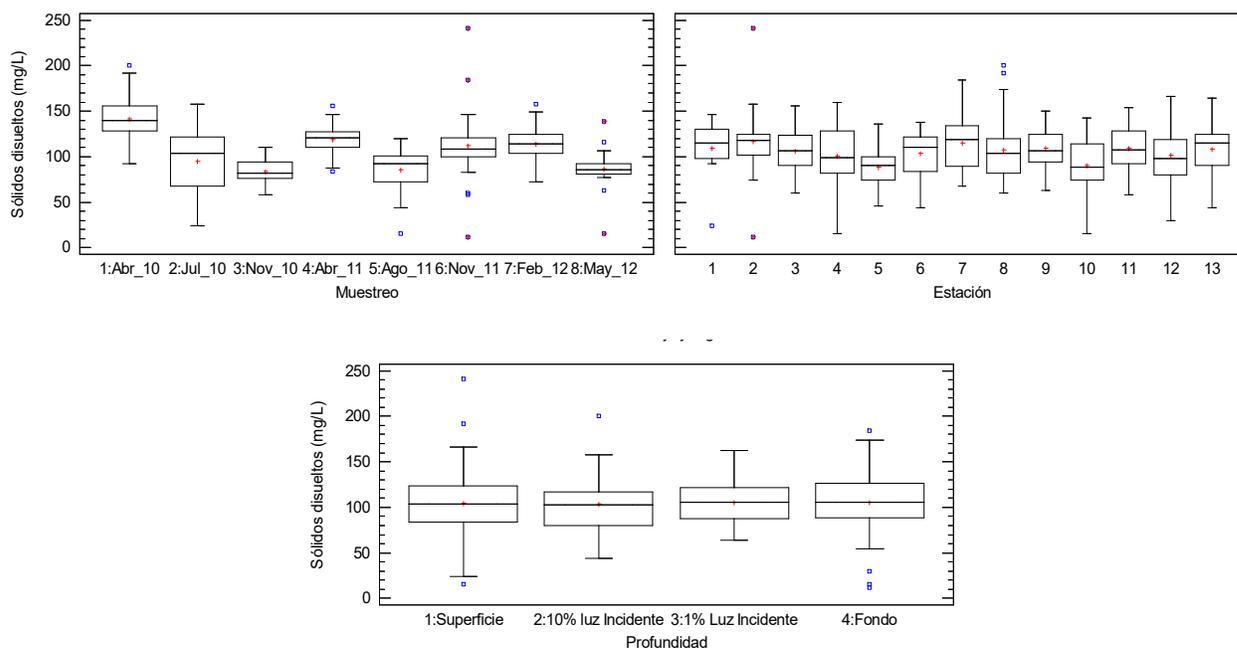


Figura 2.20 Variación espacial y temporal de los sólidos disueltos en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012.

Sin considerar el muestreo de noviembre de 2011, las concentraciones más altas de sólidos disueltos correspondieron a periodos con baja intensidad de lluvias, es decir abril de 2010 (promedio 159,05 mg/L), seguidos de abril de 2011 y febrero de 2012 (promedio 117,56 mg/L). Mientras que los muestreos que estuvieron precedidos de lluvias intensas, presentaron los menores registros de esta variable (julio y noviembre de 2010, agosto de 2011 y mayo de 2012) (Figura 2.20).

### 2.3.1.9 Dureza del agua

La dureza total está representada principalmente por la cantidad de iones de calcio y magnesio, al ser estos los cationes más abundantes en aguas dulces (Roldán & Ramírez 2008). En el embalse Porce II, esta variable aumentó levemente con la profundidad y presentó diferencias estadísticamente significativas entre muestreos (Tabla 2.5), con valores muy superiores en abril de 2010 (promedio de  $82,61 \pm 6,38$  mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ ,) correspondientes a aguas moderadamente duras (Roldán & Ramírez 2008), mientras que en los demás muestreos el promedio de las durezas totales permaneció en el rango de aguas blandas y fue cercano a  $36,55$  mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  (Figura 2.21).

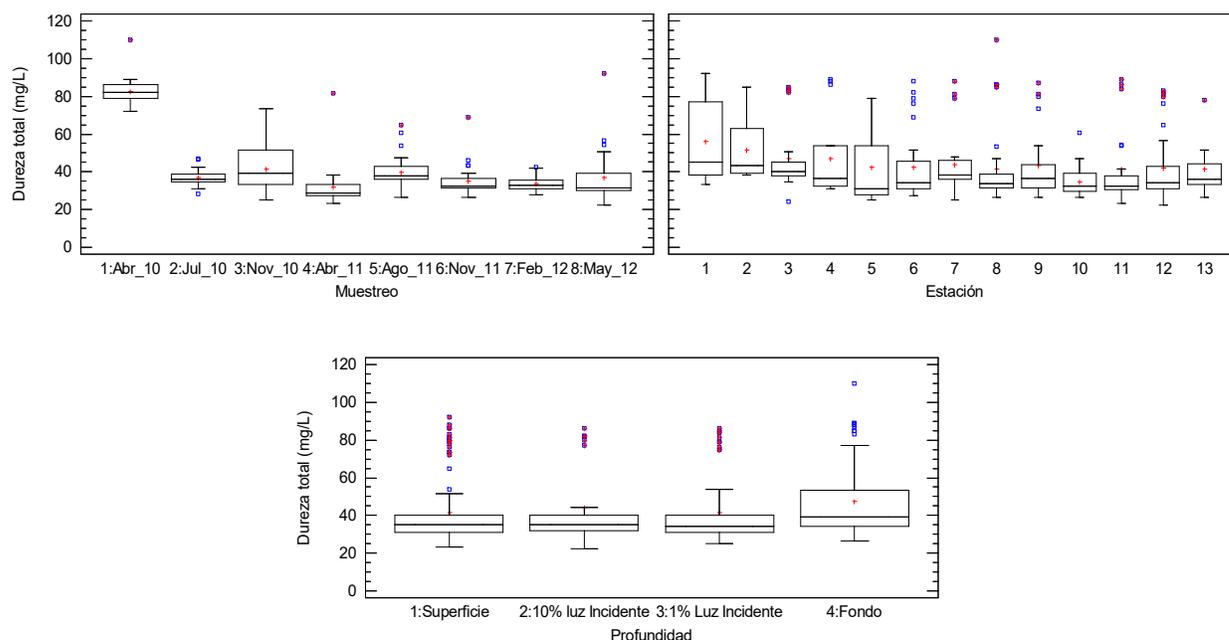


Figura 2.21 Variación espacial y temporal de la dureza total en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012

Entre estaciones, las mayores durezas totales se presentaron en los brazos del río Porce y la quebrada Guaduas (promedio de 49,31 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ ). Por su parte, entre profundidades, la dureza total mayor estuvo en el 10% de luz incidente y en el fondo, con un promedio de 46,45 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  (Figura 2.21).

Como se observa en la figura 2.22 y en la tabla 2.5, la dureza cálcica sólo mostró diferencias estadísticamente significativas entre muestreos con valores mucho mayores en abril de 2010 (promedio de 58,32 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ ), que se redujeron notablemente hasta un promedio de 19,69 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  en los demás muestreos. Al igual que para la conductividad eléctrica y los sólidos disueltos (Figuras 2.15 y 2.10), el mayor valor de esta variable en el muestreo de abril de 2010 revela el efecto de concentración de iones en el embalse, en este caso de calcio, debido al fenómeno del Niño que se experimentó antes y durante este muestreo (Figura 2.2). De otro lado, en términos generales y sin considerar el muestreo de noviembre de 2011, la proporción de dureza cálcica respecto a la total en el embalse fue superior al 50%, lo que indicó que el embalse Porce II en general presentó más compuestos de calcio que de magnesio.

## DINÁMICA DE NUTRIENTES EN EL EMBALSE PORCE II, ANTIOQUIA, COLOMBIA

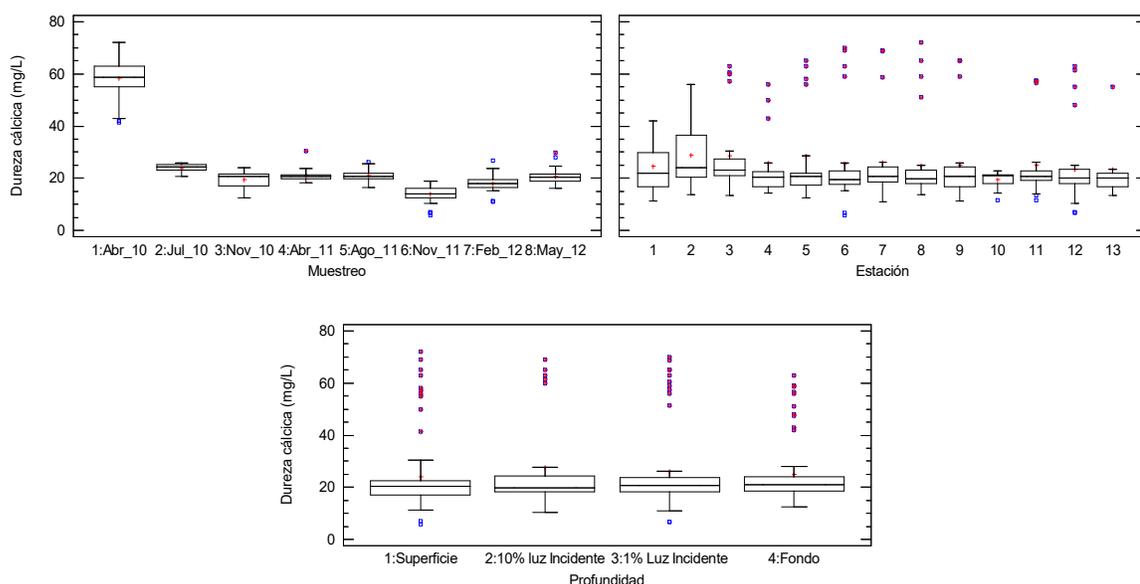


Figura 2.22 Variación espacial y temporal de la dureza cálcica en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012.

Por su parte, la dureza magnésica mostró diferencias estadísticamente significativas en los tres factores analizados y su comportamiento fue similar a la dureza total. Para esta variable se obtuvieron promedios inferiores en los muestreos de julio de 2010 y abril de 2011 (12,05 mg CaCO<sub>3</sub>/L), los cuales aumentaron levemente hasta promedios de 19,63 mg CaCO<sub>3</sub>/L en los demás muestreos (Figura 2.23).

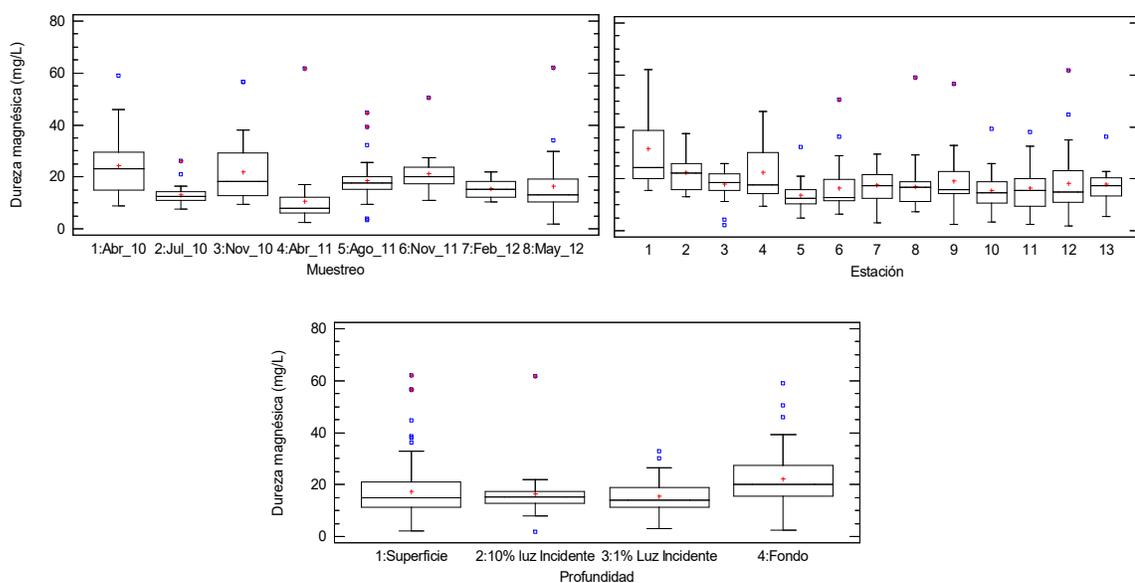


Figura 2.23 Variación espacial y temporal de la dureza magnésica en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012.

Entre estaciones las mayores durezas magnésicas se registraron en los sitios más influenciados por el río Porce (estaciones 1, 2 y 4), con promedios de 25,05 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$ , y entre profundidades, los promedios de esta variable fueron hasta 7 mg  $\text{CaCO}_3/\text{L}$  superiores en el fondo con relación a las demás profundidades (Figura 2.23).

### 2.3.1.10 Nitrógeno

Las concentraciones de las formas solubles de nitrógeno en el embalse Porce II fueron altas y correspondieron a ambientes eutróficos (Esteves 1998). En la figura 2.24 se presenta el comportamiento de los nitratos en el embalse Porce II. Es importante indicar que para este análisis se emplearon dos métodos de medición que arrojaron resultados muy bajos en los muestreos realizados entre abril de 2010 y abril de 2011 (promedio de 0,360 mg de  $\text{N\_NO}_3^-/\text{L}$ ) y los muestreos de noviembre de 2011 a mayo de 2012 (3,725 mg  $\text{N\_NO}_3^-/\text{L}$ ) (Figura 2.24). Considerando que el oxígeno disuelto en el río Porce favorece la nitrificación, las concentraciones de nitratos en los últimos tres muestreos fueron consistentes con lo esperado en su ingreso al embalse. De tal manera que la evaluación del comportamiento de los nitratos entre estaciones y entre profundidades se realizó con este set de datos.

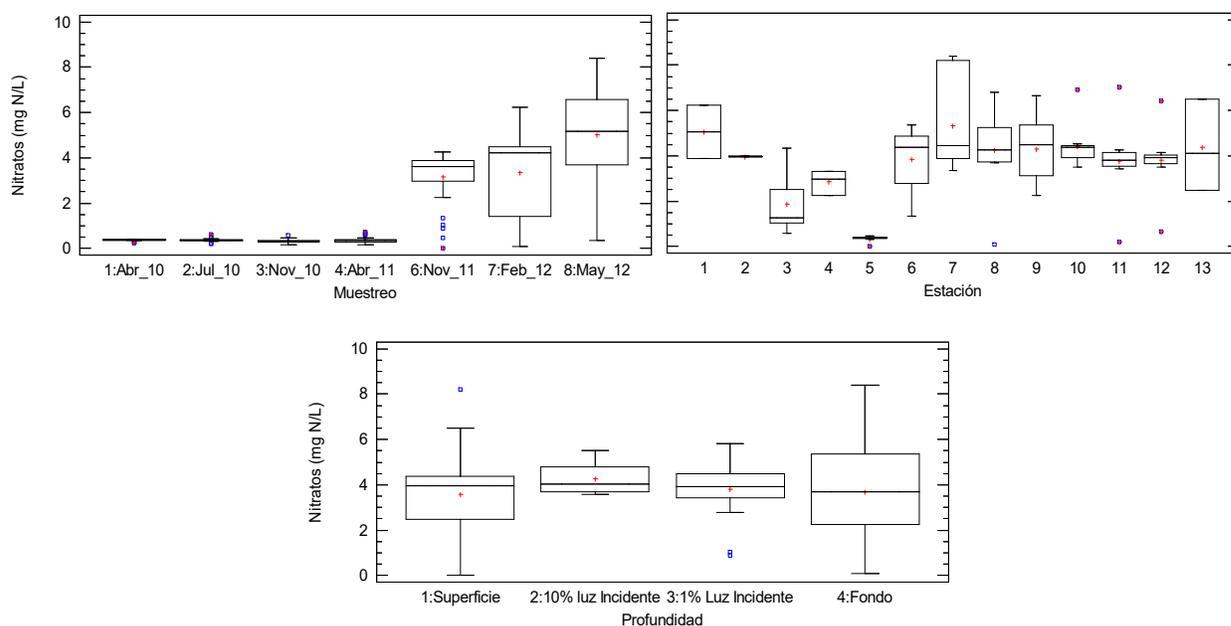


Figura 2.24 Variación espacial y temporal de los nitratos en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012.

Los nitratos presentaron variaciones estadísticamente significativas entre estaciones (Tabla 2.5). Los aportes del río Porce fueron altos (4,506 mg  $\text{N\_NO}_3^-/\text{L}$ ) en comparación

con los de los otros dos afluentes (1,334 mg  $N_{NO_3^-}$ /L). En la estación 7, las concentraciones de nitratos aumentaron hasta alcanzar un promedio de 5,334 mg  $N_{NO_3^-}$ /L. Por su parte, en el cuerpo de agua principal se registró una disminución de esta variable en dirección hacia la presa, donde se obtuvieron concentraciones promedio de 3,800 mg  $N_{NO_3^-}$ /L. De otro lado, pese a no presentar diferencias estadísticamente significativas, se observó una leve disminución de los nitratos en la subsuperficie del embalse, asociada al consumo de este nutriente por parte del fitoplancton (Figura 2.24).

Como se observa en la figura 2.25, el comportamiento de los nitritos concordó con el de los nitratos, pero sus concentraciones fueron inferiores. Esto se debe a que en muestras de agua es poco probable encontrar altas concentraciones de nitritos, dado que éstos constituyen un estado intermedio y menos estable durante el proceso de nitrificación.

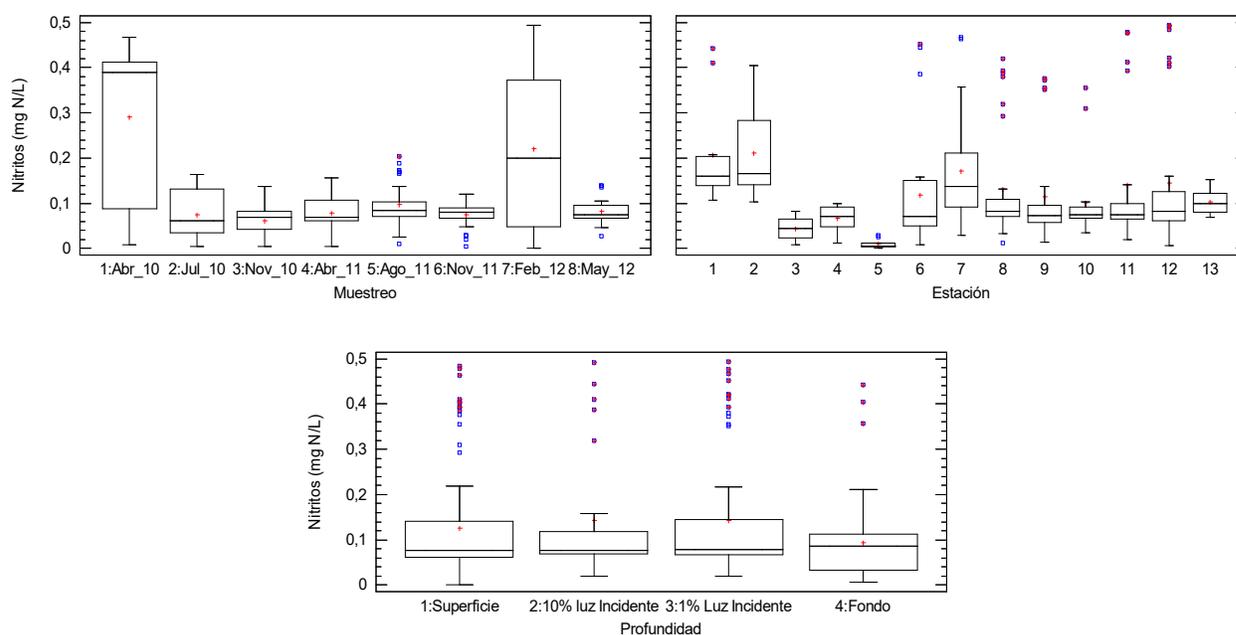


Figura 2.25 Variación espacial y temporal de los nitritos en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012.

Las concentraciones de nitritos fueron particularmente altas en abril de 2010 y febrero de 2012 (0,267 mg  $N_{NO_2^-}$ /L), más de tres veces el promedio de las registradas en los demás muestreos (0,077 mg  $N_{NO_2^-}$ /L). Entre estaciones, se observó una reducción de los nitritos de más del 30 % desde la cola (0,208 mg  $N_{NO_2^-}$ /L) hasta la presa del embalse (0,144 mg  $N_{NO_2^-}$ /L). En general en las estaciones limnéticas esta variable mostró una leve tendencia a disminuir con la profundidad (Figura 2.25).

Por su parte, el nitrógeno amoniacal presentó diferencias estadísticamente significativas ante los tres factores de estudio (Tabla 2.5). Las mayores concentraciones de esta variable se registraron en abril y julio de 2010 y abril de 2011 (2,062 mg N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L), casi dos veces el promedio obtenido en los demás muestreos (Figura

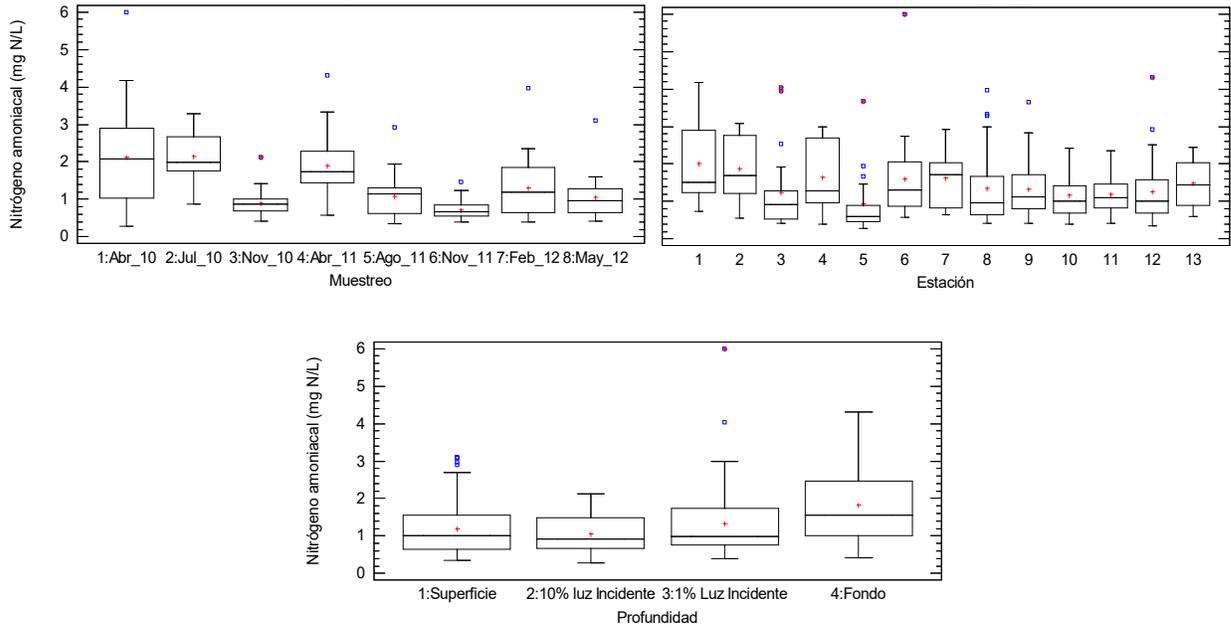


Figura 2.26).

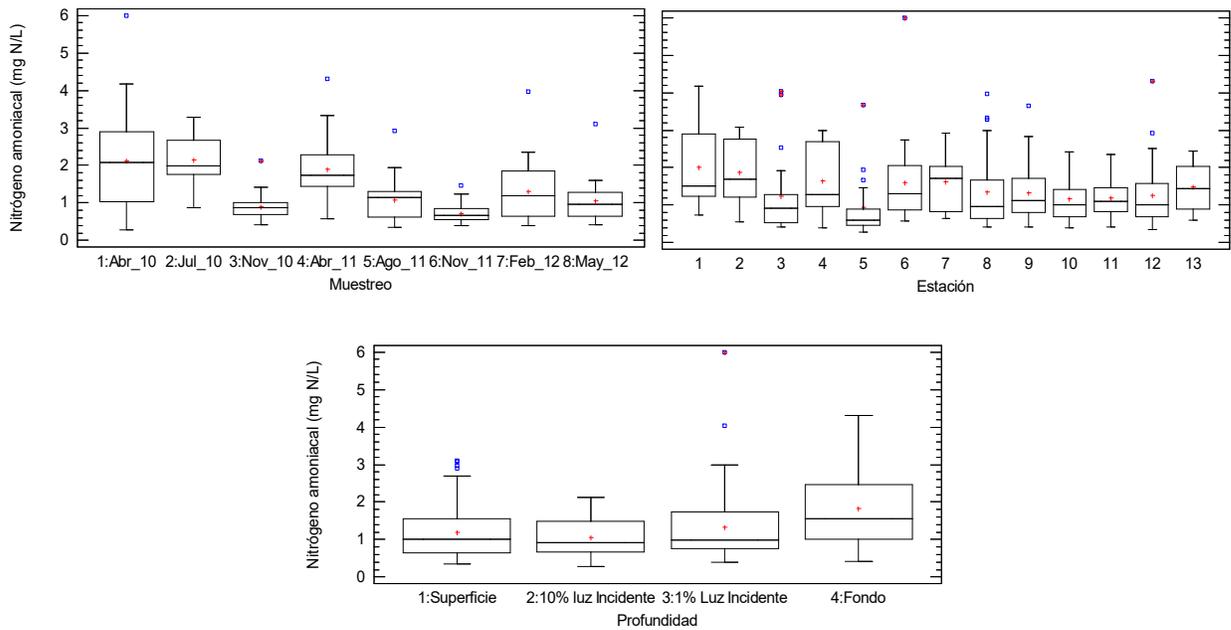


Figura 2.26 Variación espacial y temporal del nitrógeno amoniacal en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012.

Al igual que para los nitratos y nitritos, el río Porce generó los mayores aportes de amonio al embalse, con un promedio de 2,001 mg N<sub>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></sub>/L, el cual se redujo después de recibir los aportes de las quebradas Guaduas y la Cancana y alcanzó un promedio de 1,624 mg N<sub>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></sub>/L en la estación 7. Una vez en la zona limnética, las concentraciones de nitrógeno amoniacal se redujeron hasta llegar a un promedio de 1,270 mg N<sub>NH<sub>4</sub><sup>+</sup></sub>/L, con una leve tendencia a aumentar con la profundidad (Figura 2.26).

Finalmente, el nitrógeno orgánico, obtenido a partir de la resta entre el nitrógeno total Kjeldahl y el amonio, mostró un comportamiento similar a las demás formas de nitrógeno en el embalse, con diferencias estadísticamente significativas entre muestreos y estaciones (Tabla 2.5). Sus mayores concentraciones se registraron en abril de 2010 y febrero de 2012 con promedio de 1,312 mg N/L, un 30% superiores a los demás muestreos (Figura 2.27).

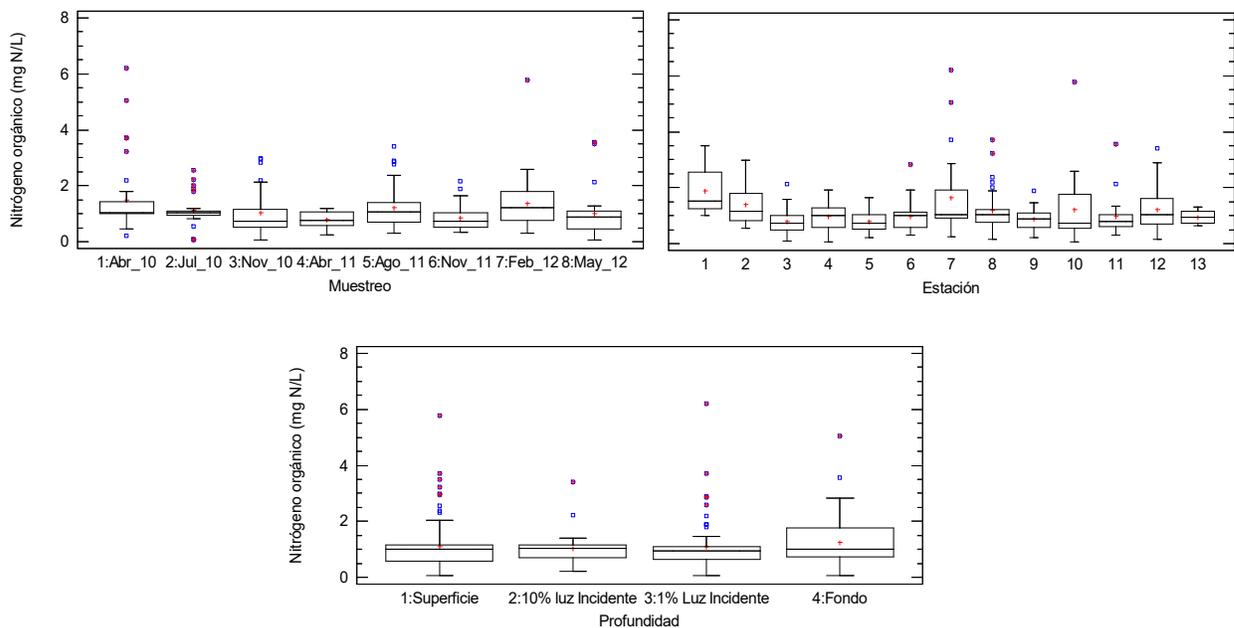


Figura 2.27 Variación espacial y temporal del nitrógeno orgánico en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012.

Las estaciones del brazo del río Porce presentaron los mayores aportes de nitrógeno orgánico al embalse (1,645 mg N/L), con una leve tendencia a reducirse hacia la zona de presa hasta un promedio de 1,232 mg N/L. De otro lado, el aumento del nitrógeno orgánico en el fondo del embalse se atribuyó a la sedimentación de materia orgánica desde las capas superiores (Figura 2.27).

### 2.3.1.11 Fósforo

De acuerdo a la tabla 2.5, el fósforo total y los ortofosfatos mostraron diferencias altamente significativas en los tres factores analizados. En julio de 2010 y febrero de 2012 se registraron las mayores concentraciones de fósforo total (0,225 mg P/L), mientras que en mayo de 2012 se obtuvieron las más bajas (0,111 mg P/L). En los muestreos restantes, la concentración de esta variable fue en promedio 0,157 mg P/L (Figura 2.28), consideradas muy altas y típicas de ecosistemas hipereutróficos según la clasificación de Vollenweider (Esteves 1998).

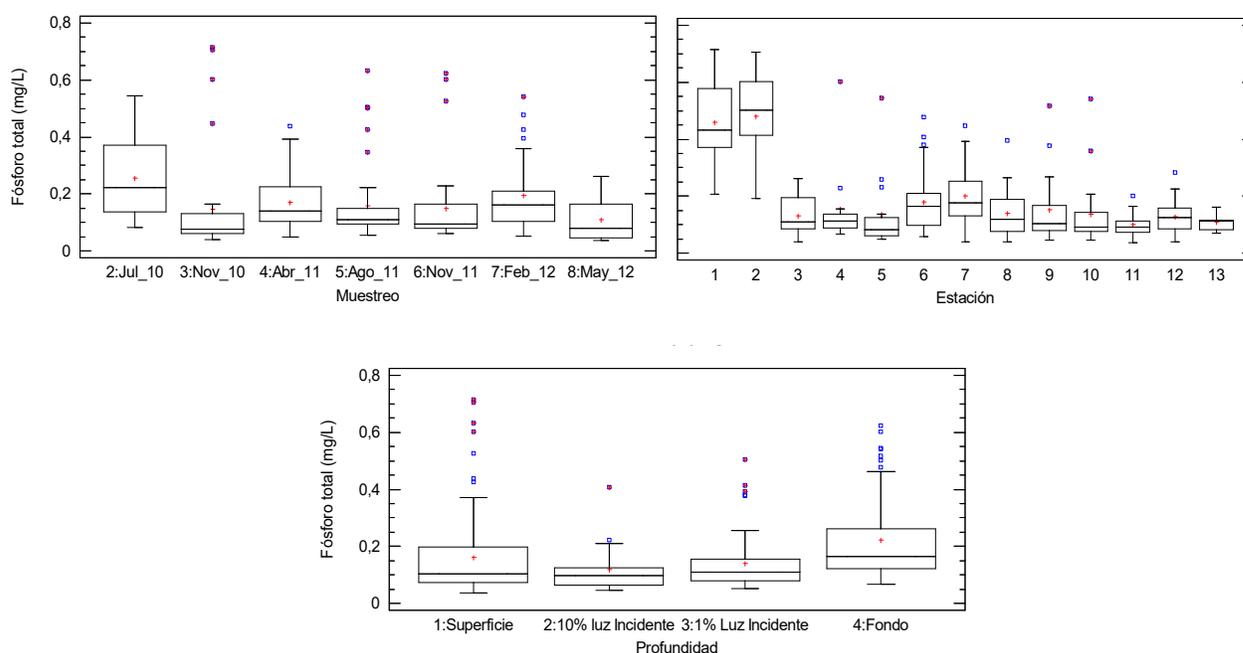


Figura 2.28 Variación espacial y temporal del fósforo total en el embalse Porce II entre julio de 2010 y mayo de 2012.

Como se observa en la figura 2.28, las concentraciones de fósforo total en el brazo del río Porce (promedio 0,471 mg P/L) fueron muy superiores y presentaron una notable reducción hasta alcanzar la estación 7 (0,200 mg P/L). A partir de allí continuaron decreciendo hacia la zona de presa (0,127 mg P/L). En el fondo del embalse se registraron concentraciones de fósforo total superiores a las demás profundidades (0,222 mg P/L y 0,149 mg P/L, respectivamente). Esto puede asociarse a la precipitación de material particulado desde el epilimnio o a la resuspensión de sedimentos al extraer las muestras.

El contenido de ortofosfatos en el agua del embalse Porce II también fue muy alto si se compara con lagos tropicales poco contaminados, ubicado entre 0,3 y 0,7  $\mu\text{g P}_{\text{PO}_4^{3-}}/\text{L}$  (Roldán & Ramírez 2008). En promedio, el fósforo soluble representó el 21,8 % del fósforo total del embalse y registró concentraciones entre 0,003 y 0,229  $\text{mg P}_{\text{PO}_4^{3-}}/\text{L}$  (Tabla 2.4). Al igual que el fósforo total, esta variable fue considerablemente superior en julio de 2010 (0,068  $\text{mg P}_{\text{PO}_4^{3-}}/\text{L}$ ), en comparación con los demás muestreos (promedio 0,031  $\text{mg P}_{\text{PO}_4^{3-}}/\text{L}$ ), lo que podría atribuirse a un mayor arrastre desde la cuenca aportante durante el inicio del período de lluvias (Figura 2.29).

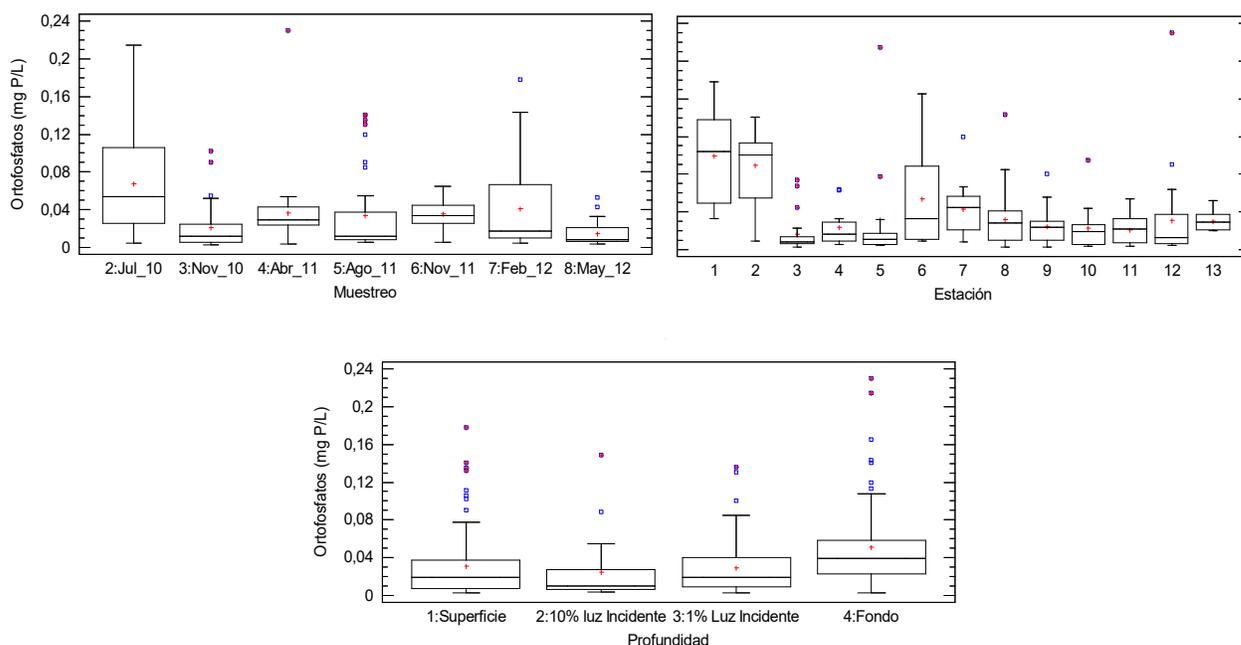


Figura 2.29 Variación espacial y temporal de los ortofosfatos en el embalse Porce II entre julio de 2010 y mayo de 2012.

De otro lado, las menores concentraciones de fósforo soluble en la superficie del embalse se asociaron a su consumo por parte del fitoplancton en la superficie, mientras que las concentraciones mayores registradas en el fondo se debieron a la liberación de este compuesto desde los sedimentos durante las épocas de hipoxia y de bajo potencial de óxido-reducción. Es importante destacar que la variación en las concentraciones de fósforo total y ortofosfatos entre la cola y la presa del embalse significó una reducción aproximada del 70% del fósforo que ingresa a través del río Porce (Figura 2.29).

Adicionalmente, se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis para explorar posibles diferencias de las variables nitrógeno amoniacal y ortofosfatos en la zona fótica de las estaciones 4, 6 y 7 con presencia o ausencia de plantas acuáticas y no se obtuvieron diferencias

estadísticamente significativas ( $p = 0,462$  y  $0,314$ , respectivamente). Las concentraciones de nitrógeno amoniacal con y sin plantas acuáticas fueron muy similares con medianas de  $1,302$  y  $1,275$  mg  $N_{NH_4^+}$ , respectivamente. Sin embargo, las medianas de los ortofosfatos se duplicaron cuando estas plantas acuáticas estuvieron ausentes ( $0,0326$  mg  $P_{PO_4^{3-}}$ ), lo que implicó una mayor disponibilidad de este nutriente para el desarrollo de biomasa fitoplanctónica en las estaciones limnéticas del embalse.

### 2.3.1.12 Sílice

El sílice disuelto presentó diferencias significativas entre muestreos y entre estaciones (Tabla 2.5). Las concentraciones de sílice fueron mayores en abril de 2010, noviembre de 2011 y febrero de 2012 ( $9,233$  mg  $SiO_2/L$ ), alrededor de  $2,3$  mg/L por encima del promedio de mayo de 2012 y  $0,4$  mg/L superior al de los demás muestreos (Figura 2.30).

