



**UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO**  
POSGRADO EN CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGÍA

ESTIMACIÓN DE LOS PROCESOS INTERNOS NETOS (*NIP*) DE P Y N MEDIANTE  
BALANCES DE MASA EN EL EMBALSE TROPICAL DE VALLE DE BRAVO DURANTE  
2011–2015

T E S I S  
QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:  
MAESTRA EN CIENCIAS  
(QUÍMICA ACUÁTICA)

PRESENTA:  
Q.A. MARIEL BARJAU AGUILAR

TUTOR PRINCIPAL:  
MARTÍN MERINO IBARRA  
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGIA, CDMX.

COMITÉ TUTOR:  
DRA. GLORIA VILA CLARA FATJÓ- FES IZTACALA, UNAM.  
DR. JAVIER ALCO CER DURAND - FES IZTACALA, UNAM.  
DR. MIROSLAV MACEK- FES IZTACALA, UNAM.  
DRA. ROCÍO J. ALCÁNTARA HERNÁNDEZ- INST. GEOLOGÍA, UNAM.

CD.MX. ENERO 2018



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

**ESTIMACIÓN DE LOS PROCESOS INTERNOS NETOS (NIP) DE N Y P  
MEDIANTE BALANCES DE MASA EN EL EMBALSE TROPICAL DE VALLE  
DE BRAVO DURANTE 2011–2015.**

**T E S I S**

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE  
**MAESTRA EN CIENCIAS**  
**(QUÍMICA ACUÁTICA)**

PRESENTA:

**Q.A. MARIEL BARJAU AGUILAR**

**TUTOR PRINCIPAL:**

MARTÍN MERINO IBARRA  
INSTITUTO DE CIENCIAS DEL MAR Y LIMNOLOGIA, CDMX.

**COMITÉ TUTOR:**

DRA. GLORIA VILA CLARA FATJÓ- FES IZTACALA, UNAM.  
DR. JAVIER ALCOCER DURAND - FES IZTACALA, UNAM.  
DR. MIROSLAV MACEK- FES IZTACALA, UNAM.  
DRA. ROCÍO J. ALCÁNTARA HERNÁNDEZ- INST. GEOLOGÍA, UNAM.

MÉXICO, CD.MX. ENERO 2018

## Agradecimientos institucionales

- Al Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología y todo su personal por ayudarme a cumplir la meta de desarrollarme en el estudio de los sistemas acuáticos
- Esta tesis se llevó a cabo con recursos de los proyectos UNAM-PAPIIT-IN207702, SEMARNAT-CONACYT C01-1125 a cargo del Dr. Martin Merino Ibarra y al proyecto UNAM-PAPIIT IN2089107-3 a cargo del Dr. Javier Carmona Jiménez.
- A CONACYT por el apoyo con beca nacional de maestría CVU: 747276
- A mi tutor principal Dr. Martín Merino Ibarra por su orientación, guía disposición, dedicación y apoyo en la realización de ésta tesis.
- A los miembros del Jurado: Dra. Gloria Vilaclara Fatjó, Dr. Javier Alcocer Durand, Dr. Miroslav Macek y Dra. Rocío Alcántara por su invaluable apoyo y asesoría durante la realización de ésta tesis.
- Al Dr. Jorge Alberto Ramírez Zierold por su gran apoyo y orientación.
- Al técnico académico Sergio Castillo Sandoval por su supervisión y gran asesoría dentro del Laboratorio de Biogeoquímica Acuática y en campo.
- A todos los miembros del Laboratorio de Biogeoquímica Acuática por su gran apoyo a lo largo del proceso de realización de éste proyecto

## Agradecimientos personales

A mi Madre Marina y mi tía Quimihi por apoyar mis locuras acuáticas incondicionalmente y siempre darme estabilidad, cariño y motivación para seguir adelante. A mi tío Noé por sus consejos y por retarme a seguir mejorando. A mi padre por su legado.

Al Posgrado e Instituto de Ciencias del Mar y Limnología por permitirme cumplir varios sueños y metas de vida además de reafirmar que voy por el camino correcto. Agradezco también a todo el personal admirativo, en especial a Diana Juárez, Lupita, Chantal, Jazmín, Dra. Cecilia Vanegas, por su excelente disposición para aclarar dudas y orientarme. Así como a los excelentes profesores que fueron parte de mi formación.

A mi tutor principal, Martín Merino por contagiarme con su energía y positivismo a pesar de que en ocasiones la corriente esté en contra. También le agradezco por compartir tu pasión por el agua y la vida.

A la Dra. Gloria, Dr. Javier, Dr., Mirek, Dra. Rocío por su apoyo, por motivarme y por sus excelentes recomendaciones.

Al Doctor Jorge Ramírez por no sólo compartir su experiencia en el área de la biogeoquímica y de los alimentos sino de la vida, por creer en mí, por escuchar y alegrar a toda la familia biogeoquímica.

Al increíble Sergio Castillo “Sergito” por la paciencia, guía, regaños, consejos solidaridad, especialmente risas y afán de hacernos mejores siempre, sin duda recordaré tus palabras siempre.

A mi casi *roomie* Andrea Guzmán, por escucharme, compartir las risas en el laboratorio, los campos y en la apnea. Especialmente por tu sinceridad para lo bueno y no tan bueno, gracias por todo tu apoyo.

A Todos aquellos que han trabajado en Valle de Bravo con P y N ( Valle Nuts) desde Jorge, Emiliano, Gerardo y Arantxa, sin duda fueron una parte fundamental para el desarrollo de ésta tesis y de mi formación, gracias por darme perspectivas diferentes.

A TODA la familia Biogeoquímica: Patu, Luz, Mauricio, Lily, Ana y en especial a Julio Díaz por su apoyo y asesoría en campo, sin duda sin ustedes el equipo no sería el mismo, gracias por enriquecer la mente y el alma.

Al Equipo de Buceo de la Facultad de Ciencias (EBC) por motivarme a seguir mi pasión por el agua y recientemente a compartirla. Gracias: Norma, Luis, Emman, Magui, Rafa, Marco, David, Cris, Martín C., Elihú, Alex. Maru (atuna), Diegol y Lau sin duda su apoyo, burbujas, risas y consejos han sido invaluable para mí durante todo éste proceso y otros.

A TODO el Pastinaca Team, por ayudarme a controlar mi energía, hacerme sentir más en contacto conmigo misma, con el agua y con otros corazones azules justo cuando lo necesitaba. Gracias inmensas y especiales a: Pedrito, Aurorita, Amapolita, Jorge, Tony, Frida, Naye.

A todos los Florideños por acompañarme desde el principio a subir la montaña: Diana, Vivi, Sam, Jenny, Gaby, Karla, Lore, Dany R., Darío. Gracias especiales también a la M. Maru por tenerme presente en sus pensamientos.

A mis amigos acuáticos: Moni, Xoch, Pichis, León, Cris Guzmán y Abril. Y a los que prefieren la superficie Dito, Diana Yomalli y Lore Ram porque a pesar de la distancia su amistad y consejos me ayudaron mucho en éste proceso A la banda Q.A: Andy Falcón, Nancy, Sofy, Gerardo.

A mi perrito Capitán Rufus, por su paciencia, compañía y hacerme sonreír.

Gracias por hacer de ésta etapa una de las más felices, retadoras y gratificantes de mi vida.

## Índice

Agradecimientos institucionales .....	2
.Agradecimientos personales .....	3
Índice .....	4
Índice de figuras.....	6
Índice de tablas.....	8
Resumen.....	9
Abstract.....	11
1.0 Introducción.....	12
2.0 Antecedentes .....	14
2.1 Uso de los balances de materia en sistemas acuáticos .....	14
2.2 Los elementos biolimitantes P y N en lagos.....	16
2.2.1 Biogeoquímica del P en lagos .....	17
2.2.2 Biogeoquímica del Nitrógeno .....	20
2.3 Procesos Internos Netos de P y N.....	22
2.4 Relación N: P y Producción primaria.....	23
2.5 Eutrofización.....	25
2.6 Embalses tropicales.....	26
3.0 Justificación de la investigación.....	28
4.0 Preguntas de investigación .....	29
5.0 Objetivos .....	30
5.1 Objetivo General.....	30
5.2 Objetivos específicos.....	30
6.0 Área de estudio .....	31
6.1 Sistema Cutzamala.....	31
6.2 Valle de Bravo .....	33
7.0 Metodología .....	37
7.1 Estrategia de muestreo.....	37
7.2 Muestreo de la presa .....	37
7.3 Muestreo de afluentes .....	37

---

7.3.1 Determinación del Flujo en cada afluente.....	38
7.3.2 Toma de muestras .....	38
7.4 Cuantificación analítica de nutrientes.....	39
7.4.1 Calibración del equipo.....	39
7.4.2 Determinación de PT y NT .....	40
7.4.3 Determinación de Fosfatos.....	40
5.4.5 Determinación de Nitritos .....	41
7.5 Elaboración del Balance Hidrológico.....	41
7.6 Elaboración del balance de PT y NT.....	44
8.0 Resultados .....	45
8.1 Patrón hidrológico.....	48
8.2 Gestión de la cuenca .....	49
8.3 Cargas Externas de PT y NT .....	54
8.3.1 Afluentes .....	54
8.3.2 Inyección.....	60
8.4 Extracción.....	63
8.5 Balance de masas .....	66
8.6 Proceso Netos Internos de PT y NT.....	68
9.0 Discusión .....	72
9.1 Variación temporal del nivel del embalse de VB .....	73
9.2 Cargas Externas y extracción .....	74
9.3 Biogeoquímica del PT en VB .....	76
9.4 Biogeoquímica del NT en VB.....	78
10.0 Conclusiones.....	81
11.0 Perspectivas.....	84
12.0 Literatura citada .....	85

## Índice de figuras

**Figura 1.** Principales procesos de transporte de materia y energía en los lagos.

**Figura 2.** Diagrama que muestra las fuentes de N y P de un lago y los factores que podrían mediar la carga de los nutrientes al sistema. Modificado de Abell et al. (2011).

**Figura 3.** Principales mecanismos de transporte físicos y químicos de P en los sistemas acuáticos. Modificado de Søndergaard et. al. (2001).

**Figura 4.** Circuito microbiano del P. Modificado de McMahon et al. (2013).

**Figura 5.** Ciclo del N en sistemas acuáticos.

**Figura 6.** Sistema Cutzamala. CONAGUA. Organismo de Cuenca Valle de México. Estadísticas de la región XIII. Año 2007.

**Figura 7.** Batimetría del Embalse de Valle de Bravo. Tomado de Monroy et al. (2004).

**Figura 8.** (a) Nivel de agua de la Presa de Valle de Bravo. Datos diarios proporcionados por la CONAGUA. La línea punteada indica el nivel medio de los 14 años. (b) Volumen de agua del embalse ( $10^6 \text{ m}^3$ ) para cada fecha de muestreo.

**Figura 9.** Regresión lineal del cambio de volumen en el embalse ( $\Delta V/\Delta t$ ) con respecto a las diferencia de Entradas – Salidas.

**Figura 10.** Residuales de agua ( $R_e$ ) en  $10^6 \text{ m}^3$  obtenidos con la ecuación 2.0 y residuales calculados con la corrección (Ec. 2.4) para el periodo 2002–2015.

**Figura 11.** Flujos de agua para los periodos de muestreo consecutivos por: (a) evaporación, (b) extracción, (c) lluvia, (d) inyección, (e) afluentes hacia la Presa de VB durante el periodo 2002–2015.

**Figura 12.** (a) Cambio mensual de volumen en el embalse. (b) Gráfica de aporte mensual de las entradas de agua y porcentaje de almacenamiento del embalse (2011–2015). (c) Porcentaje de aporte promedio anual de cada entrada de agua al embalse (2002–2015), (d) Comparación del

volumen de agua anual de lluvias, inyección y drenajes durante los periodos: 2002–2010, 2011–2015 y 2002–2015.

**Figura 13.** Volúmenes mensuales de entradas y salidas de agua, cambio de volumen y nivel de la presa de VB durante el periodo 2011–2015.

**Figura 14.** (a) Variación diaria de las entradas de agua de los ríos, (b) Concentración de PT medida en cada muestreo, (c) carga de PT, (d) Concentración de NT medida cada muestreo, (e) Carga de NT durante el periodo 2011–2015.

**Figura 15.** (a) Variación diaria de aporte de agua de los drenajes, (b) Concentración de PT medida en cada muestreo, (c) Variación temporal de la carga de PT, (d) Concentración de NT medida cada muestreo (e) Variación temporal Carga de NT diaria durante el periodo 2011–2015.

**Figura 16.** Volumen de agua y cargas anuales de PT y NT por inyección de la Presa Colorines hacia la presa de VB de 2002–2015.

**Figura 17.** Variación temporal de los flujos de inyección de la Presa Colorines al embalse de Valle de Bravo: (a) Flujo de agua, (b) concentración de PT de la presa Colorines medida en cada muestreo, (c) Carga de PT, (d) concentración de NT de la presa Colorines medida en cada muestreo.

**Figura 18.** Volumen de agua extraída, descargas anuales de PT y NT por extracción de la presa de VB de 2002 a 2015.

**Figura 19.** Variación temporal de la extracción del embalse de Valle de Bravo: (a) Flujo de agua, (b) concentración promedio de PT de 14 m al fondo del embalse, (c) Carga de PT (d), concentración promedio de NT de 14 m al fondo del embalse, (e) Carga de NT del periodo 2011–2015.

**Figura 20.** Balance de PT  $NIP_{(PT)}$  y Nivel del embalse de VB durante 2012–2015.

**Figura 21.** Balance de NT,  $NIP_{(NT)}$  y Nivel del embalse de VB Sedimentación y Fijación-Desnitrificación Netas de NT estimadas durante 2012–2015.

## Índice de tablas

**Tabla 1.** Comparación de las relaciones C:N, N:P,C:P que determinan la deficiencia de nutrientes para el fitoplancton ( Healey, Hendzel et al., 1979)

**Tabla 2.** Meses de Máximo y mínimo nivel del embalse de VB durante 2002 – 2015.

**Tabla 3.** Toma de muestras para distintas fracciones de P y N.

**Tabla 4.** Media de las fracciones aportadas por cada afluente de 2002–2007 a 2012–2015.

**Tabla 5.** Flujos de Entradas y salidas de agua mensuales promedio, máximos y mínimos históricos (2002–2010), del periodo de estudio (2011–2015) y de los 13 años de estudio (2002–2015).

**Tabla 6.** Flujos de entrada y salida de agua mensuales promedio, máximos y para cada año del periodo de estudio.

**Tabla 7.** Comparación del Balance de agua medio anual de los periodos 2002–2010, 2011–2015, 2002–2015.

**Tabla 8.** Aporte anual de agua, PT y NT de los ríos y drenajes de VB durante 2011–2015.

**Tabla 9.** Aporte anual promedio de los ríos y drenajes de VB durante los periodos (a) 2002–2010 y (b) 2011–2015.

**Tabla 10.** Volumen de agua, concentración media, y carga PT y NT anual por inyección hacia el embalse de VB (a) para cada año del periodo de estudio y (b) medias de los periodos 2002–2015, 2002–2010, 2011–2015.

**Tabla 11.** (a) Extracción anual de agua, PT y NT, concentraciones medias anuales para cada año del periodo de estudio y (b) medias anuales de los periodos: 2002–2010, 2011–2015, 2002–2015.

**Tabla 12.** Balances de masa de PT y NT históricos y anuales para el periodo de estudio anuales (a) y medias históricas (b).

---

## Resumen

Valle de Bravo (VB) es la principal presa de almacenamiento del Sistema Cutzamala, la cual abastece el 25% del agua que se consume en la megalópolis de la Ciudad de México. Asimismo, el embalse de VB (19°20'30"N; 100°11'00"O) es un frecuentado destino turístico, cultural y deportivo. Estas razones lo vuelven un sistema acuático de gran importancia económica y ecológica. Sin embargo, desde los años 80, el embalse comenzó a presentar condiciones eutróficas como resultado de la presión antrópica. Adicionalmente, a partir de 2005 ha experimentado fuertes variaciones de nivel, derivadas principalmente de las políticas de su gestión y en menor parte del patrón hidrológico de la cuenca. Por todo ello, desde 2001 se estudian sus dinámicas limnológica, biogeoquímica y ecológica. En particular, se ha realizado un seguimiento sostenido de los elementos necesarios para evaluar los balances de agua, fósforo total (PT) y nitrógeno total (NT) de este sistema. Esta tesis forma parte de dicho estudio, enfocándose en los balances de los años del 2011 al 2015. Este período se caracterizó por una alta variabilidad, tanto en los balances de agua, como de PT y NT. Desde finales de 2010 se inició una rápida disminución del nivel de VB por la extracción sostenida de agua que llevó, a pesar de un aumento en las lluvias durante 2012, a un mínimo histórico de nivel en el 2013. A partir de ese momento se inició el periodo de inyección más intenso de los 13 años de estudio así como las extracciones más bajas durante 2013 y 2014, manteniéndose el embalse durante 2014 y 2015 con niveles altos, sin bajar más de 4 m por debajo de su máxima capacidad.

Las cargas externas de PT y NT hacia VB fueron de  $57.2 \times 10^3$  Kg PT año<sup>-1</sup> y de  $369.9 \times 10^3$  Kg NT año<sup>-1</sup> durante 2011–2015, menores a las históricas (2002–2010) en 36 % y 25% respectivamente. Esta disminución se debió principalmente a un ligero decremento de las concentraciones de ambos elementos en todos los ríos, pero particularmente en el Río Amanalco. En contraste, se incrementó la importancia relativa de las cargas de PT y NT por la inyección de agua de la parte occidental del Sistema Cutzamala, llegando a superar a las de los drenajes durante los momentos de máxima inyección. Aún así, las variaciones de las cargas externas entre años fueron importantes, duplicando las más elevadas (2013 y 2014) a las más bajas durante el período. Como resultado, se observó un decremento de las concentraciones promedio del hipolimnion de VB que determinó que la salida de PT y NT del embalse debido a la extracción disminuyera durante 2011–2015 en un 38% y 54% respectivamente. En general, se observó un decremento en los flujos biogeoquímicos del embalse durante este período.

Sin embargo, el embalse continuó comportándose durante 2011–2015 como un sumidero de P y de N, constituyendo la sedimentación la principal salida de ambos elementos de la columna de agua, la cual fue en promedio de  $43.9 \times 10^3 \text{ Kg PT año}^{-1}$  y de  $249.9 \times 10^3 \text{ Kg NT año}^{-1}$ , flujos aproximadamente 1.6 veces mayores a los flujos por extracción. Asimismo, estos fueron menores a los históricos (2002-2010), pero decrecieron solamente en un 13% y un 28% respectivamente.

En términos del balance de fijación-desnitrificación neto, las variaciones de 2011–2015 fueron aún mayores. De manera global, este flujo se redujo a  $224.0 \times 10^3 \text{ Kg NT año}^{-1}$ , que representa solamente el 42% del N que históricamente entraba por fijación neta durante 2002-2010, con lo cual durante el período aquí estudiado (2011–2015) la fijación dejó de ser la fuente principal de N del sistema. Gran parte de este cambio se debió a lo ocurrido durante 2014, año en que los resultados de este trabajo muestran un máximo en la carga externa de NT que, aunado a una alta sedimentación, determinó un mínimo histórico de  $19.3 \times 10^3 \text{ Kg NT año}^{-1}$  en el balance neto de flujo de este elemento desde la atmósfera. Es de notar que estas variaciones, relativamente anómalas, se presentaron en los meses posteriores al período de máxima inyección que elevó el nivel del embalse casi 12 m en solamente 5 meses. Se propone que las variaciones de nivel juegan un papel fundamental sobre los procesos biogeoquímicos, cuyo efecto es más evidente en la sedimentación de PT y NT, la cual se incrementó en los años de más alto nivel (2011, 2014 y 2015), mientras que ésta disminuyó en los años de bajo nivel (2012 y 2013) para ambos elementos.