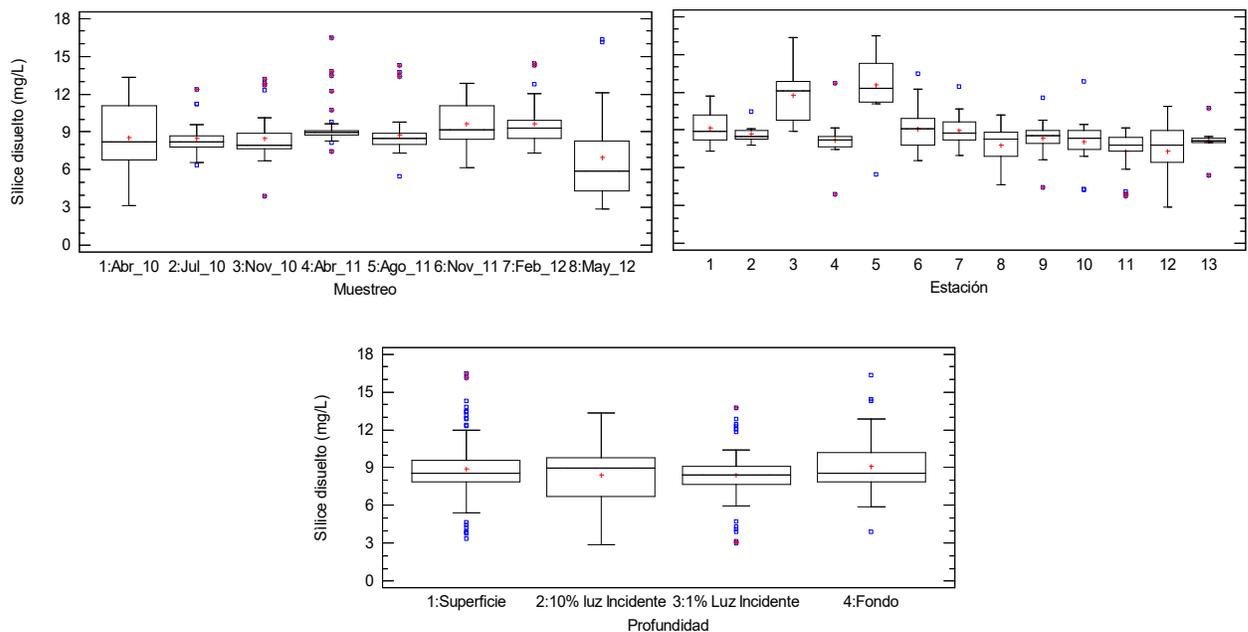


Figura 2.30 Variación espacial y temporal del sílice disuelto en el embalse Porce II entre abril de 2010 y mayo de 2012.

En contraste a lo ocurrido con el nitrógeno y el fósforo, los mayores aportes de sílice disuelto al embalse Porce II fueron de las quebradas Guaduas y La Cancana ( $12,093$  mg  $SiO_2/L$ ), mientras que en el brazo del río Porce las concentraciones de sílice disuelto fueron de  $8,887$  mg  $SiO_2/L$ , lo que indicó que los aportes de este nutriente estuvieron

más relacionados con la litología de la zona que con descargas de aguas residuales industriales. No obstante, también se evidenció una reducción de este nutriente desde la cola (8,887 mg SiO<sub>2</sub>/L) hacia la zona de presa del embalse (7,311 mg SiO<sub>2</sub>/L) (Figura 2.30).

El sílice disuelto no presentó diferencias estadísticamente significativas entre profundidades. Sin embargo, durante los muestreos de abril de 2010, noviembre de 2011 y mayo de 2012, se registró una importante reducción de este nutriente en la zona fótica del embalse, en respuesta a los florecimientos de blooms de diatomeas presentados durante esos muestreos.

### 2.3.1.13 Clorofila a

La clorofila *a* sólo presentó diferencias estadísticamente significativas entre estaciones (Tabla 2.5), con menores concentraciones en las estaciones 1 y 2, asociadas a una mayor turbidez del agua. Como se observa en la figura 2.31, si no se considera el brazo del río Porce, la clorofila *a* fue más alta en las estaciones 3, 8 y 12 (38,25 µg/L).

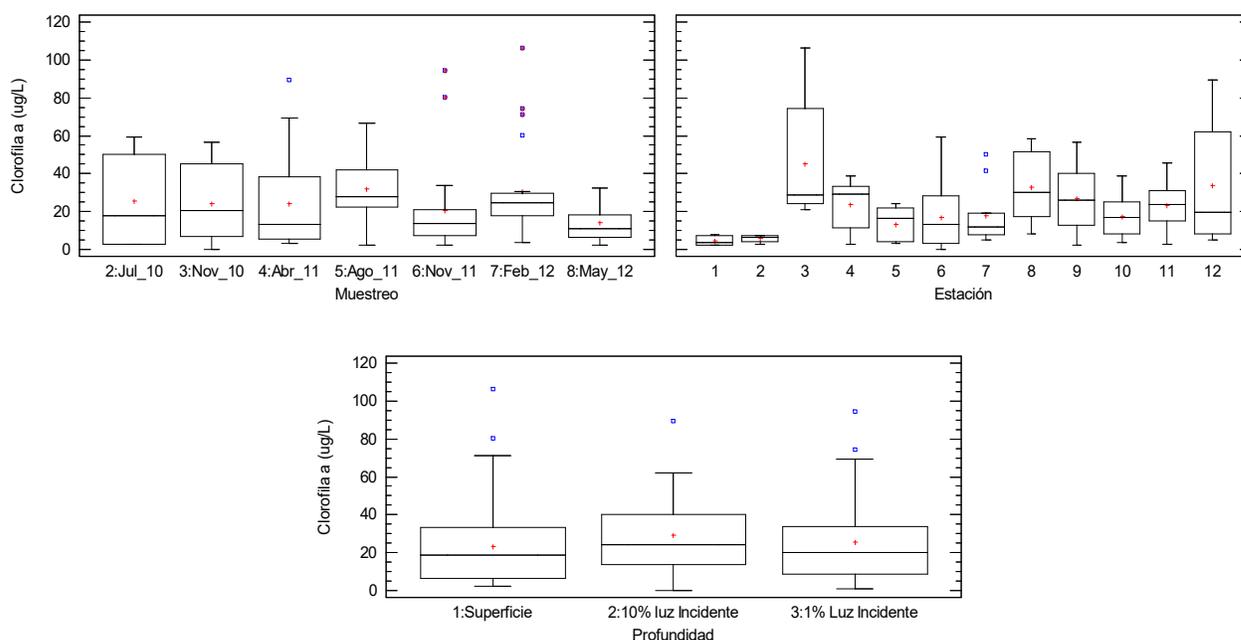


Figura 2.31 Variación espacial y temporal de la clorofila *a* en el embalse Porce II entre julio de 2010 y mayo de 2012.

Como se observa en la figura 2.31, entre profundidades, se presentó un leve incremento de la clorofila *a* al 10% de luz incidente, debido probablemente a

fotoinhibición en la superficie del embalse o a la dispersión y transporte del fitoplancton como resultado del movimiento turbulento del agua por acción del viento (Wetzel 2001).

### 2.3.2 Variación hidroclimatológica de la calidad del agua

La calidad del agua del embalse Porce II presentó variaciones importantes como respuesta a los forzantes hidroclimatológicos, principalmente el caudal del río Porce y las precipitaciones locales. Esto se evidenció al comparar los perfiles de las variables fisicoquímicas medidas en el embalse durante los diferentes periodos hidroclimatológicos definidos en la tabla 2.3. De otro lado, un análisis de componentes de varianza indicó que la profundidad fue el factor que más contribuyó a la varianza de un mayor número de variables fisicoquímicas en el embalse (Tabla 2.6). Por esta razón, se decidió analizar los resultados de cada periodo hidroclimatológico discriminando los datos entre zona fótica y afótica.

Tabla 2.6 Análisis de componentes de varianza para las variables de calidad del agua medidas en el embalse Porce II

VARIABLE	Aporte de cada factor a la varianza (%)		
	Muestreo	Estación	Profundidad
Transparencia Secchi	0,29	<b>99,71</b>	No aplica
Temperatura	23,32	22,81	<b>53,88</b>
Oxígeno disuelto	0,00	0,00	<b>100,00</b>
Potencial de óxido-reducción	35,97	14,90	<b>49,13</b>
Alcalinidad total	33,45	<b>38,71</b>	27,84
Dióxido de carbono	24,78	11,14	<b>64,08</b>
pH	0,35	30,73	<b>68,92</b>
Conductividad eléctrica	<b>76,16</b>	17,91	5,93
Sólidos disueltos	40,98	17,17	<b>41,85</b>
Sólidos suspendidos	0,00	<b>62,93</b>	37,07
Sólidos totales	3,20	<b>59,31</b>	37,49
Dureza total	<b>79,87</b>	5,25	14,89
Dureza cálcica	<b>93,53</b>	3,07	3,40
Dureza magnésica	17,30	15,75	<b>66,95</b>
Nitratos	<b>74,29</b>	14,27	11,44
Nitritos	<b>45,18</b>	13,24	41,58
Nitrógeno amoniacal	38,39	0,00	<b>61,31</b>
Nitrógeno total Kjeldahl	27,03	22,36	<b>50,61</b>
Nitrógeno orgánico	2,30	47,76	<b>49,94</b>

---

---

## DINÁMICA DE NUTRIENTES EN EL EMBALSE PORCE II, ANTIOQUIA, COLOMBIA

---

---

Fósforo total	2,85	<b>62,08</b>	35,05
Ortofosfatos	11,64	37,85	<b>50,52</b>
Sílice disuelto	6,26	<b>61,00</b>	32,74
Clorofila <i>a</i>	0,00	<b>81,77</b>	18,23

### 2.3.3 Periodo Seco

Se caracterizó por presentar bajas precipitaciones, bajos caudales del río Porce antes y durante las campañas y mayor temperatura del agua ( $25,32 \pm 1,38^{\circ}\text{C}$ ). Fue el periodo con las condiciones fisicoquímicas más desfavorables para la calidad del agua del embalse, representadas por una menor transparencia Secchi ( $0,49 \pm 0,25$  m), mayor biomasa fitoplanctónica ( $30,09 \pm 29,43$   $\mu\text{g/L}$ ), con una amplia dominancia del grupo de las cianobacterias (Palacio 2015), y mayores concentraciones de nutrientes así: nitritos ( $0,238 \pm 0,166$  mg N- $\text{NO}_2/\text{L}$ ), nitrógeno amoniacal ( $1,499 \pm 0,905$  mg N- $\text{NH}_4^+/\text{L}$ ), nitrógeno total Kjeldahl ( $2,770 \pm 1,297$  mg N/L), nitrógeno orgánico ( $1,272 \pm 0,941$  mg N/L) y sílice disuelto ( $9,116 \pm 2,434$  mg  $\text{SiO}_2/\text{L}$ ) (Tabla 2.7).

La variación de las características fisicoquímicas del embalse entre la zona fótica y afótica, evidenciaron la estratificación térmica, química y biológica de la zona limnética del embalse Porce II durante este periodo. Sin embargo, las condiciones morfométricas del embalse, también impusieron una variación espacial de la respuesta del embalse a los forzantes naturales. Por lo anterior, a través de un análisis de conglomerados se exploró la agrupación de estaciones que presentaran características similares (Figura 2.32). Los resultados obtenidos indicaron que en la zona fótica las estaciones limnéticas (Estaciones 8 a 12) presentaron un comportamiento similar y que difieren de las entradas de los afluentes y la zona de transición (Estaciones 1 a 7).

DINÁMICA DE NUTRIENTES EN EL EMBALSE PORCE II, ANTIOQUIA, COLOMBIA

Tabla 2.7 Variables fisicoquímicas medidas en el embalse Porce II discriminadas por periodo hidroclimatológico.

Variable	Periodo seco				Periodo de transición			Periodo húmedo		
	Zona	n	Rango	Promedio±DS	n	Rango	Promedio±DS	n	Rango	Promedio±DS
Transparencia Secchi	N.A.	30	0,10-0,94	0,49±0,25	29	0,10-1,15	0,53±0,31	23	0,10-1,65	0,60±0,47
Profundidad total (m)	N.A.	27	1,10-86,00	29,61±26,47	28	2,00-92,00	27,20±27,50	20	3,20-87,30	28,13±26,46
Temperatura del agua (°C)	Fótica	404	22,24-28,56	25,32±1,38	372	21,68-28,84	24,03±1,40	365	21,47-26,33	23,31±0,99
	Afótica	9292	21,18-27,05	23,06±1,21	3363	21,21-26,28	22,35±0,62	9599	20,96-23,79	21,66±0,35
Oxígeno disuelto (mg/L)	Fótica	132	2,71-8,86	5,01±1,99	175	5,03-10,65	7,49±1,51	365	2,37-11,39	7,01±2,70
	Afótica	3890	0,10-9,63	1,11±2,07	1421	0,01-11,72	2,65±3,37	9599	0,09-11,72	1,72±2,26
Saturación oxígeno disuelto (%)	Fótica	132	32,40-106,33	59,97±24,15	175	59,67-127,51	90,71±19,26	365	27,48-133,96	82,42±31,99
	Afótica	3890	1,09-114,28	13,06±24,42	1421	0,1-134,29	30,77±39,30	9599	1,05-134,12	19,64±25,95
Potencial de óxido-reducción (mV)	Fótica	132	127,21-190,2	164,12±16,72	173	141,3-263,75	204,02±29,30	365	11,27-279,05	173,51±79,01
	Afótica	3890	-88,19-195,48	96,01±77,54	1421	-108,8-275,52	122,59±115,15	9599	-158,81-287,9	139,40±99,03
Alcalinidad total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	Fótica	40	1,46-55,80	32,07±255,68	61	14,50-95,24	40,24±15,02	49	30,34-59,25	42,40±6,36
	Afótica	17	1,59-73,80	37,59±379,71	28	8,11-67,86	40,88±14,47	20	31,76-58,78	45,19±5,98
Dióxido de carbono (mg/L)	Fótica	42	0,09-38,58	8,98±10,35	63	0,01-40,48	9,18±8,95	45	0,07-20,89	7,88±5,94
	Afótica	18	4,40-43,51	17,80±11,64	28	5,28-29,92	17,03±8,16	20	5,12-36,79	13,30±7,05
pH (Unidades pH)	Fótica	404	6,70-9,83	7,82±0,66	257	6,39-8,79	7,15±0,74	365	7,06-9,20	7,99±0,68
	Afótica	9292	6,66-9,62	7,32±0,37	2603	6,42-9,07	6,96±0,35	9599	6,83-9,01	7,26±0,34
Conductividad eléctrica (µS/cm)	Fótica	404	141,69-262,6	202,24±42,30	372	102,99-163,7	138,74±12,80	365	103,54-132,9	122,77±6,18
	Afótica	9292	89,66-283,11	184,08±37,55	3363	106,54-133,0	135,29±11,15	9599	104,09-183,3	116,61±7,29
Sólidos totales (mg/L)	Fótica	69	100,0-270,0	147,18±30,74	66	24,0-1067,14	131,32±131,1	49	66,40-610,00	128,99±99,49
	Afótica	24	117,14-353,0	196,45±70,37	19	34,80-375,71	165,19±80,63	9	114,00-618,0	239,53±172,85
Sólidos suspendidos (mg/L)	Fótica	69	2,00-144,50	19,04±26,51	66	0,80-928,00	43,83±122,99	49	1,00-413,50	34,77±81,27
	Afótica	24	1,00-223,00	74,00±72,18	20	0,80-296,50	67,62±72,45	9	3,00-434,00	132,72±172,54
Sólidos disueltos (mg/L)	Fótica	69	83,71-200,00	128,14±21,82	68	16,00-158,00	88,57±25,45	49	58,00-241,00	94,22±27,79
	Afótica	27	72,81-174,00	121,36±25,55	27	15,36-126,00	89,48±27,62	19	12,00-184,00	107,60±37,68
Nitratos (mg N-NO <sub>3</sub> /L)	Fótica	62	0,173-6,216	1,624±1,884	65	0,217-8,188	2,501±2,081	52	0,017-4,259	1,741±1,651
	Afótica	38	0,016-5,702	2,256±1,631	41	0,234-8,403	4,543±2,702	37	0,273-3,983	2,604±1,528
Nitritos (mg N-NO <sub>2</sub> /L)	Fótica	65	0,001-0,494	0,238±0,166	64	0,004-0,203	0,080±0,039	52	0,004-0,137	0,068±0,027
	Afótica	37	0,005-1,184	0,391±0,320	28	0,010-0,189	0,098±0,051	36	0,013-0,115	0,073±0,025
Nitrógeno amoniacal (mg N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L)	Fótica	70	0,292-5,989	1,499±0,905	68	0,346-3,104	1,285±0,687	52	0,289-1,235	0,704±0,212
	Afótica	43	0,524-4,305	2,137±0,966	41	0,164-3,276	1,325±0,848	37	0,012-2,115	0,770±0,395

DINÁMICA DE NUTRIENTES EN EL EMBALSE PORCE II, ANTIOQUIA, COLOMBIA

Variable	Periodo seco				Periodo de transición			Período húmedo		
	Zona	n	Rango	Promedio±DS	n	Rango	Promedio±DS	n	Rango	Promedio±DS
Nitrógeno total Kjeldahl (mg N/L)	Fótica	70	0,504-8,047	2,770±1,297	68	0,653-6,603	2,387±1,023	49	0,843-4,075	1,527±0,629
	Afótica	27	1,054-7,627	3,801±1,392	28	1,329-5,285	2,917±1,046	20	1,013-4,255	2,321±0,913
Nitrógeno orgánico (mg N/L)	Fótica	70	0,212-6,199	1,272±1,050	68	0,079-3,500	1,103±0,722	49	0,083-2,970	0,803±0,567
	Afótica	27	0,248-5,046	1,227±0,941	28	0,086-3,562	1,223±0,763	20	0,470-2,847	1,320±0,664
Fósforo total (mg P/L)	Fótica	43	0,049-0,438	0,160±0,093	68	0,038-0,631	0,159±0,121	52	0,042-0,714	0,127±0,152
	Afótica	31	0,071-0,542	0,192±0,110	41	0,068-0,543	0,183±0,130	37	0,077-0,623	0,160±0,127
Ortofosfatos (mg P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /L)	Fótica	43	0,004-0,178	0,029±0,031	68	0,004-0,149	0,033±0,041	52	0,008-0,313	0,077±0,069
	Afótica	31	0,009-0,229	0,066±0,050	41	0,008-0,214	0,050±0,044	37	0,004-0,099	0,041±0,022
Sílice (mg SiO <sub>2</sub> /L)	Fótica	70	3,200-16,467	9,116±2,540	68	2,890-16,142	8,014±2,437	49	6,153-13,224	8,920±1,747
	Afótica	27	7,346-14,422	9,434±1,823	28	5,864-16,343	8,698±2,160	20	3,911-12,862	9,345±2,308
Clorofila a (µg/L)	Fótica	42	3,39-134,52	30,09±29,43	56	2,55-66,51	25,12±17,98	42	0,37-94,13	22,43±21,64

N.A.: No aplica

n: Número de datos

DS: Desviación Estándar

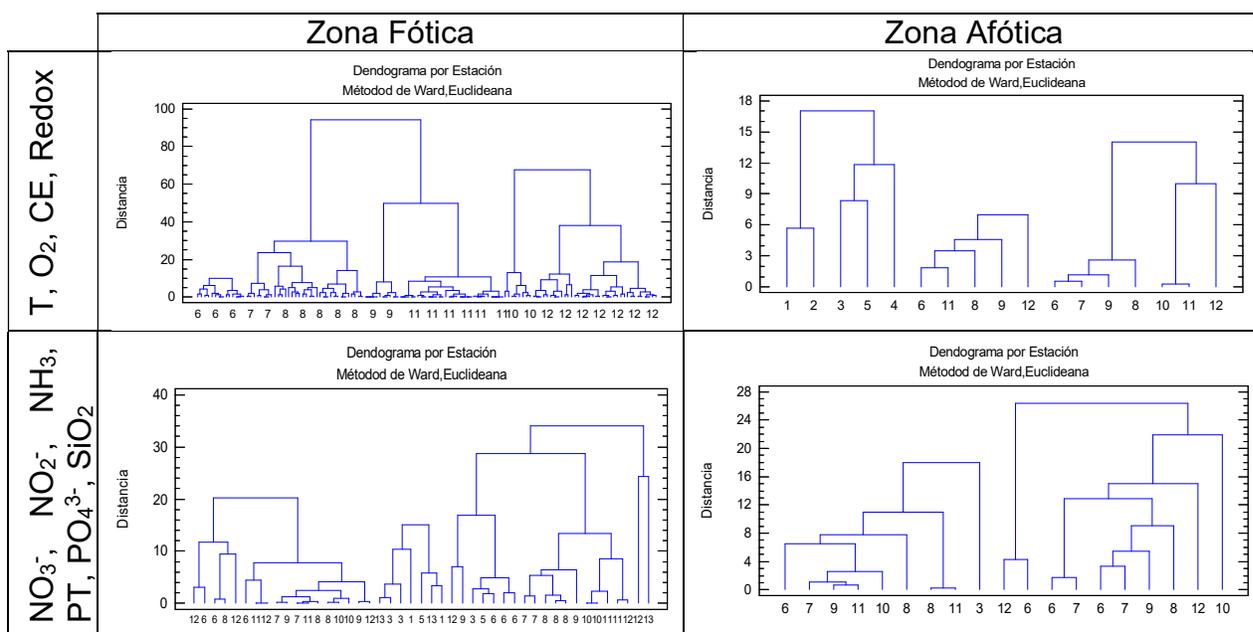


Figura 2.32 Análisis de conglomerados de las estaciones del embalse Porce II en el periodo seco.

En el periodo seco el río Porce ingresó al embalse con 23,28°C de temperatura, buena saturación de oxígeno disuelto (> 70 %), condiciones oxidantes (Potencial de óxido-reducción > 100 mV), baja alcalinidad (23,4 mg CaCO<sub>3</sub>/L), pH cercano a la neutralidad y altos valores de conductividad eléctrica (177,66 μS/cm), sólidos totales, suspendidos y disueltos (241,98, 118,2 y 123,8 mg/L, respectivamente). En comparación con los demás periodos, los nutrientes en el periodo seco registraron mayores concentraciones de nitritos (0,343 mg N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/L), nitrógeno amoniacal (2,526 mg N-NO<sub>4</sub><sup>+</sup>/L) y fósforo total y soluble (0,432 mg P/L y 0,112 mg P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/L, respectivamente).

Por su parte, las quebradas Guaduas y La Cancana presentaron mejores características fisicoquímicas que el río Porce, particularmente menores conductividad eléctrica (89,98 μS/cm), sólidos totales (149,34 mg/L), sólidos suspendidos (27,63 mg/L). Adicionalmente, exhibieron concentraciones de nutrientes significativamente inferiores (0,047 mg N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>/L, 0,112 mg P/L, 0,0242 mg P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/L). Sin embargo, debido a su bajo caudal en relación al del río Porce (inferior al 5%), el efecto de su ingreso sobre la calidad del agua del embalse no fue muy importante.

En inmediaciones de la estación 7 las características fisicoquímicas del embalse permanecieron similares a las del brazo del río Porce, con concentraciones de nutrientes levemente inferiores a las del río. Sin embargo, en este sitio la reducción de la velocidad del flujo condujo al aumento de la temperatura del agua (24,58°C) y a la

reducción de las concentraciones de oxígeno disuelto (2,88 mg/L), asociada a procesos de descomposición de materia orgánica y un menor intercambio de oxígeno con la atmósfera. Adicionalmente, se redujeron los sólidos suspendidos (44,28 mg/L) y totales (197,42 mg/L), producto de la sedimentación de material suspendido en el brazo del río.

Los perfiles de temperatura del agua en las estaciones limnéticas mostraron que el embalse estuvo estratificado térmicamente y que presentó fuertes gradientes de temperatura hasta los 10 m de profundidad y una zona completamente mezclada desde los 40 m hasta el fondo. En la zona intermedia se observó una segunda termoclina que evidenció la intrusión del río Porce entre los 10 y los 40 m de profundidad, aproximadamente. Esta intrusión también se reflejó en la disminución de la conductividad eléctrica y el aumento de las concentraciones de nitrógeno amoniacal y fósforo total y soluble a dichas profundidades (Figuras 2.33 y 2.34).

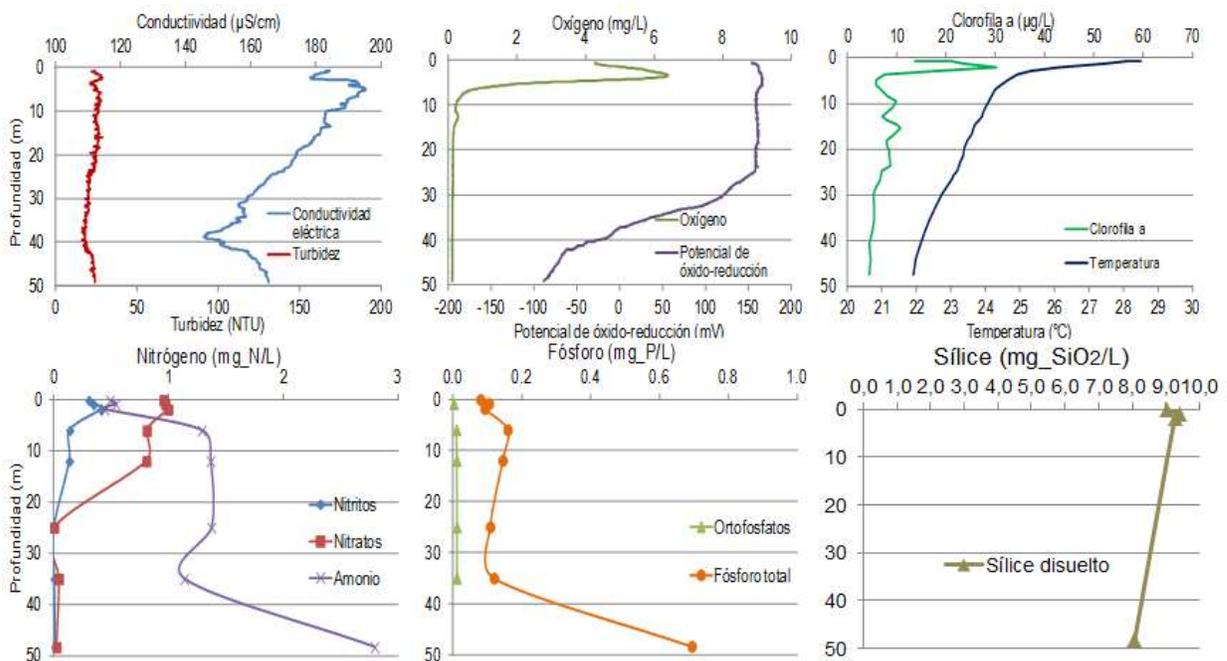


Figura 2.33 Perfiles de algunas variables de calidad del agua medidas en la estación 8 del embalse Porce II en el periodo seco.

## DINÁMICA DE NUTRIENTES EN EL EMBALSE PORCE II, ANTIOQUIA, COLOMBIA

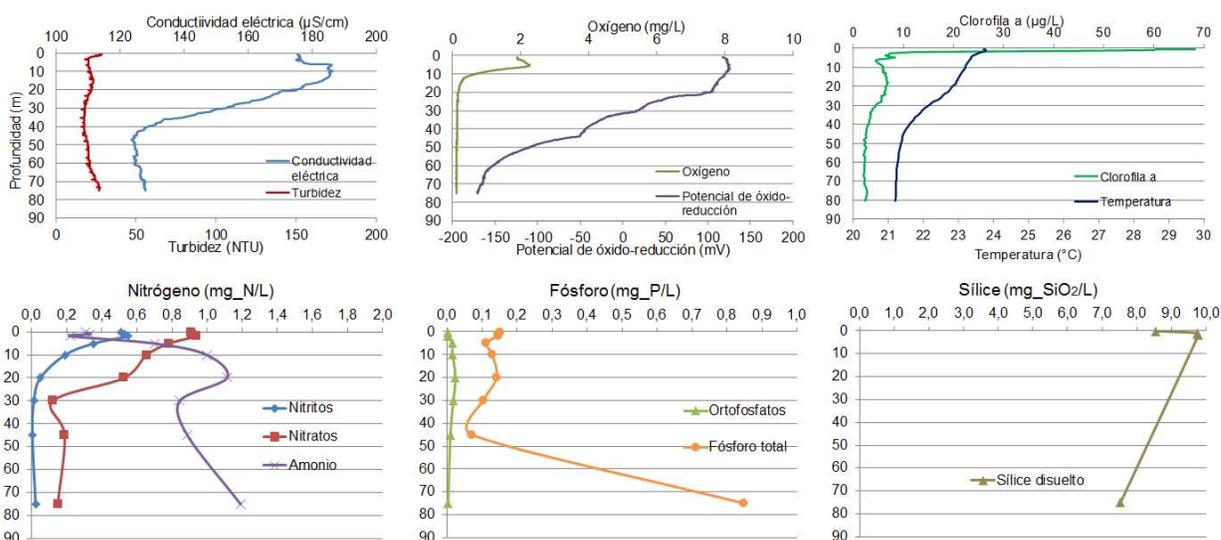


Figura 2.34 Perfiles de algunas variables de calidad del agua medidas en la estación 12 del embalse Porce II en el periodo seco.

Por su parte, las altas concentraciones de nutrientes en la zona fótica durante este periodo condujeron a una mayor biomasa fitoplanctónica, responsable del aumento del oxígeno disuelto y la disminución del nitrógeno, el fósforo y el sílice en los primeros metros de profundidad. A partir de los 10 m, las condiciones de anoxia inhibieron el proceso de nitrificación, favoreciendo la producción de nitrógeno amoniacal. En el fondo del embalse las condiciones reductoras favorecieron la liberación tanto de este nutriente como de ortofosfatos desde los sedimentos (Figuras 2.33 y 2.34).

### 2.3.4 Periodo de transición

Luego del periodo seco, las lluvias y el aumento en el caudal del río Porce condujeron a una leve recuperación de la calidad del agua del embalse. La transparencia Secchi aumentó sólo 4 cm, y se redujeron la temperatura del agua ( $24,03 \pm 1,40^{\circ}\text{C}$ ), la conductividad eléctrica ( $138,74 \pm 12,80 \mu\text{S/cm}$ ), los sólidos disueltos ( $88,57 \pm 25,45 \text{ mg/L}$ ), los nitritos ( $0,080 \pm 0,039 \text{ mg N-NO}_2/\text{L}$ ), el nitrógeno amoniacal ( $0,346 \pm 3,104 \text{ mg N-NH}_4^+/\text{L}$ ), el nitrógeno total Kjeldahl ( $2,387 \pm 1,023 \text{ mg N/L}$ ), el nitrógeno orgánico ( $1,103 \pm 0,722 \text{ mg N/L}$ ) y el sílice disuelto ( $8,014 \pm 2,437 \text{ mg SiO}_2/\text{L}$ ). Esto evidenció un efecto de dilución de las sustancias presentes en el embalse debido al aumento del caudal afluente (Tabla 2.6).

Para el periodo de transición, el análisis de conglomerados también mostró la formación de un grupo entre las estaciones correspondientes a la zona limnética y otro con las demás estaciones (Figura 2.35). Como respuesta al efecto de dilución por el inicio de

las lluvias, el río Porce ingresó al embalse con menor conductividad eléctrica (115,57  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) y contenido de sólidos disueltos (107,31 mg/L). Las concentraciones de nutrientes en este periodo se redujeron entre el 10 y el 20% en relación al periodo seco (Tabla 2.6). Por su parte, las quebradas Guaduas y La Cancana presentaron concentraciones de fósforo total y soluble y sólidos suspendidos levemente superiores a las registradas durante el periodo seco, lo que indica que el efecto de las lluvias en sus microcuencas fue de arrastre de sustancias al embalse y no de dilución como lo fue para el río Porce.

En la zona cercana a la estación 7, las variables fisicoquímicas respondieron de la misma forma que para el periodo seco, es decir, se redujo la concentración de nutrientes respecto al río Porce, lo que ratifica que es el río y nos las quebradas, el que condicionó la calidad de agua del embalse.

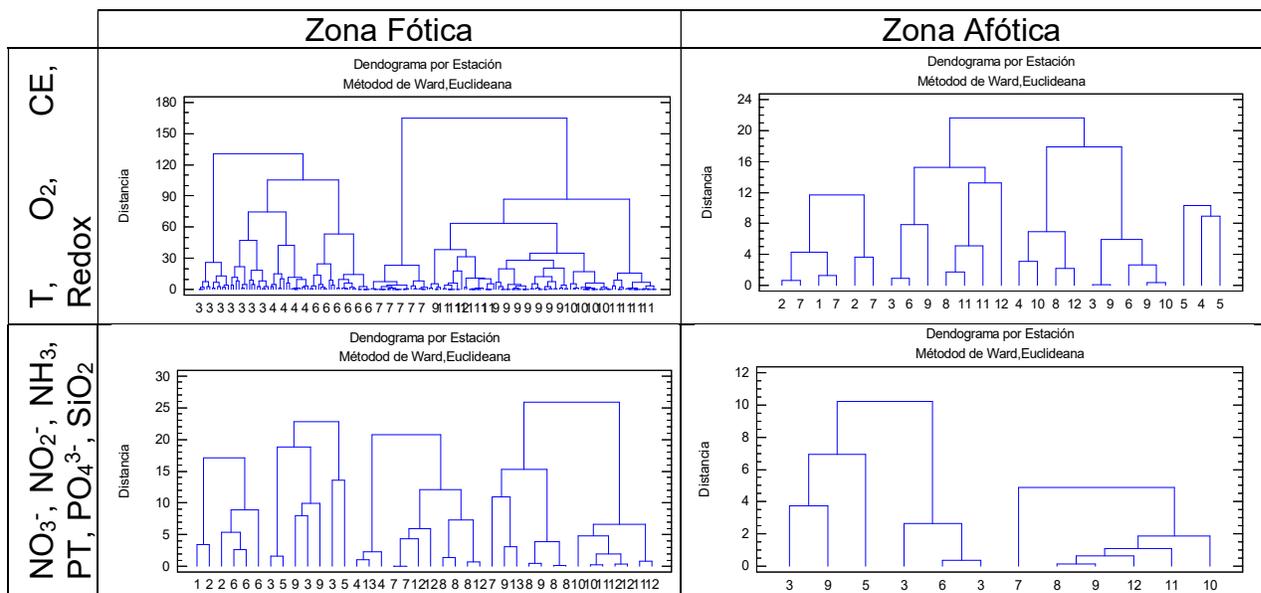


Figura 2.35 Análisis de conglomerados de las estaciones del embalse Porce II en el periodo de transición.

Los cambios más apreciables de calidad del agua del embalse Porce II durante el periodo de transición se evidenciaron en la zona limnética, el perfil de temperatura exhibió una termoclina única y a partir de los 10 m de profundidad la temperatura disminuyó levemente hasta el fondo. El oxígeno disuelto aumentó considerablemente en la zona fótica con concentraciones superiores a 8 mg/L, y aunque disminuyó drásticamente hasta los 10 m, se mantuvo con concentraciones cercanas a 1 mg/L hasta los 60 m, lo que contribuyó al aumento del potencial de óxido-reducción que raramente alcanzó valores negativos en el fondo del embalse. Estas condiciones

## DINÁMICA DE NUTRIENTES EN EL EMBALSE PORCE II, ANTIOQUIA, COLOMBIA

favorecieron el aumento en las concentraciones de nitratos y la reducción del nitrógeno amoniacal en toda la columna de agua. Adicionalmente, se redujo la transferencia de amonio y ortofosfatos desde el sedimento (Figuras 2.36 y 2.37).

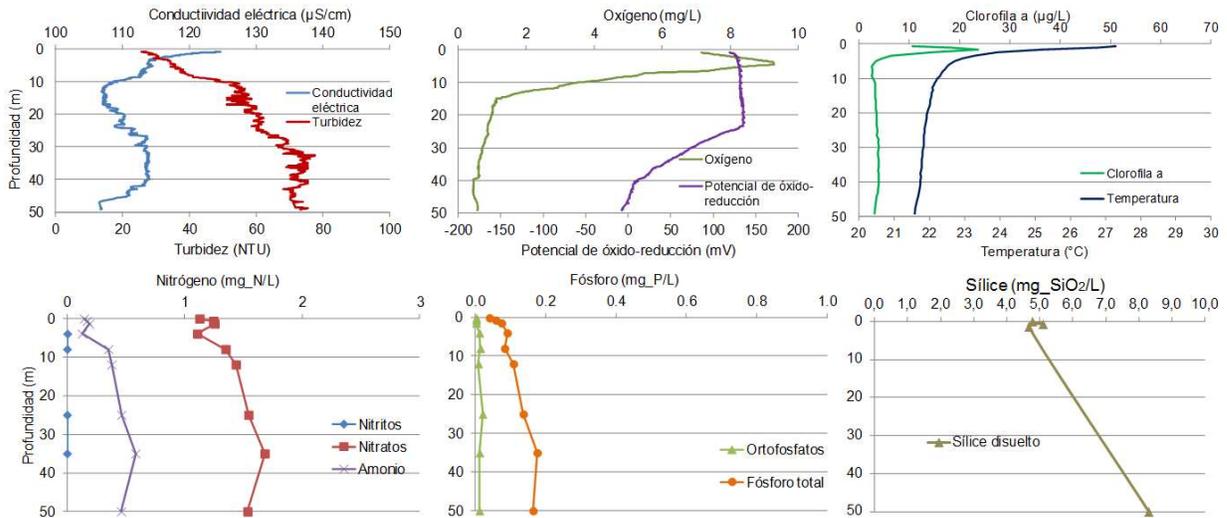


Figura 2.36 Perfiles de algunas variables de calidad del agua medidas en la estación 8 del embalse Porce II en el periodo de transición.

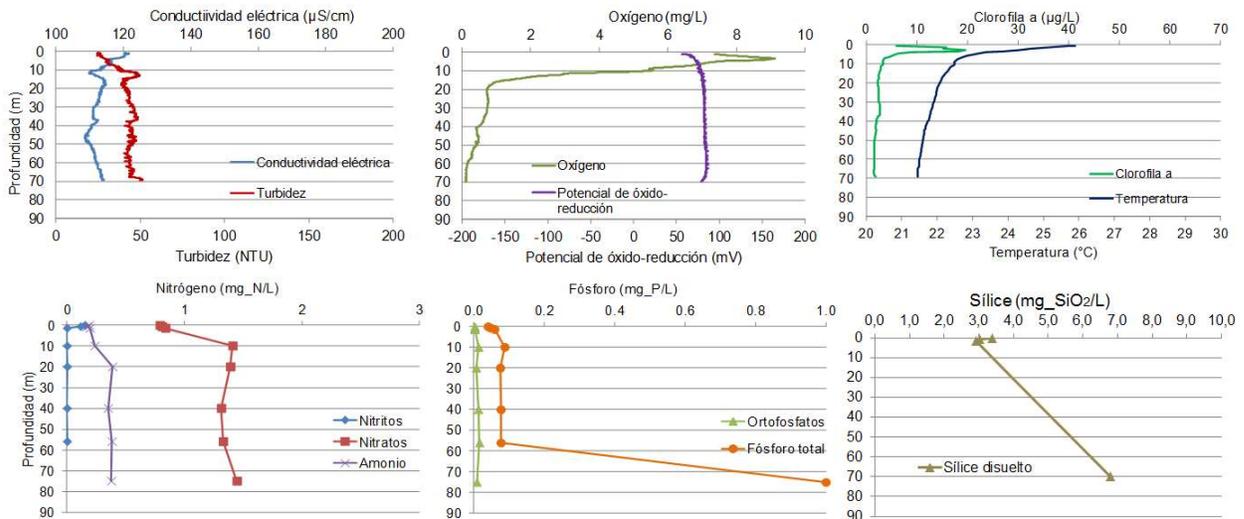


Figura 2.37 Perfiles de algunas variables de calidad del agua medidas en la estación 12 del embalse Porce II en el periodo de transición.