---

## Abstract

Valle de Bravo (VB) is the main water reservoir of the Cutzamala System, which supplies 25% of the water consumed in the 4<sup>th</sup> most populated city of the world, Mexico City. Likewise, the VB reservoir (19 ° 20'30"N; 100 ° 11'00 "W) is a touristic, cultural and recreational destination of economic and ecological interest. It is affected by eutrophication and water level fluctuations due to the human use and management of its basin. Water, total phosphorus (TP) and total nitrogen (TN) were studied during 2011–2015, a high variability period. Sustained extraction caused a historic minimum level in 2013, but the highest injection in 14 years followed, keeping the level high during 2014–2015. External loads of TP and TN to VB were  $57.2 \times 10^3 \text{ Kg TP y}^{-1}$  and  $369.9 \times 10^3 \text{ Kg TN y}^{-1}$  in 2011–2015, lower than historic (2002–2010) by 36 % and 25% respectively, due to lower concentrations in the rivers, particularly Amanalco. Nevertheless, the TP and TN loads due to injection increased, exceeding at its peak the sewage load. Important variations in the external loads also occurred among years. A decrease in mean concentrations of the hypolimnion caused that TP and TN outputs from VB through water extraction diminish during 2011–2015 by 38% and 54% respectively. The reservoir kept behaving as a sink of P and N during 2011–2015, when mean sedimentation rates were  $43.9 \times 10^3 \text{ Kg TP y}^{-1}$  and  $249.9 \times 10^3 \text{ Kg TN y}^{-1}$ , approximately 1.6 times higher than the extraction rates. These sedimentation rates were also lower than the historic mean (2002-2010), but their decrease was of only a 13% and 28% respectively. The net N fixation-denitrification flux was  $224.0 \times 10^3 \text{ Kg TN y}^{-1}$ , decreasing by 42% relative to 2002-2010, which meant that N fixation ceased to be the main source of N to VB in 2011–2015. In 2014, a historic minimum of  $19.3 \times 10^3 \text{ Kg TN y}^{-1}$  was assessed, right after the maximum injection period that raised the water level 12 m in 5 months. It is proposed that water-level fluctuations affect significantly the biogeochemical processes in this kind of systems, having the most evident effect on the net sedimentation of TP and NT.

## 1.0 Introducción

Los lagos y ríos únicamente representan el 0.03% del agua del planeta (UNESCO et al., 1999); sin embargo, son la principal fuente de agua potable y desempeñan numerosas funciones en los ciclos del Carbono, Nitrógeno (N) y Fósforo (P) a nivel local y global. Se sabe que la actividad antropogénica ha alterado los procesos biogeoquímicos en los sistemas acuáticos (Staeher et al., 2012). Un claro ejemplo es la eutrofización cultural de numerosos sistemas epicontinentales tropicales, como es el caso de Valle de Bravo (VB), el embalse principal del Sistema Cutzamala que provee alrededor del 25% del agua que consumen 21 millones de habitantes de la Zona Metropolitana de la Ciudad de México.

Una de las consecuencias directas del incremento de actividades agrícolas, industriales y domésticas en las inmediaciones del embalse de VB es el aumento de la carga externa de N y P. Estos elementos son clave para el desarrollo de densos florecimientos de diatomeas y cianobacterias, los cuales pueden producir toxinas y metabolitos secundarios (Merino et al., 2008, Valeriano et al., 2014); que pueden alterar no sólo la inocuidad del agua y su calidad organoléptica sino que también, repercuten en el ámbito ecológico, económico, cultural y social de la región. Por lo tanto, se tiene la urgencia de entender la dinámica biogeoquímica del N y P en este sistema.

Los estudios ecosistémicos, y en particular los balances de masa, han sido utilizados para entender la dinámica de los elementos biolimitantes como el N y el P pues permiten obtener inferencias integrales sobre los Procesos Internos Netos (*NIP*) mediante determinaciones relativamente accesibles, como son las concentraciones de N y P y los flujos de agua del sistema (Swaney et al., 2011). Además, hacen factible la realización sostenida de series largas de tiempo, permitiendo registrar la evolución temporal de ecosistemas bajo creciente presión antrópica (Staeher et al., 2012), como es el caso de VB.

En VB, Ramírez-Zierold et al., (2010) desarrolló un modelo de balance de masa para realizar una primera aproximación a los *NIP* de P y N totales con registros realizados entre

2002 y 2005. Sus resultados sugieren una alta variabilidad temporal tanto en las cargas de PT y NT, como en los *NIP estimados*.

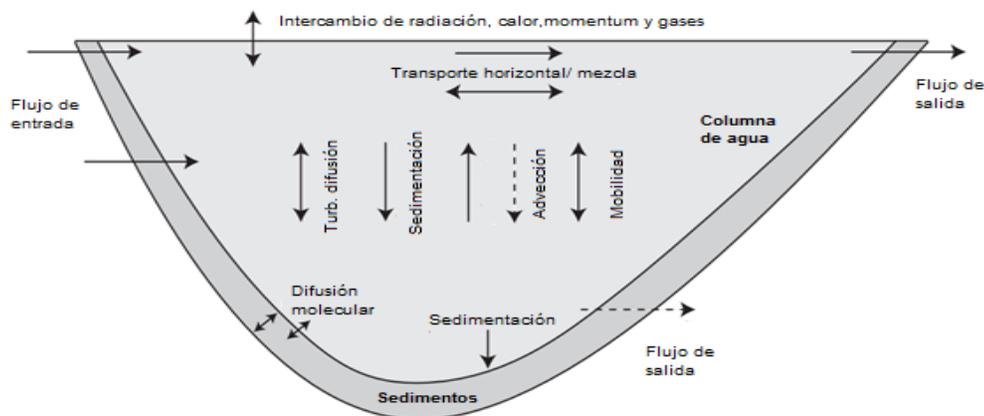
En este trabajo se utiliza la serie temporal de monitoreo de concentraciones de NT y PT en VB y sus afluentes para realizar los balances de agua, y PT y NT para el embalse durante el periodo de 2011 a 2015. Durante este periodo se presentaron importantes variaciones en el nivel del agua, incluyendo uno de los mínimos históricos de la presa, así como un período de elevadas inyecciones de agua del sistema Cutzamala, lo que llevaron a alcanzar su máximo nivel de almacenamiento. Adicionalmente, como parte de este análisis también se realizó una mejora a la ecuación del balance de agua propuesta por Ramírez-Zierold et al. (2010) durante la integración y análisis de las series temporales de parámetros hidrológicos y de concentraciones de PT y NT de los 13 años del monitoreo (2002–2015).

## 2.0 Antecedentes

### 2.1 Uso de los balances de materia en sistemas acuáticos

Un sistema se define como el conjunto de objetos que conforman un todo, donde cada uno de ellos está interaccionando con otros y con el universo (Reichert et al., 2017). Un sistema ambiental, por su parte, es un fragmento representativo del ecosistema el cual puede estar integrado por uno o más compartimentos delimitados por fronteras bien definidas. Ambos, pueden verse afectados por: factores externos; es decir, interacciones entre el sistema y el universo o bien, por los procesos internos que se llevan a cabo dentro del mismo sistema o entre compartimentos (Reichert et al., 2017).

De manera general, los compartimentos se establecen realizando una simplificación de las características estructurales básicas del sistema. En particular, para los sistemas acuáticos algunas a considerar son: i) las características morfológicas del sitio, ii) los procesos de transporte de materia entre compartimentos -así como entre el sistema y el universo-, iii) la distribución y composición de las comunidades ecológicas -tanto productores como consumidores de la especie química-, iv) la escala espacio-temporal en la que se planteará el modelo, y v) el nivel de detalle que se busca describir (Swaney et al., 2011).



**Figura 1.** Principales procesos de transporte de materia y energía en los lagos. Modificado de Reichert et al. (2017).

---

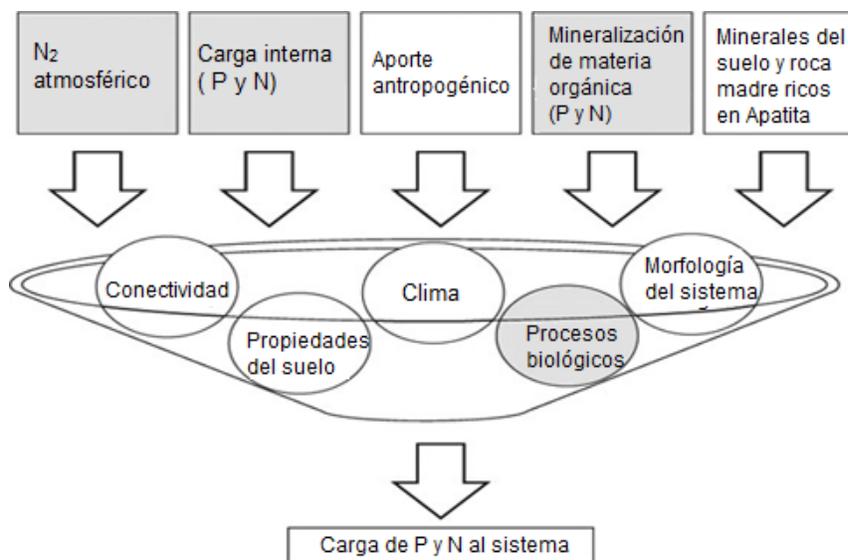
Uno de los modelos más utilizados para conocer a gran escala la calidad de agua y la dinámica biogeoquímica de los sistemas acuáticos, son los balances de materia en especial del agua y los nutrientes así como de contaminantes y xenobióticos. Estos balances permiten estudiar los flujos de materiales que son producidos, consumidos o transportados a través de las fronteras de uno o más compartimentos del sistema (Swaney et al., 2011). También permiten evaluar el estado trófico del mismo, pues ayudan a predecir el efecto que tendrá la variación de los flujos de entrada y salida del elemento o especie química de interés (Smith et al., 2009). Cabe mencionar que los modelos basados en balances de materia no pueden predecir el detalle de lo que sucede en el interior de un sistema acuático; sin embargo, esto no demerita su importancia pues éstos son ideales para entender los cambios en la calidad del agua asociados con el flujo de material en el sistema con relativa simplicidad.

Los balances de masa se basan en el principio de conservación de la materia, es decir, se asume un estado estacionario en el cual las entradas son iguales a las salidas del componente. Éstas, a su vez, se calculan fácilmente utilizando: el flujo de agua y las concentraciones del elemento en cuestión. Para el caso particular del P y el N, al ser elementos no conservativos, es decir, que su concentración no permanece constante en la columna de agua debido a que sufren transformaciones por procesos químicos y/o biológicos (Libes et al., 2009); el cálculo de la diferencia entre los flujos de entrada y salida suele ser distinta de cero, infiriendo así de los flujos causados por los Procesos Internos Netos (*NIP*) del sistema (Swaney et al., 2011).

Por lo anterior, los balances de nutrientes -en especial del P y N, han sido empleados para la evaluación y monitoreo espacio-temporal de los flujos en los sistemas acuáticos. De hecho, el Comité Nacional Estadounidense de Investigación, encargado de las Causas y Manejo de la Eutrofización Costera (NRC, 2000), establece los balances de nutrientes como puntos clave para la toma de decisiones y el manejo adecuado de los sistemas acuáticos (Boyton et al., 2008). En general, los modelos basados en balances de masas se han aplicado al estudio de las regiones costeras, como es el caso de LOICZ (*Land and Ocean Interactions in the Coastal Zone*); sin embargo, éstos también se han utilizado en lagos y presas como la plataforma italiana LaguNet (Gordon et al, 2010) y, por supuesto, en Valle de Bravo (Ramírez-Zierold et al., 2010).

## 2.2 Los elementos biolimitantes P y N en lagos

En un principio, el estudio de los factores que limitaban el crecimiento de los cultivos agrícolas mostró que éste dependía de la disponibilidad del Nutriente limitante; es decir, aquel que se encuentra en menor proporción respecto a las necesidades nutricionales de los organismos, siendo los más importantes P y N (Geider, La Roche et al., 2002; Ptacnik et al., 2010). Este concepto fue llevado a los sistemas acuáticos epicontinentales por los limnólogos quienes buscaban entender los mecanismos de control de los organismos fotosintéticos autótrofos en lagos, encontrando que la concentración N y P, así como su especiación química y proporción era determinante para el crecimiento de los productores primarios y la composición de la comunidad fitoplanctónica (Pearsall et al., 1932, Chu et al., 1943). Por ello, conocer el origen, concentración y distribución de los mismos en el cuerpo acuático es fundamental para entender la dinámica del ecosistema. Sin embargo, éste no es un problema trivial, pues es necesario entender que el mecanismo dependerá del conjunto de procesos físicos, químicos, geológicos y biológicos que tienen lugar en el sistema (Abell et al., 2011).



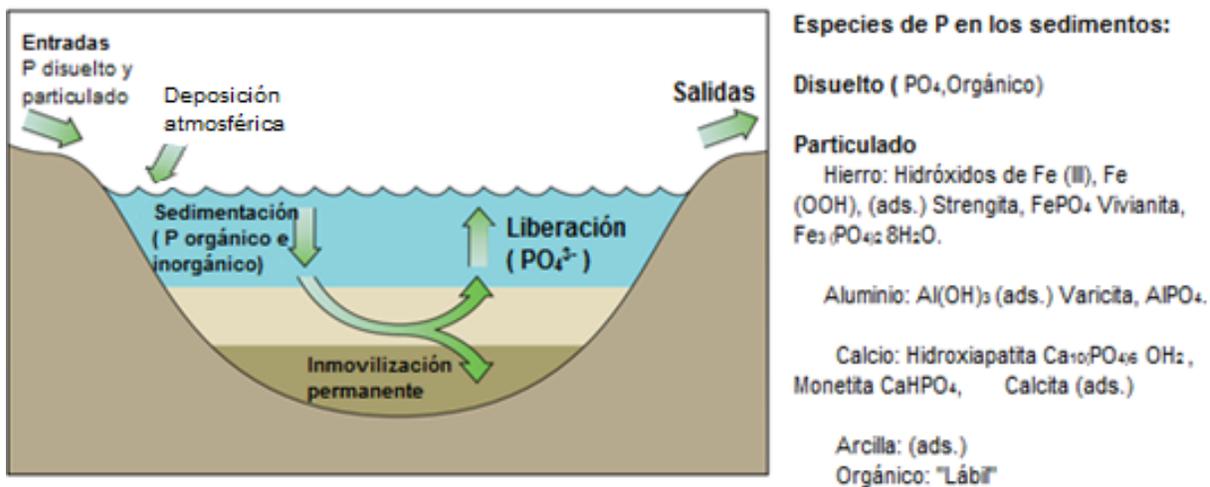
**Figura 2.** Diagrama que muestra las fuentes de N y P de un lago (rectángulos) y los factores que podrían mediar la carga de los nutrientes al sistema (círculos). Modificada de (Abell et al. (2011).

### 2.2.1 Biogeoquímica del P en lagos

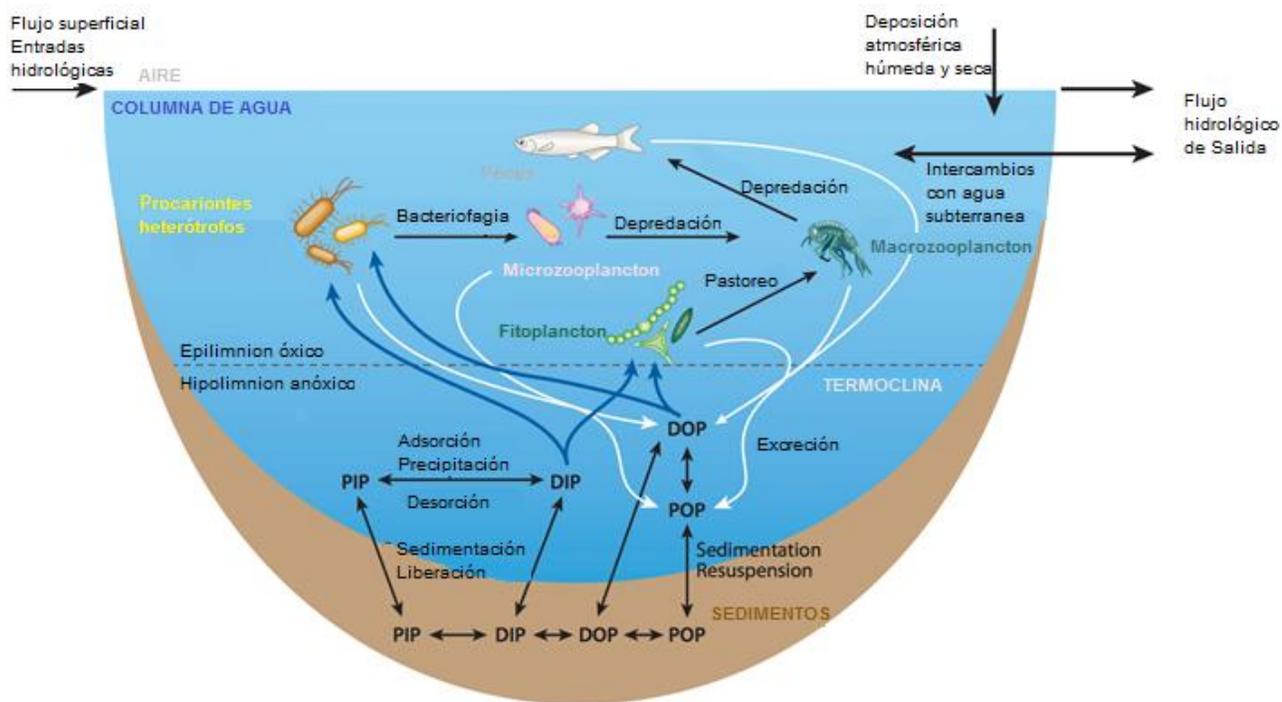
El P localizado en la columna de agua de un sistema acuático tiene diversos orígenes. Algunas fuentes alóctonas son: la Erosión del suelo rico en minerales con alto contenido de P -como la apatita-, la deposición atmosférica y como resultado de la creciente actividad antropogénica, la carga de materia orgánica contenida en aguas residuales industriales y domésticas, así como de fertilizantes organofosforados empleados para la agricultura, los cuales son transportados a los sistemas acuáticos (Bostrom et al., 1988). También pueden encontrarse fuentes autóctonas de P como aquel que se encuentra en la columna de agua a causa de la liberación de P localizado en los sedimentos por distintos procesos.

Una vez que el P entra al sistema acuático, éste puede encontrarse disuelto o particulado. La fracción de Fósforo Inorgánico Disuelto, o bien, Fósforo Reactivo Disuelto (PRD) está integrada por diversas especies de  $\text{PO}_4^{3-}$ , las cuales son asimiladas por el fitoplancton para formar sus estructuras celulares u otras biomoléculas. A su vez, estos compuestos conformarán las fracciones de Fósforo Orgánico Disuelto (POD) o bien, si el tamaño de partícula es mayor a  $45 \mu\text{m}$ , a la fracción de Fósforo Orgánico Particulado (POP). Si esta última no es reducida en tamaño por los heterótrofos, el POP será depositado en los sedimentos formando parte del detrito (Bostrom et al., 1988).