Por su parte, el sílice disuelto se redujo significativamente con relación al periodo seco y presentó concentraciones inferiores en la zona fótica del embalse, como resultado del cambio de la dominancia de cianobacterias a diatomeas (Palacio 2015). Estas algas



## DINÁMICA DE NUTRIENTES EN EL EMBALSE PORCE II, ANTIOQUIA, COLOMBIA

En la zona limnética el embalse continuó estratificado térmica, química y biológicamente y presentó un solo gradiente fuerte de temperatura antes de los 10 m de profundidad. El río Porce ingresó como una corriente de fondo desde los 30 m de profundidad, reflejándose tanto en los perfiles de turbidez y conductividad eléctrica, como en el oxígeno disuelto, fósforo total, nitratos y nitrógeno amoniacal (Figuras 2.39 y 2.40).

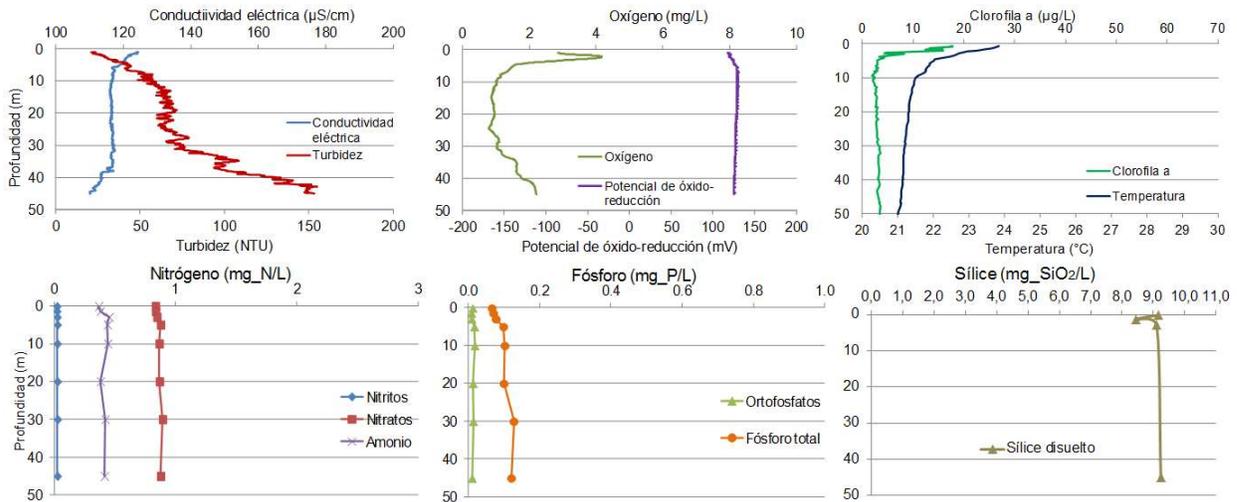


Figura 2.39 Perfiles de algunas variables de calidad del agua medidas en la estación 8 del embalse Porce II en el periodo húmedo.

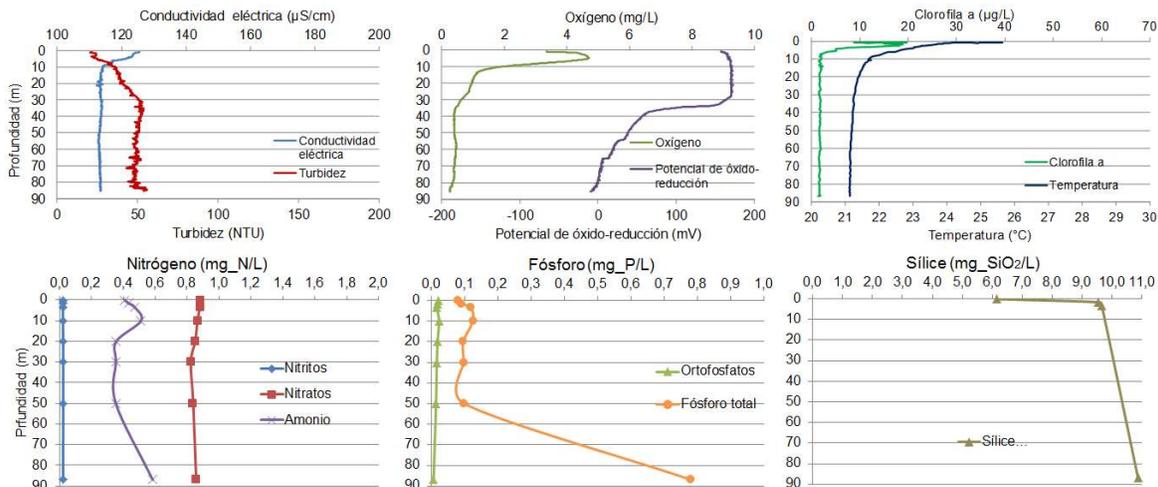


Figura 2.40 Perfiles de algunas variables de calidad del agua medidas en la estación 12 del embalse Porce II en el periodo húmedo.

Por su parte, la clorofila a se redujo respecto al periodo seco. Sin embargo, el consumo de nutrientes por el fitoplancton continuó evidenciándose por la reducción de sus concentraciones en los primeros metros de profundidad. El consumo y producción de

nitratos en las capas superficiales del embalse se mantuvo balanceado, de manera que este nutriente no se agotó a lo largo de la columna de agua. En contraste, las concentraciones de amonio y fósforo total aumentaron con la profundidad debido al ingreso de la corriente de fondo del río Porce. Por su parte, el sílice disuelto se incrementó con relación al periodo de transición, alcanzando concentraciones levemente inferiores a las del periodo seco (Figuras 2.39 y 2.40).

Finalmente, al igual que para el periodo de transición, durante el periodo húmedo las condiciones oxidantes del hipolimnio redujeron la liberación de ortofosfatos desde los sedimentos a la columna de agua.

## 2.4 DISCUSIÓN

El estado trófico de lagos y embalses puede ser evaluado a partir de la concentración de nutrientes, y la biomasa fitoplanctónica, estimada como clorofila *a* (Carlson 1977, Esteves 1998). Las medias geométricas anuales de las concentraciones de fósforo total y clorofila *a* en la zona limnética del embalse Porce II, entre los años 2010 y 2012 fueron superiores a 15,44  $\mu\text{g P/L}$  y 113,67  $\mu\text{g/L}$ , respectivamente. A partir de estos datos, el índice de estado trófico  $\text{TSl}_{\text{tsr}}$  es de 59,1, lo que indica que según la clasificación de Lamperelli (2004) y Fernandes et al. (2013), el embalse Porce II es un embalse hipereutrófico.

Existen diferencias en el metabolismo de los ecosistemas acuáticos de zonas tropicales en relación con los de zonas templadas, asociadas, entre otros factores, a las mayores temperaturas y disponibilidad de radiación solar que se presentan en los primeros (Lewis Jr 1996, von Sperling et al. 2008, Fernandes et al. 2013). Sin embargo, las concentraciones de nutrientes y clorofila *a* del embalse Porce II se ubicaron en los rangos reportados para lagos y embalses eutróficos tanto de zonas tropicales (Canosa & Pinilla 1999, González et al. 2003, Soares & Mozeto 2006, von Sperling et al. 2008, Fernandes et al. 2013), como de zonas templadas (Nedoma et al. 2006, Duan et al. 2007, Liu et al. 2010, Özkundakci et al. 2010, Zhang et al. 2010, Kalinowska et al. 2013, Jekatierynczuk et al. 2014), en los cuales se ha reducido la calidad del agua debido a la descarga de aguas residuales (Nedoma et al. 2006, Fernandes et al. 2013) y a la escorrentía proveniente de áreas agropecuarias (Soares & Mozeto 2006, Özkundakci et al. 2010, Jekatierynczuk et al. 2014). Esto confirma que el avanzado estado de eutrofización del embalse Porce II, es consecuencia de la fuerte presión antrópica a la que está siendo sometido por el continuo vertimiento puntual de aguas residuales

domésticas e industriales provenientes de una cuenca urbanizada, así como las descargas de nutrientes y materia orgánica provenientes de fuentes difusas.

En el eje longitudinal entre el río y la presa de los embalses se distinguen claramente tres zonas que difieren en sus características físicas, químicas y biológicas, la zona ribericina, la de transición y la lacustre o limnética (Wetzel 2001, Nedoma et al. 2006, Ribeiro Filho et al. 2011). En el embalse Porce II, el brazo del río Porce se asocia con la zona ribericina (Figura 2.41), la cual presentó mayores concentraciones de nutrientes, sólidos en suspensión y turbidez, lo que condujo a una menor profundidad de la zona fótica y menor biomasa fitoplanctónica (Nedoma et al. 2006, Molisani et al. 2010, Ribeiro Filho et al. 2011).

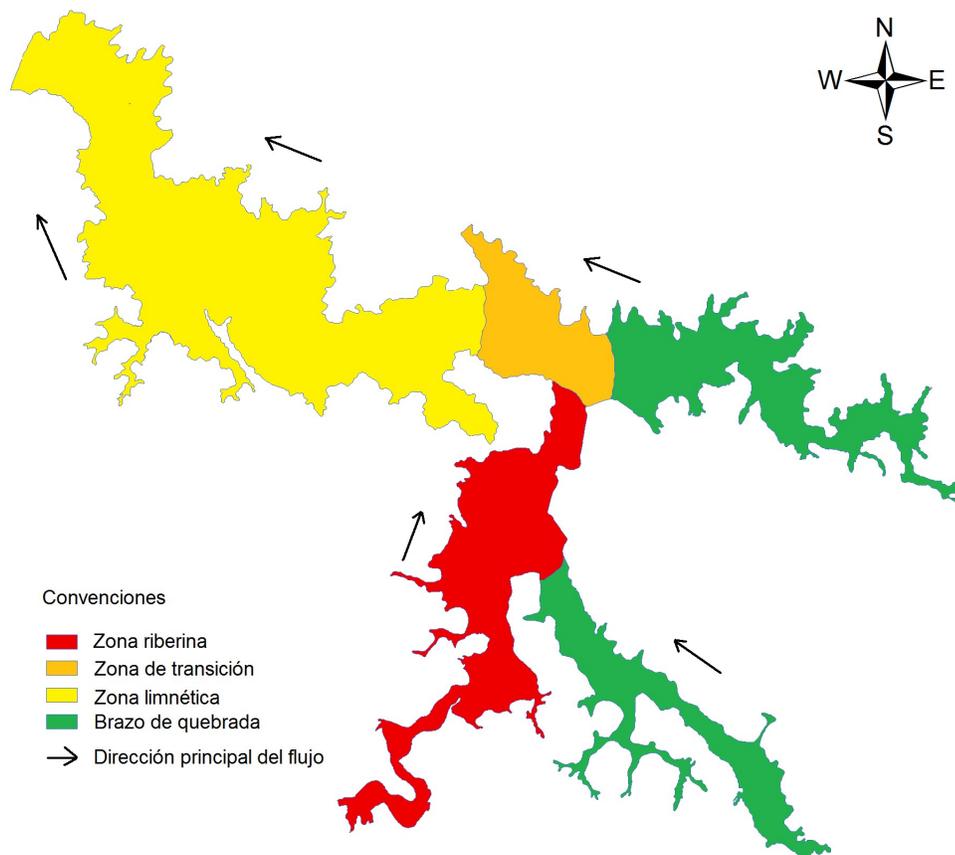


Figura 2.41 Zonación longitudinal del embalse Porce II

La zona de transición se ubicó aproximadamente entre la confluencia de los brazos del río Porce y la quebrada La Cancana y antes de la estación 8, donde la pluma del río realizó su intrusión. En esta zona se redujeron la velocidad del flujo y los sólidos suspendidos y aumentó la biomasa fitoplanctónica (Nedoma et al. 2006, Molisani et al.

2010, Ribeiro Filho et al. 2011). Adicionalmente, disminuyó el oxígeno disuelto lo que fue atribuido, no sólo a una menor velocidad del flujo que reduce la aireación, sino también al incremento de los procesos de degradación de la materia orgánica. Esto pudo confirmarse con el aumento en el dióxido de carbono observado en esta zona (Wang et al. 2010).

Por su parte, desde antes de la estación 8 y la zona de presa se desarrolló la zona limnética (Figura 2.41) donde en términos generales, disminuyeron las concentraciones de nutrientes y sólidos suspendidos y aumentó la penetración de la luz (Nedoma et al. 2006, Molisani et al. 2010, Ribeiro Filho et al. 2011). La relación inversa entre los sólidos suspendidos y la clorofila *a* que se presentó a lo largo del eje longitudinal del embalse Porce II, concuerda con lo reportado en otras investigaciones (Wang et al. 2010, Xu et al. 2010, Ribeiro Filho et al. 2011). De otro lado, la importante reducción en las concentraciones de sólidos totales y del fósforo total en la zona limnética, se atribuye a la sedimentación previa de gran parte del material particulado que ingresa a través del río (Nedoma et al. 2006).

En contraste, este gradiente longitudinal no se evidenció en los brazos de los otros dos afluentes del embalse. Al ingreso de las quebradas Guaduas y La Cancana (Estaciones 3 y 5), se registraron mayores concentraciones de sólidos suspendidos y sílice disuelto y menores concentraciones de nitrógeno y fósforo que en la zona de transición o la zona limnética, debido a que el aporte de estos dos nutrientes desde las microcuencas de las quebradas es inferior al del río Porce, mientras que el sílice solubilizado es mayor. Sin embargo, antes de su confluencia con el brazo del río Porce (Estaciones 4 y 6), los nutrientes alcanzaron concentraciones cercanas a las de la zona de transición. Esto podría indicar que el río ingresa a dos brazos del embalse, ya que no es factible que en el área aferente a los brazos de las quebradas se generen suficientes aportes de nutrientes que logren aumentar las concentraciones de nitrógeno y fósforo, ni que se den procesos de consumo que disminuyan el sílice hasta los niveles alcanzados en la zona de transición. Adicionalmente, el hecho que las concentraciones de nitrógeno y sílice de esta última zona sean similares a las del río y no a las de las quebradas, evidencia la mayor influencia de éste último sobre la hidrodinámica y la calidad del agua del embalse Porce II.

Los embalses han sido considerados reactores biológicos que mejoran calidad del agua de los ríos que los surten, dado que el represamiento genera procesos fisicoquímicos y especialmente microbiológicos, que favorecen la descomposición de la materia orgánica y la reducción de las concentraciones de nutrientes (Armengol 2000). El efecto depurador del embalse sobre la calidad del agua del río Porce fue evidente ya que

desde la zona riberrina hasta la presa, se presentaron disminuciones importantes de los sólidos suspendidos y totales y de las concentraciones de nitrógeno, fósforo y sílice. De otro lado, considerando que el vertimiento y la captación del embalse Porce II se localizan en los primeros 15 m de profundidad, la calidad del agua en el efluente del embalse es mejor (Estación 13), lo que implica que el embalse Porce III recibe agua de mejor calidad en relación al embalse Porce II. Este efecto ha sido previamente registrado en otros sistemas de embalses construidos en cascada (Koszelnik & Tomaszek 2008, Molisani et al. 2010, Wang et al. 2010, Ribeiro Filho et al. 2011). Sin embargo, el costo ambiental que genera el represamiento de ríos altamente contaminados es evidente. En el embalse Porce II se presentan blooms de cianobacterias las cuales producen cianotoxinas con los consecuentes riesgos para la biodiversidad y la salud humana (Herrera et al. 2015). Adicionalmente, el cambio de la vocación productiva de la población del área de influencia, que pasó de agrícola a pesquera en un embalse hipereutrófico afecta considerablemente la seguridad alimentaria.

En embalses profundos se favorece la estratificación en la zona limnética, asociada a la mayor profundidad del agua en comparación con la zona riberrina. En esta última, el incremento de la mezcla y la velocidad del flujo no permiten que se desarrolle la estratificación (Karrasch et al. 2011a). Durante todo el periodo de estudio las estaciones 1 y 2, correspondientes a la zona riberrina, exhibieron perfiles ortógrafos de temperatura y oxígeno disuelto, lo que indicó la mezcla completa en este tramo del embalse Porce II. Por su parte, la zona limnética permaneció estratificada térmica, química y biológicamente y presentó mayores temperaturas que la pluma del río Porce. Estas diferencias de temperatura condujeron al ingreso de la pluma del río como corriente intrusiva durante el periodo seco y como corriente de fondo durante el periodo húmedo.

Los patrones de estratificación y mezcla en ambientes leníticos regulan la variación de los procesos biológicos en los diferentes periodos hidroclimáticos (Curtarelli et al. 2014). En el embalse Porce II se presentaron importantes diferencias entre las características fisicoquímicas y biológicas observadas en los periodos: seco, de transición y húmedo. Las condiciones más críticas de calidad del agua se presentaron durante la época seca, caracterizada por mayores temperaturas, concentraciones de nutrientes y clorofila *a*, y una reducción del oxígeno disuelto y el pH hacia el fondo del embalse (Crossetti & Bicudo 2008, von Sperling et al. 2008, Karadžić et al. 2010, Özkundakci et al. 2010, Fonseca & Bicudo 2011). Adicionalmente, la descomposición de la materia orgánica en el sedimento y las condiciones reductoras en el hipolimnio favorecieron la liberación de amonio, ortofosfatos y sílice desde los sedimentos hacia la columna de agua del

embalse Porce II (Srithongouthai et al. 2003, Burger et al. 2007, Özkundakci et al. 2010, Green et al. 2011).

Mejoras en la calidad del agua relacionadas con el aumento de las lluvias y del caudal aportante, han sido reportadas en embalses de zonas tropicales (Soares & Mozeto 2006, von Sperling et al. 2008). Esto también se evidenció en el embalse Porce II tanto en el periodo húmedo como en el de transición. Durante estos periodos se redujo la concentración de nutrientes del río Porce en relación al periodo seco. A pesar del aumento en el caudal del río Porce, la estratificación térmica y química del embalse fue permanente, debido a los gradientes de temperatura y de oxígeno disuelto en las capas superficiales del embalse. Adicionalmente, el aumento del oxígeno disuelto en el fondo del embalse redujo el aporte de nutrientes desde el sedimento (Soares & Mozeto 2006).

En embalses con estado avanzado de eutrofización el crecimiento del fitoplancton no está limitado por la disponibilidad de nutrientes, sino por factores como el exceso de luz y radiación ultravioleta, la competencia entre especies, la depredación, entre otros (Wetzel 2001, Mozeto et al. 2012). En el embalse Porce II la disminución de la clorofila *a* no fue significativa durante los periodos de transición y húmedo en relación al periodo seco, a pesar de la disminución en la disponibilidad de nutrientes. Esto indica que las concentraciones de nutrientes, no limitaron el crecimiento del fitoplancton y fueron suficientes para sostener una alta biomasa fitoplanctónica (Cordero et al. 2005, Ribeiro Filho et al. 2011). Adicionalmente, durante los tres periodos hidroclimáticos la clorofila *a* mostró una relación inversa con los ortofosfatos, los nitratos y el sílice disuelto, indicando su consumo para satisfacer sus requerimientos metabólicos (Nedoma et al. 2006, Molisani et al. 2010).

Finalmente, es importante destacar las diferencias presentadas en el comportamiento del sílice disuelto respecto a los otros dos nutrientes. En primer lugar, los mayores aportes de sílice los realizaron las quebradas Guaduas y La Cancana. Esto puede atribuirse a que el ingreso de sílice a los cuerpos de agua está más asociado al lavado de suelos que a las descargas de aguas residuales industriales (Soares & Mozeto 2006). En segundo lugar, las concentraciones de este nutriente en época seca y de lluvia fueron muy similares, mientras que en época de transición disminuyeron significativamente en la zona fótica de las estaciones limnéticas. Esto se atribuye a que durante este periodo se presentó una sucesión de la comunidad fitoplanctónica, que cambió la dominancia de organismos del grupo de las cianobacterias a organismos del grupo de las diatomeas (Toro & Palacio 2015), cuyos requerimientos metabólicos de sílice son muy altos (Egemose et al. 2011).

## 2.5 CONCLUSIONES

La calidad del agua del embalse Porce II presentó un estado avanzado de deterioro, con concentraciones promedio de nitrógeno total, fósforo total y clorofila *a* cercanos a 4,4 mg N/L, 0,17 mg P/L y 25 µg/L, respectivamente. Las altas cargas de materia orgánica, nutrientes y contaminantes que recibe a través de su tributario principal superan la capacidad de autodepuración de este ecosistema y lo han conducido a su hipereutrofización actual con índices de estado trófico superiores a 59,1 durante el periodo de muestreo. No obstante, en su recorrido desde la cola hasta la presa, la concentración de nutrientes y sólidos suspendidos se redujo aproximadamente un 50%, lo que sugiere que los procesos ocurridos al interior del embalse, ejercieron un efecto depurador en las aguas del río Porce. Sin embargo, es evidente el alto costo ambiental del represamiento de un río altamente contaminado, como el río Porce.

La zona ribericina del embalse estuvo comprendida por el brazo del río Porce hasta inmediaciones de su confluencia con el brazo de la quebrada La Cancana (Figura 2.41) y se caracterizó por presentar mezcla completa de la columna de agua, mayores concentraciones de sólidos suspendidos (161,58 mg/L) y nutrientes (8,12 mg N/L y 0,471 mg P/L) y menor biomasa fitoplanctónica (5,24 µg/L de clorofila *a*). Por su parte, la zona de transición se ubicó desde la confluencia de la quebrada La Cancana hasta antes de la estación 8. En esta zona disminuyeron los sólidos en suspensión y los nutrientes en un 60 y 40%, respectivamente, y se triplicó la transparencia del agua y la clorofila *a*. Desde antes de la estación 8 y la presa, se ubicó la zona limnética, donde se desarrollaron gradientes de temperatura suficientes para generar una estratificación térmica permanente. En relación con las otras dos zonas del embalse, esta zona registró menores concentraciones de nutrientes (6,04 mg N/L y 0,133 mg P/L) y mayor biomasa fitoplanctónica (30 µg/L de clorofila *a*). En consecuencia se observó una variabilidad espacial de los nutrientes desde las entradas de sus afluentes hacia la zona de presa.

Las condiciones fisicoquímicas más desfavorables del embalse se presentaron durante el periodo seco, con mayores concentraciones de nutrientes (6,33 mg N/L y 0,184 mg P/L) y déficit de oxígeno disuelto hipolimnético, lo que condujo a potenciales de óxido-reducción que favorecieron los procesos reductores, y con esto, la liberación de nutrientes desde el sedimento. En contraste, en los periodos de transición y húmedo el embalse experimentó una recuperación en la calidad del agua con aumento en el oxígeno disuelto, condiciones oxidantes hipolimnéticas y disminución del 10% en el contenido de nutrientes. Sin embargo, las concentraciones de clorofila *a* cercanas a 30

$\mu\text{g/L}$  registradas durante los tres periodos hidroclimatológicos, sugieren que las concentraciones de nutrientes en el embalse Porce II, no limitaron el crecimiento del fitoplancton y fueron suficientes para sostener una alta biomasa fitoplanctónica durante todo el periodo de estudio. Las características ambientales del embalse en todos sus escenarios fueron propias de un ecosistema acuático hipereutrófico y la operación del embalse no influyó significativamente sobre las concentraciones de nutrientes, debido a que el río Porce proviene de una cuenca urbanizada.

### 3 CICLAJE DE NUTRIENTES

#### 3.1 INTRODUCCIÓN

Los microorganismos heterótrofos juegan un papel fundamental en los ciclos de nutrientes, la descomposición de la materia orgánica y el movimiento de sustancias en ecosistemas acuáticos y terrestres (Chróst & Siuda 2002, Chróst & Siuda 2006, Cunha et al. 2010). Por ser los principales responsables del reciclaje de compuestos orgánicos autóctonos y/o alóctonos, estos organismos se consideran un componente muy importante en las cadenas tróficas de ambientes acuáticos (Gajewski & Chróst 1995, Romaní et al. 2006). Debido a su alta abundancia y a sus interacciones moleculares, los microheterótrofos pueden influir significativamente en las características químicas de estos ecosistemas (Chróst & Siuda 2006).

Más del 95% de la materia orgánica presente en ambientes acuáticos está conformada por compuestos poliméricos de alto peso molecular, los cuales no son permeables a través de la membrana celular. Esto implica que únicamente una pequeña fracción de la materia orgánica que está disuelta es realmente utilizable por los organismos (Chróst 1991, Gajewski & Chróst 1995, Kisand & Tammert 2000, Cunha et al. 2010). Por lo tanto, el paso de compuestos orgánicos a través de la membrana celular para incorporarlos como fuente de nutrientes, requiere de la mediación enzimática. Sin este proceso, sólo moléculas simples, pequeñas y de bajo peso molecular (monómeros o oligómeros) podrían ser directamente transferidas del ambiente a la célula (Chróst & Siuda 2002).

Las bacterias, los hongos y algunas cianobacterias sintetizan enzimas que hidrolizan compuestos orgánicos poliméricos complejos en moléculas más simples, aumentando así las fuentes de carbono y otros nutrientes biodisponibles para su asimilación por los microorganismos de ecosistemas acuáticos (Kisand & Tammert 2000, Tiquia 2011). Este proceso se considera un paso limitante en el ciclo de nutrientes (Nedoma et al. 2006, Cunha et al. 2010), que trae como resultado la incorporación de los productos de la hidrólisis en la biomasa bacteriana y el paso de nutrientes hacia otros niveles de la red trófica, a través del loop microbiano (Azam et al. 1983).

Las principales enzimas que intervienen en la descomposición y remineralización de materia orgánica son celulasas, hemicelulasas, pectinas y fenol-oxidasas, mientras que las peptidasas, ureasas y fosfatasas son importantes en la adquisición microbiana de

nitrógeno y fósforo (Romaní et al. 2006). Estas enzimas pueden estar ligadas a la célula o libres en el agua y se les conoce como enzimas extracelulares ya que su función primordial la cumplen por fuera de la célula (Marxsen & Fiebig 1993).

Las enzimas extracelulares se encuentran en forma disuelta en ecosistemas acuáticos o adsorbidas a superficies como detritos, coloides orgánicos, complejos húmicos, etc. Estas enzimas pueden ser secretadas directamente por células intactas, liberadas al ambiente después de la lisis celular o resultar del pastoreo del zooplancton sobre el fitoplancton o las bacterias (Chróst & Siuda 2002).

Entre el grupo de enzimas extracelulares, las fosfatasas cumplen un papel muy importante en el ciclo del fósforo en el agua, ya que catalizan la hidrólisis de compuestos de ésteres orgánicos de ácido fosfórico, liberando ortofosfatos y alcohol a la columna de agua (Chróst & Siuda 2002, Nedoma et al. 2006, Song et al. 2006). Las fosfatasas poseen diferentes constantes de saturación, temperatura y pH óptimos. En particular, las fosfatasas alcalinas reaccionan a pH entre 7,6 y 9,6 y su síntesis depende de la disponibilidad de fósforo y de la comunidad biológica presente en estos ecosistemas (Cunha et al. 2010). Cuando la concentración de fosfato inorgánico disuelto en la columna de agua es baja, el fitoplancton y las bacterias heterótrofas liberan fosfatasa, facilitando la producción del fosfato requerido para su metabolismo. Debido a esto, se ha considerado la fosfatasa como una enzima muy importante en los suministros de fósforo en ecosistemas acuáticos, especialmente cuando el fosfato disponible ha sido consumido por el fitoplancton (Zhang et al. 2007, Cunha et al. 2010).

Por su parte, la  $\beta$ -glucosidasa es una de las principales enzimas responsables de la hidrólisis de los compuestos orgánicos presentes en la materia orgánica disuelta y particulada. Como resultado de su actividad, la glucosa es liberada al ambiente, quedando disponible para su aprovechamiento por parte de los organismos (Kisand & Tammert 2000). Contrario a lo que sucede con las fosfatasas, las actividades extracelulares más altas de la  $\beta$ -glucosidasa en ecosistemas acuáticos leníticos se presentan cuando hay más fuentes de carbono disponibles, por ejemplo, en la etapa final o después de un bloom fitoplanctónico (Cunha et al. 2010).

Otro compartimento fundamental para el ciclaje de sustancias químicas en ecosistemas acuáticos es el sedimento. En embalses y lagos, los sedimentos actúan naturalmente como sumideros de sustancias químicas. Sin embargo, dependiendo de factores como el pH, las condiciones de oxidoreducción y la actividad microbiana, los sedimentos pueden convertirse en una fuente autóctona de nutrientes y otras sustancias para el agua sobrenadante y la biota (Wauer et al. 2005).

La materia orgánica en sedimentos sufre un proceso continuo de descomposición por parte de las bacterias, las cuales oxidan compuestos orgánicos para suplir sus requerimientos metabólicos, trayendo como resultado la liberación de dióxido de carbono y nutrientes inorgánicos hacia el agua intersticial (Fear et al. 2004, Schultz & Urban 2008). Durante los periodos de estratificación, en los que el hipolimnio se torna anóxico y reductor, se difunden hacia el agua sobrenadante cantidades considerables de nitrógeno amoniacal y ortofosfatos (Burger et al. 2007). Este aumento en la carga interna total de nutrientes en lagos y embalses, particularmente de fósforo, puede influir significativamente en su estado trófico y acelerar la eutrofización de estos ecosistemas (Wauer et al. 2005, Song et al. 2006, Zhang et al. 2007).

En el caso del sílice, su difusión en los sedimentos está controlada por la dilución de silicatos a partir de depósitos minerales de feldespatos, arcillas o de sílice amorfa biogénica desde las frústulas de las diatomeas (Cole 1983, House et al. 2000). Este suministro de sílice disuelta favorece el crecimiento de diatomeas en ecosistemas leníticos (House et al. 2000). El principal mecanismo de remineralización de sílice es la meteorización química de rocas y minerales por carbonatación. Adicionalmente, las bacterias solubilizadoras de silicatos también intervienen en este proceso. Se presume que la solubilización de sílice es producto de una hidrólisis no-enzimática que depende de la temperatura y el pH (Wetzel 2001).

Considerando la importancia que revisten la actividad enzimática extracelular y la transferencia de sustancias entre el sedimento y la columna de agua sobre la dinámica de nutrientes y la calidad del agua de ecosistemas leníticos, el objetivo de este capítulo fue evaluar ambos procesos en el embalse Porce II y su importancia para el ciclaje de nutrientes en este ecosistema. En el primer caso, se determinaron las actividades enzimáticas extracelulares de las enzimas fosfatasa y  $\beta$ -glucosidasa, como métodos indirectos de estimación de la remineralización del fósforo y el carbono en muestras de agua y biofilm asociado a las raíces de *Eichhornia crassipes* presentes en el embalse. En el segundo caso, se evaluó la transferencia de nitrógeno amoniacal, ortofosfatos y sílice soluble entre la columna de agua y el sedimento del embalse.

## **3.2 MATERIALES Y MÉTODOS**

### **3.2.1 Sitios de muestreo**

La evaluación de la variación temporal de la actividad enzimática extracelular se realizó durante un periodo de seis meses, comprendidos entre febrero y noviembre de 2011.

Para esto, se colectaron de manera manual y por duplicado, muestras de agua subsuperficial y *Eichhornia crassipes* en la estación 6 del embalse. Este sitio se caracterizó por presentar cobertura permanente de plantas acuáticas durante el periodo de estudio. Las muestras de agua se conservaron en frío (4°C), mientras que las plantas se depositaron con agua en un recipiente a la temperatura del sitio de muestreo, para garantizar la sobrevivencia del biofilm. Cada experimento de medición de actividad enzimática extracelular se realizó dentro de las 24 horas siguientes al muestreo.

Adicionalmente, en el muestreo de abril de 2011 se extrajeron seis núcleos de la interfase agua-sedimento en las estaciones 8, 11 y 12 para el análisis de transferencia de nutrientes entre los sedimentos y la columna de agua. Estas estaciones se seleccionaron con el fin de observar la variación longitudinal de la transferencia de nutrientes en la zona limnética del embalse. La obtención de muestras se realizó con un nucleador de sedimento (Uwitec Corer), con el que se obtuvieron núcleos de 6 cm de diámetro, 40 cm de altura de sedimento y 10 cm de lámina de agua sobrenadante. Los núcleos recuperados en tubos de policloruro de vinilo, fueron sellados inmediatamente para protegerlos de la luz y del intercambio de gases con la atmósfera. Posteriormente fueron transportados al laboratorio para su incubación y análisis dentro de las 24 horas siguientes a la extracción.

### **3.2.2 Características de los muestreos**

Las condiciones hidroclimatológicas del embalse durante el periodo de estudio, permitieron clasificar los muestreos en tres tipos: (i) Periodo seco, con bajos niveles del embalse y baja precipitación, correspondiente a los muestreos de febrero a abril. (II) Periodo de transición, con niveles del embalse o caudales del río altos, en los meses de mayo y septiembre (iii) Periodo húmedo con niveles del embalse y caudales muy altos (Tabla 3.1).

Tabla 3.1 Caracterización hidroclimatológica de los muestreos registrados durante las 120 horas previas a la obtención de muestras

Muestreo	Estadígrafo	Caudal (LPS)	Nivel (msnm)	Precipitación (mm/día)	Clasificación
Febrero 2011	Mínimo	96,48	916,55	0,00	Seco con bajos niveles y precipitación y caudales medios
	Máximo	279,74	917,48	4,83	
	Promedio	129,65	916,97	10,15*	
Marzo 2011	Mínimo	110,40	917,25	0,00	
	Máximo	279,64	917,96	3,30	
	Promedio	147,77	917,66	10,15*	
Abril 2011	Mínimo	97,13	914,99	0,00	
	Máximo	217,55	917,32	3,05	
	Promedio	137,84	916,43	15,26*	
Mayo 2011	Mínimo	126,62	917,98	0,00	Transición con niveles y precipitación medios y caudal alto
	Máximo	527,40	919,25	11,43	
	Promedio	200,12	918,53	61,21*	
Septiembre 2011	Mínimo	118,00	919,71	0,00	Transición con nivel alto, sin precipitación y caudal medio
	Máximo	286,55	921,24	0,00	
	Promedio	150,46	920,40	0,00*	
Noviembre 2011	Mínimo	184,11	920,31	0,00	Húmedo con nivel y caudal muy altos y precipitación baja
	Máximo	750,80	923,05	2,29	
	Promedio	314,59	921,31	17,02*	

\*precipitación acumulada (mm/5 días)

### 3.2.3 Trabajo de laboratorio

#### 3.2.3.1 Actividad enzimática extracelular

La actividad de las enzimas fosfatasa alcalina y  $\beta$ -glucosidasa, se determinó a través del método espectrofotométrico descrito por Marxsen et al. (1998). Este método consiste en la exposición de 5 mL de agua o biofilm, a un sustrato incoloro *p*-Nitrofenil- $\beta$ -D-Glucopiranososa (C<sub>12</sub>H<sub>15</sub>NO<sub>8</sub> al 99%) o *p*-Nitrofenil-Fosfato (C<sub>6</sub>H<sub>4</sub>NNa<sub>2</sub>O<sub>6</sub>P<sub>6</sub>H<sub>2</sub>O al 98%), para la evaluación de la actividad enzimática extracelular de la  $\beta$ -glucosidasa y la fosfatasa, respectivamente. El producto de la hidrólisis de la enzima es el 4-Nitrofenol (O<sub>2</sub>NC<sub>6</sub>H<sub>4</sub>OH), de color amarillo, que se detecta espectrofotométricamente a una longitud de onda de 405 nm.

El procedimiento experimental para determinar la actividad enzimática extracelular se esquematiza en la figura 3.1. Inicialmente, las muestras de agua se agitaron y se tomaron 2 alícuotas de 5 mL. De otro lado, se cortaron raíces de *Eichhornia* spp. que fueron lavadas con agua destilada, hasta obtener 5 mL de biofilm concentrado. Posteriormente, cada muestra se disolvió en 50 mL de una solución de NaCl (0,14 M).

De cada suspensión se extrajo una alícuota de 2 mL que se depositó en un tubo de ensayo y se mezcló con 2 mL de la solución del sustrato (10 mg de sustrato disueltos en 10 mL de NaCl 0,14M). Los tubos fueron incubados a 30°C durante 3 horas en baño María (Memmert).

Una vez terminada la incubación, se adicionaron a cada tubo de ensayo 2 mL de una solución de Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> 1M, con el fin de detener la reacción. Luego los tubos fueron centrifugados a 4500 rpm (Hettich Universal II), durante 10 minutos a temperatura ambiente. Finalmente, se midió la absorbancia del *p*-Nitrofenol en un espectrofotómetro (Uvi Ligth XS-2 Secoman, λ=405 nm) contra un blanco.

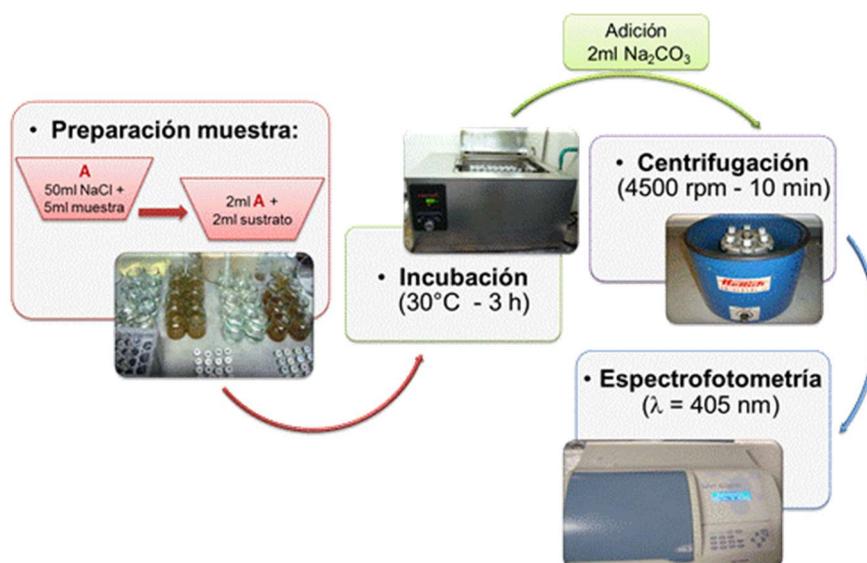


Figura 3.1 Procedimiento de laboratorio para determinar la actividad enzimática extracelular.

La actividad enzimática extracelular de cada enzima se calculó de acuerdo con Marxsen et al. (1998), aplicando la siguiente ecuación:

$$AEE_x = \frac{Abs_x * D * F}{t}$$

Donde:

AEE<sub>x</sub>: Actividad enzimática extracelular de la enzima x (mol/L/h)

Abs<sub>x</sub>: Absorbancia del producto final de la incubación medida a λ=405 nm

D: factor de dilución

F: es el factor fotométrico dado por el inverso de la pendiente de la curva de calibración del *p*-nitrofenol (mol/L)

t: tiempo (h)

Adicionalmente, las muestras de agua fueron analizadas para la determinación de nitratos, nitritos, amonio, ortofosfatos, clorofila *a* y carbono orgánico disuelto, siguiendo los procedimientos recomendados por APHA-AWWA-WEF (2005).

### 3.2.3.2 Transferencia de nutrientes

Para evaluar la tasa de transferencia de nutrientes entre el sedimento y la columna de agua se siguió el procedimiento descrito por Nowlin et al. (2005). El procedimiento consistió en la incubación de los núcleos de la interfase agua-sedimento a temperatura ambiente durante 2 y 5 días, controlando que no se presentaran variaciones importantes en la concentración de oxígeno disuelto ni en el pH.

Dos de los núcleos se utilizaron para determinar las concentraciones iniciales de amonio, ortofosfatos y sílice disuelto en el agua sobrenadante, aplicando los métodos 4500-NH<sub>3</sub>-B, 4500-P-E y 4500-Si-D (APHA-AWWA-WEF 2005), respectivamente. En el día dos se tomaron otros dos núcleos para determinar las concentraciones de nutrientes a las 48 horas del experimento. Finalmente, el día cinco, se repitieron las mediciones de nutrientes pasadas 120 horas de incubación.