Ahora bien, la distribución y concentración de las especies de P dependen principalmente de los flujos de intercambio entre los sedimentos y columna de agua. Se piensa que el estado oxido-reductor del sistema dirige estos procesos, pues se ha observado que en periodos donde el hipolimnion es óxico, el P que puede ser adsorbido en los sedimentos, principalmente por precipitados de Fe, Al, Ca, entre otros (Bostrom et al., 1988). Consecuentemente, en lagos bien mezclados, el P tiende a permanecer en los sedimentos por largos periodos de tiempo (Jensen et al., 1992). Durante la estratificación, cuando es posible el hipolimnion sea anóxico puede haber una liberación de PRD quedando disponible para los productores primarios durante la mezcla, es decir, incrementa la carga interna de PRD (Kumar Das et al. 2008, Søndergaard et al., 2001).



**FIGURA 3.** Principales mecanismos de transporte físicos y químicos de P en los sistemas acuáticos. Modificado de Søndergaard et al. (2001).



**Figura 4.** Circuito microbio del P. Modificada de McMahon et al. (2013).

Recientemente, se han realizado estudios en lagos canadienses poco profundos (3-20 m) bien mezclados, que aún en condiciones óxicas muestran una liberación de P importante. Esta liberación puede incluso superar la carga alóctona del sistema, posiblemente por la remineralización del P que también puede llevarse a cabo por procesos biológicos mediante el *circuito microbiano* (Figura 4), el cual consiste en la transformación del POP a DIP o a PDR. Algunos heterótrofos que utilizan elementos como el  $O_2$ ,  $NO_3^-$ ,  $NO_2$ ,  $Fe^{3+}$  y  $Mn^{4+}$  como aceptores finales de electrones, cambiando así el estado redox del sistema y por tanto la solubilidad de algunas especies. Estos cambios permiten que el P se libere; sin embargo, este proceso no ha sido completamente comprendido (Prairie et al., 1993, Søndergaard et al., 1999, 2001; Pollman et al., 1984). También, existen organismos que son capaces de liberar directamente el  $PO_4^{3-}$  de la fracción orgánica a través mecanismos enzimáticos (Pettersson et al., 1980). Otro factor que puede llevar a la resuspensión del PRD en la columna de agua, es a través de procesos físicos, como la turbulencia generada por el viento o burbujas de gas producidas por organismos que pueden transportar el PID de la zona anóxica, a la óxica por difusión (Kawai et al., 1985).

### 2.2.2 Biogeoquímica del Nitrógeno

Dentro de las fuentes alóctonas de N de un sistema acuático se encuentran principalmente la deposición atmosférica, y el contenido en la materia orgánica así como especies inorgánicas provenientes de aguas residuales y agrícolas en zonas cercanas a la cuenca del cuerpo acuático (Bostrom et al., 1988). A comparación del P, donde la única fuente autóctona del mismo es el flujo del P de los sedimentos a la columna de agua, para el N en lagos altamente productivos también se encuentra la fijación de  $N_2$  realizado por algunas especies de cianobacterias.

Al igual que el P, el N está formado por una fracción disuelta y particulada. La fracción de Nitrógeno Orgánico Disuelto (NOD) está compuesta por biomoléculas solubles sintetizadas por los organismos como: aminoácidos, proteínas, ácidos nucleicos, entre otras. Cuando el tamaño de partícula del N orgánico es superior a  $0.45 \mu m$  se tiene la fracción de N Orgánico Particulado (NOP), la cual puede estar formada por agregados de estas biomoléculas e incluso incluye a los microorganismos (Kalff et al., 2001).

El Nitrógeno Inorgánico Disuelto o bien reactivo (NID) está compuesto por varias especies:  $NH_3/NH_4^+$ ,  $NO_2^-$  y  $NO_3^-$ , las cuales son producidas durante diversos procesos metabólicos realizados por grupos funcionales de organismos encargados de llevar el ciclo del N (Figura 4). La presencia de estos grupos depende de diversas condiciones fisicoquímicas, en especial, de las condiciones redox determinadas a su vez por los patrones de estratificación del lago, entre otros factores -como la proporción N:P- (Jensen et al., 1993; Rysgaard et al., 1995).

En época de mezcla donde el oxígeno tiende a estar presente en toda la columna de agua domina el proceso de Nitrificación. Mientras que en época de secas, donde la columna de agua se estratifica, es posible que hipolimnion sea anóxico, dominan los procesos de amonificación, desnitrificación y anammox, los cuales tienen un efecto importante en la concentración del N del sistema acuático, debido a que las dos últimas implican la pérdida de N del sistema, pues este es liberado como  $N_2$  o bien como  $NO/N_2O$  hacia la atmósfera (James



---

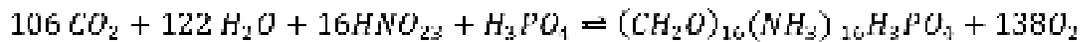
## 2.3 Procesos Internos Netos de P y N

Matemáticamente, los Procesos Internos Netos, por sus siglas en inglés, *NIP*, se pueden definir como la diferencia del flujo de Entrada, menos el flujo de salida del sistema ya sea N o P. Debido a que ambos elementos no son conservativos, el valor obtenido de esta diferencia representa el Flujo Neto del elemento. Este flujo dependerá del conjunto de procesos físicos, químicos y biológicos que tienen lugar en el sistema acuático; es decir, de los Procesos Internos Netos, los cuales permiten inferir los procesos biogeoquímicos del N y P que pueden presentarse en el sistema o en un compartimento de acuerdo a las condiciones fisicoquímicas del mismo, así como la función metabólica que realiza el sistema acuático.

De manera general, los *NIP* del PT, están regidos por procesos físicos y químicos de intercambio entre los sedimentos y la columna de agua. Mientras que, para el caso del N también dependen de intercambios con la atmósfera. Al ser la columna de agua el sistema de referencia, la interpretación conceptual del signo que tiene el *NIP* indicará para valores positivos, un incremento de estos elementos en la columna de agua (carga interna), gracias al flujo de los sedimentos a la columna de agua; y en el caso del NT podría deberse a la fijación de  $N_2$ . Si el valor de *NIP*, es negativo indica que hay una pérdida de estos elementos en el sistema, ya sea por sedimentación y adicionalmente para el N, el que es liberado en especies gaseosas hacia la atmósfera producidas por procesos biológicos como la desnitrificación y anammox, entre otros (Swaney et al., 2011).

## 2.4 Relación N: P y Producción primaria

Una primera aproximación para conocer la relación entre la proporción N: P y el fitoplancton en los sistemas acuáticos fue propuesta por Redfield en 1963, quien estimó empíricamente la estequiometría de la reacción de fotosíntesis (Testa et al., 2008).



Esta razón fue el resultado de observar que la proporción N: P de la composición elemental del fitoplancton marino y la de  $\text{NO}_3^-:\text{PO}_4^{3-}$  en la columna de agua, eran las mismas y se considera una propiedad conservativa. Esto se debe a dos factores importantes: el primero es que el tiempo de residencia de estos elementos es un orden de magnitud mayor al de circulación, y el segundo, la poca variabilidad de la comunidad fitoplanctónica marina (Falkowski et al., 2004); sin embargo, en sistemas donde la circulación es mayor al tiempo de residencia y la composición de la comunidad fitoplanctónica varía estacionalmente, como es el caso de lagos, estuarios entre otros, esta proporción puede variar (Oviatt et al. 1995; Lewis et al., 2002, Falkowski et al., 2004).

La proporción NT: PT ejerce una presión en la composición de la comunidad fitoplanctónica, especialmente si hay limitación de algún nutriente (Healey and Hendzel et al., 1980; Downing et al., 1993); debido a que puede dar lugar a sucesión fitoplanctónica donde las especies que se ven beneficiadas tienen requerimientos nutricionales distintos, y por tanto alteran nuevamente la relación P: N (Sakamoto et al., 1966; Smith et al., 1982, 1983; Søndergaard et al. 1999).

En 1957, Hutchinson basado en la estequiometría N: P propuso uno de los paradigmas más antiguos de la limnología, el cual menciona que el P es el elemento que limita el crecimiento del fitoplancton. Esta teoría fue apoyada por diversos experimentos, uno de ellos fue el enriquecimiento de varios lagos canadienses con C, N y P donde se observó que, a altas concentraciones de N y P los procesos de eutrofización se incrementaban. También observó que cuando la proporción N: P era baja (5:1) se presentaban florecimientos de cianobacterias fijadoras de  $\text{N}_2$ , las cuales se encargaban de satisfacer el déficit de N del sistema (Schindler et al., 1976, 1997). Sin embargo, diversos experimentos a mesoescala y observaciones de

algunos estuarios templados (bahía de Narragansett, Himmerfjarden y Laholm), mostraron que para tener un aumento óptimo de la producción primaria el P era menos efectivo que el N, pero sin duda mayor efecto se tenía cuando ambos estaban presentes (Boynton et al. 1982; Nixon et al., 1983; Oviatt et al. 1995).

**Tabla1.** Comparación de las relaciones C: N, N: P, C:P que determinan la deficiencia de nutrientes para el fitoplancton ( Healey, Hendzel et al., 1979).

		<i>Grado de déficit</i>		
<i>Relación</i>	<i>Deficiencia</i>	<i>Sin déficit</i>	<i>Moderado</i>	<i>Severo</i>
<b>C:N</b>	N	<8.3	8.3-14.6	> 14.6
<b>N:P</b>	P	<22	-	> 22
<b>C:P</b>	P	<129	129-8.3	> 8.3

La proporción de C: N: P es el resultado no sólo de una reacción en específico sino de conjunto de procesos simultáneos que tienen lugar en el sistema acuático (Falkowski et al., 2004); es decir, es una propiedad emergente.

## 2.5 Eutrofización

Parte del proceso de ontogenia de un lago involucra el cambio de un estado de oligotrofia (bajo en nutrientes y poca producción primaria), a uno eutrófico (rico en nutrientes y alta producción primaria). Este proceso ocurre naturalmente al cabo de cientos o miles de años, dependiendo de las características del sistema acuático (Wheel et al., 1983). Sin embargo, desde que el hombre dejó de ser nómada para volverse agricultor, surgió la eutrofización antrópica (Smith et al., 2009), definida como incremento acelerado de los productores primarios por efecto directo del aumento en el flujo de P y N como resultado de las actividades agrícolas, industriales, ganaderas y domésticas (Down et al., 2008; Istvánovics et al., 2009).