Las tasas de transferencia de nutrientes desde el sedimento a la columna de agua (mg m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) se calcularon como la diferencia entre la concentración de las especies químicas de nutrientes medidas en el agua sobrenadante al inicio, a los 2 y a los 5 días de incubación, aplicando la siguiente ecuación (Nowlin et al. 2005):

$$r_n = \frac{n_t - n_0}{A \times t}$$

Donde:

$r_n$ : tasa de transferencia del nutriente *n* (mg/m<sup>2</sup>/d)

$n_0$ : concentración del nutriente *n* el tiempo  $t = 0$  (mg/L)

$n_t$ : concentración del nutriente *n* en el tiempo  $t$  (mg/L)

*A*: área superficial de sedimento (m<sup>2</sup>)

*t*: tiempo (d)

Dado que la tasa de transferencia de nutrientes del sedimento a la columna de agua se expresa como flujo másico por unidad de área ( $\text{mg}/\text{m}^2/\text{d}$ ), fue necesario calcular la masa del nutriente en el agua como el producto de la concentración por el volumen, asumiendo una concentración homogénea de nutrientes en la columna de agua sobrenadante.

#### **3.2.4 Análisis de la información**

La actividad enzimática extracelular se analizó inicialmente en busca del factor que más contribuyera a la variabilidad de los datos, a través del análisis de componentes de varianza. Luego, se exploraron posibles diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ) entre los factores de estudio: matriz (agua o biofilm), enzima (fosfatasa o  $\beta$ -glucosidasa) y tiempo (fecha de muestreo). Para lo cual se empleó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. Posteriormente, se realizó un análisis de componentes principales con el propósito de encontrar grupos de variables que, en conjunto, explicaran el mayor porcentaje de la variabilidad de los datos. Finalmente, se aplicó la prueba de Spearman para buscar correlaciones estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ) entre la actividad enzimática extracelular, los nutrientes y las variables hidrológicas del embalse.

De otro lado, la variación espacial de las tasas de transferencia de nutrientes se evaluó utilizando nuevamente la prueba de Kruskal-Wallis y considerando como factor de estudio el sitio de muestreo. Para realizar estos análisis estadísticos se empleó el software Statgraphics Centurion XVI.

### **3.3 RESULTADOS**

#### **3.3.1 Actividad enzimática extracelular**

El análisis de componentes de varianza arrojó como resultado que los factores: matriz, enzima y tiempo, contribuyeron de forma similar a la variabilidad de la actividad enzimática extracelular del embalse (24,15, 27,87 y 37,87%, respectivamente). Por esta razón, el análisis estadístico inicial de los resultados se realizó a todo el set de datos (Anexo 2) y posteriormente, éstos se agruparon por matriz y por muestreo, tal como se muestra a continuación.

La actividad enzimática extracelular de ambas enzimas fue alta y registró diferencias estadísticamente significativas ( $p < 0,001$ ), con actividades mucho mayores en el biofilm

(32,45- 2184,72 mmol/L/h) que en el agua del embalse (0,67-50,70 mmol/L/h) (Figura 3.2 A). En las muestras de agua, la actividad de la  $\beta$ -glucosidasa varió entre 0,67 y 15,55 mmol/L/h, con valores significativamente inferiores ( $p < 0,001$ ) a los evaluados en el biofilm (32,45-953,79 mmol/L/h) (Figura 3.2 B). Este mismo comportamiento se evidenció para la fosfatasa, cuyas actividades variaron entre 2,03 y 50,70 mmol/L/h en el agua y entre 107,48 y 2184,72 mmol/L/h en el biofilm (Figura 3.2 C).

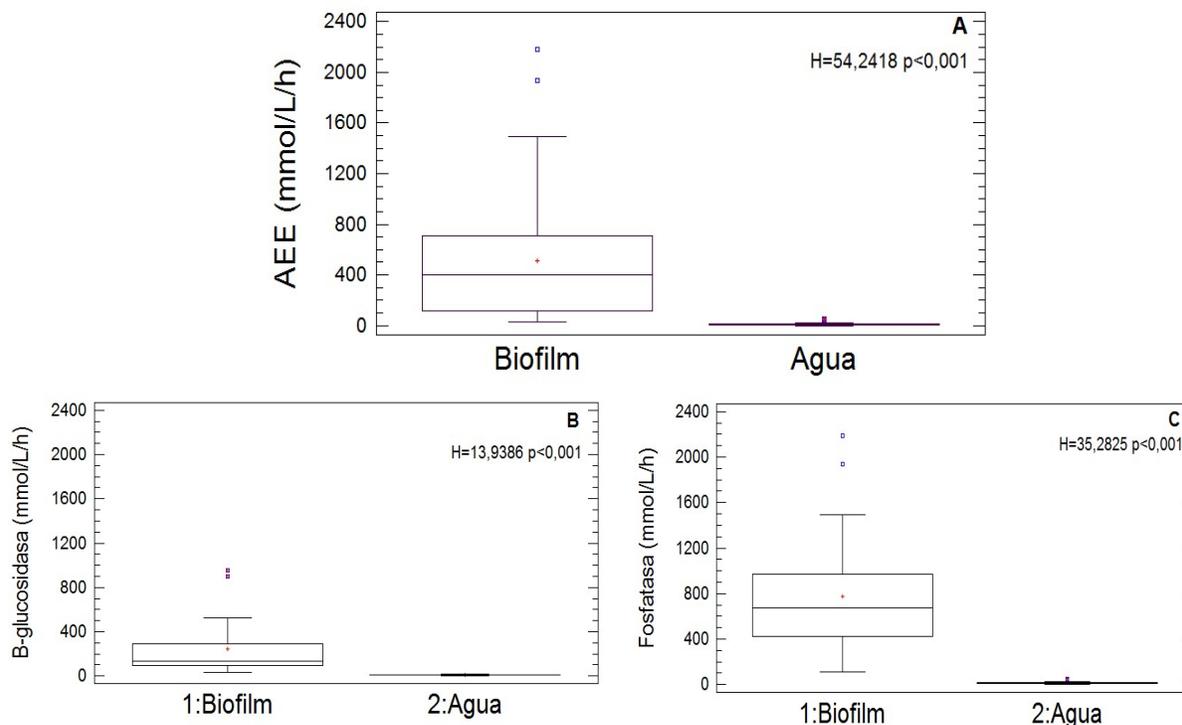


Figura 3.2 Variación de la actividad enzimática extracelular de la fosfatasa y la  $\beta$ -glucosidasa en agua y biofilm asociado a las raíces de *E. crassipes* del embalse Porce II. A:  $\beta$ -glucosidasa y fosfatasa, B:  $\beta$ -glucosidasa, C: Fosfatasa.

Entre muestreos, la actividad enzimática extracelular de ambas enzimas también registró diferencias estadísticamente significativas, exceptuando la  $\beta$ -glucosidasa en agua que sólo presentó actividad en febrero y marzo (Figura 3.3 D). La actividad enzimática de la fosfatasa en biofilm fue más alta en septiembre ( $1758,78 \pm 364,31$  mmol/L/h) y alcanzó hasta tres veces la magnitud de la registrada en los demás muestreos ( $592,57 \pm 395,40$  mmol/L/h). De otro lado, la menor actividad de esta enzima en el biofilm se registró en el mes de marzo ( $117,50 \pm 11,40$  mmol/L/h) (Figura 3.3 A).

En contraste a lo obtenido en el biofilm, las muestras de agua presentaron mayor actividad enzimática de la fosfatasa en marzo y noviembre ( $19,60 \pm 6,43$  mmol/L/h), en

relación a los demás muestreos ( $8,83 \pm 3,11$  mmol/L/h) (Figura 3.3 B). Por su parte, la actividad enzimática de la  $\beta$ -glucosidasa en el biofilm mostró, en términos generales, una tendencia similar a la fosfatasa en esa misma matriz y también fue muy superior en septiembre ( $676,30 \pm 291,88$  mmol/L/h) en comparación con los demás muestreos ( $152,15 \pm 110,68$  mmol/L/h) (Figura 3.3 C).

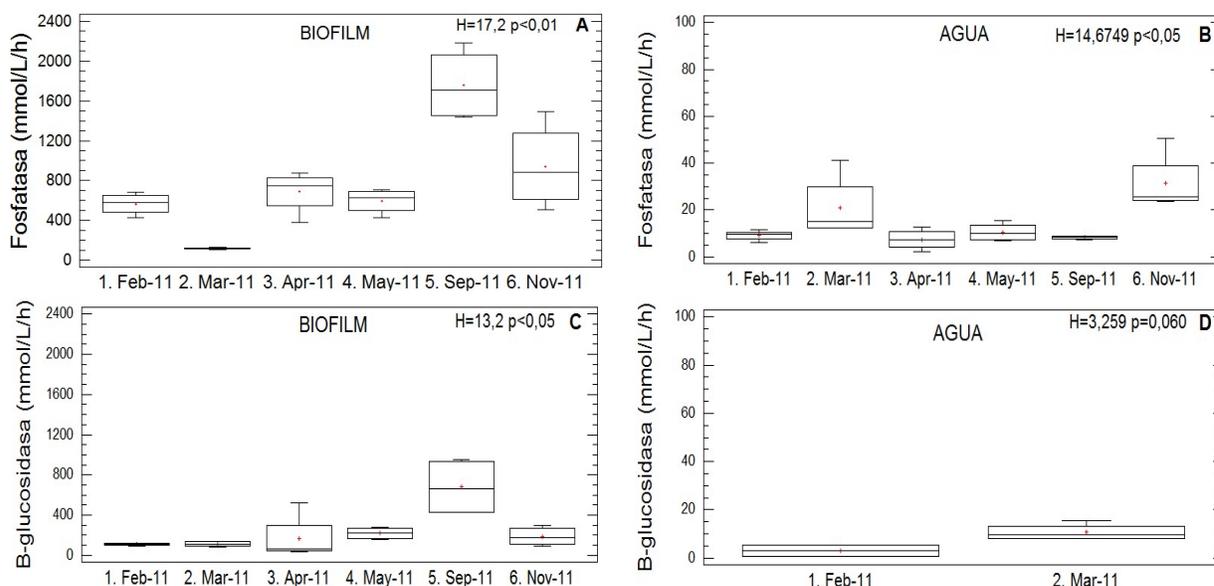


Figura 3.3 Variación temporal de la actividad enzimática extracelular en muestras de agua y biofilm asociado a las raíces de *E. crassipes* en el embalse Porce II.

Con el objeto de explorar la relación entre la actividad enzimática extracelular, los nutrientes y la clorofila *a* medidos en el embalse Porce II, se realizó un análisis de componentes principales cuyo resultado se presenta en la figura 3.4. El componente 1 explicó un 50,05% de la variabilidad de los datos y asignó mayor peso a las actividades enzimáticas de la fosfatasa en agua y biofilm y  $\beta$ -glucosidasa en biofilm, así como a las concentraciones de amonio y ortofosfatos. Con relación a este componente, las actividades enzimáticas en el biofilm fueron inversas a las concentraciones de ortofosfatos y amonio, caso contrario ocurrió para la actividad enzimática de la fosfatasa en el agua.

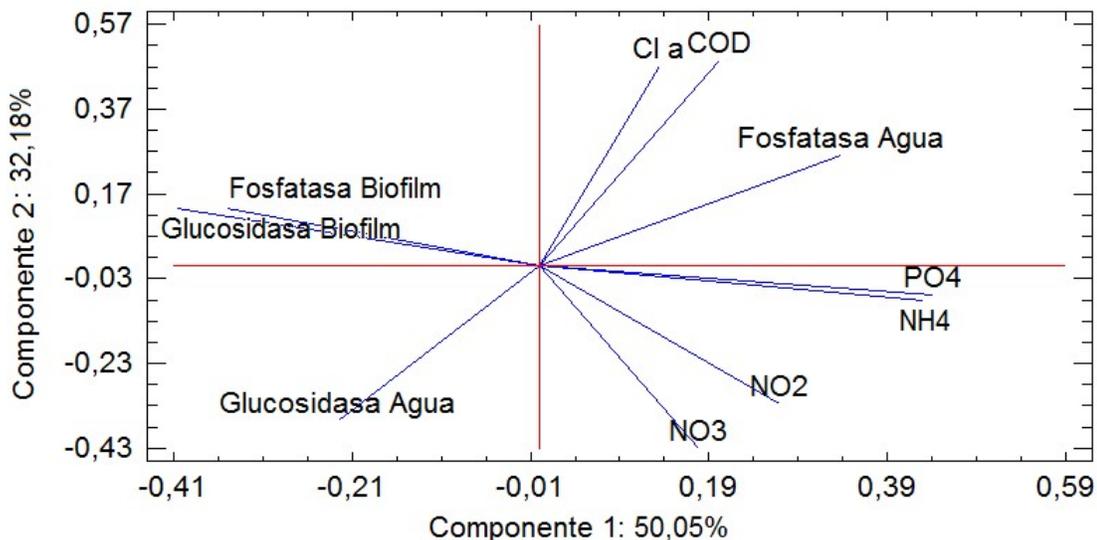


Figura 3.4 Análisis de componentes principales para la actividad enzimática de la fosfatasa y la  $\beta$ -glucosidasa y las variables de calidad del agua medidas en el embalse Porce II en el año 2011

Por su parte, el componente 2 explicó un 32,18% de la variabilidad de los datos y otorgó mayor peso a la actividad enzimática de la  $\beta$ -glucosidasa en agua y a las variables Clorofila *a*, Carbono Orgánico Disuelto nitratos y nitritos. Para este componente, la actividad de la  $\beta$ -glucosidasa mostró una relación inversa con la Clorofila *a* y el Carbono Orgánico Disuelto y una relación directa con los nitratos y nitritos (Figura 3.4).

Finalmente, el análisis de correlaciones de Spearman no arrojó correlaciones estadísticamente significativas entre las actividades enzimáticas en muestras de agua, los nutrientes, la clorofila *a* y las variables hidrológicas del embalse Porce II. En contraste, las actividades extracelulares de ambas enzimas en las muestras de biofilm, se correlacionaron directamente con el amonio, la clorofila *a* y el nivel del embalse (Tabla 3.2).

## DINÁMICA DE NUTRIENTES EN EL EMBALSE PORCE II, ANTIOQUIA, COLOMBIA

Tabla 3.2 Correlaciones de Spearman entre la actividad enzimática extracelular y las variables fisicoquímicas, biológicas e hidrológicas del embalse Porce II.

	Nitratos	Nitritos	Amonio	Ortofosfatos	Clorofila a	COD	Caudal	Precipitación	Nivel
β-glucosidasa Agua	0,0513	-0,066	-0,3581	-0,3964	-0,8081	-0,7002	-0,6172	-0,0514	-0,6287
Fosfatasa Agua	0,2789	0,0736	0,115	0,3038	-0,1997	0,7926	0,3026	-0,0143	-0,2966
Fosfatasa Biofilm	-0,2381	-0,1655	<b>0,4266*</b>	-0,3917	<b>0,7989***</b>	-0,0987	0,1191	-0,2878	<b>0,5803**</b>
β-glucosidasa Biofilm	-0,0929	-0,0658	<b>0,4192*</b>	-0,2550	<b>0,7956***</b>	0,1030	-0,0742	-0,2284	<b>0,4409*</b>

\* p<0,05; \*\* p<0,01; \*\*\*p<0,001

### 3.3.2 Tasas de transferencia de nutrientes

Los promedios de las tasas de transferencia de nutrientes y de las variables de control se muestran en la tabla 3.3. La temperatura del agua sobrenadante en los núcleos fue de 21,46±0,42°C y se mantuvieron condiciones ligeramente ácidas (6,75±0,27 unidades de pH) e hipoxia (0,38±0,27 mgO<sub>2</sub>/L) durante todo el experimento. Las condiciones iniciales del agua sobrenadante en los núcleos 8 y 11 fueron muy similares, mientras que el núcleo de la estación 12 inició con una mayor concentración de oxígeno disuelto y pH cercano a la neutralidad. Sin embargo, al final del experimento la temperatura, el pH y el oxígeno disuelto de los núcleos de las tres estaciones fue similar (Tabla 3.3).

Tabla 3.3 Tasas de transferencia de nutrientes en la interfase agua-sedimento y del embalse Porce II

Estación	Tiempo (d)	Temperatura (°C)	Oxígeno disuelto (mg/L)	pH (Unidades)	Flujo de nutrientes (mg/m <sup>2</sup> /d)		
					Amonio	Ortofosfatos	Sílice
8	0	21,55	0,39	6,46			
	2	21,50	0,23	6,74	100,122	0,905	15,556
	5	20,95	0,29	6,65	291,948	0,441	42,000
11		22,10	0,22	6,67			
	2	21,65	0,25	6,82	41,915	0,945	33,333
	5	21,00	0,23	6,51	89,935	1,977	14,667
12		22,00	1,09	7,18			
	2	21,40	0,47	7,21	17,690	0,984	12,222
	5	20,00	0,26	6,57	17,987	1,130	21,333

La transferencia de nutrientes en el embalse Porce II fue alta y su dirección fue desde el sedimento hacia la columna de agua. Los rangos de las tasas de liberación fueron

17,690- 291,948 mg\_N/m<sup>2</sup>/día, 0,441-1,977 mg\_P/m<sup>2</sup>/día y 12,222-42,000 mg\_SiO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/día, para el amonio, los ortofosfatos y el sílice, respectivamente (Tabla 3.3).

En las figuras 3.5 a 3.7 se presentan las cajas esquemáticas de la transferencia de nutrientes entre el sedimento y el agua del embalse Porce II, las cuales incluyen los valores estadísticos H y p de la prueba de Kruskal-Wallis.

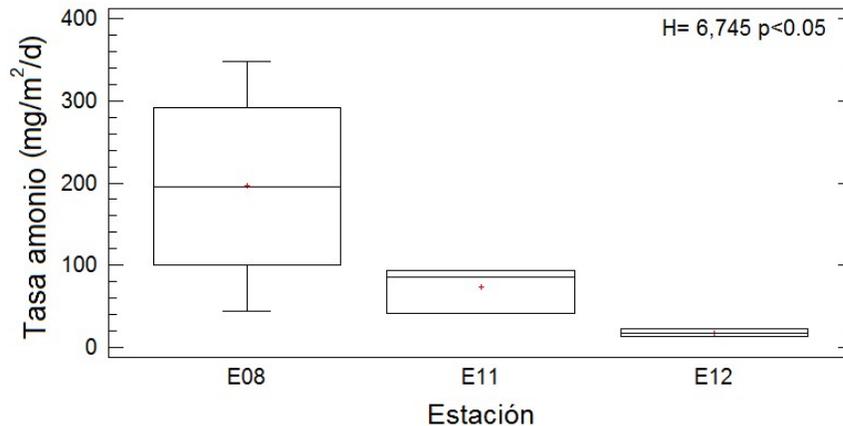


Figura 3.5 Variación espacial de la tasa de liberación de amonio desde los sedimentos hacia la columna de agua en el embalse Porce II.

La transferencia de amonio desde los sedimentos hacia la columna de agua presentó diferencias estadísticamente significativas entre estaciones ( $p < 0,05$ ). En la estación 8 se alcanzó la mayor tasa de liberación de amonio ( $196,035 \pm 127,870$  mg\_N/m<sup>2</sup>/día), la cual se redujo hasta alcanzar  $73,928 \pm 27,944$  mg\_N/m<sup>2</sup>/día en la estación 11 y  $17,891 \pm 4,435$  mg\_N/m<sup>2</sup>/día en la estación 12 (Figura 3.5).

Por su parte, la tasa de liberación de ortofosfatos desde el sedimento no presentó diferencias estadísticamente significativas ( $p > 0,05$ ). Sin embargo, en la figura 3.6 se observa que esta tasa fue inferior en la estación 8 ( $0,750 \pm 0,277$  mg\_P/m<sup>2</sup>/día), con relación a las otras estaciones cuya tasa promedio fue de  $1,156 \pm 0,383$  mg\_P/m<sup>2</sup>/día.

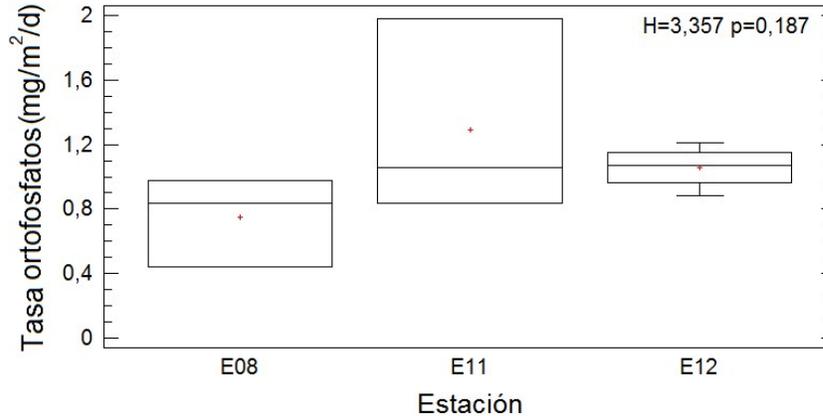


Figura 3.6 Variación espacial de la tasas de liberación de ortofosfatos desde los sedimentos hacia la columna de agua en el embalse Porce II.

El comportamiento de la tasa de transferencia de sílice fue similar al de la tasa de liberación de amonio, disminuyendo desde  $33,185 \pm 15,728$   $\text{mg\_SiO}_2/\text{m}^2/\text{día}$  en la estación 8 hasta  $16,778 \pm 6,076$   $\text{mg\_SiO}_2/\text{m}^2/\text{día}$  en la estación 12. Sin embargo, para el sílice esta variación no fue estadísticamente significativa (Figura 3.7).

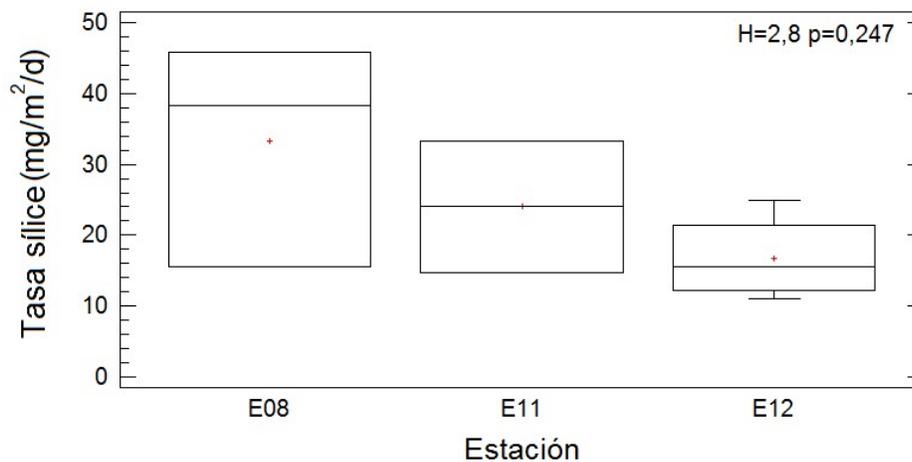


Figura 3.7 Variación espacial de la tasa de liberación de sílice desde los sedimentos hacia la columna de agua en el embalse Porce II.

### 3.4 DISCUSIÓN

#### 3.4.1 Actividad enzimática extracelular

La actividad enzimática extracelular en ambientes acuáticos es un indicador de la descomposición de la materia orgánica presente. En el embalse Porce II, se registraron altas actividades enzimáticas incluso en muestras de agua, que superan por uno o dos órdenes de magnitud las registradas en otros ecosistemas acuáticos leníticos. García-Ruiz et al. (1998), Song et al. (2006) y Cao et al. (2009 y 2010) reportaron actividades enzimáticas de la fosfatasa entre 2  $\mu\text{M/L/h}$  y 700  $\text{nm/L/h}$  en el agua de embalses meso y eutróficos. Por su parte, Gajewski & Chróst (1995) encontraron actividades de la  $\beta$ -glucosidasa del mismo orden de un lago hipereutrífico. En el embalse Porce II las actividades de ambas enzimas en agua fueron en promedio 10,82  $\text{mmol/L/h}$ , lo que evidencia una altísima tasa de descomposición de la materia orgánica en el embalse.

Actividades enzimáticas de gran magnitud se alcanzan en reactores biológicos para el tratamiento de aguas residuales. Calderón (2012) y Cortés et al. (2012) reportaron actividades enzimáticas del orden de  $\text{mM/gSSV/h}$  en biorreactores a escala de laboratorio, y aunque las unidades de medición no son totalmente comparables con la actividad enzimática evaluada en el embalse Porce II, si dan un panorama de la magnitud de la descomposición de la materia orgánica que allí se presenta. Si se considera que la actividad enzimática constituye el primer paso en el proceso de autodepuración de los ecosistemas acuáticos (Karrasch et al. 2011b), es evidente que el embalse Porce II presenta un alto grado de autodepuración y que la presencia de plantas acuáticas en este ecosistema, reviste gran importancia para este proceso. La acumulación de material orgánico particulado en las raíces de *E. crassipes*, favorece el establecimiento de biofilm y con éste, incrementa la descomposición de la materia orgánica del embalse. No obstante, las altas cargas de nutrientes que ingresan a este ecosistema superan la capacidad de autodepuración y no permiten mejorar significativamente su estado trófico.

La actividad enzimática extracelular puede asociarse a la contaminación de lagos y embalses. Nedoma et al. (2006) atribuyeron las altas actividades enzimáticas de la fosfatasa encontradas en la cola del embalse Sau en España, a la contaminación y al ingreso de aguas residuales provenientes de la actividad agropecuaria de la cuenca. Por su parte, Zhou et al. (2004) relacionaron el incremento de la actividad enzimática de la fosfatasa en un lago eutrífico en China, al ingreso de aguas residuales municipales con altas actividades enzimáticas. Si se considera que las actividad enzimática en el

agua del embalse Porce II fue similar a la medida en el agua del río Medellín durante el mismo periodo de muestreo (Giraldo et al. 2014), es posible atribuir la alta actividad enzimática del embalse Porce II a la contaminación del río Porce, a través del cual ingresan aguas residuales derivadas de las actividades antrópicas desarrolladas en su cuenca.

Existe una relación entre la actividad enzimática extracelular y la disponibilidad del sustrato que será hidrolizado. Para el caso de la fosfatasa se espera encontrar una relación inversa con la disponibilidad de ortofosfatos (Chróst 1992, García-Ruiz et al. 2000). Sin embargo, en el embalse Porce II, la fosfatasa en el agua mostró una relación directa con la concentración de este nutriente, concordando con lo reportado en ecosistemas acuáticos eutróficos (Chróst & Siuda 2006, Cao et al. 2009, Cao et al. 2010, Zaccone et al. 2014). De otro lado, altas actividades enzimáticas de la fosfatasa se han correlacionado con altas concentraciones de clorofila *a* en lagos eutróficos (Boavida et al. 1997, Song et al. 2006), lo que ha conllevado a la consideración de la actividad de esta enzima como un buen indicador del estado trófico de ecosistemas acuáticos. Por lo anterior, la alta actividad enzimática de la fosfatasa y su correlación positiva con los ortofosfatos medidos en el embalse Porce II confirman el estado avanzado de eutrofización del embalse.

Por su parte, la  $\beta$ -glucosidasa presenta mayor actividad cuando la disponibilidad de fuentes de carbono también es mayor. En el embalse Porce II, pese a que sólo se detectó actividad de esta enzima en el agua en febrero y marzo, ésta mostró una relación inversa con el carbono orgánico disuelto y con la clorofila *a*. Chorst (1992), Kisand y Tammert (2000) y Cunha et al. (2010) encontraron relaciones directas enzima-sustrato e inversas enzima-clorofila *a*, principalmente después del desarrollo de blooms fitoplanctónicos. Durante el crecimiento y desarrollo del bloom, los organismos excretan materia orgánica disuelta asimilable que inhibe la actividad de la  $\beta$ -glucosidasa. Mientras que durante la senescencia se libera una alta cantidad de material polisacárido que induce la síntesis de esta enzima e incrementa su actividad. También cuando la materia orgánica disuelta asimilable es casi nula, la enzima se reactiva (Chróst 1992). Es posible entonces que los muestreos de febrero y marzo correspondieran con etapas finales o posteriores a blooms fitoplanctónicos o con épocas de bajos niveles de carbono orgánico disuelto en el embalse, lo que estimuló la síntesis de la  $\beta$ -glucosidasa, mientras que los demás muestreos correspondieran a etapas de desarrollo de los blooms o de buena disponibilidad de carbono orgánico disuelto.

La zona litoral de los ecosistemas acuáticos presenta mayor actividad enzimática, asociada a una mayor disponibilidad de materia orgánica en comparación con la zona

---

pelágica (Cunha et al. 2010). Aunque en el embalse Porce II se evaluó la variación temporal de la actividad enzimática en una sola estación, se encontró una evidente diferencia entre las actividades en agua y en biofilm, siendo muy superiores las del biofilm. Gajewski y Chrost (1995) encontraron mayores actividades enzimáticas en la zona litoral dominada por macrófitas, perifiton y fitoplancton, que en la zona pelágica de un lago hipereutrófico. De otro lado, Reboreda y Caçador (2008) y Oliveira et al. (2010) citados por Cunha et al. (2010), reportaron mayores actividades enzimáticas en sedimentos de humedales colonizados por vegetación acuática que en sedimentos sin vegetación. En Porce II, las altas actividades enzimáticas del biofilm, pueden deberse a que las raíces de *E. crassipes* acumulan y producen gran cantidad de materia orgánica y detritus (Téllez et al. 2008, Kirzhner et al. 2009), lo que favorece la proliferación de microorganismos y con ellos, una mayor producción y actividad de las enzimas en el biofilm que en el agua del embalse.

La actividad enzimática extracelular del biofilm asociado a las raíces de *E. crassipes* en el embalse Porce II fue similar entre muestreos y presentó una correlación directa con el nivel del embalse. Las mayores actividades de la fosfatasa y la  $\beta$ -glucosidasa en biofilm se presentaron durante septiembre y noviembre, correspondientes a periodos de transición de seco a húmedo y húmedo, respectivamente. De acuerdo con (Flemming & Wingender 2010), una etapa importante en el desarrollo de biofilms es la dispersión de células sésiles provocada por factores hidrodinámicos (nivel, caudal, etc) o por el cambio repentino y extremo en la disponibilidad de nutrientes. Dicha dispersión modifica la matriz polimérica que recubre el biofilm y requiere de la activación de las enzimas para permitir la formación de nuevo biofilm. Si se considera que en septiembre y noviembre se presentaron los mayores niveles del embalse y, particularmente en noviembre, se presentaron grandes crecientes del río Porce que pudieron alterar el biofilm asociado a las raíces de las plantas acuáticas, es posible que la mayor actividad enzimática del biofilm en estos muestreos sea una respuesta a la hidrodinámica del embalse.

### **3.4.2 Transferencia de nutrientes entre el sedimento y el agua**

Las tasas de liberación de amonio desde el sedimento a la columna de agua del embalse Porce II fueron altas y comparables con los valores obtenidos en otros ecosistemas acuáticos eutróficos. En la estación 8 se obtuvieron tasas de liberación de amonio muy altas, si se comparan con las obtenidas en lagos y embalses eutróficos (20-34 mg<sub>N</sub>/m<sup>2</sup>/d) (Nowlin et al. 2005, Nedoma et al. 2006, Spears et al. 2008, Zhu 2008) o en ecosistemas acuáticos marinos y costeros (10,8-160,2 mg<sub>N</sub>/m<sup>2</sup>/d) (Hu et al. 2001, Fear et al. 2004, Dale et al. 2011). Beutel (2006) en una investigación de 12 lagos

y embalses Norteamericanos, relacionó tasas de liberación de amonio superiores a 15 mg<sub>N</sub>/m<sup>2</sup>/d a sistemas hipereutróficos, acorde con el presente estudio. De otro lado, en embalses eutróficos de Brasil se han evaluado tasas de liberación de amonio entre 3,9 y 56,8 mg<sub>N</sub>/m<sup>2</sup>/d (Soares & Mozeto 2006, Mozeto et al. 2012), conforme a las encontradas en las estaciones 11 y 12 del embalse Porce II, aunque muy bajas si se comparan con la estación 8.

Burger et al. (2007) atribuyeron las altas tasas de liberación de amonio (25,3-220,4 mg<sub>N</sub>/m<sup>2</sup>/d) del lago Rotura en Nueva Zelanda, a una elevada tasa de sedimentación de la materia orgánica. Adicionalmente, obtuvieron un incremento de las tasas de liberación de amonio en zonas más profundas, tal como lo reportaron Fear et al. (2004) y Nowlin et al. (2005). En contraste, las tasas de liberación de amonio en la Estación 12, correspondiente a la zona más profunda del embalse Porce II, fueron inferiores que en la estación 8. Sin embargo, se debe considerar que para impedir el paso de plantas acuáticas hacia el sitio de presa del embalse Porce II, se instalaron barreras físicas en los alrededores de la estación 8, por lo que es posible atribuir sus mayores tasas de liberación de amonio a la acumulación de restos de esta vegetación en los sedimentos. De otro lado, Hu et al. (2001) concluyeron que el amonio producido por los sedimentos del puerto de Tolo en China, fue resultado de la descomposición de nitrógeno orgánico proveniente de la descarga de zonas agrícolas. Por esta razón, otra posible explicación a las altas tasas de liberación de amonio de la estación 8, es una mayor influencia de la pluma del río Porce, transportadora de aguas residuales domésticas e industriales, lo que permitiría una mayor acumulación de nitrógeno orgánico en este sitio y con esto, mayor liberación de amonio desde los sedimentos.

En el caso del ortofosfato, las tasas de liberación de los sedimentos del embalse Porce II se ubicaron en el límite inferior de las reportadas en lagos y embalses hipereutróficos (0,7-27,9 mg<sub>P</sub>/m<sup>2</sup>/d) (Burger et al. 2007, Jiang et al. 2008, Spears et al. 2008, Zhu 2008, Egemose et al. 2011, Green et al. 2011); y en ecosistemas marinos y costeros eutróficos (0,3-4,9 mg<sub>P</sub>/m<sup>2</sup>/d) (Hu et al. 2001, Fear et al. 2004).

Las tasas de liberación de ortofosfatos en la interfase agua-sedimento son controladas por las condiciones de óxido-reducción, la resuspensión de sedimentos y la remineralización de la materia orgánica por parte de las bacterias (Selig 2003, Burger et al. 2007). Cuando el hipolimnio es oxidante y aeróbico los fosfatos se unen con hidróxidos de hierro que los precipitan hacia los sedimentos, donde permanecen retenidos. Sin embargo, cuando el hipolimnio se torna reductor el Fe<sup>3+</sup> se reduce a Fe<sup>2+</sup> y se solubiliza en conjunto con los ortofosfatos aumentando su concentración en el hipolimnio (Lake et al. 2007, Jiang et al. 2008, Lai & Lam 2008). De acuerdo con Selig

(2003), en sitios donde se puede generar mezcla por acción del viento, la resuspensión de sedimento será el proceso dominante para la liberación de fósforo, mientras que en sitios sin acción del viento, la liberación ocurre por la difusión favorecida por las condiciones de óxido-reducción y los gradientes de concentración entre el hipolimnio y el agua intersticial de los sedimentos. Lo anterior indica que en el embalse Porce II las condiciones predominantes de hipoxia del hipolimnio son las principales responsables de la liberación de este nutriente desde los sedimentos hacia la columna de agua.

En el embalse Porce II se registraron tasas de liberación de ortofosfatos ligeramente mayores en la estación más profunda (Estación 12). De acuerdo con (Mhamdi et al. 2007), menores concentraciones de oxígeno disuelto favorecen el crecimiento de bacterias y con ellas la actividad microbiológica en sitios más profundos de los ecosistemas acuáticos. Adicionalmente, en estos sitios con condiciones reductoras del hipolimnio aumenta la tasa de liberación de ortofosfatos (Fear et al. 2004, Nowlin et al. 2005, Burger et al. 2007). Si se considera que las concentraciones de oxígeno disuelto en el agua sobrenadante de los núcleos de las tres estaciones fueron similares, el aumento en la tasa de liberación de ortofosfatos cerca de la presa del embalse Porce II podría asociarse a una mayor biomasa y actividad bacteriana en el sedimento de este sitio.

Por su parte, las tasas de liberación de sílice desde los sedimentos del embalse Porce II fueron bajas comparadas con las reportadas en lagos y embalses eutróficos e hipereutróficos (128- 777 mgSiO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/d) (Spears et al. 2008, Egemose et al. 2011, Green et al. 2011, Arai et al. 2012) o en ecosistemas marinos y costeros (39-206 mgSiO<sub>2</sub>/m<sup>2</sup>/d) (Srithongouthai et al. 2003). Wang et al. (2010) reportaron que la liberación de sílice desde suelos inundados durante los primeros años de funcionamiento de los embalses es alta, por lo que sedimentos de embalses jóvenes tienden a ser fuente de sílice, mientras que sedimentos de embalses más antiguos tienden a convertirse en sumidero de este nutriente. Considerando lo anterior y la edad del embalse Porce II, que fue inundado a principios del año 2001, es posible que en el embalse se haya reducido significativamente el aporte de sílice litogénica. Lo que además indicaría que las tasas de liberación medidas, correspondan principalmente a la disolución de sílice biogénica.

Bajo condiciones de temperatura, salinidad y pH similares, la difusión de sílice desde el sedimento hacia la columna de agua depende de tres factores principales, (i) la cantidad de silicofósiles en el sedimento (Srithongouthai et al. 2003); (ii) la degradación microbiana de la capa que rodea las frústulas de diatomeas, dejándolas expuestas y permitiendo su disolución (Bidle et al. 2003, Green et al. 2011) y (iii) el gradiente de

concentración de sílice entre el agua intersticial y el agua sobrenadante (Green et al. 2011, Arai et al. 2012). Teniendo en cuenta que los experimentos con sedimentos del embalse Porce II fueron realizados bajo condiciones controladas de pH, temperatura y oxígeno disuelto y que la concentración de clorofila *a* es similar en estas estaciones (Figura 2.8), es posible que la leve reducción en las tasas de liberación de sílice entre las estaciones 8 y 12 sea atribuible a una menor disponibilidad de sílice biogénico en los sedimentos de la estación 12 (Srithongouthai et al. 2003), como resultado de una menor sedimentación del material diatomáceo desde el epilimnio de esta zona del embalse.

### 3.5 CONCLUSIONES

La actividad enzimática extracelular tanto en el agua como en el biofilm asociado a las raíces de *Eichhornia crassipes* del embalse Porce II fue alta (hasta 2184,72 mmol/L/h), lo que evidencia una altísima tasa de descomposición de la materia orgánica y una gran capacidad de autodepuración del sistema. Sin embargo, las elevadas cargas de nutrientes y materia orgánica que ingresan a través del río Porce retroalimentan de manera positiva el proceso de eutrofización del embalse.

De otro lado, las tasas de liberación de nutrientes desde los sedimentos hacia la columna de agua (hasta 1,977, 42,000, 291,948 mg/m<sup>2</sup>/día de P, Si y N, respectivamente), sugieren que bajo condiciones de hipoxia en el hipolimnio, aumenta la carga interna de nutrientes del embalse, soportando probablemente una alta biomasa fitoplanctónica por un periodo de tiempo prolongado, incluso si se redujeran las cargas externas provenientes de su cuenca de drenaje y de los aportes puntuales del río Porce.

Es importante considerar que los resultados encontrados no deben ser extrapolados a todo el embalse ni a todas las épocas climáticas. Es posible que zonas o periodos en los que el hipolimnio del embalse sea predominantemente oxidante, por ejemplo a la entrada de los afluentes o durante los periodos de lluvia, se reduzcan las tasas de liberación de nutrientes o que el sedimento actúe como un sumidero de estas sustancias. También es posible que en zonas del embalse donde la disponibilidad de sustratos a hidrolizar o colonizar por las bacterias sea baja, se presente una menor actividad enzimática extracelular. Sin embargo, la magnitud de los procesos de ciclaje de nutrientes medidos en el embalse Porce II dan cuenta de su importancia para la dinámica de nutrientes en este ecosistema.

De acuerdo a los resultados obtenidos, es posible pensar que la gestión para mejorar la calidad del agua del embalse Porce II debe tener varios enfoques. En primer lugar es necesario reducir el aporte alóctono de nutrientes lo que disminuiría la disponibilidad de nutrientes para los microorganismos autótrofos y heterótrofos. Esta situación puede mejorar una vez se ponga en marcha la planta de tratamiento de aguas residuales de Bello. En segundo lugar y paralelamente, se requiere generar condiciones oxidantes en el hipolimnio del embalse de manera que los sedimentos actúen como sumidero y no como fuente de nutrientes. En tercer lugar, se podrían instalar estratégicamente filtros biológicos con plantas pleustónicas que contribuyan a la descomposición de la materia orgánica del embalse, garantizando que la biomasa de estas plantas será controlada para que no supere el 30% de cobertura del espejo de agua y que será renovada continuamente de manera que no alcancen su etapa de senescencia en el embalse.

## 4 MODELACIÓN DE CALIDAD DEL AGUA

### 4.1 INTRODUCCIÓN

El manejo integrado de la calidad y cantidad del agua en lagos y embalses es crucial para satisfacer la creciente demanda de este recurso, así como para garantizar su buen funcionamiento (Komatsu et al. 2006). Los embalses son considerados ecosistemas complejos ya que en ellos se desarrolla un amplio rango de interacciones ecológicas que están influenciadas, no solo por la dinámica propia de las comunidades que los habitan, sino también por la climatología y las condiciones hidráulicas de operación de estos sistemas (Panikkar & Khan 2008, Marcé et al. 2010). El destino y la transformación de las sustancias químicas que ingresan a los embalses depende en gran medida de procesos físicos de transporte y mezcla del agua, así como de la cinética bioquímica de la columna de agua (Liu et al. 2009, Andradóttir et al. 2012). Adicionalmente, la captación y el vertimiento de agua a diferentes profundidades del embalse, modifican el tiempo de residencia de ésta y producen movimientos advectivos que alteran los patrones de desarrollo del fitoplancton, la dinámica de nutrientes y con estos, la calidad del agua (Deus et al. 2013).

De otro lado, las altas cargas de nutrientes que ingresan a los embalses han generado problemas de eutrofización en muchos de estos ecosistemas del mundo. Con el incremento en esta problemática, aumentó también la necesidad de comprender las relaciones entre los procesos físicos, químicos y biológicos y el transporte y transformación de sustancias en el agua (Liu et al. 2008, Estrada et al. 2009), lo que promovió el desarrollo y aplicación de numerosos modelos ecológicos desde principios de los años 70 (Romero et al. 2002, Romero et al. 2004, Komatsu et al. 2006, Liu et al. 2009). Estos modelos son representaciones simplificadas de la realidad que permiten, a través de aproximaciones inductivas o deductivas, integrar información física, química y biológica de un ecosistema para representar la respuesta de éste ante diferentes forzantes externos (Chapra 2008, Rigosi et al. 2011).

Los primeros modelos numéricos de calidad del agua se basaron en ecuaciones de balance de masas, para predecir concentraciones de fósforo total en lagos a partir de las concentraciones a la entrada, la retención de fósforo en el sedimento y el periodo de residencia del agua (Panikkar & Khan 2008, Estrada et al. 2009). En los últimos años, el incremento de la capacidad computacional permitió el desarrollo de modelos hidrodinámicos multidimensionales que simulan procesos de transporte de masas en

lagos y embalses y, acoplados a modelos biogeoquímicos, explican las transformaciones de las sustancias al interior de estos ecosistemas (de la Fuente & Niño 2008, Liu et al. 2009, Rigosi et al. 2011). Este tipo de modelos permite no solo comprender el funcionamiento de lagos y embalses, sino también predecir su comportamiento bajo diferentes escenarios, convirtiéndolos en una herramienta efectiva y ampliamente aplicada al desarrollo de estrategias de manejo de la calidad del agua de dichos ecosistemas (Romero et al. 2004, Estrada et al. 2009, Gal et al. 2009, Deus et al. 2013, Lee et al. 2013).

Algunos de los modelos ecológicos desarrollados para la evaluación conjunta de la hidrodinámica y la calidad del agua de ecosistemas leníticos son: CE-QUALW2 (Liu et al. 2009), DyLEM-1D (Bonnet & Poulin 2004) DYRESM y ELCOM-CAEDYM (Romero et al. 2004), MOHID (Deus et al. 2013), PROTECH (Elliott et al. 2010) y PWQ-Lake (Liu et al. 2008), empleados por estos autores en los embalses Mingder, Villerest, Burragorang y Prospect, Tucurí, El Gergal, Yuqiao, respectivamente. La complejidad de los algoritmos empleados para simular los procesos físicos de transporte, estratificación y mezcla y los biogeoquímicos difiere entre estos modelos (Komatsu et al. 2006). A medida que aumenta su dimensionalidad se incrementa también el requerimiento de información para su calibración y validación y se reduce el tiempo que puede ser simulado. Sin embargo, se obtiene una mayor resolución espacial de los procesos estudiados. Razón por la cual, los modelos bidimensionales y tridimensionales han sido aplicados en embalses dendríticos, que exhiben variaciones espaciales significativas en su hidrodinámica y calidad del agua (de la Fuente & Niño 2008, Liu et al. 2009).

Un modelo de calidad del agua muy completo es el CAEDYM (Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model), desarrollado por el Centro para la investigación del agua de la Universidad del Oeste de Australia. Este modelo ecológico simula un amplio rango de procesos físicos, químicos y biológicos, que incluyen ciclos de nutrientes, producción primaria y secundaria, oxígeno disuelto, metales pesados, entre otros (Hipsey et al. 2006). Para su aplicación, CAEDYM puede acoplarse a modelos hidrodinámicos de diferentes dimensiones (DYRESM, DYRIM, DIVAST y ELCOM), los cuales simulan la distribución de la temperatura, la salinidad y la densidad en diversos ecosistemas acuáticos (Hodges & Dallimore 2001).

ELCOM es un modelo hidrodinámico en tres dimensiones que simula las variaciones temporales de la temperatura, densidad y salinidad en cuerpos de agua estratificados térmicamente. Los procesos incluidos en la modelación con ELCOM son flujos inducidos por cambios en la pendiente de la superficie del agua, flujos inducidos por cambios en la densidad en cuerpos de agua no homogéneos, efectos rotacionales,

esfuerzos del viento, intercambio de calor en la superficie, caudales afluentes y efluentes y transporte de calor. ELCOM soluciona numéricamente las ecuaciones de viscosidad de fluidos incompresibles (Navier-Stokes promediadas) usando la descomposición de Reynolds, aplicando el método de las diferencias finitas. Adicionalmente, resuelve los términos de transporte convectivos a través de un método semi-implícito que incluye la discretización cuadrática de Euler-Lagrange y utiliza la interpolación ULTIMATE QUICKEST para las ecuaciones de transporte advectivo de escalares como temperatura, salinidad y solutos (Hodges & Dallimore 2001, Romero et al. 2004).

Por su parte, CAEDYM modela los ciclos biogeoquímicos del Carbono, Nitrógeno, Fósforo, Sílice y Oxígeno y la dinámica de los sólidos suspendidos inorgánicos y del fitoplancton, los cuales pueden ser configurados con 112 variables biológicas o de estado para resolver interacciones ecológicas específicas por especie o por grupo, aunque sólo 12 de ellas son obligatorias dependiendo de los módulos que sean activados. Durante una simulación, CAEDYM calcula los procesos ecológicos después de cada paso de tiempo definido en ELCOM, que incluyen consumo, flujos agua-sedimento y mineralización de la materia orgánica para nutrientes disueltos, así como los procesos de nitrificación y desnitrificación del nitrógeno inorgánico, entre otros (Romero et al. 2004, Hipsey et al. 2006).

ELCOM-CAEDYM ha sido previamente aplicado con éxito para evaluar la calidad del agua de diferentes tipos de ecosistemas acuáticos alrededor del mundo, que incluyen ecosistemas costeros (Spillman et al. 2007, Spillman et al. 2009, Missaghi & Hondzo 2010), lagos (Leon et al. 2011, Abell & Hamilton 2015), embalses (Romero et al. 2002, Romero et al. 2004, Xing et al. 2014, Zamani et al. 2014) y proyectos de futuros embalses (Marcé et al. 2010, Zamani et al. 2014). En zonas tropicales, este modelo ha sido aplicado en lagos (Njuguna et al. 2006), ciénagas (Restrepo et al. 2006, Chalarca et al. 2007, Benjumea 2008) y embalses (Oliveira et al. 2007, Fonseca 2011, Curtarelli et al. 2015). En particular, las investigaciones de Romero et al. (2002, 2004), Xing et al. (2014) en lagos y embalses con morfometría compleja, arrojaron resultados de nutrientes con buena precisión. De otro lado, Restrepo (2006) y Benjumea (2008) obtuvieron concentraciones de fósforo superiores a las medidas, por lo que se debe tener precaución con las condiciones iniciales y la calibración de los parámetros biogeoquímicos asociados a esta variable. No obstante, todos concuerdan que ELCOM-CAEDYM es un modelo robusto para modelar variaciones espaciales y temporales de nutrientes y clorofila *a* en este tipo de ecosistemas.

Considerando lo anterior y adicionalmente, que se han conducido investigaciones en las que se empleó el modelo ELCOM para simular la hidrodinámica del embalse Porce II obteniendo buenos resultados (Villegas 2004, Fernández 2006, Ramos 2007, Largo 2011), se decidió aplicar el modelo ELCOM-CAEDYM con el objeto de evaluar los procesos de transporte y la calidad del agua del embalse. Para la simulación, se configuraron 4 grupos fitoplanctónicos, y se incluyeron los nutrientes Carbono, Nitrógeno, Fósforo y Sílice, el oxígeno disuelto y el intercambio de nutrientes en la interfase agua-sedimento. Es importante resaltar que pese al desarrollo de este modelo, muchos de los parámetros requeridos para su calibración y validación aún son tomados de la literatura existente de zonas templadas, por lo cual, la determinación experimental de las tasas máximas de descomposición de carbono y fósforo y las tasas de liberación de nutrientes desde el sedimento hacia la columna de agua, fueron una herramienta fundamental para obtener simulaciones más precisas de los procesos ambientales que se desarrollan en Porce II.

A continuación se presenta la calibración y validación del modelo Ecológico ELCOM-CAEDYM para el embalse Porce II bajo las condiciones más críticas de calidad del agua identificadas en el capítulo 2, es decir, para el periodo seco. Adicionalmente, se presenta la predicción de la calidad de agua considerando la reducción de las cargas aportadas por el río Porce, como estrategia de manejo y mejoramiento de la calidad del agua del embalse.

## **4.2 MATERIALES Y MÉTODOS**

### **4.2.1 Área de estudio**

Porce II es un embalse hipereutrófico tropical de tipo dendrítico, ubicado en el departamento de Antioquia. Su estructura de presa se localiza en las coordenadas 06°48'22" latitud norte y 75°08'53" longitud oeste, a 928 m.s.n.m. con cotas de vertimiento y captación de 911,4 y 900,4 m.s.n.m., respectivamente. El afluente principal del embalse es el río Porce, con una longitud de 136 km y un caudal promedio de 115 m<sup>3</sup>/s, que representa más del 90% de caudal afluente del embalse, mientras que los otros dos afluentes que le siguen en importancia, las quebradas Guaduas y La Cancana, se consideran poco representativas en términos de caudal. (Largo 2011). Las características morfométricas más relevantes del embalse fueron presentadas en el capítulo 1 (Tabla 1). Los sitios de monitoreo de las variables de calidad del agua se indican en la Figura 4.1.

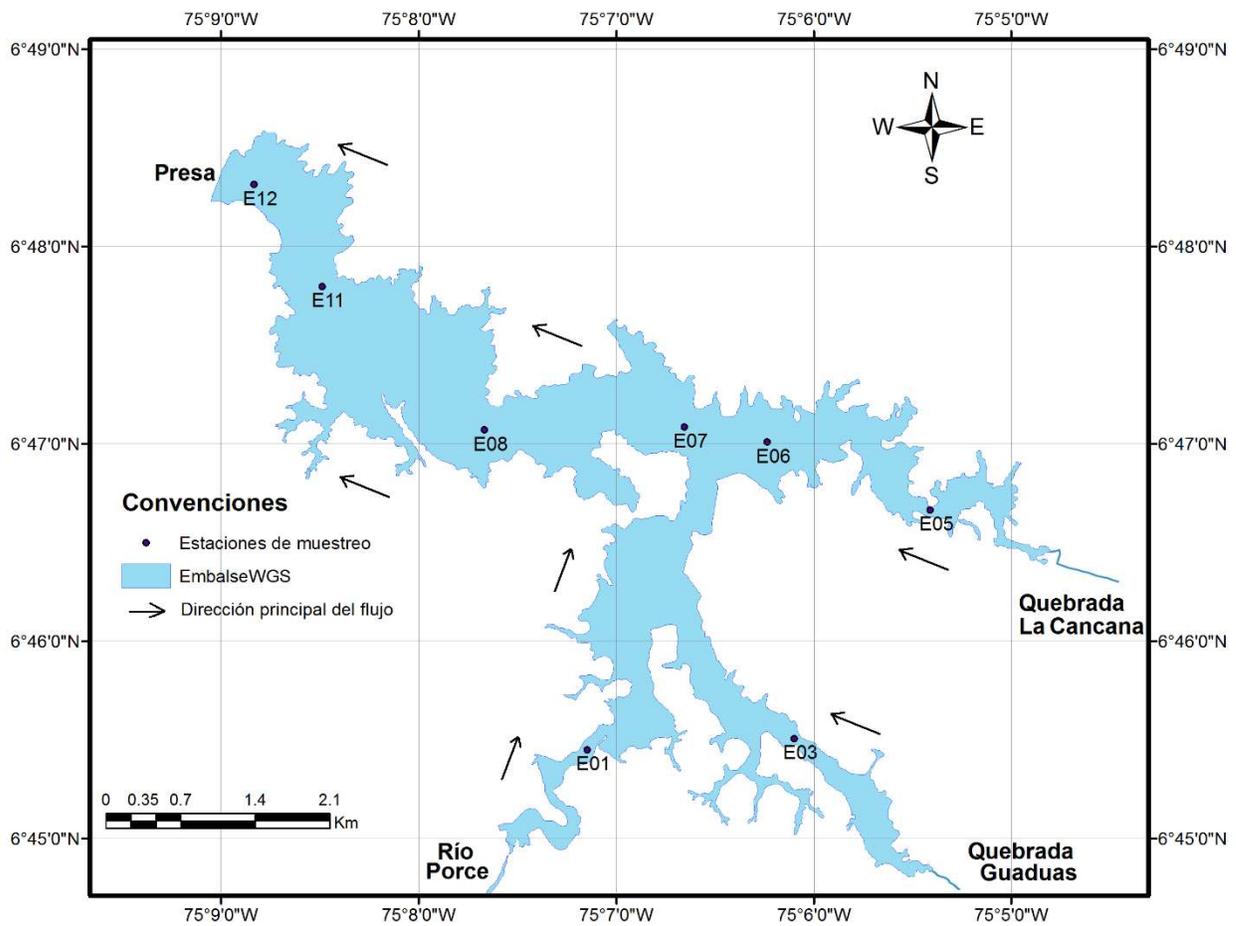


Figura 4.1 Estaciones de entrada de afluentes y de verificación de precisión de las modelaciones con ELCOM-CAEDYM en el embalse Porce II.

#### 4.2.2 Información secundaria

Corresponde a la información batimétrica, las variables hidrometeorológicas de los periodos de muestreo y las condiciones de operación del embalse.

Batimetría: El último levantamiento batimétrico del embalse Porce II se realizó en el año 2006. Durante ese año, los brazos del río Porce y las quebradas Guaduas y La Cancana estuvieron cubiertos por plantas acuáticas, lo que no permitió el acceso a estas zonas del embalse, razón por la cual, fue necesario complementar la información con una batimetría del año 2004. Adicionalmente, durante las campañas de muestreo del año 2010 se realizaron mediciones de profundidad del embalse con el perfilador CTD, que permitieron mejorar la batimetría en inmediaciones de la estación 07, donde el lecho del embalse ha sido modificado de manera significativa por procesos de sedimentación y socavación.

Hidrometeorología: Se utilizaron series de caudales del río Porce medidas en la estación limnigráfica El Diamante localizada 9 km aguas arriba de la estación 1. Adicionalmente, se contó con registros de magnitud y dirección del viento, radiación de onda corta, humedad relativa, temperatura ambiente y precipitación de la estación meteorológica El Mango, ubicada sobre la estructura de presa, en el extremo occidental del embalse.

Operación del embalse: La información relacionada con la operación del embalse incluyó los niveles y los caudales turbinados, así como la bitácora de apertura de compuertas y sus ecuaciones de calibración, a partir de las cuales se determinaron los caudales vertidos.

#### 4.2.3 Información primaria

Durante las etapas de calibración y validación del modelo ELCOM-CAEDYM se utilizó la información de campo del diseño muestral indicado en el capítulo 1. Las variables consideradas fueron: Temperatura del río Porce medida con un termistor instalado cerca a la estación El Diamante, Transparencia Secchi, Cobertura de nubes, Perfiles de temperatura, oxígeno disuelto y pH medidos con el perfilador SBE 25plus Sealogger CTD, Concentraciones de las diferentes formas de Nitrógeno, Fósforo y Sílice obtenidas en laboratorio y Perfiles de clorofila a medidos con el espectrofluorómetro FluoroProbe.

Es importante mencionar, que durante el desarrollo del trabajo de campo se identificó la importancia de medir nutrientes en profundidades adicionales a las definidas en el diseño muestral, con el fin de analizar su transporte a través de la pluma del río Porce hacia las capas intermedias del embalse. Por esta razón, durante las últimas tres campañas de monitoreo se midió nitrógeno y fósforo en profundidades intermedias, definidas directamente en campo, de acuerdo a los perfiles de temperatura, conductividad y turbidez medidos con el perfilador SBE 25plus Sealogger CTD. Lamentablemente, no se consideró el sílice para estas mediciones dado que el aporte más importante de este nutriente no lo hace el río Porce.

#### **4.2.4 Modelación de calidad del agua**

Cualquier proceso de modelación requiere inicialmente la definición de un modelo conceptual en el que se ilustren los procesos que se desean simular en un dominio espacial definido (Robson et al. 2008). El modelo conceptual del ELCOM-CAEDYM aplicado al embalse Porce II para la evaluación de la dinámica del nitrógeno, fósforo y sílice se presenta en la figura 4.2, la cual incluye todos los procesos que fueron configurados durante la modelación.

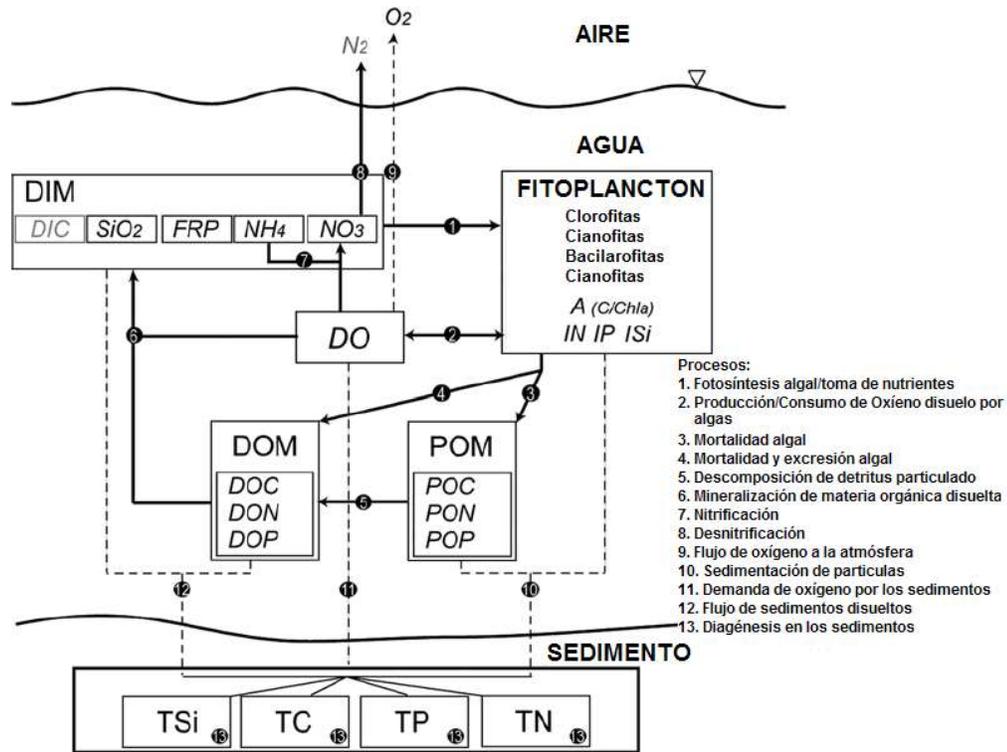


Figura 4.2 Modelo conceptual de la dinámica de nutrientes con el CAEDYM

Adaptado de Spillman et al. (2007)

Donde: DIM=Materia inorgánica disuelta, DIC=Carbono inorgánico disuelto, SiO<sub>2</sub>=Sílice disuelto, FRP=Fósforo reactivo filtrable, NH<sub>4</sub>=Amonio, NO<sub>3</sub>=Nitratos, A=relación carbono/clorofila, IN, IP e ISi= Nitrógeno, fósforo y sílice Incorporados, DO=Oxígeno disuelto, DOM=Materia orgánica disuelta, DOC, DON y DOP= Carbono, nitrógeno y fósforo disueltos, POM=Materia orgánica particulada, POC, PON y POP= Carbono, nitrógeno y fósforo particulados, TSi, TC, TP y TN= Sílice, carbono, fósforo y nitrógeno en el sedimento.

De los siete grupos fitoplanctónicos que el modelo CAEDYM puede simular se seleccionaron los grupos 2: CYANO (Cyanophyceae), 4: CHLOR (Chlorophyceae), 5:CRYP (Cryptophyceae) y 7: FDIAT (Bacillariophyceae), debido a que estos grupos fitoplanctónicos fueron reportados como los más abundantes en el embalse Porce II (Palacio 2015).

#### 4.2.4.1 Análisis de sensibilidad

Durante esta etapa se verificó el funcionamiento y la estabilidad del modelo, ante la variación de parámetros geométricos y físicos, con el fin de definir los tamaños óptimos de malla horizontal y vertical y el paso de tiempo de la modelación ( $\Delta t$ ). Tomando como punto de partida los resultados de Largo (2011), en los que se definió 75x75 m como la malla horizontal óptima para la modelación con ELCOM en el embalse Porce II, se procedió a realizar el análisis de sensibilidad para definir la malla óptima vertical y el paso de tiempo. El paso del tiempo se varió entre 30 y 90 segundos y la malla óptima vertical entre 86 y 60 capas, ya que con estas Largo (2011), no encontró problemas de estabilidad numérica del modelo, evaluada a través de una condición de onda interna Courant-Friedrichs-Lewy (CFL) inferior a 1,0 (Hodges & Dallimore 2001).

Durante esta etapa se continuó verificando el cumplimiento de la condición CFL, ya que para flujos estratificados el modelo ELCOM aplica una discretización explícita de los términos baroclínicos de la ecuación de momentum, lo que restringe el paso de tiempo de acuerdo a la ecuación 1 (Hodges & Dallimore 2001).

$$CFL = \sqrt{g^* \times D} \frac{\Delta t}{\Delta x} < 1 \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde:

$g^*$  = gravedad reducida debida a la estratificación

$D$  = profundidad efectiva del embalse

$\Delta x$  = tamaño mínimo de la malla

$\Delta t$  = paso de tiempo

Adicionalmente, se utilizaron los valores estadísticos Raíz del Error Cuadrático Medio (RECM) y Coeficiente de variación (CVS & UdeA) (ecuaciones 2 y 3, respectivamente) calculados en la estación más cercana a la presa que contara con perfiles completos de temperatura del agua, considerando que este es el sector más profundo del embalse donde se puede observar plenamente la estratificación térmica.

$$RECM = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^N (O_i - S_i)^2}{N}} \quad \text{Ecuación 2}$$

Donde,  $O_i$  son los valores observados o medidos,  $S_i$  son los valores simulados y  $N$  es el número de parejas de datos.

$$CV = \frac{RECM}{O_a} \quad \text{Ecuación 3}$$

Donde,  $O_a$  es el promedio de los valores observados ( $O_i$ ).

Como regla de decisión se adoptó que el RECM del parámetro evaluado fuera inferior al 5% y el Coeficiente de variación no se consideró significativo si fue inferior al 30%.

#### 4.2.4.2 Calibración y validación

Durante la calibración se variaron iterativamente los parámetros físicos y las constantes cinéticas de los procesos biogeoquímicos del modelo CAEDYM, con el fin de reproducir los datos de amonio, nitratos, nitrógeno total, ortofosfatos, fósforo total y sílice disuelto medidos cerca de la presa durante el muestreo de febrero del año 2012, correspondiente a un periodo seco con bajos caudales y baja precipitación. Se seleccionó este muestreo para la calibración ya corresponde al muestreo de época seca que posee la mejor resolución de la información referente a la distribución del nitrógeno y el fósforo en toda la columna de agua, dado que a partir de noviembre del año 2011 mejor calidad de información en cuanto a la durante ese año se analizaron muestras en profundidades adicionales lo que permitió una. Una vez calibrados los parámetros del CAEDYM, la validación del modelo se realizó contrastando los resultados de la simulación con la información de abril de 2011, que también correspondió a un periodo seco.

Para evaluar la precisión o consistencia de las simulaciones, durante ambas etapas se utilizaron los valores estadísticos Sesgo porcentual (PBIAS), error medio absoluto (EMA) (Ecuaciones 4 y 5) y el coeficiente de correlación de Spearman (R).

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^N (O_i - S_i) \times 100}{\sum_{i=1}^N O_i} \quad \text{Ecuación 4}$$

$$EMA = \frac{\sum_{i=1}^N |O_i - S_i|}{N} \quad \text{Ecuación 5}$$

En este caso la regla de decisión fue satisfacer al menos dos de las siguientes condiciones:

- PBIAS < 10%, entre 10-15% o entre 15-25 %, los cuales indicaron muy buena, buena y satisfactoria precisión, respectivamente.
- EMA < 10% de la variable medida se considera satisfactoria

- R entre 0.75-1, 0.65-0.75 o 0.5-0.65 con  $p < 0.1$ , los cuales indicaron muy buena, buena y satisfactoria precisión, respectivamente.

#### **4.2.4.3 Predicción**

Una vez calibrado y validado, el modelo ELCOM-CAEDYM se empleó como herramienta para predecir la calidad del agua del embalse Porce II considerando como estrategia de manejo la reducción de los aportes de nitrógeno y fósforo de su afluente principal.

### **4.3 RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

#### **4.3.1 Análisis de sensibilidad**

Para definir el tamaño de malla vertical y el paso del tiempo se realizaron simulaciones con el modelo ELCOM por 30 días contados a partir del 18 de junio de 2010. La variable de control para esta etapa fue la temperatura del agua medida en la estación 11 el 14 de julio de 2010. Durante esta etapa de la modelación se obtuvo un tiempo de calentamiento del modelo de 8 días.

Se compararon 3 mallas verticales con 86, 70 y 60 capas, discriminadas en la vertical con espesores entre 0,3 y 2,1 m hasta los 28,85 m de profundidad y 10,0 m desde allí hasta el fondo del embalse. Cada malla fue evaluada para un paso de tiempo de 45 y 90 segundos. El CFL promedio y los valores estadísticos obtenidos para cada malla y paso del tiempo se muestran en la tabla 4.3.

Las condiciones iniciales definidas durante el análisis de sensibilidad buscaron aproximarse al máximo a las condiciones reales del embalse. Sin embargo, algunas de ellas debieron ser asumidas o calculadas a partir de la información primaria y secundaria disponible tal como se muestra en la Tabla 4.2.

DINÁMICA DE NUTRIENTES EN EL EMBALSE PORCE II, ANTIOQUIA, COLOMBIA

Tabla 4.2 Condiciones iniciales para el análisis de sensibilidad a parámetros geométricos del modelo ELCOM en el embalse Porce II

Variable	Condición Inicial	Descripción
Campo de vientos*	Variable	Serie de tiempo de velocidad y dirección del viento. (modificadas por Largo, 2011 y Escorcía y Román, 2015)
Temperatura ambiente*	Variable	Serie de tiempo
Humedad relativa*	Variable	Serie de tiempo
Radiación solar*	Variable	Serie de tiempo
Presión atmosférica	Constante=101225	Promedio de mediciones de la estación El Mango y una estación meteorológica portátil ubicada en un sito al interior del embalse
Precipitación*	Variable	Serie de tiempo
Cobertura de nubes	Constante=0.5	Según observaciones de campo durante el muestreo
Caudal río Porce	Variable	Serie de tiempo modificada por Escorcía y Román (2015)
Temperatura río Porce	Variable	Serie de tiempo generada a partir de las mediciones de un termistor instalado en el sitio El Diamante
Caudal quebrada La Cancana	Constante=2,93	Dado que su caudal es pequeño en comparación al del río Porce y a que no hay datos se tomó como 2% del caudal promedio medido en el río Porce durante el periodo de simulación
Temperatura quebrada La Cancana	23,3-23.7	Valor mínimo y máximo medido en campo durante el muestreo en la Estación 5
Caudal quebrada Guaduas	Constante=2,93	Dado que su caudal es pequeño en comparación al del río Porce y a que no hay datos se tomó como 2% del caudal promedio medido en el río Porce durante el periodo de simulación
Temperatura quebrada Guaduas	22,6-23,0	Valor mínimo y máximo medido en campo durante el muestreo en la Estación 3
Caudal Captado	Variable	Serie de tiempo suministrada por Empresas Públicas de Medellín ESP
Temperatura captación	Constante=22,3	Promedio medido en la estación 12 en la cota 900,4
Caudal Vertido	Variable	Calculado a partir de la información de apertura de compuertas suministrada por Empresas Públicas de Medellín ESP
Temperatura vertimiento	22,5	Promedio medido en la estación 12 en la cota 911,4
Coeficiente de atenuación de luz	Variable	Calculado como 1,369 * promedio de transparencia Secchi medida
Temperatura inicial del embalse	25,5	Medido en subsuperficie en la estación 12

\* Medidas en la estación meteorológica El Mango, ubicada en la presa del embalse

Tabla 4.3 Valores estadísticos y CFL promedio obtenidos durante al análisis de sensibilidad a la malla vertical y al paso del tiempo para el modelo ELCOM en el embalse Porce II

Parámetro	(75x75) m x86		(75x75) m x70		(75x75) m x60	
	$\Delta 45s$	$\Delta 90s$	$\Delta 45s$	$\Delta 90s$	$\Delta 45s$	$\Delta 90s$
CFL promedio	0,3264	0,3398	0,3563	0,3771	0,3669	0,3943
CFL promedio	0,5119	0,4873	0,5664	0,4959	0,6210	0,5046
RECM (Temperatura)	0,8981	0,8548	0,9937	0,8700	1,0894	0,8852
CV*			0,0484	0,0424	0,0531	0,0443
Tiempo computacional ELCOM	6h 30min	4h	5h 20min	3h	2h 45min	2h
Tiempo computacional ELCOM-CAEDYM	13 días	2,5 días	7 días	2 días	42 h	13h

\* En comparación con la malla de 86 capas

La condición CFL se cumplió en las tres distribuciones verticales para ambos pasos del tiempo (tabla 4.3). No se observó variación importante en los CV y RECM obtenidos que condujera a la preferencia por alguna de las mallas o pasos del tiempo. Considerando lo anterior, se seleccionó la malla (75x75) m x 60 capas verticales, con un paso de tiempo de 90 segundos, obteniéndose buena resolución espacial, precisión y estabilidad numérica del modelo y, particularmente para las simulaciones con ELCOM-CAEDYM, se redujo el tiempo computacional de 13 días a 13 horas.

La discriminación definitiva en la dimensión vertical de las 60 capas quedó así: 0,3 m hasta los 5,7 m de profundidad; entre 0,4 y 1,7 m hasta los 28,85 m de profundidad y entre 2,1 y 10,0 m desde allí hasta el fondo del embalse.

El análisis de sensibilidad a la información mostró una importante influencia de los caudales afluentes y efluentes, de la temperatura de entrada de los afluentes, del coeficiente de atenuación de la luz y de la cobertura de nubes en la estructura térmica del embalse. Por esta razón, fue necesario procesar la información para ser utilizada durante la calibración.

#### 4.3.2 Calibración

Los patrones hidrodinámicos de los ecosistemas acuáticos leníticos regulan la variación de los procesos biológicos (Curtarelli et al. 2014), lo cual implica que para comprender la dinámica ecológica de un embalse es necesario entender muy bien su hidrodinámica. Por esta razón, durante la modelación fue necesario realizar primero la calibración de los parámetros físicos del modelo ELCOM y proceder después con la calibración del

modelo ecológico. Para ambos casos, se utilizó la información generada en el muestreo 7 (febrero de 2012), correspondiente a un periodo seco en el que la calidad del agua del embalse fue la más crítica.

#### 4.3.2.1 Condiciones iniciales para el modelo ELCOM

La selección de las condiciones iniciales de la simulación es muy importante dado que de la calidad de la información que se ingrese al modelo dependerá la obtención de resultados más precisos. Adicionalmente, esto contribuye a la reducción del tiempo de calentamiento del modelo y, con esto a la generación de datos confiables durante un mayor tiempo de modelación.

- Caudales afluentes y efluentes

Las primeras corridas del modelo se realizaron con los datos “crudos” suministrados por Empresas públicas de Medellín, es decir, series de caudales del río Porce medidos en la estación el Diamante, series de caudales turbinados y volúmenes diarios vertidos. Con estos datos se modelaron niveles del embalse muy diferentes a los medidos, lo que generó la necesidad de procesar esta información, tal como se detalla a continuación:

Caudal del río Porce: El caudal del río se mide 9 km aguas arriba de su ingreso al embalse, y durante este recorrido recibe aportes de varios afluentes menores, lo que implica que el caudal al ingreso del embalse debería ser poco superior al medido aunque con la misma hidrógrafa. Por esta razón, se decidió incrementar el registro de caudales entre un 5 y un 10%. Con el 10% se obtuvieron niveles del embalse superiores a los medidos, mientras que con 5% de incremento se mejoraron los niveles simulados.

Caudal de los afluentes secundarios: La quebrada Guaduas y la quebrada La Cancana tienen un área afluente de 12,88 y 41,19 km<sup>2</sup>, respectivamente, inferiores al pero no existen registros de caudales y adicionalmente, éstos son muy bajos en comparación con el caudal del río Porce (Largo 2011). Dado que la única serie de caudales medidos que se tiene de los afluentes es la del río Porce, se decidió ingresarlos como porcentajes de dichos registros. Al igual que el procedimiento realizado con el caudal del río Porce, se variaron los porcentajes del caudal hasta un 5%, obteniendo mejores resultados en los niveles simulados cuando el porcentaje del caudal de las quebradas correspondió al 0,06 y 3% del caudal del río para las quebradas Guaduas y La Cancana, respectivamente.

Caudal turbinado: Esta serie es la más controlada por EPM, por lo cual no fue modificada para la modelación.

Caudal vertido: La información sobre vertimientos fue suministrada de dos formas a saber: como volumen diario o como bitácora de apertura de compuertas con los correspondientes caudales de vertimiento. Sin embargo, con ninguna de las dos series fue posible obtener niveles simulados semejantes a los medidos, lo que conllevó a realizar un balance de masas para la generación de una serie de vertimientos con la que se reprodujera el nivel real del embalse. Para esto, se partió de los volúmenes calculados por el modelo de acuerdo con los niveles medidos y posteriormente se le sumaron a estos los volúmenes afluentes y se le restaron los volúmenes turbinados, luego dividiendo por el delta de tiempo, se obtuvieron los caudales vertidos. Posteriormente, se modificaron los caudales obtenidos inferiores a 20 m<sup>3</sup>/s asignándoles un valor de cero y un valor de 500 m<sup>3</sup>/s a los caudales que superaron este último valor. Con esta nueva serie de caudales vertidos durante la modelación se logró reproducir el nivel medido en la presa del embalse (Figura 4.3).

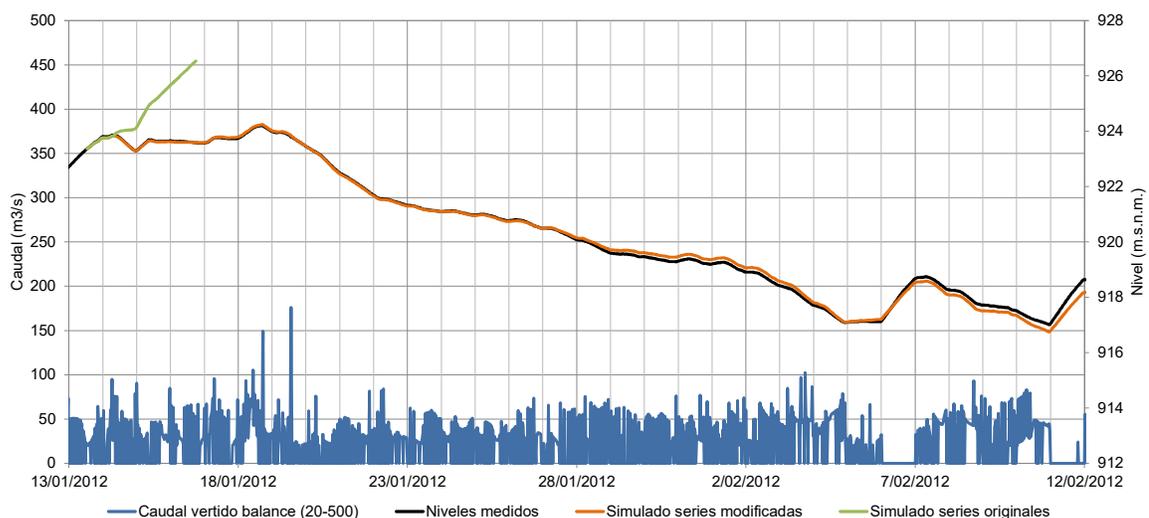


Figura 4.3 Niveles medidos y simulados del embalse Porce II con el modelo ELCOM entre el 13 de enero de 2012 y el 12 de febrero de 2012 a partir de las series originales y modificadas de caudales afluentes y efluentes.

Como se observa en la figura 4.3, la simulación con la serie de caudales vertidos originales (línea verde) se detuvo antes de los 4 días de simulación, ya que el nivel del embalse superó la cota máxima. Esto se debió a que durante el mes de febrero de 2012 la serie de Empresas Públicas de Medellín, no registró vertimientos.

- Temperatura del agua

Inicialmente se realizaron corridas con temperaturas constantes tanto de los afluentes como del embalse, sin obtener buenos resultados. Posteriormente, luego de varias modificaciones se definió como condición inicial una temperatura variable del río Porce, de acuerdo a los registros de un termistor ubicado cerca a la estación El Diamante. Por su parte, al comparar las temperaturas medidas en la estación 1 donde ingresa el río Porce, con las temperaturas de la entrada de las quebradas Guaduas y La Cancana (Estaciones 3 y 5) se observó que estas últimas fueron en promedio un 10% superiores, lo cual se asoció a la menor elevación de sus cuencas en relación a la del río Porce y a las condiciones predominantemente leníticas de estas estaciones. De acuerdo con esto, se realizaron corridas iniciales con las temperaturas medias medidas en las estaciones 3 y 5, pero se obtuvieron temperaturas más altas en las modelaciones. Posteriormente, siendo consecuentes con el análisis realizado para los caudales afluentes y teniendo en cuenta que la profundidad las temperaturas de la quebrada Guaduas fueron levemente superiores que las de la quebrada La Cancana, se modificaron los porcentajes de incremento de la temperatura de estos afluentes, hasta obtener buenos resultados en la simulación con incrementos del 6% y 3%, para las quebradas Guaduas y La Cancana, respectivamente. De otro lado, las temperaturas de los efluentes se tomaron iguales a las medidas a la profundidad respectiva de captación y vertimiento. Y finalmente, para la condición inicial de temperatura del embalse se ingresaron los perfiles medidos durante el muestreo.