El aumento en la concentración de N y P genera florecimientos estacionales o permanentes de macro y microalgas, y cianobacterias entre ellas *Anabaena*, *Cylindrospermopsis* y *Microcystis*, las cuales bajo ciertas condiciones producen toxinas como microcistina y/o anatoxina (Chorus et al., 1999) que son causa de envenenamiento de animales domésticos, ganado e incluso de humanos, representando un peligro de salud pública (Morris et al., 1999). Algunas cianobacterias, también pueden producir compuestos que alteran la calidad organoléptica del agua como el 2-metil-isoborneol y geosmina (Schallenberg et al., 2009). Asimismo, este fenómeno repercute en el ámbito económico, debido al incremento del costo del tratamiento de potabilización de agua de los cuerpos eutrofizados el cual, muchas veces, es insuficiente para obtener la calidad de agua deseada (Smith et al., 2009).

Estos florecimientos o *blooms* aumentan la turbidez del sistema y en consecuencia reducen la profundidad de la capa fótica, afectando no sólo a la comunidad fitoplanctónica, sino a los organismos heterótrofos que utilizan la luz para cazar (Lehtiniemi et al., 2005). Una vez que estos organismos autótrofos mueren, la materia orgánica generada va hacia los sedimentos incrementando fuertemente la tasa respiratoria en las capas profundas produciendo condiciones anóxicas, a lo que se puede atribuir que la fracción remineralizada de N y P que va de los sedimentos a la columna de agua se incremente (Søndergaard et al., 2003; Burger et al., 2008).

Ahora bien, la eutrofización genera cambios importantes en la comunidad acuática debido a que puede generar la asfixia de peces u otros organismos de importancia no sólo ecológica sino también económica. Además, repercute en el ámbito social, cultural y turístico debido a que muchos de los sistemas epicontinentales son considerados como destinos vacacionales o recreativos (Schallenberg et al., 2009).

Se ha reportado, que disminuyendo el aporte de nutrientes en el sistema acuático puede comenzar el proceso de autodepuración, y es posible que con la ayuda de procesos químicos se logre cambiar de un estado eutrófico a uno más oligotrófico. Sin embargo, las condiciones físicas, químicas y ecológicas no serán iguales a las anteriores al proceso de eutrofización; algunos ejemplos de esto son: el lago Washington (Edmonson et al 1981), Grandes Lagos (Beetom et al., 2002), Lagos Templados del Norte (Smith et al., 1981), entre otros. Para lograr controlar la eutrofización es necesaria la cooperación de los habitantes de la región y del gobierno, así como de especialistas en sistemas acuáticos que verifiquen la viabilidad económica y social de proyectos de esta índole. (Smith et al., 2009).

El problema de eutrofización se presenta con mayor frecuencia en embalses tropicales, debido a que la mayoría de ellos se localizan en países en vías de desarrollo (Alcocer et al., 2010), donde las descargas de nutrientes tienden a ser más elevadas por la falta de regulación para manejo de las mismas, además de que no se posee la información necesaria sobre los procesos biogeoquímicos de N y P de este tipo de embalses. Por lo que, resulta prioritario su estudio y proponer soluciones para el manejo adecuado de los mismos.

## 2.6 Embalses tropicales

De acuerdo con la base de datos global de aguas continentales (Lehner et al., 2004), el área total de reservorios epicontinentales es  $2.59 \times 10^5 \text{ km}^2$  (Harrison et al. 2009), y el 40 % está integrada por reservorios pequeños ( $<50 \text{ km}^2$ ), los cuales son los principales sumideros de C, N y P. En los últimos años el número de embalses pequeños en las regiones tropicales ha ido en aumento; sin embargo, la dinámica biogeoquímica de estos no ha sido comprendida del todo (Dodds et al. 2007).

La mayoría de los embalses tropicales se localizan en países en vías de desarrollo, donde el crecimiento demográfico, la falta de regulación y la eutrofización son problemáticas actuales. Cabe destacar que la dinámica de estos sistemas es muy distinta a la de los sistemas acuáticos de regiones templadas (Kunz et al., 2011; Alcocer, et al., 2014). Una diferencia importante es que las regiones tropicales se caracterizan por dos épocas bien delimitadas: lluvias y secas. Esto tiene un gran impacto en los procesos biogeoquímicos de la cuenca; por ejemplo, los procesos de eutrofización son más intensos durante la época de secas, donde las condiciones anóxicas pueden presentarse en las capas profundas del lago, el intercambio de PT de los sedimentos a la columna de agua y por tanto la carga interna incrementa dando lugar a los florecimientos fitoplanctónicos después del periodo de mezcla (Burford et al. 2012).

Recientemente se ha observado que en los embalses tropicales, el N es el elemento que limita la producción primaria, contrario a las regiones templadas donde la limitación está dada por el P, pues las condiciones de estos embalses favorecen que permanezca disuelto en la columna de agua, además de que por la anoxia durante la estratificación se presenta el proceso de desnitrificación (Lewis et al., 1992, 2002; Setzinger et al., 1988). Al tener una relación N:P baja, se presenta una sucesión fitoplanctónica regida por las cianobacterias fijadoras de N<sub>2</sub> como es el caso del lago subtropical Okeechobee en Florida, donde dicha escasez ha generado *blooms* de cianobacterias fijadoras como *Anabaena* y *Aphanizomenon* (Phillips et al., 1997).

La mayoría de los lagos y embalses de México presentan un gran deterioro por procesos de eutrofización, cuya solución representa un gran reto no sólo para las autoridades sino también para los habitantes de regiones próximas a éstos y para la población en general (Olvera-Viascán et al., 1998). Por lo anterior, es importante entender la dinámica biogeoquímica de estos sistemas, y el efecto que tiene el aumento en las descargas de N y P con el fin de proponer soluciones para un manejo sustentable de estos sistemas epicontinentales, como es el caso de la Presa de Valle de Bravo.

### 3.0 Justificación de la investigación

Como se mencionó anteriormente, se cuenta con poca información acerca de la dinámica biogeoquímica y ecosistémica de los sistemas epicontinentales tropicales, especialmente de aquellos con variaciones drásticas en el nivel, como es el caso de VB. Éste, además resulta ser un embalse clave para el centro del país, pues abastece a un tercio de la población de la megalópolis de la Ciudad de México, además de ser considerado un destino turístico. Por lo que proponer soluciones ante el problema de eutrofización antrópica en VB que se ha reportado desde los años 80 (Olvera-Viascán et al., 1992) se ha vuelto un asunto de salud pública prioritario. Este proyecto es parte del monitoreo espacio temporal que se ha realizado en VB desde 2002, cuyo objetivo es entender la dinámica metabólica del sistema, sirviendo como antecedente y base para realizar recomendaciones para la gestión adecuada de la cuenca, y ser un punto de referencia para el estudio y manejo de sistemas acuáticos similares.

Entender la dinámica biogeoquímica del sistema y su relación con la calidad del agua es vital. Con este fin, desde 2002 se han utilizado los balances de agua, PT y NT para estimar Procesos Internos Netos, lo cual ha permitido conocer que de manera global el embalse se comporta como un sumidero de N y P. Además de que los cambios en el nivel tienen un gran impacto en la dinámica biogeoquímica del embalse (Ramírez-Zierold et al., 2010), esto resulta de gran importancia para el periodo de estudio del presente trabajo (2011-2015), pues hubo importantes fluctuaciones en el nivel, incluyendo uno de los mínimos históricos de la presa, seguido por un incremento hasta el máximo nivel de almacenamiento resultado de una drástica inyección de agua al embalse proveniente de la Presa Colorines -fenómeno que no se había presentado con anterioridad-.

Adicionalmente, como parte de la estrategia del balance de nutrientes, resulta vital que los errores asociados al balance de agua sean mínimos, por lo que se realizó una mejora por iteración del flujo de los afluentes mediante el análisis de las series espacio temporales de 2002 a 2015 de todos los parámetros hidrológicos, la cual se consideró para la integración del periodo de estudio con años anteriores del monitoreo.

## 4.0 Preguntas de investigación

- De acuerdo a los balances de agua, PT y NT, ¿Qué caracterizó al periodo 2011–2015?
- ¿Cómo variaron los flujos de entrada y salida de agua del embalse de Valle de Bravo durante 2011–2015 a escala mensual, anual e histórica (2002-2010)?
- ¿Qué efecto tuvieron las políticas de gestión y el patrón hidrológico de la cuenca sobre el nivel, los balances de agua, PT y NT del embalse de VB durante 2011–2015?
- ¿Cómo variaron las cargas alóctonas, la extracción y los balances de PT y NT durante 2011–2015 a escala mensual, anual e histórica (2002-2010)?
- ¿Qué impacto tuvieron las variaciones de nivel, carga externa y extracción en los Procesos Internos Netos del PT y NT durante el periodo 2011–2015?
- ¿Hubo variación de los flujos de PT y NT entre la columna de agua y los sedimentos a escala, mensual, anual e histórica?, ¿A qué pueden estar asociadas estas variaciones?
- Hubo variación de los flujos de NT entre la columna de agua y atmósfera a escala, mensual, anual e histórica?, ¿A qué pueden estar asociadas estas variaciones?

## 5.0 Objetivos

### 5.1 Objetivo General

Estimar los Procesos Netos Internos (*NIP*) de los elementos biolimitantes N y P mediante un balance hídrico y de nutrientes (N y P) en un embalse tropical eutrofizado, Valle de Bravo (2011–2015).

### 5.2 Objetivos específicos

- Medir las concentraciones de N y P totales de los afluentes y el embalse de Valle de Bravo.
- Estudiar la variación temporal de los flujos de entrada y salida de nutrientes del embalse de 2011 a 2015 y compararlos con respecto a los estudios previos.
- Revisar, optimizar y mejorar la metodología del balance de agua y nutrientes.
- Realizar el balance de agua y de nutrientes (NT y PT) de 2011 a 2015.