- Coeficientes de extinción de la luz

El coeficiente de extinción de luz fotosintéticamente activa (PAR) fue calculado como la relación entre 1,369 y la transparencia Secchi medida y promediada por zonas en cada campaña (Zhang et al. 2012). Por su parte, los coeficientes del infrarrojo cercano (NIR), ultravioleta A (UVA) y ultravioleta B (UVB), se tomaron como 25% del PAR,  $1,0 \text{ m}^{-1}$  y  $2,5 \text{ m}^{-1}$ , respectivamente. Los coeficientes PAR y NIR se zonificaron como se muestra en la figura 4.4).

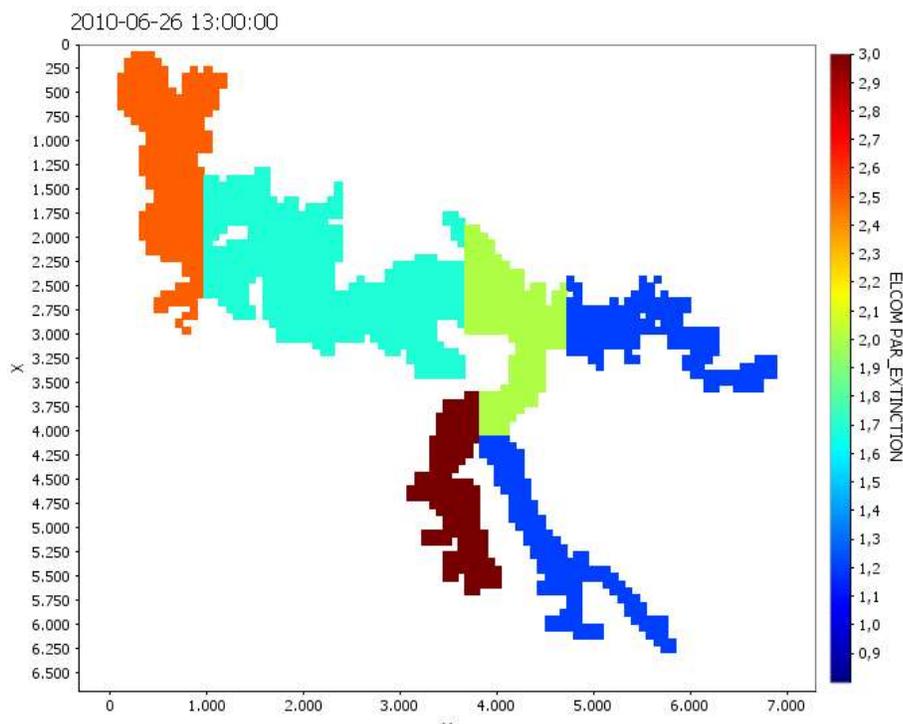


Figura 4.4 Zonificación del coeficiente de extinción de la luz y del campo de vientos para las simulaciones con ELCOM-CAEDYM en el embalse Porce II.

- Campo de vientos

Se decidió utilizar un campo de viento variable. A partir de los datos de la estación meteorológica El Mango, se calcularon las magnitudes del viento de acuerdo con Largo (2011), mientras que las direcciones fueron modificadas de acuerdo con Escorcía (2015). La zonificación del campo de vientos fue la misma del coeficiente de extinción de la luz (Figura 4.4).

- Radiación solar, temperatura ambiente y humedad relativa

La condición inicial de estas variables fue la medida en la estación meteorológica El Magno, ubicada en la presa del embalse Porce II.

- Presión atmosférica

Se tomó un valor constante calculado como el promedio de las mediciones de la estación El Mango y una estación meteorológica portátil ubicada en el centro del embalse durante el muestreo.

- Nubosidad

Dado que no es posible obtener valores de cobertura de nubes durante todo el muestreo, se decidió definir umbrales de cobertura según la precipitación, la radiación de onda corta incidente y los valores promedios observados durante las campañas de campo. Así, por ejemplo, durante períodos de precipitación, se estableció una cobertura igual a uno, al igual que durante periodos en los que se espera alta radiación solar (horas cercanas al medio día) pero con valores bajos de radiación de onda corta medidos. Los valores de la cobertura de nubes fueron sistemáticamente modificados hasta ser definidos como se muestra en la tabla 4.4.

Tabla 4.4 Umbrales de cobertura de nubes definidos para las modelaciones con ELCOM-CAEDYM

Hora del día	Radiación (W/m <sup>2</sup> )	Cobertura de nubes
5:00 am a 11:00 am	≤ 400	0,90
	401-600	0,30
	>601	0,10
11:01 am a 3:00 pm	≤ 800	0,60
	> 800	0,15
3:01 pm a 6:00 pm	≤ 250	0,90
	250-500	0,50
	>500	0,20
En la noche si no hubo lluvia la cobertura fue de 0,5		

El resumen de las condiciones iniciales del modelo ELCOM se presenta en la tabla 4.5.

## DINÁMICA DE NUTRIENTES EN EL EMBALSE PORCE II, ANTIOQUIA, COLOMBIA

Tabla 4.5 Condiciones iniciales para la calibración del modelo ELCOM en el embalse Porce II

Parámetro	Valor o rango	Perfiles iniciales de temperatura									
		Estación 5		Estación 6		Estación 8		Estación 11		Estación 12	
Paso del tiempo (seg)	90	DEPTH	WTR_TEMP	DEPTH	WTR_TEMP	DEPTH	WTR_TEMP	DEPTH	WTR_TEMP	DEPTH	WTR_TEMP
Caudal río Porce (m <sup>3</sup> /s)	71,16-133,04	0.1	25.74	0.1	23.64	0.1	27.4	0.1	24.52	0.1	24.76
Caudal quebrada Guaduas (m <sup>3</sup> /s)	0,43-0,80	0.5	26.6	0.5	23.62	0.5	27.4	0.5	24.52	0.5	24.54
Caudal quebrada La Cancana (m <sup>3</sup> /s)	2,13-3,99	0.61	25.52	0.8	23.61	0.8	26.71	1	24.04	1	24.43
Temperatura río Porce (°C)	20,79-23,95	0.77	25.34	1	23.55	1	26.44	1.5	23.94	1.49	24.16
Temperatura quebrada Guaduas (°C)	22,04-25,39	0.87	25.29	1.4	22.83	1.1	26.3	2	23.83	2	23.8
Temperatura quebrada La Cancana (°C)	22,04-25,39	0.98	25.26	1.5	22.48	1.3	25.63	2.5	23.8	2.5	23.76
Caudal vertido (m <sup>3</sup> /s)	0-500	1.1	25.24	1.7	22.28	1.4	25.07	3	23.69	3	23.72
Temperatura vertimiento (°C)	23,2	1.2	25.23	2	22.23	1.5	24.69	3.5	23.65	3.9	23.57
Caudal turbinado (m <sup>3</sup> /s)	0-135,85			2.6	22.15	2	24.08	4	23.55	4.9	23.49
Temperatura Capatación	22,85			3	22.1	2.5	23.95	5	23.48	6.5	23.45
Temperatura del embalse (°C)	23,0			4	21.99	3	23.88	7.5	23.38	7.5	23.46
PAR (1/m)	0,5-2,0			5	21.98	3.5	23.57	10	23.28	10	23.37
Velocidad del viento (m/s)	0-9			6	21.96	6	23.3	15	23.05	15.8	23
Dirección del viento	0-360			8	21.94	10	23.16	20	22.73	18	22.85
Precipitación	0,1-1,0			10	21.91	15	22.99	25	22.44	21	22.63
Cobertura de nubes	0,1-1,0			12	21.88	20	22.8	30	22.12	23	22.45
Presión atmosférica	100986			14	21.83	25	22.49	35	21.85	27	22.75
Temperatura ambiente (°C)	13,9-39,0			15	21.82	30	22.22	40	21.69	30.6	21.99
Radiación solar	0-1187,0					35	21.98	42	21.65	35	21.82
Humedad relativa	0,29-0,99										

### 4.3.2.2 Calibración del modelo ELCOM

Los resultados de temperatura obtenidos bajo las condiciones de temperatura, campo de vientos, coeficientes de extinción de la luz y meteorología anteriormente descritas, se muestran en la figura 4.5. Se seleccionó la estación 12 para mostrar los resultados de la calibración y validación de ambos modelos ya que, al ser el sector más profundo del embalse, este puede exhibir una mayor variabilidad de biotopos y adicionalmente se considera que es un sitio representativo de las condiciones finales de temperatura y calidad del agua del embalse. Sin embargo, también se incluye un corte longitudinal de cada variable de interés medida en la misma fecha y un panel con el resultado obtenido durante toda la modelación. Adicionalmente, la figura 4.5 incluye un esquema con los puntos que se muestran en el corte longitudinal, el cual recorre aproximadamente 11500 m entre el sitio de ingreso del río Porce (0 m), hasta en el sitio de presa.

Es importante mencionar que luego de modificar las condiciones iniciales que se habían utilizado durante el análisis de sensibilidad, el tiempo de calentamiento del modelo bajó de 8 a 2 días. Además considerando que sólo se tuvieron datos de 5 días de muestreo, se decidió reducir el tiempo de corrida de la calibración, la cual finalmente se realizó entre el 31 de enero y el 10 de febrero de 2012, abarcando toda la semana de muestreo.

## DINÁMICA DE NUTRIENTES EN EL EMBALSE PORCE II, ANTIOQUIA, COLOMBIA

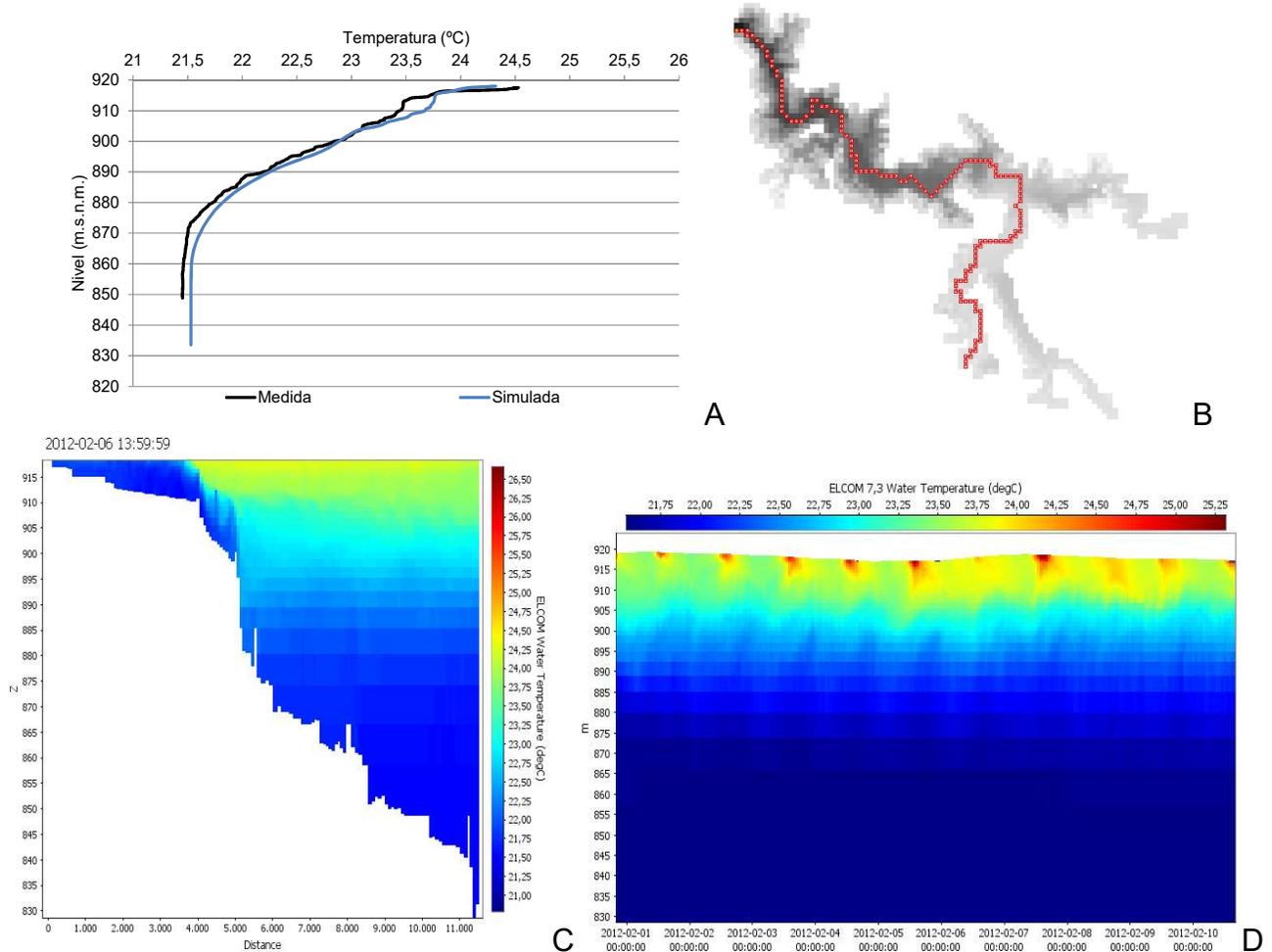


Figura 4.5 Temperaturas medidas y simuladas en la estación 12 el 6 de febrero de 2012 (A), Corte longitudinal realizado desde el río Porce hasta la presa (B) Temperatura en el corte longitudinal en febrero 6 de 2012 (C) Temperatura en la estación 12 durante todo el periodo de simulación (D).

La temperatura simulada en la estación 12 del embalse fue muy similar a la medida y se observa que la profundidad de la zona de mezcla, así como la estratificación en esta estación es bien capturada, a pesar de las leves diferencias de temperatura presentadas en los primeros 10 m de profundidad. A partir de allí y hasta el fondo, el modelo simula muy bien las temperaturas medidas (Figura 4.5A). De otro lado, el corte longitudinal (Figura 4.5C) muestra que entre los 0 y aproximadamente los 3500 m de recorrido el embalse presenta una mezcla completa con temperaturas bajas cercanas a las medidas en el río, mientras que a partir de allí se evidencia la estratificación térmica del la zona limnética del embalse. En la figura 4.5D se observa la variación diurna y nocturna de la temperatura de las capas superficiales del embalse, con mayores

temperaturas en las horas cercanas al medio día, asociadas a una mayor radiación solar. Adicionalmente, durante todo el periodo de la modelación la temperatura del agua en las capas profundas del embalse se mantuvo muy estable. Lo anterior indica que los valores de temperatura simulados representaron adecuadamente los procesos de transporte de masa y la estratificación térmica del embalse Porce II medida en febrero de 2012. En la tabla 4.6 se presenta la evaluación de la precisión de la calibración.

Tabla 4.6. Valores estadísticos de precisión de la calibración del modelo ELCOM

<b>Estadístico</b>	<b>Sigla</b>	<b>Variable</b>	<b>Valor</b>		<b>Precisión</b>
Sesgo Porcentual	PBIAS	Temperatura	5.2459		Muy Buena
Error medio absoluto	AME		1.2765		Satisfactoria
Coefficiente de correlación	R		0.9292	0.0000	Muy Buena
Sesgo Porcentual	PBIAS	Nivel	0.0194		Muy Buena
Error medio absoluto	AME		0.1775		Satisfactoria
Coefficiente de correlación	R		0.985	0.000	Muy Buena

Considerando los resultados obtenidos y la precisión de esta modelación (Tabla 4.6), se consideró que en esta instancia el modelo ELCOM estuvo calibrado y se continuó con la etapa de calibración del modelo CAEDYM.

Adicionalmente, con el objeto de identificar plenamente el recorrido de la pluma del río Porce, el día 1 de febrero de 2012 se ingresó al modelo un trazador inerte de flotabilidad neutra con concentración igual a 100%, en la entrada del río al embalse. Como se observa en la figura 4.6, el día 2 de febrero la pluma del río ya ha atravesado toda la zona ribericina y la zona de transición (Figura 2.41) y ha hecho su intrusión a 3500 m, avanzando hacia la zona de presa entre los 10 y los 40 m de profundidad, aproximadamente. El día 3 de febrero se observa que la pluma continúa moviéndose en la zona limnética como una corriente intrusiva y finalmente el día 6 de febrero ya ha llegado a la zona de presa. Esto implica el transporte de nutrientes a través de la pluma del río Porce a capas intermedias del embalse y adicionalmente, confirma lo discutido en el capítulo 2 sobre la zonación del embalse, así como el ingreso del río como pluma intrusiva durante los periodos de época seca.

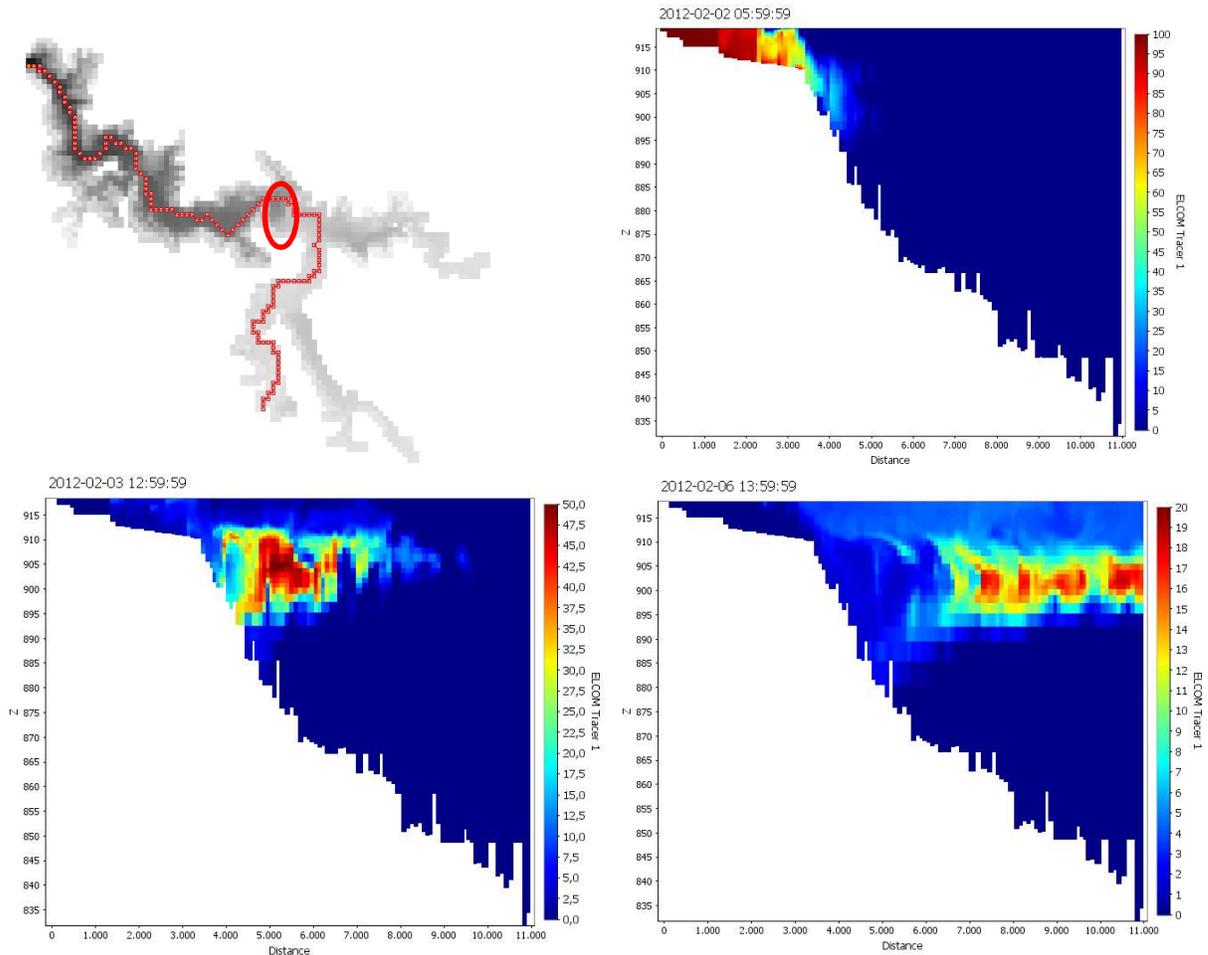


Figura 4.6 Evolución de la concentración de un trazador inerte entre el sitio de ingreso del río Porce y la presa entre el 1 y el 6 de febrero de 2012.

#### 4.3.2.3 Condiciones iniciales para el modelo CAEDYM

Para la calibración del modelo CAEDYM, se tomaron como condiciones iniciales, perfiles de oxígeno disuelto, pH y nutrientes cercanos a los medidos en la zona de presa del embalse Porce II durante el muestreo de febrero de 2012, y un valor de 10  $\mu\text{g/L}$  hasta los 10 m de profundidad para los grupos fitoplanctónicos: cianofíceas, clorofíceas, criptofíceas y diatomeas. Adicionalmente, las concentraciones de nutrientes en los afluentes se ingresaron como el valor promedio medido en cada una de las estaciones correspondientes (Tabla 4.7).

Tabla 4.7. Condiciones iniciales para la calibración del modelo CAEDYM en el embalse Porce II

Variable	Afluente	Condición inicial en el Embalse
Oxígeno disuelto (mg/L)	P=5,00 G=7,95 C=6,50	Profundidad: 0,1 5,8 6,5 20 Valor: 7,5 2,0 1,0 0,1
pH (unidades)	P=7,10 G=7,78 C=7,40	Profundidad: 0,1 2,0 10 Valor: 8,5 7,8 7,6
Ortofosfatos (mg_P/L)	P=0,09 G=0,015 C=0,017	Profundidad: 1,9 20 30 Valor: 0,06 0,07 0,06
Amonio (mg_N/L)	P=1,850 G=0,200 C=0,270	Profundidad: 0,1 1,9 6,0 10 30 Valor: 0,4 0,3 0,9 1,3 1,1
Nitratos (mg_N/L)	P=4,500 G=0,320 C=0,009	Profundidad: 0,1 1,9 6,0 25 Valor: 4,5 4,3 3,3 0,7
Sílice (mg/L)	P=9,11 G=11,30 C=14,27	Profundidad: 0,1 0,9 1,8 10,5 Valor: 9,0 9,6 10,0 7,5
Diatomeas (µg/L)	P=0,00 G=0,00 C=3,57	Profundidad: 1,0 2,0 Valor: 10 1
Clorofíceas (µg/L)	P=0,00 G=12,70 C=13,45	Profundidad: 1,0 2,0 Valor: 10 1
Criptofíceas (µg/L)	P=0,00 G=8,81 C=3,35	Profundidad: 1,0 2,0 Valor: 10 1
Cianofíceas (µg/L)	P=0,00 G=3,08 C=3,86	Profundidad: 1,0 2,0 Valor: 10 1

#### 4.3.2.4 Calibración del modelo CAEDYM

Durante esta etapa se emplearon inicialmente los parámetros biogeoquímicos proporcionados por los desarrolladores del modelo. En corridas posteriores se evaluó la influencia de la variación sistemática de los parámetros biogeoquímicos recomendados por Restrepo (2006), en los resultados de diferentes simulaciones. Pese a que se trató al máximo de incluir sólo parámetros obtenidos en investigaciones de zonas tropicales, la mayoría fueron de tomados de zonas templadas, donde las tasas metabólicas del

fitoplancton y las tasas máximas de crecimiento pueden ser inferiores. Los parámetros biogeoquímicos calibrados se incluyen en la tabla 4.8.

Tabla 4.8. Parámetros biogeoquímicos calibrados para el modelo ELCOM-CAEDYM

<b>Parámetro</b>	<b>Valor empleado</b>	<b>Referencia</b>
Tasa máxima de crecimiento potencial (Pmax)	CYANO: 0,7	Li et al. (2013)
	CHLOR: 1,0	Calibrada
	CRYPT: 1,48	Rigosi et al. (2013)
	FDIAT: 3,6	(Li et al. 2013)
Constante media de saturación para el fósforo (KP)	CYANO:0,0002	Estrada (2009)
	CHLOR:0,005	Zamani et al. (2014)
	CRYPT:0,024	Calibrada
	FDIAT: 0,05	Estrada (2009)
Tasa máxima de toma de fósforo (UPmáx)	CYANO:0,1	Zamani et al. (2014)
	CHLOR:0,3	Zamani et al. (2014)
	CRYPT:0,25	Calibrada
	FDIAT:0,4	Li et al. (2013)
Constante media de saturación para el nitrógeno (KN)	CYANO:0,081	Li et al. (2013)
	CHLOR: 0,048	Calibrada
	CRYPT:0,020	Rigosi et al. (2013)
	FDIAT:0,050	Li et al. (2013)
Tasa máxima de toma de nitrógeno (UNmáx)	CYANO: 1,5	Robson et al. (2004)
	CHLOR: 4,0	Robson et al. (2004)
	CRYPT: 3,5	Calibrada
	FDIAT: 15,0	Robson et al. (2004)
Constante media de saturación para el sílice (KSi)	FDIAT: 0,25	Calibrada
Tasa máxima de liberación de amonio desde el sedimento	0,291	Medida
Tasa máxima de liberación de fosfatos desde el sedimento	0,001977	Medida

CYANO=Cianofíceas; CHLOR=Clorofíceas; CRYPT=Criptofíceas; FDIAT= Diatomeas

La precisión de la calibración con el modelo CAEDYM fue buena (Tabla 4.9), por lo que se consideró que bajo estas condiciones iniciales y con los parámetros biogeoquímicos de la tabla 4.8 el modelo estuvo calibrado para periodos secos del embalse Porce II.

Tabla 4.9. Valores estadísticos de precisión de la calibración del modelo ELCOM-CAEDYM

Estadístico	Sigla	Variable	Valor		Precisión
Sesgo Porcentual	PBIAS	Amonio	3.0757		Muy Buena
Error medio absoluto	AME		0.1408		Satisfactoria
Coefficiente de correlación	R		0.9187	0.000	Muy Buena
Sesgo Porcentual	PBIAS	Ortofosfatos	4.1363		Muy Buena
Error medio absoluto	AME		0.0179		Satisfactoria
Coefficiente de correlación	R		0.6738	0.011	Buena
Sesgo Porcentual	PBIAS	Fósforo total	17.440079452		Satisfactoria
Error medio absoluto	AME		0.074400795		Satisfactoria
Coefficiente de correlación	R		0.7186	0.045	Buena
Sesgo Porcentual	PBIAS	Sílice	-24.8346		Satisfactoria
Error medio absoluto	AME		0.928246		Satisfactoria
Coefficiente de correlación	R		0.6471	0.097	Satisfactoria
Sesgo Porcentual	PBIAS	Nitrato	-9.3348		Muy Buena
Error medio absoluto	AME		0.2602		Satisfactoria
Coefficiente de correlación	R		0.9783	0.000	Muy Buena
Sesgo Porcentual	PBIAS	Nitrógeno total	23.7784		Satisfactoria
Error medio absoluto	AME		0.2802		Satisfactoria
Coefficiente de correlación	R		0.6325	0.081	Satisfactoria
			R	p	

A continuación se presentan los resultados de los nutrientes simulados en el embalse Porce II durante la etapa de calibración. Al igual que para el modelo ELCOM, se seleccionó la estación 12 como sitio para presentar los resultados del modelo CAEDYM, por las razones previamente expuestas y se presentan las concentraciones de cada nutrientes obtenidas en el mismo corte longitudinal entre la entrada del río Porce y la zona de presa.

- Nitrógeno

En las figuras 4.7 a 4.9 se observan las concentraciones de nitratos, nitrógeno amoniacal y nitrógeno total medidas y simuladas en el embalse Porce II durante febrero de 2012 y el corte longitudinal que presenta la distribución vertical de cada una de estas variables desde la entrada del río Porce hasta la zona de presa del embalse.

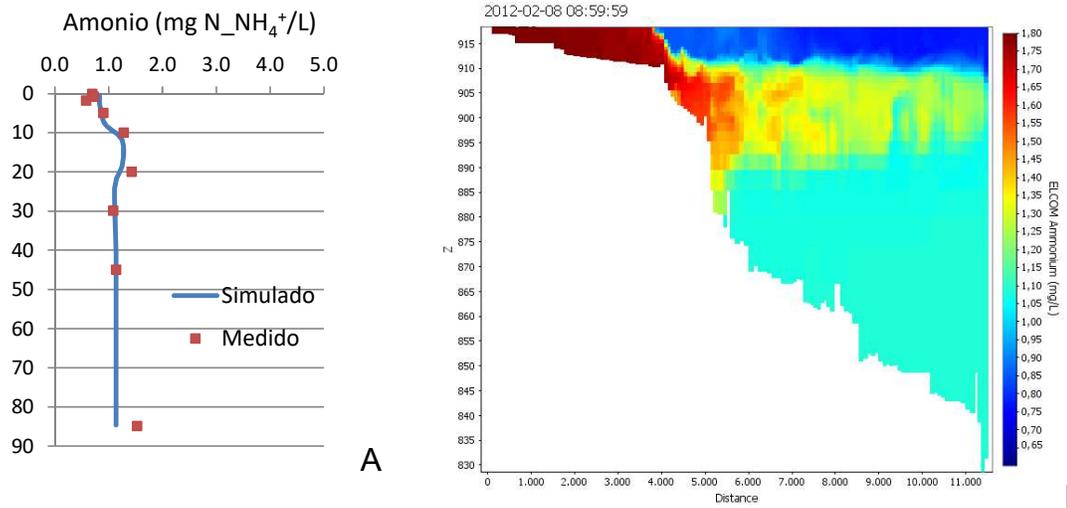


Figura 4.7 Nitrógeno amoniacal medido y simulado cerca de la presa del embalse Porce II con el modelo ELCOM-CAEDYM en febrero de 2012.

El modelo reprodujo muy bien la distribución vertical del nitrógeno amoniacal en la zona limnética del embalse Porce II, presentando concentraciones inferiores en la zona fótica que fueron aumentando hacia el fondo del embalse. Adicionalmente, las mayores concentraciones de esta variable entre los 10 y 25 m de profundidad, corresponden a la pluma intrusiva del río Porce (Figura 4.7A). De otro lado, se evidenció un leve aumento del nitrógeno amoniacal en el fondo del embalse, atribuible a la liberación de este nutriente desde el sedimento, aunque con concentraciones inferiores a las medidas.

Para el caso de los nitratos el modelo también presentó un buen desempeño (Figura 4.8A), con concentraciones simuladas cercanas a las medidas. El proceso de nitrificación en las capas superiores del embalse, donde se presenta buena concentración de oxígeno, contribuye a que permanezcan concentraciones altas de nitratos, por lo que con esta variable no se pudo evidenciar el ingreso de la pluma intrusiva del río Porce a la zona limnética del embalse (Figura 4.8B).

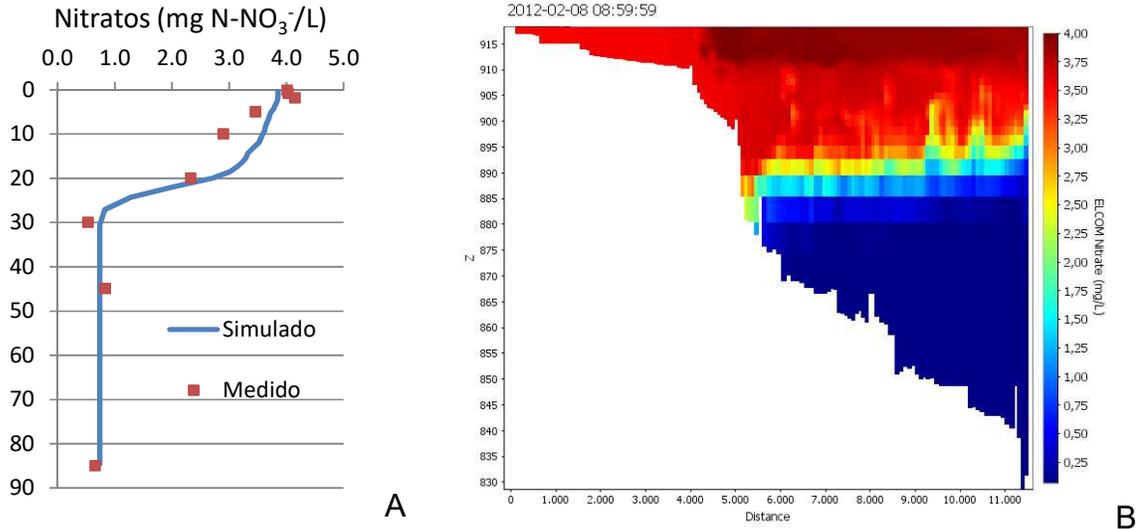


Figura 4.8 Nitratos medidos y simulados cerca de la presa del embalse Porce II con el modelo ELCOM-CAEDYM en febrero de 2012.

El nitrógeno total simulado también presentó un buen ajuste a los datos medidos en campo, principalmente en la zona de intrusión de la pluma del río. Al igual que para el amonio, esta variable mostró menores concentraciones simuladas en el fondo del embalse, en comparación con las medidas (Figura 4.9A).

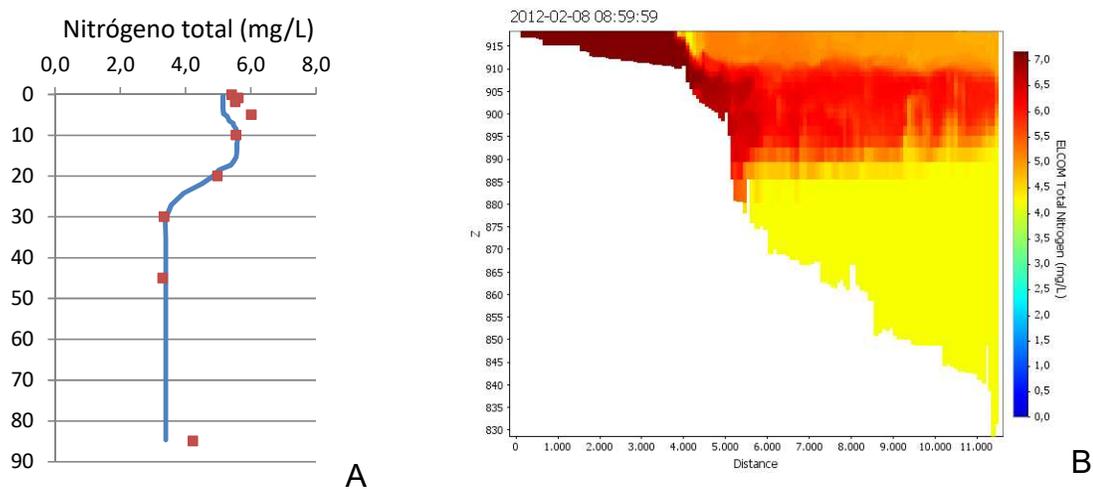


Figura 4.9 Nitrógeno total medido y simulado cerca de la presa del embalse Porce II con el modelo ELCOM-CAEDYM en febrero de 2012.

En la figura 4.10 se observan los resultados de la modelación para las variables ortofosfatos y fósforo total.

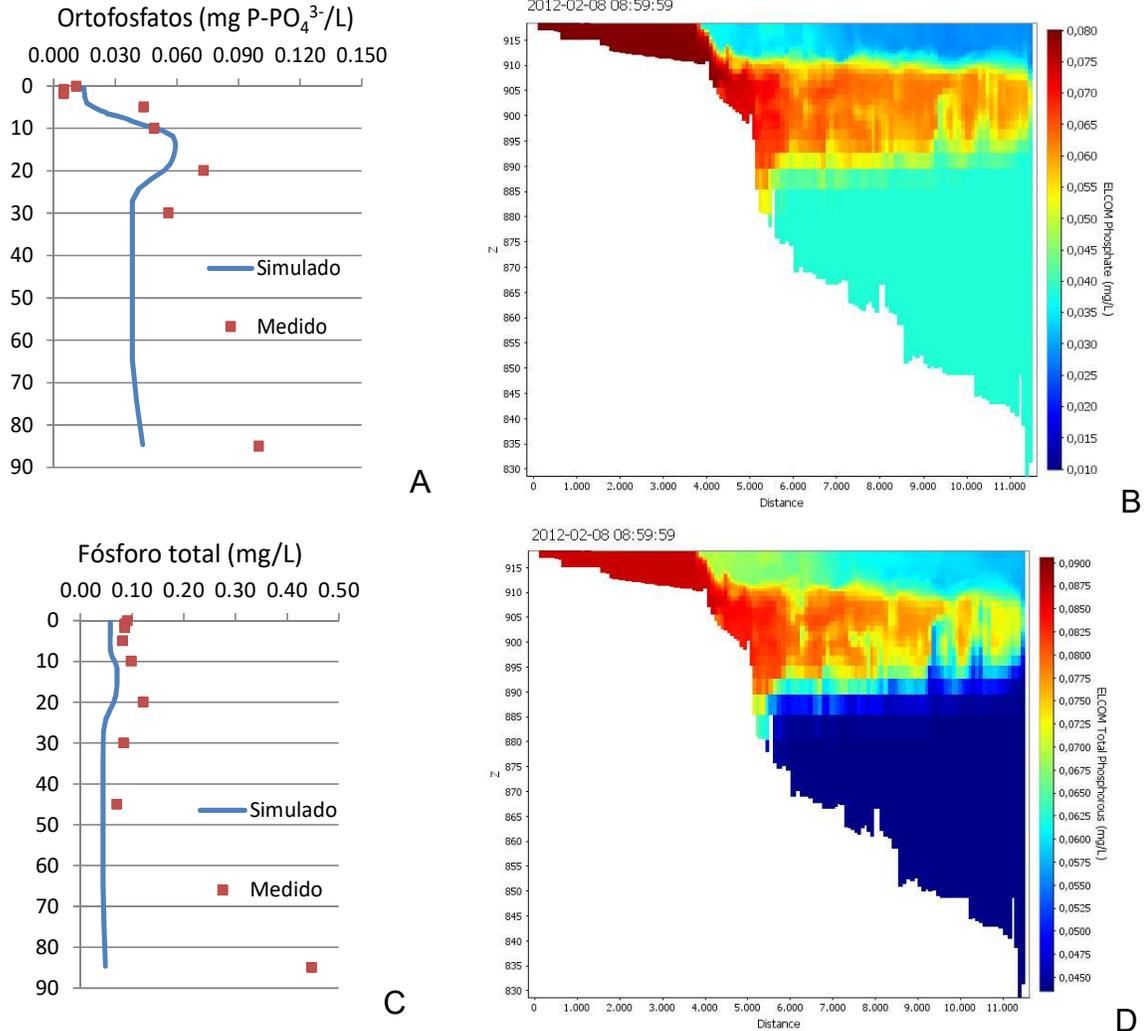


Figura 4.10 Ortofosfatos y fósforo total medidos y simulados cerca de la presa del embalse Porce II con el modelo ELCOM-CAEDYM en febrero de 2012.

Es evidente que el modelo logró reproducir la distribución vertical de los ortofosfatos y el fósforo total hasta los 60 m de profundidad del embalse. Sin embargo, las concentraciones modeladas fueron levemente inferiores a las medidas (Figuras 4.10A y 4.10C). En el fondo del embalse, estas diferencias fueron muy marcadas, por lo que es posible que el modelo no haya reproducido satisfactoriamente la diagénesis de fósforo desde el sedimento, aunque el aumento de los ortofosfatos estaría confirmando los procesos de liberación de este nutriente desde los sedimentos. Sin embargo, también se podría especular que durante la toma de muestras de fondo se removieron los sedimentos y que las muestras incluyeron no solo agua sino material particulado. En dicho caso, la subestimación de las concentraciones de fósforo arrojada por el modelo en el fondo del embalse no podría ser confirmadas. De otro lado, estas variables

también son buenas trazadoras de la pluma intrusiva del río Porce (Figuras 4.10B y 4.10D).