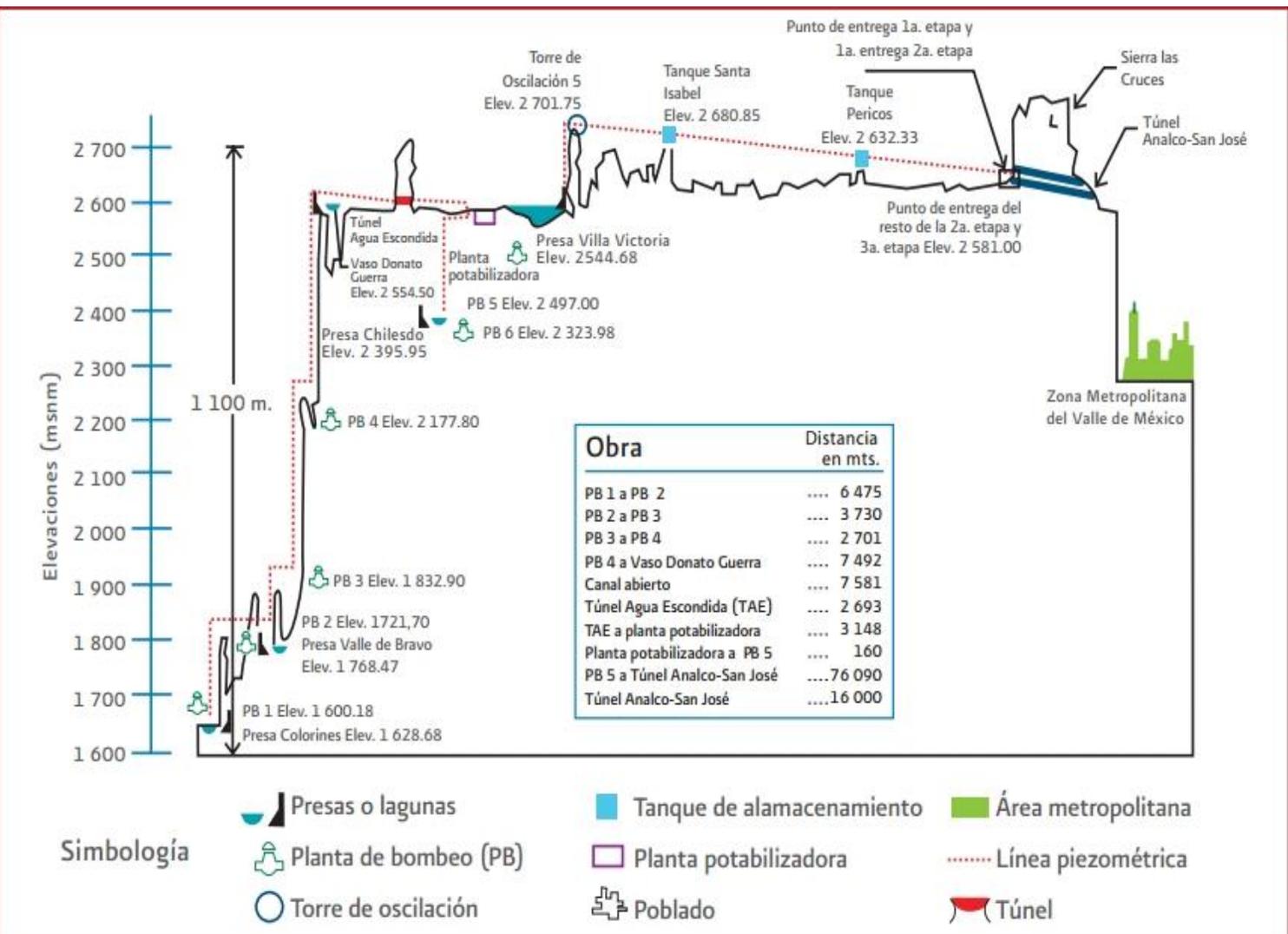
## 6.0 Área de estudio

### 6.1 Sistema Cutzamala

El abastecimiento de agua de la Ciudad de México y Área Metropolitana, proviene en parte de la sobreexplotación de acuíferos locales, los cuales han reducido su nivel drásticamente acelerando las tasas de hundimiento del suelo aproximadamente 8 cm por año (IMTA, 2007; Tortajada et al., 2006), siendo aún insuficiente para satisfacer la demanda de los 21 millones de habitantes de la misma. Por lo que el agua debe ser transportada de regiones más alejadas a través del Sistema Cutzamala.

El Sistema Cutzamala es el más importante del centro de país, suministrando anualmente  $493.19 \times 10^2 \text{m}^3 \text{ año}^{-1}$ , favoreciendo así a 4.23 millones de habitantes de 11 entidades de la Ciudad de México y 11 municipios del Estado de México (CONAGUA, 2005). Se estima que el costo de operación del Sistema Cutzamala es de 1 495.27 millones de pesos de los cuales el 86% corresponden al costo de energía eléctrica.

El Sistema Cutzamala está integrado por cuatro presas derivadoras: Tuxpan, Ixtapan del Oro, Colorines y Chilsedo; tres presas de almacenamiento: El Bosque, Valle de Bravo y Villa Victoria. Y finalmente, por 6 plantas de bombeo que se encargan de transportar el agua desde Michoacán una altura de 1,100 m s.n.m a través de una distancia de 127 km hasta la Ciudad de México, la cual se encuentra a 2324 m s.n.m (Figura 6).



**Figura 6.** Sistema Cutzamala. CONAGUA. Organismo de Cuenca Valle de México. Estadísticas de la región XIII. Año 2007.

## 6.2 Valle de Bravo

Valle de Bravo ( $19^{\circ}21'30''$  N,  $100^{\circ}11'00''$  O) construida en 1947, es la presa de almacenamiento principal del sistema Cutzamala pues tiene una capacidad de  $394 \times 10^2 \text{ m}^3$  (CONAGUA, 2016), aportando el 38% del volumen total de agua del Sistema Cutzamala, lo cual equivale a un tercio del suministro del agua de la Ciudad de México.

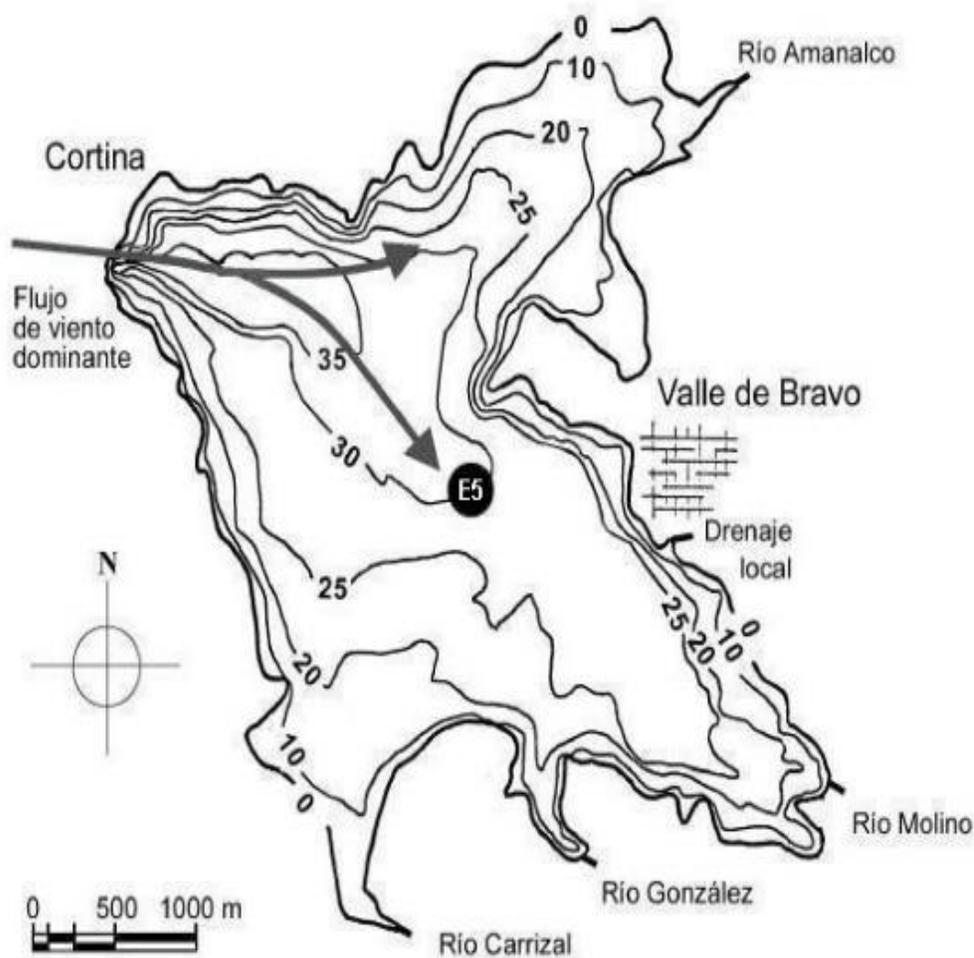
Se localiza a una altitud 1830 m s.n.m, su profundidad promedio es de 21.1 m y la máxima de 38.6 m. (Merino-Ibarra et al., 2008), posee un flujo promedio de entrada de  $177.6 \times 10^2 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$  y se estima que  $176.8 \times 10^2 \text{ m}^3$  son extraídos en promedio para el consumo de la Ciudad de México.

El clima en la región es subhúmedo cálido y está constituido por dos estaciones bien delimitadas: Época de secas de noviembre a mayo y de lluvias de junio a octubre. La precipitación anual en promedio es de 836 mm y la evaporación media de 1620 mm. Este embalse se caracteriza por tener una fuerte brisa diurna proveniente del Noroeste cuya velocidad promedio del viento alcanza  $7.4 \text{ m s}^{-1}$  entre las 12:00 y las 19:00 h (Merino-Ibarra et al., 2008) abarcando un área superficial (Fetch) de 6.9 km.