Por su parte, los resultados de la simulación del sílice disuelto de la etapa de calibración se presentan en la figura 4.11.

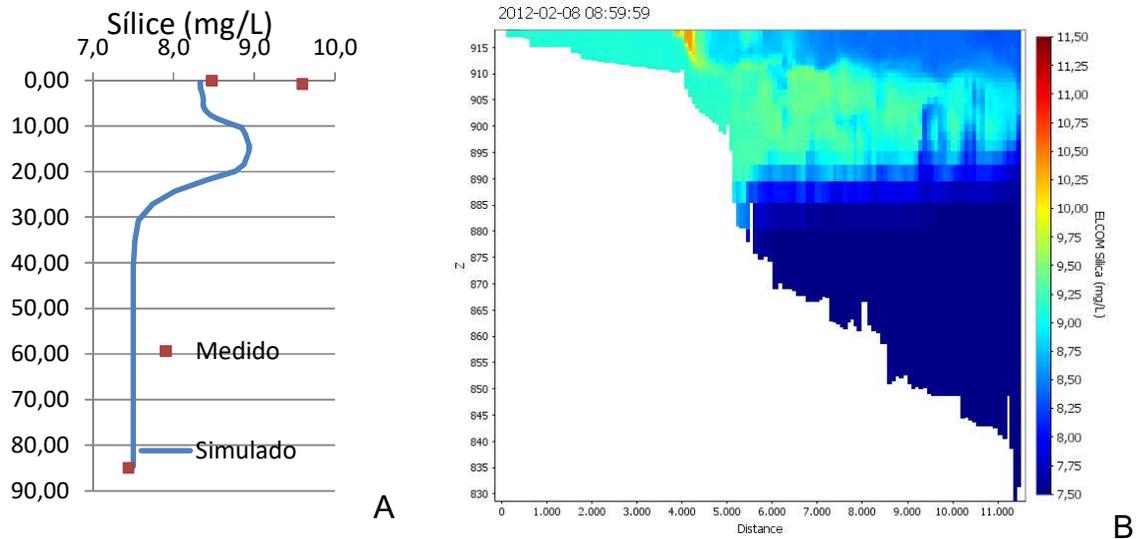


Figura 4.11 Sílice disuelto medido y simulado cerca de la presa del embalse Porce II con el modelo ELCOM-CAEDYM en febrero de 2012.

Lamentablemente, la resolución de la información de campo para el sílice disuelto no permitió concluir si se obtuvo un buen ajuste de esta variable durante el proceso de calibración (Figura 4.11A). Sin embargo, la reducción del sílice disuelto en la zona fótica del embalse fue una clara respuesta a los procesos de consumo por el fitoplancton. De otro lado, el aumento de este nutriente en el metalimnio del embalse correspondió a la pluma del río Porce. Por su parte, el aumento en las concentraciones de sílice observado a los 4 km de distancia correspondió al ingreso de la quebrada La Cancana (Figura 4.11B).

### 4.3.3 Validación

Utilizando las mismas condiciones iniciales, es decir perfiles de oxígeno disuelto, pH, potencial de óxido-reducción cercanos a los medidos en la zona de presa del embalse Porce II entre el 4 y el 8 de abril de 2011, y un valor de 10  $\mu\text{g/L}$  hasta los 10 m de profundidad para los cuatro grupos fitoplanctónicos simulados (Tabla 4.10), así como los parámetros biogeoquímicos calibrados en la etapa anterior (Tabla 4.8), se procedió a validar el modelo ELCOM-CAEDYM buscando reproducir las concentraciones de

nutrientes medidas durante en dicho muestreo. Las corridas de la etapa de validación se hicieron por un periodo de 12 días comprendidos entre el 26 de marzo y el 8 de abril de 2011.

Tabla 4.10. Condiciones iniciales para la validación del modelo CAEDYM en el embalse Porce II

Variable	Afluente	Condición inicial en el Embalse
Oxígeno disuelto (mg/L)	P=5,00 G=5,00 C=6,50	Profundidad: 0,1 1,0 2,0 10 Valor: 7,5 6,3 6,0 0,9
pH (unidades)	P=5,86 G=7,04 C=6,91	Profundidad: 0,1 2,0 10 Valor: 7,4 7,5 6,8
Ortofosfatos (mg_P/L)	P=0,04 G=0,015 C=0,017	Profundidad: 1,9 20 30 Valor: 0,01 0,02 0,03
Amonio (mg_N/L)	P=2,470 G=0,200 C=0,270	Profundidad: 0,1 0,9 2,0 20 Valor: 1,8 1,7 1,3 2,0
Nitratos (mg_N/L)	P=1,600 G=0,800 C=1,200	Profundidad: 0,1 0,9 2,0 20 Valor: 1,5 1,4 1,7 0,1
Sílice (mg/L)	P=8,11 G=13,10 C=16,50	Profundidad: 0,1 0,9 1,8 5,0 Valor: 9,1 8,9 9,0 9,0
Diatomeas (µg/L)	P=0,00 G=1,10 C=0,64	Profundidad: 1,0 2,0 Valor: 10 1
Clorofíceas (µg/L)	P=0,00 G=14,50 C=0,00	Profundidad: 1,0 2,0 Valor: 10 1
Criptofíceas (µg/L)	P=0,00 G=6,30 C=1,00	Profundidad: 1,0 2,0 Valor: 10 1
Cianofíceas (µg/L)	P=0,00 G=2,40 C=1,90	Profundidad: 1,0 2,0 Valor: 10 1

A pesar de la baja resolución de la información de campo, se obtuvo buena precisión durante la etapa de validación (Tabla 4.11). En las figuras 4.12 a 4.14 se presentan los resultados de la modelación de nutrientes obtenidos durante esta etapa.

Tabla 4.11. Valores estadísticos de precisión de la validación del modelo ELCOM-CAEDYM

Estadístico	Sigla	Variable	Valor		Precisión
Sesgo Porcentual	PBIAS	Amonio	17.3269		Satisfactoria
Error medio absoluto	AME		0.3729		Satisfactoria
Coefficiente de correlación	R		0.3477	0.23	No Satisfactoria
Sesgo Porcentual	PBIAS	Ortofosfatos	11.4278		Satisfactoria
Error medio absoluto	AME		0.0329		Satisfactoria
Coefficiente de correlación	R		0.5908	0.011	Satisfactoria
Sesgo Porcentual	PBIAS	Fósforo total	19.4264		Satisfactoria
Error medio absoluto	AME		0.08839		No Satisfactoria
Coefficiente de correlación	R		0.5642	0.023	Satisfactoria
Sesgo Porcentual	PBIAS	Silice	-19.1384		Satisfactoria
Error medio absoluto	AME		0.7024		Satisfactoria
Coefficiente de correlación	R		0.6328	0.089	Satisfactoria
Sesgo Porcentual	PBIAS	Nitrato	-18.9072		Buena
Error medio absoluto	AME		0.1761		Satisfactoria
Coefficiente de correlación	R		0.4522	0.000	No satisfactoria
Sesgo Porcentual	PBIAS	Nitrógeno total	16.2318		Satisfactoria
Error medio absoluto	AME		0.1704		Satisfactoria
Coefficiente de correlación	R		0.4213	0.013	No Satisfactoria
			R	p	

Como se observa en la figura 4.12, las concentraciones de nitrógeno en la zona fótica del embalse al final del periodo de simulación fueron similares, aunque inferiores a las medidas en campo. De otro lado, la intrusión de la pluma del río Porce (Figura 4.6) fue la responsable del incremento del nitrógeno amoniacal en el metalimnio del embalse, mientras que su disminución en la capa más superficial, fue el resultado de los procesos de consumo por parte del fitoplancton (Figuras 4.12A y 4.12B). Por su parte, en el hipolimnio del embalse se obtuvieron concentraciones de nitrógeno amoniacal superiores al epilimnio debido a la disminución del proceso de nitrificación y a la remineralización de la materia orgánica y/o la liberación de este nutriente desde el sedimento (Figura 4.12B).

Las concentraciones de nitratos y nitrógeno amoniacal en el epilimnio y el metalimnio del embalse fueron superiores a las del hipolimnio, debido a la pluma intrusiva del río Porce (Figura 4.6) y al proceso de nitrificación. Mientras que en la zona profunda del embalse las concentraciones de nitratos y nitrógeno total permanecieron estables durante toda la simulación, lo que indicó que durante la época seca en el hipolimnio del embalse prima la remineralización de la materia orgánica sobre el transporte advectivo

## DINÁMICA DE NUTRIENTES EN EL EMBALSE PORCE II, ANTIOQUIA, COLOMBIA

y, adicionalmente, que el tiempo de residencia del agua es mayor en la zona profunda del embalse (Figuras 4.12C a 4.12F).

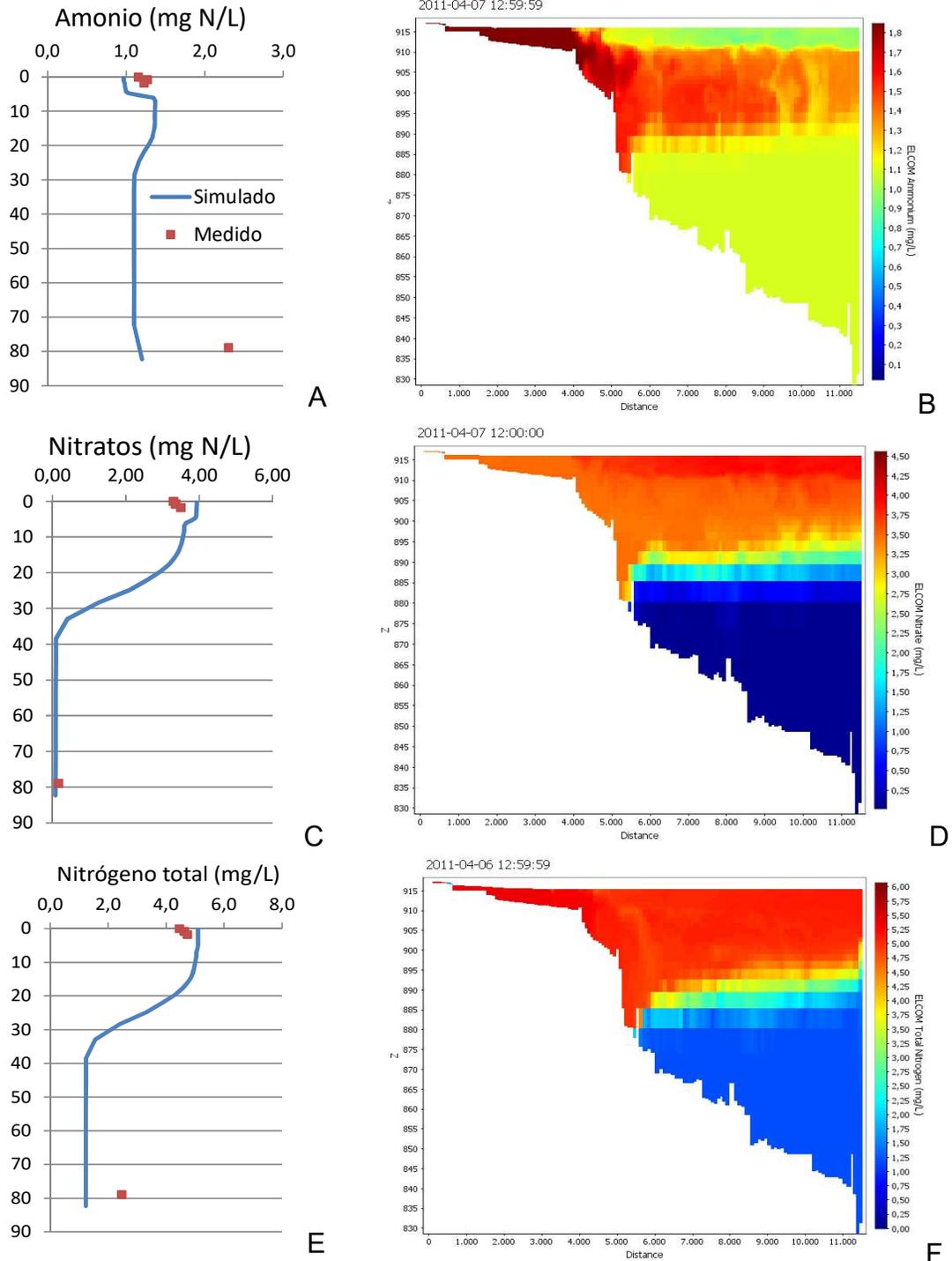


Figura 4.12 Nitrógeno amoniacal, nitratos y nitrógeno total medidos y simulados cerca de la presa del embalse Porce II con el modelo ELCOM-CAEDYM en abril de 2011.

Como se observa en la figura 4.13, las concentraciones de fósforo medidas y simuladas en el epilimnio del embalse fueron similares. Sin embargo, al igual que durante la etapa de calibración, el fósforo simulado en el hipolimnio fue inferior al medido (Figuras 4.12A y 4.12B). Adicionalmente, la distribución vertical del fósforo en el embalse observada en las figuras 4.13B a 4.13D, confirmó que la pluma del río Porce no alcanza las zonas profundas del embalse y por esto tiempo de residencia del agua hipolimnética en esta zona es mayor, en comparación con el metalimnio y el epilimnio, tal como se indicó anteriormente para el nitrógeno.

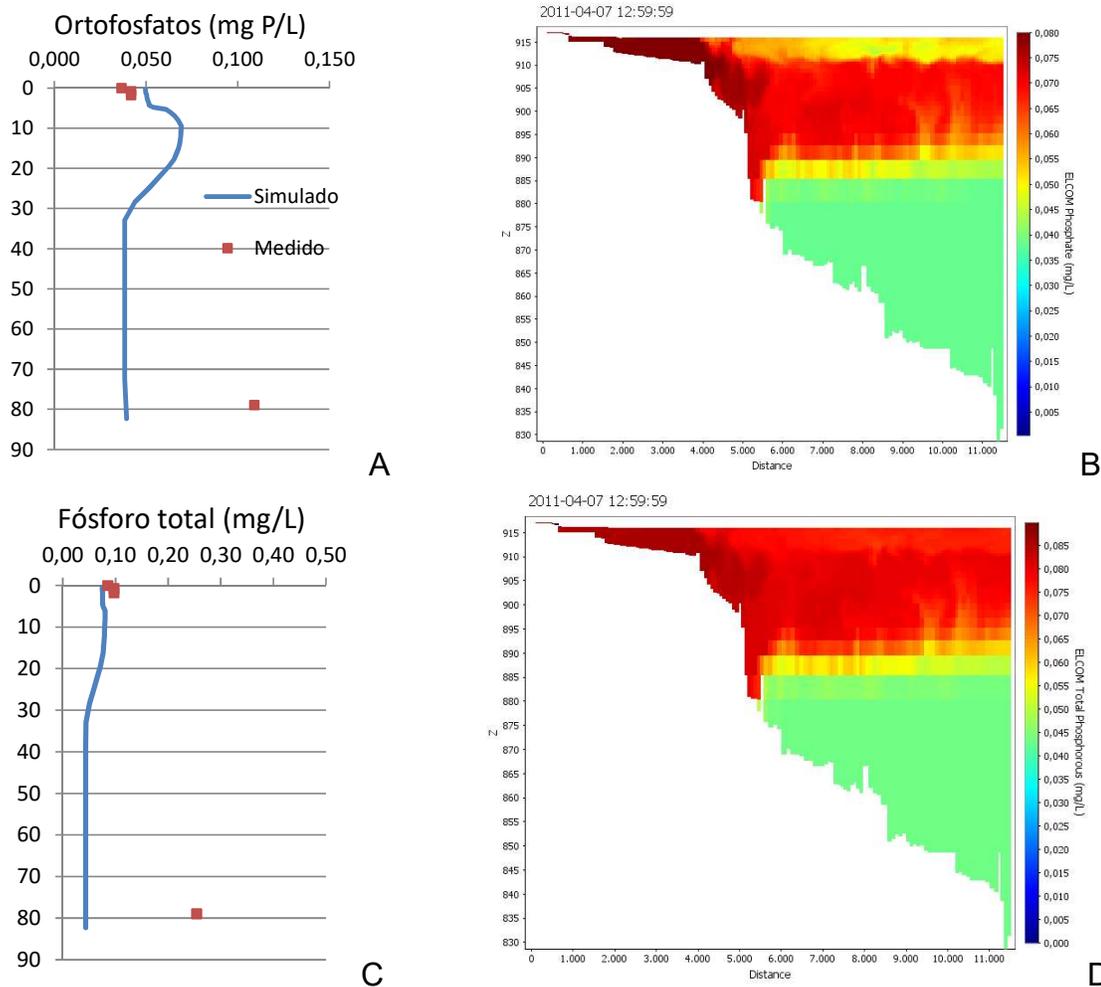


Figura 4.13 Ortofosfatos y fósforo total medidos y simulados cerca de la presa del embalse Porce II con el modelo ELCOM-CAEDYM en abril de 2011.

Finalmente, durante la validación el modelo simuló concentraciones de sílice inferiores a las medidas en campo (Figura 4.14), sin embargo se obtuvieron valores estadísticos satisfactorios (Anexo 8). Al igual que para los demás nutrientes, la distribución vertical

de sílice en la presa del embalse Porce II reflejó procesos de consumo en el epilimnio, ingreso de la pluma intrusiva del río Porce al metalimnio del embalse y mayor tiempo de residencia del agua en el hipolimnio (Figura 4.14B). Estas corrientes intrusivas en embalses transportan mayores concentraciones de nutrientes al metalimnio, las cuales pueden alcanzar el epilimnio y favorecer el incremento de la producción primaria de estos ecosistemas (Wang et al. 2012).

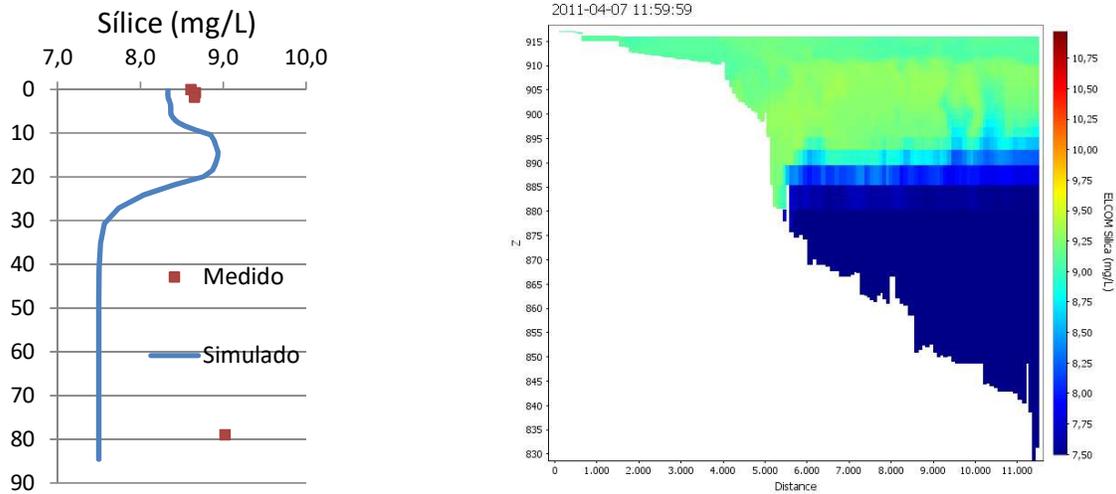


Figura 4.14 Sílice disuelto medido y simulado cerca de la presa del embalse Porce II con el modelo ELCOM-CAEDYM en abril de 2011.

La figura 4.15 presenta la distribución horizontal del nitrógeno total y el fósforo total en la superficie del embalse simulada el 4 de abril de 2011 a las 10:00 am. A partir de esta figura, es posible confirmar algunas de las conclusiones a las que se llegó en el capítulo 2 sobre la zonación del embalse. De ellas se resalta la dominancia del río Porce sobre la calidad del agua del embalse Porce II y una clara zonificación con mayores concentraciones de nitrógeno y fósforo en la zona ribeña y una disminución hacia la zona limnética (Figuras 4.15A y 4.15B).

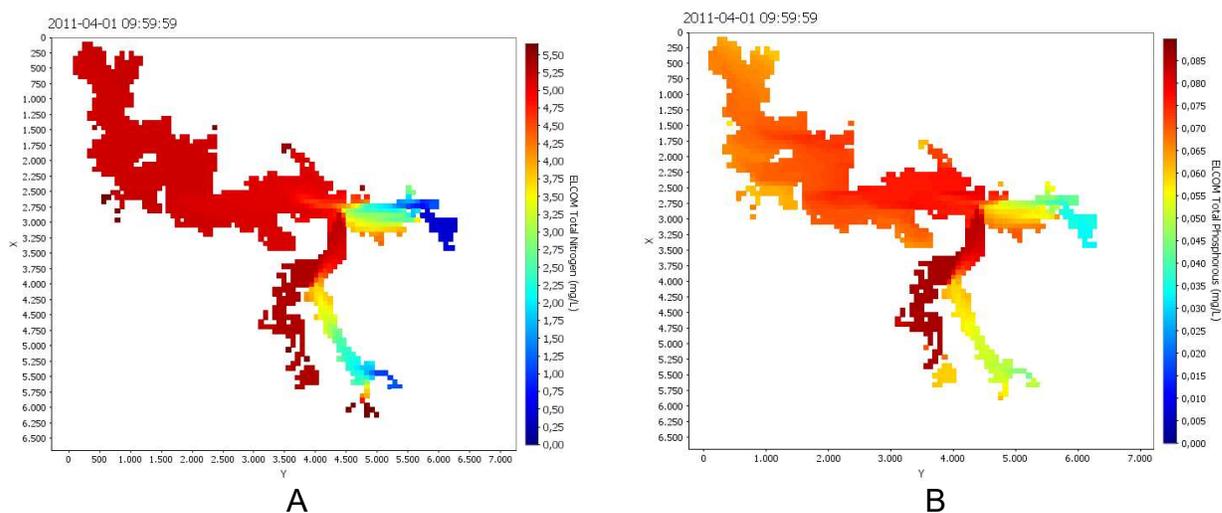


Figura 4.15 Nitrógeno total y fósforo total simulados en la superficie del embalse Porce II con el modelo ELCOM-CAEDYM en abril de 2011.

Por su parte, la figura 4.16 presenta la distribución del sílice disuelto durante la misma simulación, la cual contrasta con lo ocurrido para los otros dos nutrientes (Figuras 4.15).

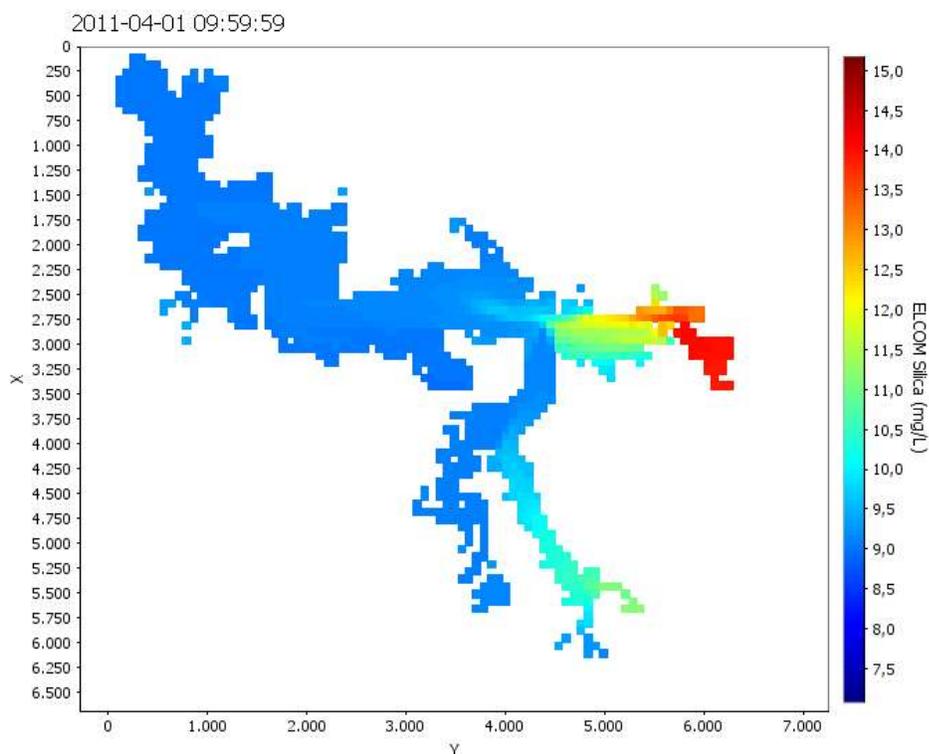


Figura 4.16 Sílice disuelto simulado en la superficie del embalse Porce II con el modelo ELCOM-CAEDYM en abril de 2011.

Las quebradas Guaduas y La Cancana, aportan mayores cargas de sílice al embalse. Una vez los brazos de estos afluentes confluyen con el del río Porce, el sílice se diluye y el embalse permanece con concentraciones de este nutriente similares a las del afluente principal, que se reducen en la zona limnética (Figura 4.16). Esto refuerza la discusión del capítulo 2 sobre las diferencias presentadas para la distribución horizontal del sílice en los tres brazos del embalse.

#### 4.3.4 Predicción

Una de las estrategias más usadas para la gestión de la calidad del agua, en busca de mejorar la condición trófica de los ecosistemas acuáticos lenfíticos, es la reducción de las cargas de nutrientes alóctonas (Wauer et al. 2005, Marcé et al. 2010). En el plan de saneamiento y manejo de vertimientos del río Medellín, se tiene contemplado en los próximos años la entrada en operación de la planta de tratamiento de aguas residuales del municipio de Bello, la cual se encuentra en construcción, así como obras adicionales de intersección de aguas residuales en el sur y norte del Área Metropolitana del Valle de Aburrá (Giraldo 2013). Considerando que el tratamiento secundario de aguas residuales que se realizará en la planta de Bello removerá aproximadamente el 33% de las cargas de nitrógeno y fósforo que ingresan al río Medellín (EPM 2002), se definieron los escenarios de predicción indicados en la tabla 4.4.

Tabla 4.4 Escenarios de predicción de la calidad del agua del embalse Porce II

Escenario	Descripción
E0	Cargas de nutrientes actuales
E1	Reducción de cargas de nitrógeno y fósforo inorgánicos disueltos en un 33% en relación a E0
E2	Reducción de cargas de nitrógeno y fósforo inorgánicos disueltos en un 50% en relación a E0
E3	Reducción de cargas de nitrógeno y fósforo inorgánicos disueltos en un 66% en relación a E0

La figura 4.16 presenta las concentraciones de nitrógeno amoniacal, nitratos, ortofosfatos y clorofila *a* obtenidas en los diferentes escenarios de predicción.

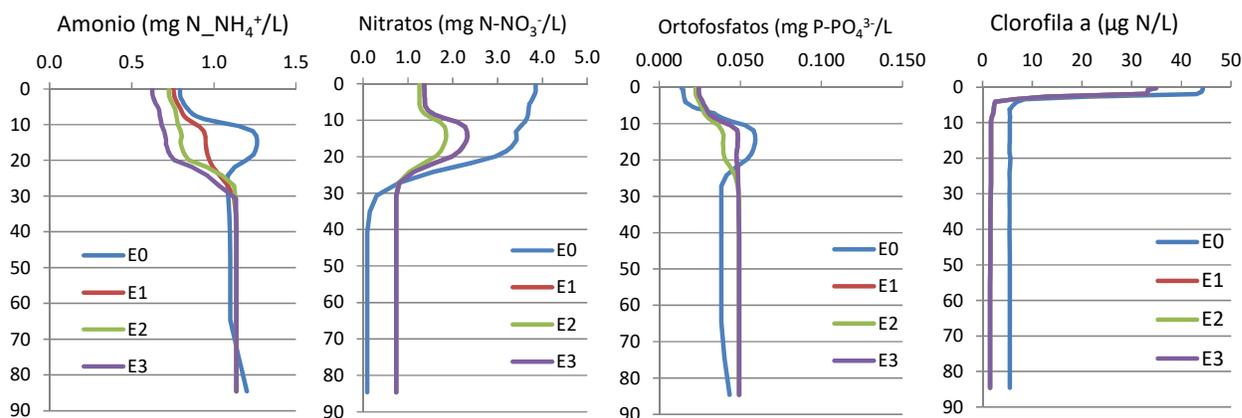


Figura 4.16 Nutrientes inorgánicos disueltos y clorofila *a* simulados con ELCOM-CAEDYM en la presa del embalse Porce II bajo diferentes escenarios de reducción de aportes de nitrógeno y fósforo.

En los primeros 20 m de profundidad, el nitrógeno amoniacal se reduce gradualmente a medida que se restringen los aportes del río Porce. Mientras que para los nitratos se observa una reducción importante en comparación con el escenario de aportes actuales (E0). Sin embargo, comparando entre escenarios de manejo, la reducción de los nitratos no es tan importante y esto se debe a que la reducción de la clorofila *a* no es significativa en ninguno de los escenarios propuestos (Figura 4.16).

Por su parte, las concentraciones de ortofosfatos aumentan en el epilimnio como respuesta a la disminución de la biomasa fitoplanctónica (Figura 4.16). Esto sugiere, que el embalse Porce II continuará siendo hipereutrófico después de la entrada en operación de la planta de tratamiento de aguas residuales de Bello y que para mejorar esta situación se requieren estrategias de manejo de este recurso hídrico adicionales a la reducción de aportes de nutrientes del río Porce.

#### 4.4 CONCLUSIONES

El modelo tridimensional ELCOM-CAEDYM fue calibrado y validado para la predicción del comportamiento de los nutrientes en el embalse Porce II durante periodos secos, en los cuales se presenta mayor deterioro de la calidad del agua de este ecosistema. Durante la calibración y validación el modelo reprodujo muy bien los niveles y la estructura térmica del embalse. Por su parte, las concentraciones de nutrientes simuladas fueron consistentes con los datos medidos en campo.

Las diferencias en la temperatura y en las concentraciones de nutrientes entre las modelaciones y los datos medidos en campo pueden asociarse a dos posibles fuentes de error. En primer lugar, se asumieron o estimaron varias condiciones iniciales que no fueron medidas directamente en campo o en el sitio exacto de ingreso de la información al modelo, por ejemplo el incremento del caudal del río Porce, los caudales vertidos, las temperaturas y caudales de las quebradas, la distribución espacial del coeficiente de extinción de la luz, las concentraciones de nutrientes, entre otros. En segundo lugar, a excepción de las tasas de remineralización y de transferencia de nutrientes en la interfase agua-sedimento, las demás constantes y parámetros de ambos modelos fueron calibrados a partir de información secundaria, no sólo de zonas tropicales sino también de zonas templadas. Lo anterior puede implicar que se obtengan sub o sobrestimaciones de variables en la modelación Sin embargo, esto no invalida los resultados obtenidos, ya que se observó una buena concordancia entre los hallazgos de los datos de campo y los de la modelación.

Para mejorar los resultados de futuras modelaciones, es recomendable, tener registros precisos de los caudales vertidos del embalse, instalar sensores de radiación de onda larga, para no tener que estimarla a partir de la cobertura de nubes, instrumentar las entradas al embalse para tener registros de caudales y temperaturas, monitorear concentraciones de nutrientes y clorofila *a* con mayor periodicidad, a diferentes profundidades entre la subsuperficie y el fondo, al menos en las entradas de los afluentes, en el centro y en la zona de presa.

Los resultados de la modelación sugieren que durante los periodos secos el hipolimnio del embalse permanece mezclado y presenta un tiempo de residencia mayor que las capas superiores de la columna de agua. Esto se debe a que la pluma del río Porce ingresa de manera intrusiva en el metalimnio del embalse. Esta corriente intrusiva transporta altas concentraciones de nutrientes a esta zona, lo que contribuye al mantenimiento de una alta biomasa fitoplanctónica en el embalse.

El modelo ELCOM-CAEDYM pudo ser empleado para evaluar los cambios en la calidad del agua del embalse en respuesta a la reducción de los aportes de nitrógeno y fósforo del afluente principal, el río Porce, en un 33, 50 o 66% de sus niveles actuales. Sin embargo, los resultados obtenidos no son prometedores en términos de mejoramiento de la calidad del agua. El embalse Porce II recibe un aporte de nutrientes tan alto, que incluso con una reducción del 66% de las cargas actuales del río, se mantendría una alta biomasa fitoplanctónica y el embalse continuaría siendo hipereutrífico. Esto implica que para mejorar las condiciones de calidad del agua de este ecosistema se requieren

estrategias de manejo integrales, que contribuyan no sólo a reducir los aportes externos de nutrientes, sino también a aumentar las concentraciones de oxígeno disuelto en el hipolimnio y a retener los nutrientes en el sedimento.

## 5 MODELO CONCEPTUAL PARA EL EMBALSE PORCE II

A partir de los resultados obtenidos en esta investigación, se propone un modelo conceptual de los procesos fisicoquímicos y biológicos que determinan la dinámica del Nitrógeno, Fósforo y Sílice en el embalse Porce II. Este modelo conceptual se presenta en la figura 5.1.

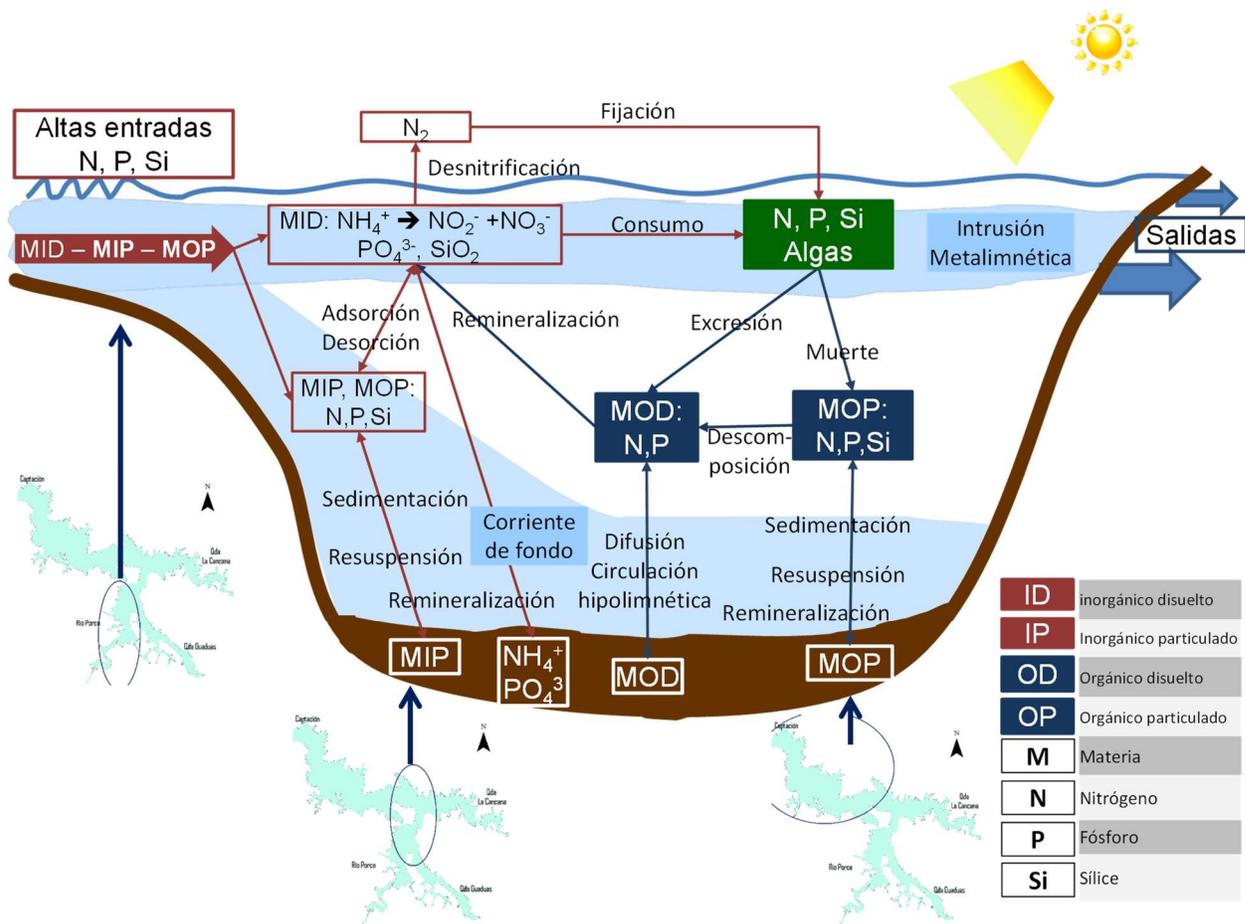


Figura 5.1. Modelo conceptual de los procesos que gobiernan la dinámica del Nitrógeno, Fósforo y Sílice en el embalse Porce II.

El embalse Porce II recibe altas cargas alóctonas de nitrógeno, fósforo y sílice. Los dos primeros nutrientes ingresan a través de su principal afluente, el río Porce, principalmente en forma particulada (MIP-MOP), mientras que el sílice ingresa en forma disuelta con mayores concentraciones en las quebradas Guaduas y La Cancana. Las concentraciones de estos nutrientes se reducen a medida que se avanza desde la zona ribericina del embalse hacia la zona de transición, debido a procesos de sedimentación

de partículas y la dilución debida al ingreso de aguas menos contaminadas (quebradas Guaduas y La Cancana). En la zona de transición, donde la velocidad del flujo es lo suficientemente baja, los nutrientes son rápidamente remineralizados por acción de bacterias y hongos, que los transforman a compuestos solubles más fácilmente asimilables (MID, MOD), lo que favorece el crecimiento de algas en la zona limnética del embalse. Dichas algas consumen la materia inorgánica disuelta (MID), convirtiéndola en materia orgánica particulada (MOP). Durante su ciclo de vida liberan materia orgánica disuelta (MOD) y una vez mueren, se sedimentan como MOP. Desde el sedimento, esta materia orgánica puede reincorporarse a la columna de agua por procesos de remineralización, resuspensión, circulación hipolimnética y/o por difusión (Figura 5.1).

Adicionalmente, en la zona limnética del embalse Porce II la distribución vertical de los nutrientes varía en función de los forzantes hidroclimáticos, principalmente la precipitación y los caudales afluentes (Figura 5.2), presentando perfiles especialmente diferentes durante los periodos hidroclimáticos contrastantes de épocas seca (Figura 5.2) o húmeda (Figura 5.3).

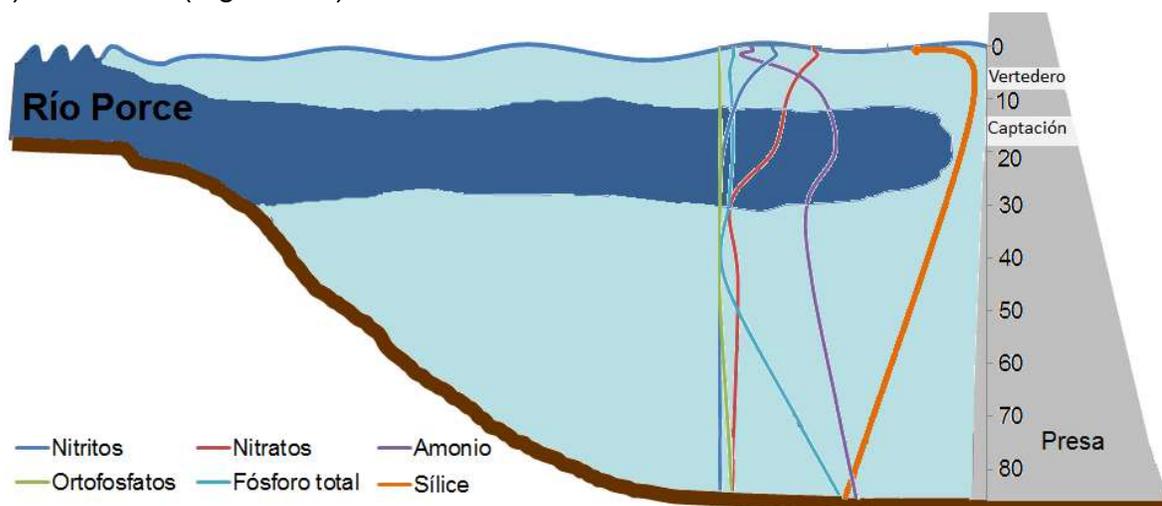


Figura 5.2. Perfiles característicos de los nutrientes en la zona de presa del embalse Porce II en época seca.

Los datos medidos en campo Durante las épocas de precipitaciones y caudales bajos, el río Porce ingresa como una pluma intrusiva que actúa como fuente de nutrientes para las capas superiores del Embalse, lo que favorece la proliferación de organismos del fitoplancton en la zona fótica. Estos organismos consumen el nitrógeno disponible en forma de amonio y nitratos y el fósforo en forma de ortofosfatos, hasta casi abatirlos en los primeros metros de profundidad. De otro lado, consumen el oxígeno disuelto y

generan condiciones de hipoxia a partir de los 10 m de profundidad, lo que inhibe el proceso de nitrificación y favorece la producción de nitrógeno amoniacal hasta el fondo del embalse. Adicionalmente, en la interfase agua-sedimento, las condiciones reductoras favorecen la liberación y difusión hacia la columna de agua de ortofosfatos y amonio, esto se pudo evidenciar con los datos de fondo medidos en campo, sin embargo, en la modelación este fenómeno no fue tan claro. De otro lado, el consumo de sílice por parte del fitoplancton durante este periodo es bajo y las concentraciones de este nutriente son similares en la columna de agua y únicamente exhiben un incremento en la zona de intrusión de la pluma del río Porce, tal como lo reflejaron los resultados de la modelación (Figura 5.2).

Por su parte, durante los periodos de altas precipitaciones y caudales elevados el río Porce ingresa al Embalse como una corriente de fondo, que aporta oxígeno disuelto al hipolimnio y modifica los perfiles de nutrientes. Los nitratos permanecen estables a través de toda la columna de agua, lo que indica que el balance de producción y consumo de este nutriente es equitativo. El amonio, los ortofosfatos y el sílice disminuyen sus concentraciones en las capas superiores, pero tienden a aumentar hacia el fondo del embalse debido a las concentraciones de la pluma del río y a la reducción de la liberación y difusión de ortofosfatos y nitrógeno amoniacal desde el sedimento, por la modificación de las condiciones de óxido-reducción en el hipolimnio (Figura 5.3). Este comportamiento no fue evaluado durante la etapa de modelación, pero si fue confirmado por los datos de campo medidos en periodos húmedos. Por esta razón, para futuras aplicaciones del modelo ELCOM-CAEDYM se recomienda simular periodos que abarquen no sólo épocas secas, sino también épocas con altos caudales y menores temperaturas del río Porce.

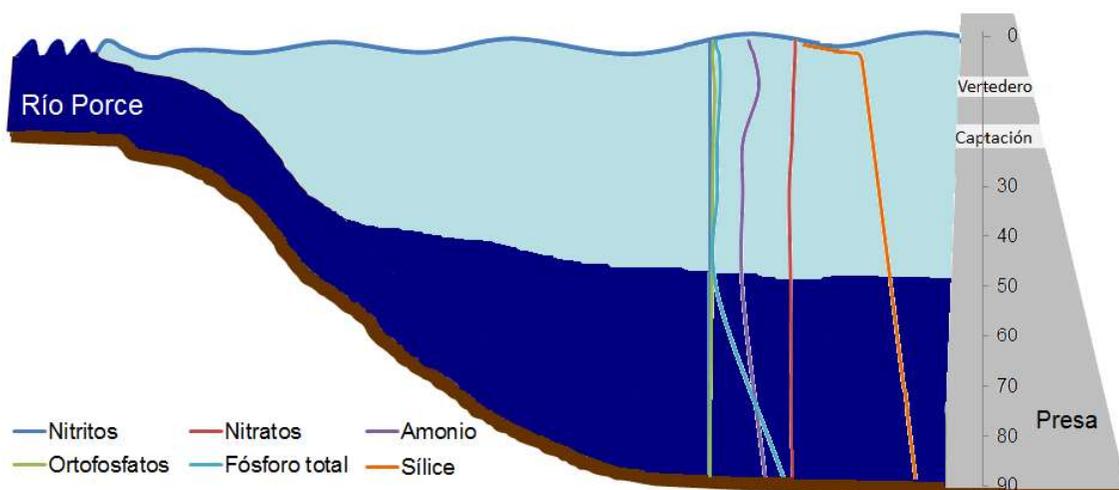


Figura 5.3. Perfiles característicos de los nutrientes en la zona de presa del embalse Porce II en época húmeda.

Finalmente, el comportamiento de los nutrientes en el embalse Porce II durante periodos de transición es similar al del período húmedo, excepto para el sílice, dado que las condiciones de luz y temperatura favorecen el florecimiento de algas bacilarofíceas. Debido al alto requerimiento metabólico de sílice por parte de este grupo de algas fitoplanctónicas, las concentraciones de este nutriente se reducen de manera importante en la zona fótica del embalse, tal como lo evidencia información de campo.

## 6 REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Abell JM, Hamilton DP (2015) Biogeochemical processes and phytoplankton nutrient limitation in the inflow transition zone of a large eutrophic lake during a summer rain event. *Ecohydrology* 8:243-262
- Aguirre NJ, Palacio J, Ramírez JJ (2007) Características limnológicas del embalse el Peñol-Guatapé, Colombia. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín* 6:53-66
- Andradóttir H, Rueda F, Armengol J, Marcé R (2012) Characterization of residence time variability in a managed monomictic reservoir. *Water Resources Research* 48
- APHA-AWWA-WEF (2005) *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. Port City Press, Maryland.
- Arai H, Fukushima T, Komatsu K (2012) Increase in silicon concentrations and release from suspended solids and bottom sediments in Lake Kasumigaura, Japan. *Limnology* 13:81-95
- Armengol J (2000) Análisis y Valoración de los embalses como ecosistemas. In: *Economía del agua: hacia una mejor gestión de los recursos hídricos*. Iberdrola, p 1-20
- Arteaga J, Cuéllar W, Ramírez D, Ríos S, Jaramillo S (2010) Manejo de plantas acuáticas invasoras en embalses de EPM Caso: buchón de agua (*Eichhornia crassipes*) en el embalse Porce II, Antioquia-Colombia. *Revista EPM* 3:22-35
- Azam F, Fenchel T, Field JG, Gray J, Meyer-Reil L, Thingstad F (1983) The ecological role of water-column microbes in the sea. *Estuaries* 50
- Benjumea C (2008) Distribución espacio temporal del nitrógeno y fósforo, y su relación con las condiciones ambientales en el sistema cenagoso de Ayapel. Córdoba, Colombia. Tesis de maestría. Universidad de Antioquia. Medellín, Colombia
- Beutel MW (2006) Inhibition of ammonia release from anoxic profundal sediments in lakes using hypolimnetic oxygenation. *Ecological Engineering* 28:271-279
- Bidle KD, Brzezinski MA, Long RA, Jones JL, Azam F (2003) Diminished efficiency in the oceanic silica pump caused by bacteria-mediated silica dissolution. *Limnology and Oceanography* 48:1855-1868
- Boavida M-J, Hamza W, Ruggiu D, Marques RT (1997) Eutrophication: alkaline phosphatase revisited. *MEMORIE-ISTITUTO ITALIANO DI IDROBIOLOGIA* 56:15-22
- Bonnet M, Poulin M (2004) DyLEM-1D: a 1D physical and biochemical model for planktonic succession, nutrients and dissolved oxygen cycling: Application to a hyper-eutrophic reservoir. *Ecological modelling* 180:317-344
- Burger D, Hamilton D, Pilditch C, Gibbs M (2007) Benthic nutrient fluxes in a eutrophic, polymictic lake. *Hydrobiologia* 584:13-25
- Calderón K, González-Martínez A, Montero-Puente C, Reboleiro-Rivas P, Poyatos JM, Juárez-Jiménez B, Martínez-Toledo MV, Rodelas B (2012) Bacterial community structure and enzyme activities in a membrane bioreactor (MBR) using pure oxygen as an aeration source. *Bioresource technology* 103:87-94
- Camargo JA, Alonso Á (2006) Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: a global assessment. *Environment International* 32:831-849

- Canosa A, Pinilla G (1999) Bacteriological eutrophication indicators in four Colombian water bodies (South America). *Lakes & Reservoirs: Research & Management* 4:23-27
- Cao X, Song C, Zhou Y (2010) Limitations of using extracellular alkaline phosphatase activities as a general indicator for describing P deficiency of phytoplankton in Chinese shallow lakes. *Journal of applied phycology* 22:33-41
- Cao X, Song C, Zhou Y, Štrojsová A, Znachor P, Zapomělová E, Vrba J (2009) Extracellular phosphatases produced by phytoplankton and other sources in shallow eutrophic lakes (Wuhan, China): taxon-specific versus bulk activity. *Limnology* 10:95-104
- Carlson RE (1977) A trophic state index for lakes1. *Limnology and Oceanography* 22:361-369
- Catherine A, Mouillot D, Escoffier N, Bernard C, Troussellier M (2010) Cost effective prediction of the eutrophication status of lakes and reservoirs. *Freshwater Biology* 55:2425-2435
- Cole G (1983) *Textbook of limnology*. CV Mosby Company. St. Louis, MO
- Cordero RD, Ruiz JE, Vargas EF (2005) Determinación espacio-temporal de la concentración de fósforo en el lago de Tota. *Revista colombiana de química* 34
- Cortés C, Rodríguez M, López C, Sánchez M, Rodelas B, González J (2012) Effect of salinity on enzymatic activities in a submerged fixed bed biofilm reactor for municipal sewage treatment. *Bioresource technology* 121:312-319
- Crossetti LO, Bicudo CEdM (2008) Phytoplankton as a monitoring tool in a tropical urban shallow reservoir (Garças Pond): the assemblage index application. *Hydrobiologia* 610:161-173
- Cunha A, Almeida A, Coelho F, Gomes N, Oliveira V, Santos A (2010) Bacterial extracellular enzymatic activity in globally changing aquatic ecosystems. *Current research, technology and education topics in applied microbiology and microbial biotechnology*. Badajoz, Spain: Formatex Research Center:124-135
- Curtarelli M, Ogashawara I, Alcântara E, Lorenzetti J, Stech J (2014) Spatial and temporal dynamic of the trophic state in a large Amazonian hydroelectric reservoir *Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), 2014 IEEE International*. IEEE, p 890-893
- Curtarelli MP, Ogashawara I, de Araújo CAS, Leão JAD, Alcântara E, Lorenzetti JA, Stech JL (2015) Integração de dados telemétricos, produtos de sensoriamento remoto e modelagem ecológica para a avaliação das emissões e do balanço de carbono em reservatórios hidrelétricos Amazônicos. *XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR:574-581*
- CVS, UdeA (2007) *Plan de manejo ambiental del complejo de humedales de Ayapel*. Corporación autónoma regional de los valles del Sinú y del San Jorge, Universidad de Antioquia., Montería, p 421
- Chalarca DA, Mejía R, Aguirre NJ (2007) Aproximación a la determinación del impacto de los vertimientos de las aguas residuales domésticas del municipio de Ayapel, sobre la calidad del agua de la ciénaga. *Revista Facultad de Ingeniería Universidad de Antioquia:41-58*
- Chao X, Jia Y, Shields FD, Wang SS, Cooper CM (2007) Numerical modeling of water quality and sediment related processes. *Ecological modelling* 201:385-397
- Chapman D (1996) *Water quality assessments-A guide to use of biota, sediments and water in Environmental Monitoring-*, Second edn. University Press, London
- Chapra SC (2008) *Surface water-quality modeling*. edn. McGraw-Hill, United States
- Chróst RJ (1991) Environmental control of the synthesis and activity of aquatic microbial ectoenzymes. In: *Microbial enzymes in aquatic environments*. Springer, p 29-59

- Chróst RJ (1992) Significance of Bacterial Ectoenzymes in Aquatic Environments. *Hydrobiologia* 243:61-70
- Chróst RJ, Siuda W (2002) Ecology of microbial enzymes in lake ecosystems. RG a. D. Burns, RP [ed.], *Enzymes in the Environment*. Marcel Dekker, Inc:35-72
- Chróst RJ, Siuda W (2006) Microbial production, utilization, and enzymatic degradation of organic matter in the upper trophogenic layer in the pelagial zone of lakes along a eutrophication gradient. *Limnology and Oceanography* 51:749-762
- Dale AW, Sommer S, Bohlen L, Treude T, Bertics VJ, Bange HW, Pfannkuche O, Schorp T, Mattsdotter M, Wallmann K (2011) Rates and regulation of nitrogen cycling in seasonally hypoxic sediments during winter (Boknis Eck, SW Baltic Sea): Sensitivity to environmental variables. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 95:14-28
- De Ceballos B, König A, De Oliveira J (1998) Dam reservoir eutrophication: a simplified technique for a fast diagnosis of environmental degradation. *Water research* 32:3477-3483
- De Graaf I, van Beek L, Wada Y, Bierkens M (2014) Dynamic attribution of global water demand to surface water and groundwater resources: Effects of abstractions and return flows on river discharges. *Advances in Water Resources* 64:21-33
- de la Fuente A, Niño Y (2008) Pseudo 2D ecosystem model for a dendritic reservoir. *Ecological modelling* 213:389-401
- Deus R, Brito D, Kenov IA, Lima M, Costa V, Medeiros A, Neves R, Alves C (2013) Three-dimensional model for analysis of spatial and temporal patterns of phytoplankton in Tucuruí reservoir, Pará, Brazil. *Ecological modelling* 253:28-43
- Diogo PA, Fonseca M, Coelho PS, Mateus NS, Almeida MC, Rodrigues A (2008) Reservoir phosphorous sources evaluation and water quality modeling in a transboundary watershed. *Desalination* 226:200-214
- Duan H, Zhang Y, Zhang B, Song K, Wang Z (2007) Assessment of chlorophyll-a concentration and trophic state for Lake Chagan using Landsat TM and field spectral data. *Environmental monitoring and assessment* 129:295-308
- Egemose S, de Vicente I, Reitzel K, Flindt MR, Andersen FØ, Lauridsen TL, Søndergaard M, Jeppesen E, Jensen HS, Prairie Y (2011) Changed cycling of P, N, Si, and DOC in Danish Lake Nordborg after aluminum treatment. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 68:842-856
- Elliott A, Escot C, Basanta-Alves A, Cruz-Pizarro L (2010) Simulations of phytoplankton dynamics in El Gergal reservoir, southern Spain (PROTECH) *Freshwater Forum*
- EPM (2002) Evaluación de impacto ambiental del proyecto hidroeléctrico Porce III. Volumen 10 de 12. Empresas Públicas de Medellín, Medellín, p 53
- Escorcía H, Román R (2015) Procesos físicos. In: Empresas Públicas de Medellín ESP, Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, Universidad de Antioquia (eds) *Estudio de la problemática ambiental de tres embalses de Empresas Públicas de Medellín para la gestión integral y adecuada del recurso hídrico*. Informe Final, Medellín, p 631-661
- Esteves F (1998) *Fundamentos de limnología*, Interciência edn.
- Estrada V, Parodi ER, Diaz MS (2009) Addressing the control problem of algae growth in water reservoirs with advanced dynamic optimization approaches. *Computers & Chemical Engineering* 33:2063-2074

- Fear J, Gallo T, Hall N, Loftin J, Paerl H (2004) Predicting benthic microalgal oxygen and nutrient flux responses to a nutrient reduction management strategy for the eutrophic Neuse River Estuary, North Carolina, USA. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 61:491-506
- Fernandes DG, do Carmo Calijuri M, Lamparelli MC (2013) A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSI<sub>tsr</sub>). *Ecological Engineering* 60:126-134
- Fernández JM (2006) Modelamiento de la estructura térmica en el sistema hidroeléctrico de los embalses Porce II - Porce III. Universidad Nacional de Colombia, Medellín
- Flemming H-C, Wingender J (2010) The biofilm matrix. *Nature Reviews Microbiology* 8:623-633
- Flórez MT (2015) Geología, suelos y sedimentos. In: Empresas Públicas de Medellín ESP, Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, Universidad de Antioquia (eds) Estudio de la problemática ambiental de tres embalses de Empresas Públicas de Medellín para la gestión integral y adecuada del recurso hídrico. Informe Final, Medellín, p 665-872
- Fonseca BM, Bicudo CE (2011) Phytoplankton seasonal and vertical variations in a tropical shallow reservoir with abundant macrophytes (Ninféias Pond, Brazil). *Hydrobiologia* 665:229-245
- Fonseca LF (2011) Variação temporal de uma comunidade fitoplanctônica do reservatório de APM-Manso através de modelagem ecológica tridimensional. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro
- Francis CA, Beman JM, Kuypers MM (2007) New processes and players in the nitrogen cycle: the microbial ecology of anaerobic and archaeal ammonia oxidation. *The ISME journal* 1:19-27
- Gajewski AJ, Chróst RJ (1995) Production and enzymatic decomposition of organic matter by microplankton in a eutrophic lake. *Journal of plankton research* 17:709-728
- Gal G, Hipsey M, Parparov A, Wagner U, Makler V, Zohary T (2009) Implementation of ecological modeling as an effective management and investigation tool: Lake Kinneret as a case study. *Ecological modelling* 220:1697-1718
- García-Ruiz R, Hernández I, Lucena J, Niell F (2000) Significance of phosphomonoesterase activity in the regeneration of phosphorus in a meso-eutrophic, P-limited reservoir. *Soil Biology and Biochemistry* 32:1953-1964
- Giraldo LC (2013) Dinámica de la calidad química del agua, algas epilíticas, macroinvertebrados acuáticos y actividad enzimática del sistema fluvial río Aburrá-Medellín en el tramo k5-k48. Universidad de Antioquia, Medellín
- Giraldo LC, Palacio CA, Aguirre NJ (2014) Temporal Variation of the Extracellular Enzymatic Activity (EEA): Case of Study: Aburra-Medellín River, in the Valle de Aburra in Medellín, Antioquia, Colombia. *International Journal of Environmental Protection* 4:58
- González EJ, Ortaz M, Peñaherrera C, Montes E, Matos ML, Mendoza J (2003) Fitoplancton de cinco embalses de Venezuela con diferentes estados tróficos. *Limnetica* 22:15-35
- Greathouse EA, Pringle CM, McDowell WH, Holmquist JG (2006) Indirect upstream effects of dams: Consequences of migratory consumer extirpation in Puerto Rico. *Ecological Applications* 16:339-352

- Green TJ, Barnes AC, Bartkow M, Gale D, Grinham A (2011) Sediment bacteria and archaea community analysis and nutrient fluxes in a sub-tropical polymictic reservoir. *Aquatic Microbial Ecology* 65:287-302
- Herrera NA, Echeverri LF, Ferrao-Filho AS (2015) Effects of phytoplankton extracts containing the toxin microcystin-LR on the survival and reproduction of cladocerans. *Toxicon* 95:38-45
- Hipsey M, Romero J, Antenucci J, Hamilton D (2006) Computational aquatic ecosystem dynamics model: CAEDYM v2. Centre for Water Research, University of Western Australia 90
- Hodges B, Dallimore C (2001) Estuary and Lake Computer Model: ELCOM Centre for Water Research. University of Western Australia, Perth
- House W, Denison F, Warwick M, Zhmud B (2000) Dissolution of silica and the development of concentration profiles in freshwater sediments. *Applied Geochemistry* 15:425-438
- Hu BQ, Yang ZS, Wang HJ, Sun XX, Bi NS, Li GG (2009) Sedimentation in the Three Gorges Dam and the future trend of Changjiang (Yangtze River) sediment flux to the sea. *Hydrology and Earth System Sciences* 13:2253-2264
- Hu W, Lo W, Chua H, Sin S, Yu P (2001) Nutrient release and sediment oxygen demand in a eutrophic land-locked embayment in Hong Kong. *Environment International* 26:369-375
- Jekatierynczuk E, Zieliński P, Grabowska M, Ejsmont-Karabin J, Karpowicz M, Więcko A (2014) The trophic status of Suwałki Landscape Park lakes based on selected parameters (NE Poland). *Environmental monitoring and assessment* 186:5101-5121
- Jiang X, Jin X, Yao Y, Li L, Wu F (2008) Effects of biological activity, light, temperature and oxygen on phosphorus release processes at the sediment and water interface of Taihu Lake, China. *Water research* 42:2251-2259
- Kalinowska K, Guśpiel A, Kiersztyn B, Chróst RJ (2013) Factors controlling bacteria and protists in selected Mazurian eutrophic lakes (North-Eastern Poland) during spring. *Aquat Biosyst* 9:9
- Karadžić V, Subakov-Simić G, Krizmanić J, Natić D (2010) Phytoplankton and eutrophication development in the water supply reservoirs Garaši and Bukulja (Serbia). *Desalination* 255:91-96
- Karrasch B, Woelfl S, Urrutia R, Gonzalez J, Valdovinos C, Cid H, Parra O (2011a) Ecomicrobiology and microbial assimilative capacity of the oligotrophic Andean Lake Laja, Chile. *Revista Chilena De Historia Natural* 84:433-450
- Karrasch B, Woelfl S, Urrutia R, Gonzalez J, Valdovinos C, Cid H, Parra O (2011b) Ecomicrobiology and microbial assimilative capacity of the oligotrophic Andean Lake Laja, Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 84:433-450
- Khan FA, Ansari AA (2005) Eutrophication: an ecological vision. *The botanical review* 71:449-482
- Kirzhner F, Zimmels Y, Malkovskaja A, Starosvetsky J (2009) Removal of microbial biofilm on Water Hyacinth plants roots by ultrasonic treatment. *Ultrasonics* 49:153-158
- Kisand V, Tammert H (2000) Bacterioplankton strategies for leucine and glucose uptake after a cyanobacterial bloom in an eutrophic shallow lake. *Soil Biology and Biochemistry* 32:1965-1972

- Komatsu E, Fukushima T, Shiraishi H (2006) Modeling of P-dynamics and algal growth in a stratified reservoir—mechanisms of P-cycle in water and interaction between overlying water and sediment. *Ecological modelling* 197:331-349
- Koszelnik P, Tomaszek JA (2008) Dissolved silica retention and its impact on eutrophication in a complex of mountain reservoirs. *Water, air, and soil pollution* 189:189-198
- Lai DYF, Lam KC (2008) Phosphorus retention and release by sediments in the eutrophic Mai Po Marshes, Hong Kong. *Marine Pollution Bulletin* 57:349-356
- Lake BA, Coolidge KM, Norton SA, Amirbahman A (2007) Factors contributing to the internal loading of phosphorus from anoxic sediments in six Maine, USA, lakes. *Science of the total Environment* 373:534-541
- Lamparelli MC (2004) Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento.
- Largo DC (2011) Caracterización espacio – temporal de la estructura térmica del embalse Porce II. Universidad Nacional de Colombia, Medellín
- Lee H, Chung S, Ryu I, Choi J (2013) Three-dimensional modeling of thermal stratification of a deep and dendritic reservoir using ELCOM model. *Journal of Hydro-environment Research* 7:124-133
- Lehto LL, Hill BH (2013) The effect of catchment urbanization on nutrient uptake and biofilm enzyme activity in Lake Superior (USA) tributary streams. *Hydrobiologia* 713:35-51
- Leon LF, Smith RE, Hipsey MR, Bocaniov SA, Higgins SN, Hecky RE, Antenucci JP, Imberger JA, Guildford SJ (2011) Application of a 3D hydrodynamic–biological model for seasonal and spatial dynamics of water quality and phytoplankton in Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research* 37:41-53
- Lewis Jr WM (1996) Tropical lakes: how latitude makes a difference. *Perspectives in tropical limnology* 4364
- Lewis Jr WM, Wurtsbaugh WA, Paerl HW (2011) Rationale for control of anthropogenic nitrogen and phosphorus to reduce eutrophication of inland waters. *Environmental science & technology* 45:10300-10305
- Li Y, Waite AM, Gal G, Hipsey MR (2013) An analysis of the relationship between phytoplankton internal stoichiometry and water column N: P ratios in a dynamic lake environment. *Ecological modelling* 252:196-213
- Liu W-C, Chen W-B, Kimura N (2009) Impact of phosphorus load reduction on water quality in a stratified reservoir-eutrophication modeling study. *Environmental monitoring and assessment* 159:393-406
- Liu W, Zhang Q, Liu G (2010) Lake eutrophication associated with geographic location, lake morphology and climate in China. *Hydrobiologia* 644:289-299
- Liu X-b, Peng W-q, He G-j, Liu J-l, Wang Y-c (2008) A coupled model of hydrodynamics and water quality for Yuqiao reservoir in Haihe river basin. *Journal of Hydrodynamics, Ser. B* 20:574-582
- Marcé R, Moreno-Ostos E, García-Barcina JM, Armengol J (2010) Tailoring dam structures to water quality predictions in new reservoir projects: Assisting decision-making using numerical modeling. *Journal of environmental management* 91:1255-1267
- Márquez C, Guillot G (2001) Ecología y efecto ambiental de embalses. Universidad Nacional de Colombia, Sede Medellín, Facultad de Minas, Instituto de Estudios Ambientales; Facultad de Ciencias, Departamento de Biología

- Marxsen J, Fiebig DM (1993) Perfused cores for evaluating extracellular activity in stream-bed sediments. *FEMS Microbiology Ecology* 13:1-12
- Marxsen J, Tippmann P, Heininger P, Preuß G, Remde A (1998) Enzymaktivität. In: *Mikrobiologische Charakterisierung aquatischer Sedimente-Methodensammlung*. Oldenbourg Verlag, p 87-114
- Mehner T, Diekmann M, Gonsiorczyk T, Kasprzak P, Koschel R, Krienitz L, Rumpf M, Schulz M, Wauer G (2008) Rapid recovery from eutrophication of a stratified lake by disruption of internal nutrient load. *Ecosystems* 11:1142-1156
- Mhamdi BA, Azzouzi A, Elloumi J, Ayadi H, Mhamdi MA, Aleya L (2007) Exchange potentials of phosphorus between sediments and water coupled to alkaline phosphatase activity and environmental factors in an oligo-mesotrophic reservoir. *Comptes rendus biologiques* 330:419-428
- Missaghi S, Hondzo M (2010) Evaluation and application of a three-dimensional water quality model in a shallow lake with complex morphometry. *Ecological modelling* 221:1512-1525
- Molisani MM, de Sousa Barroso H, Becker H, Moreira MOP, Hijo CAG, do Monte TM, Vasconcellos GH (2010) Trophic state, phytoplankton assemblages and limnological diagnosis of the Castanhão Reservoir, CE, Brazil. *Acta Limnologica Brasiliensia* 22:1-12
- Mozeto AA, Montini M, Braz SA, Martins FG, Soares A, Nascimento M, Barbosa F, Fadini P, Faria B (2012) External versus internal loads of nutrients of an urban eutrophic tropical reservoir (Southeastern Brazil). *Journal of Environmental Science and Engineering A* 1:598-610
- Nedoma J, Garcia J, Comerma M, Šimek K, Armengol J (2006) Extracellular phosphatases in a Mediterranean reservoir: seasonal, spatial and kinetic heterogeneity. *Freshwater Biology* 51:1264-1276
- Njuguna H, Romero JR, Khisa P (2006) The effect of turbid inflows into Winam Gulf, Lake Victoria: a 3D modeling study with ELCOM-CAEDYM.
- Nowlin WH, Evarts JL, Vanni MJ (2005) Release rates and potential fates of nitrogen and phosphorus from sediments in a eutrophic reservoir. *Freshwater Biology* 50:301-322
- Oliveira JA, Bittencourt AG, Amaral CA (2007) Implementação de modelo hidrodinâmico 3d de qualidade da água no alto e médio Tietê. XVII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos:1-13
- Oliveira V, Santos AL, Coelho F, Gomes NC, Silva H, Almeida A, Cunha Â (2010) Effects of monospecific banks of salt marsh vegetation on sediment bacterial communities. *Microbial ecology* 60:167-179
- Ortiz MA, De Anda J, Maniak U (2006) Estimation of trophic states in warm tropical lakes and reservoirs of Latin America by using GPSS simulation. *Interciencia: Revista de ciencia y tecnología de América* 31:345-350
- Özkundakci D, Hamilton DP, Scholes P (2010) Effect of intensive catchment and in-lake restoration procedures on phosphorus concentrations in a eutrophic lake. *Ecological Engineering* 36:396-405
- Palacio H (2015) Aspectos bióticos. In: *Empresas Públicas de Medellín ESP, Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, Universidad de Antioquia (eds) Estudio de la problemática ambiental de tres embalses de Empresas Públicas de Medellín para la gestión integral y adecuada del recurso hídrico*. Informe Final, Medellín, p 919-948

- Palau A (2003) Medidas de gestión y adecuación ambiental de embalses frente a la eutrofia. *Limnetica* 22:1-13
- Palau A (2006) Integrated environmental management of current reservoirs and regulated rivers *Limnetica*, p 287-302
- Panikkar P, Khan MF (2008) Comparative mass-balanced trophic models to assess the impact of environmental management measures in a tropical reservoir ecosystem. *Ecological modelling* 212:280-291
- Pompeu PS, Alves CBM, Callisto M (2005) The effects of urbanization on biodiversity and water quality in the Rio das Velhas basin, Brazil American Fisheries Society Symposium, p 11-22
- Ramírez H, Zárate P, García M, de la Torre O, Israde I, Meulenert Á (2007) Disolución de sílice biogénica en sedimentos de lagos utilizados como bioindicadores de calidad del agua. *e-Gnosis* 5
- Ramos R (2007) Modelación del efecto del viento sobre la estructura térmica del embalse Porce II. Universidad Nacional de Colombia, Medellín
- Reboreda R, Caçador I (2008) Enzymatic activity in the rhizosphere of *Spartina maritima*: potential contribution for phytoremediation of metals. *Marine Environmental Research* 65:77-84
- Restrepo CA, Toro FM, Aguirre NJ (2006) Aproximación a la dinámica del transporte del nitrógeno y el fósforo en la ciénaga de Ayapel. *Avances en Recursos Hidráulicos*:7-22
- Ribeiro Filho R, Petre Junior M, Benassi S, Pereira J (2011) Itaipu Reservoir limnology: eutrophication degree and the horizontal distribution of its limnological variables. *Brazilian Journal of Biology* 71:889-902
- Rigosi A, Marcé R, Escot C, Rueda FJ (2011) A calibration strategy for dynamic succession models including several phytoplankton groups. *Environmental Modelling & Software* 26:697-710
- Robson BJ, Hamilton DP, Webster IT, Chan T (2008) Ten steps applied to development and evaluation of process-based biogeochemical models of estuaries. *Environmental Modelling & Software* 23:369-384
- Roldán G, Ramírez JJ (2008) Fundamentos de limnología neotropical. edn. Editorial Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia
- Romaní AM, Fischer H, Mille-Lindblom C, Tranvik LJ (2006) Interactions of bacteria and fungi on decomposing litter: differential extracellular enzyme activities. *Ecology* 87:2559-2569
- Romero J, Antenucci J, Imberger J (2004) One-and three-dimensional biogeochemical simulations of two differing reservoirs. *Ecological modelling* 174:143-160
- Romero J, Dallimore C, Antenucci J, Hamilton D, Imberger J, Horn D, Deen A (2002) Application of 1D and 3D hydrodynamics models coupled to an ecological model to two water supply reservoirs. *International Environmental Modelling and Software Society (IEMSs 2002)* 2:307-312
- Romero J, Hipsey M, Antenucci J (2006) Computational aquatic ecosystem dynamics model: CAEDYM Centre for Water Research. University of Western Australia, Perth
- Ruiz-Gonzalez C, Proia L, Ferrera I, Gasol JM, Sabater S (2013) Effects of large river dam regulation on bacterioplankton community structure. *Fems Microbiology Ecology* 84:316-331

- Sarmiento H (2012) New paradigms in tropical limnology: the importance of the microbial food web. *Hydrobiologia* 686:1-14
- Schultz P, Urban NR (2008) Effects of bacterial dynamics on organic matter decomposition and nutrient release from sediments: A modeling study. *Ecological modelling* 210:1-14
- Selig U (2003) Particle size-related phosphate binding and P-release at the sediment–water interface in a shallow German lake. *Hydrobiologia* 492:107-118
- Smith VH, Tilman GD, Nekola JC (1999) Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100:179-196
- Soares A, Mozeto A (2006) Water Quality in the Tiete River Reservoirs (Billings, Barra Bonita, Bariri and Promissao, SP-Brazil) and Nutrient Fluxes across the Sediment-Water Interface (Barra Bonita). *Acta Limnologica Brasiliensia* 18:247-266
- Song C, Cao X, Li J, Li Q, Chen G, Zhou Y (2006) Contributions of phosphatase and microbial activity to internal phosphorus loading and their relation to lake eutrophication. *Science in China Series D* 49:102-113
- Spears BM, Carvalho L, Perkins R, Paterson DM (2008) Effects of light on sediment nutrient flux and water column nutrient stoichiometry in a shallow lake. *Water research* 42:977-986
- Spillman C, Hamilton DP, Imberger J (2009) Management strategies to optimise sustainable clam (*Tapes philippinarum*) harvests in Barbamarco Lagoon, Italy. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 81:267-278
- Spillman C, Imberger J, Hamilton DP, Hipsey MR, Romero J (2007) Modelling the effects of Po River discharge, internal nutrient cycling and hydrodynamics on biogeochemistry of the Northern Adriatic Sea. *Journal of Marine Systems* 68:167-200
- Srithongouthai S, Sonoyama Y-I, Tada K, Montani S (2003) The influence of environmental variability on silicate exchange rates between sediment and water in a shallow-water coastal ecosystem, the Seto Inland Sea, Japan. *Marine Pollution Bulletin* 47:10-17
- Téllez TR, López E, Granado GL, Pérez EA, López RM, Guzmán JMS (2008) The water hyacinth, *Eichhornia crassipes*: an invasive plant in the Guadiana River Basin (Spain). *Aquatic Invasions* 3:42-53
- Tiquia SM (2011) Extracellular Hydrolytic Enzyme Activities of the Heterotrophic Microbial Communities of the Rouge River: An Approach to Evaluate Ecosystem Response to Urbanization. *Microbial Ecology* 62:679-689
- Toro FM, Palacio JA (2015) Calidad del agua. In: Empresas Públicas de Medellín ESP, Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, Universidad de Antioquia (eds) Estudio de la problemática ambiental de tres embalses de Empresas Públicas de Medellín para la gestión integral y adecuada del recurso hídrico. Informe Final, Medellín, p 879-948
- Trojanowska AA, Izydorczyk K (2010) Phosphorus fractions transformation in sediments before and after cyanobacterial bloom: implications for reduction of eutrophication symptoms in dam reservoir. *Water, Air, & Soil Pollution* 211:287-298
- UNAL, UDEA (2002) Evaluación y diagnóstico del estado actual del Embalse Porce II, Medellín, p 130
- Varón T, Lema A (2000) Ordenación de parámetros ambientales de las cuencas La Frijolera y El Algarrobo. *Crónica Forestal y del Medio Ambiente* 15:5-20

- Villegas B (2004) Utilización de un modelo numérico para el estudio de la estructura térmica del embalse Porce II. Universidad Nacional de Colombia, Medellín
- von Sperling E, da Silva Ferreira AC, Gomes LNL (2008) Comparative eutrophication development in two Brazilian water supply reservoirs with respect to nutrient concentrations and bacteria growth. *Desalination* 226:169-174
- Wang F, Yu Y, Liu C, Wang B, Wang Y, Guan J, Mei H (2010) Dissolved silicate retention and transport in cascade reservoirs in Karst area, Southwest China. *Science of the total Environment* 408:1667-1675
- Wang S, Qian X, Wang Q, Xiong W (2012) Modeling turbidity intrusion processes in flooding season of a canyon-shaped reservoir, South China. *Procedia Environmental Sciences* 13:1327-1337
- Wauer G, Gonsiorczyk T, Casper P, Koschel R (2005) P-immobilisation and phosphatase activities in lake sediment following treatment with nitrate and iron. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters* 35:102-108
- Wetzel RG (2001) Lake and River Ecosystems. In: *Limnology*. Gulf Professional Publishing, p 767-768
- Xing Z, Chua LH, Imberger J (2014) Evaluation of Management Scenarios for Controlling Eutrophication in a Shallow Tropical Urban Lake. *International Journal of Environmental Pollution and Remediation* 2:66-72
- Xu Y, Cai Q, Han X, Shao M, Liu R (2010) Factors regulating trophic status in a large subtropical reservoir, China. *Environmental monitoring and assessment* 169:237-248
- Xu Y, Schroth AW, Rizzo DM (2015) Developing a 21st Century framework for lake-specific eutrophication assessment using quantile regression. *Limnology and Oceanography: Methods* 13:237-249
- Zaccone R, Azzaro M, Azzaro F, Bergamasco A, Caruso G, Leonardi M, La Ferla R, Maimone G, Mancuso M, Monticelli LS, Raffa F, Crisafi E (2014) Seasonal Dynamics of Prokaryotic Abundance and Activities in Relation to Environmental Parameters in a Transitional Aquatic Ecosystem (Cape Peloro, Italy). *Microbial Ecology* 67:45-56
- Zamani B, Koch M, Fakheri-Fard A, Moridi A (2014) Prediction and Analysis of Eutrophication in a Reservoir Using Three-dimensional Modeling: Application to the Planned Abolabbas Reservoir, Iran. 871-878
- Zhang T, Wang X, Jin X (2007) Variations of alkaline phosphatase activity and P fractions in sediments of a shallow Chinese eutrophic lake (Lake Taihu). *Environmental Pollution* 150:288-294
- Zhang Y, Liu X, Yin Y, Wang M, Qin B (2012) Predicting the light attenuation coefficient through Secchi disk depth and beam attenuation coefficient in a large, shallow, freshwater lake. *Hydrobiologia* 693:29-37
- Zhang Y, Zhang E, Yin Y, Van Dijk MA, Feng L, Shi Z, Liu M, Qina B (2010) Characteristics and sources of chromophoric dissolved organic matter in lakes of the Yungui Plateau, China, differing in trophic state and altitude. *Limnology and Oceanography* 55:2645-2659
- Zhou Y, Li J, Song C, Cao X (2004) Discharges and sediments as sources of extracellular alkaline phosphatase in a shallow Chinese eutrophic lake. *Water, air, and soil pollution* 159:395-407
- Zhu G (2008) Sediment–Water Exchange and Its Significance. In: *Lake Taihu, China*. Springer, p 151-196

## AGRADECIMIENTOS

Agradezco a las entidades que financiaron el desarrollo de esta investigación: Empresas Públicas de Medellín, La Universidad de Antioquia y La Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín.

A los miembros de los grupos de investigación Gestión y Modelación Ambiental de la Universidad de Antioquia y Recursos Hídricos de la Universidad Nacional de Colombia por su compañerismo, participación y por el trabajo en equipo.

A mi tutor y guía el Dr. Néstor Aguirre Ramírez que ha sido un excelente pilar para mi formación académica, laboral y personal.

Al Dr. Mauricio Toro Botero por su acompañamiento y asesoría en la modelación numérica.

Al A.G Tierökologie der Justus-Liebig-Universität Gießen, Germany, en particular a los doctores Jürgen Marxsen y Elisabeth Pohlen por su acogida y apoyo durante la pasantía doctoral.

Al Center for Water Research - University of Western Australia, por poner a nuestra disposición el modelo Elcom-Caedym.

Finalmente, a mis padres, a mi hermana, a Alex y a Lili por su amor, apoyo, paciencia y confianza.

---