Valle de Bravo es un reservorio monomítico cálido, es decir que en invierno la columna de agua se encuentra completamente mezclada, en este caso de noviembre a febrero, mientras que el resto de año (abril a octubre) se estratifica (Merino-Ibarra et al., 2008).

VB recibe la descargas de cuatro ríos: Amanalco, Carrizal, González, Molino y Santa Mónica; así como las descargas de drenaje del pueblo aledaño a través del río Tizates y dos Embarcaderos (Figura 7). En ocasiones se bombea agua de las presas del oeste del sistema Cutzamala, principalmente de la Presa Colorines hacia el interior del embalse entre 22–28 m en una región cercana a la cortina de la presa, sitio en el cual también se lleva a cabo la extracción de agua y es posible que si la presa se encuentra en su máximo nivel de almacenamiento haya escurrimiento de agua (Ramirez-Zierold et al., 2010).

Como resultado de la descarga de drenaje, así como de la presencia de desechos agrícolas en el río Amanalco, el embalse de Valle de Bravo ha sufrido un proceso de eutrofización. Durante 1980-1987 el embalse era mesotrófico, en 1993 comenzó a presentar condiciones de eutróficas (Olvera-Viascán et al., 1998) y en 2001, durante el periodo de estratificación, el embalse presentaba ya un hipolimnion completamente anóxico y densos florecimiento de diatomeas *Cyclotella ocellata* y *Fragilaria crotonensis* y cianobacterias entre ellas *Woronichinia naegeliana*, *Microcystis wesenbergii* y *Anabaena* sp., (Valeriano et al., 2014). Asimismo, durante el periodo de circulación, el embalse presentaba una columna de agua sub-saturada (<60%) (Merino-Ibarra et al., 2008).



**Figura 7.** Batimetría del Embalse de Valle de Bravo (Monroy et al., 2004).

Como parte del manejo de la presa, se cuenta con una base de registros diarios proporcionada (por la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) las cuales incluyen: volumen, nivel del embalse evaporación, precipitación, extracción e inyección de agua ( Figura 8), con las que desde 2002 a la fecha se han elaborado balances hidrológicos, y de PT y NT, los cuales permiten entender cómo las variaciones en el nivel del embalse y de N y P afectan la dinámica biogeoquímica del embalse (Ramírez-Zierold et al., 2010, Quintanilla-Terminel et al., 2012, Sacristán-Ramírez, 2017).

En 2010, Ramírez Zierold encontró que el nivel del embalse tiene un impacto importante en el proceso de estratificación y que las variaciones en las cargas externas de N y P determinan la duración de la anoxia. También observó que cuando la carga externa de P es mayor de  $40 \text{ mg m}^2 \text{ d}^{-1}$  aumenta la concentración de PRD en el embalse. Durante el periodo 2002–2005, el 85% del aporte externo, tanto de N como P, fue depositado en los sedimentos y la carga de N resultado de la fijación de  $\text{N}_2$  atmosférico supera a la descarga de los afluentes y la liberación del P no fue significativa (Ramírez-Zierold et al., 2008).

En el periodo de 2005 a 2007 se observó una disminución en el nivel del embalse resultado de una mayor extracción, además de que el flujo de entrada de nutrientes se redujo entre un 12 a 20%, disminuyendo así los florecimientos fitoplanctónicos. Como consecuencia de la disminución de la carga de N y P es posible que se presentara un incremento considerable en la carga interna de nutrientes al sistema comparado a los años anteriores, aunado una disminución del 41% del P y 31% del N en la tasa de sedimentación; sin embargo, a pesar de esto, el 70% del P y el 78% fue incorporado a los sedimentos (Quintanilla et al., 2012).

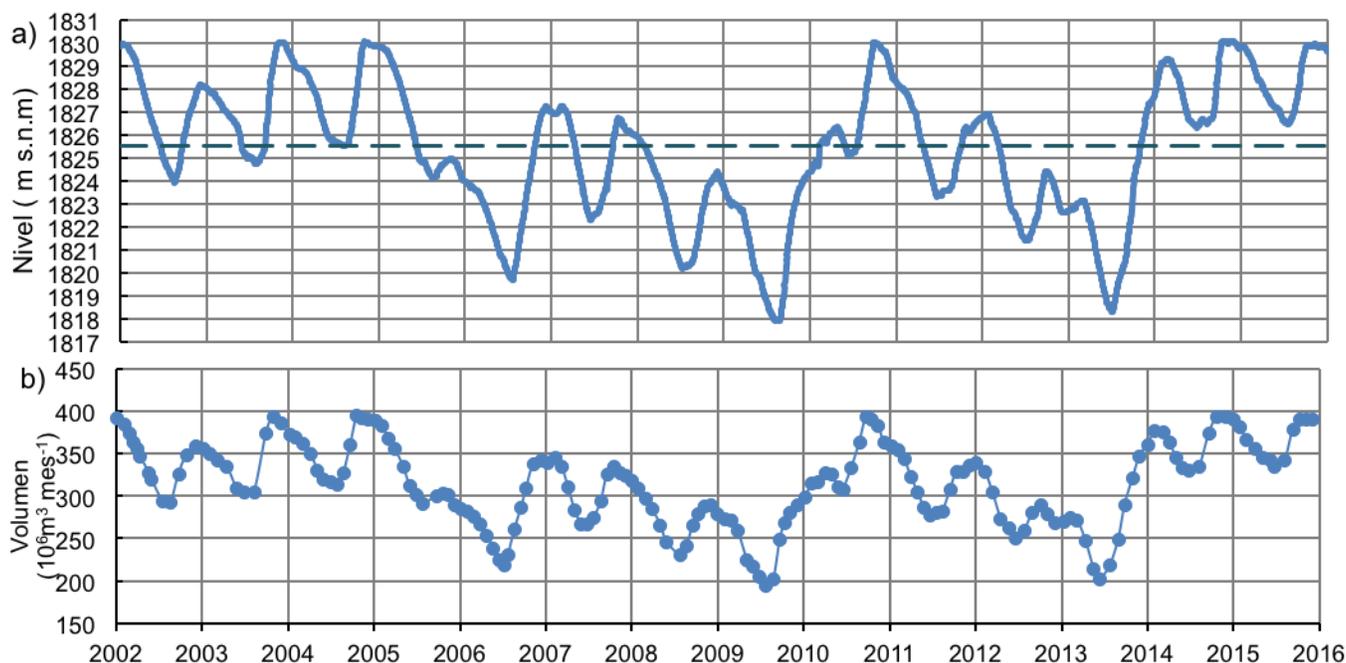
El periodo 2008-2009 resultó ser atípico comparado a los años previos, pues durante estos años el nivel del embalse se mantuvo bajo con respecto a la media histórica (1826 m s.n.m) con un mínimo histórico en 2009, pues comparado a años anteriores, las salidas directas del embalse fueron mayores a las entradas. Durante 2010 se incrementó el nivel hasta su máxima capacidad de almacenamiento. Lo anterior generó un incremento en la carga

interna de PT especialmente durante el cambio de nivel, para estos tres años la carga interna equivalió en promedio al 58% de la carga externa (Sacristán-Ramírez et al., 2017).

Continuar con el monitoreo del embalse resulta ser sumamente importante para conocer su dinámica biogeoquímica, el impacto que tienen las variaciones de nivel y de carga de los elementos N y P en los Procesos Netos Internos del sistema acuático.

**Tabla 2.** Meses de Máximo y mínimo nivel del embalse de VB durante 2002 – 2015

Nivel	
Media histórica 1825.3 m s.n.m	
Máximos ( $\geq 1830$ m s.n.m)	Mínimos ( $\leq 1819$ m s.n.m)
11/2003	06/2009
10/2004	07/2009
11/2004	08/2009
09/2010	09/2009
10/2014	10/2009
	06/2013
	07/2013



**Figura 8.** (a) Nivel de agua de la Presa de Valle de Bravo. Datos diarios proporcionados por la CONAGUA. La línea punteada indica el nivel medio de los 14 años, (b) Volumen de agua del embalse ( $10^6$  m<sup>3</sup>) para cada fecha de muestreo. .

## 7.0 Metodología

### 7.1 Estrategia de muestreo

Durante el periodo 2011 a 2015 el Laboratorio de Biogeoquímica Acuática realizó muestreos mensuales a la presa de VB, donde se llevaron a cabo colectas y registros en los cuatro ríos principales que llegan al embalse, en dos zonas de descarga de aguas municipales, en el desagüe del Tizates, así como en la presa de Colorines, desde la cual se bombea intermitentemente agua hacia la presa de Valle de Bravo, cubriendo así las fuentes principales de agua, nitrógeno y fósforo hacia el embalse.

### 7.2 Muestreo de la presa

En cada muestreo se llevaron a cabo registros y colectas en una estación en la zona central de la presa, en dos ocasiones a lo largo del día (antes y después del inicio de la brisa local). En cada una de ellas se realizarán perfiles de: temperatura, oxígeno disuelto, conductividad específica, pH y Eh, de toda la columna de agua con una resolución de 1m desde la superficie hasta el fondo, mediante una sonda multiparamétrica Yellow Spring Instruments (YSI) 6600. Esta estación se considera representativa de las condiciones generales del cuerpo de agua, debido a la homogeneidad horizontal que se ha documentado previamente (Merino et al., 2008; Nandini et al., 2008).

Se tomaron muestras de agua (Tabla 2) por duplicado con una botella tipo Niskin las profundidades: 0, 1, 2, 4, 8, 12, 16, 20, 24 y 28 m, abarcando toda la columna de agua.

### 7.3 Muestreo de afluentes

Para asegurar la veracidad de las estimaciones del volumen aportado por cada afluente al embalse de VB y minimizar los errores asociados, se realizó la determinación del flujo de los afluentes: Amanalco, González, Carrizal, Santa Mónica y las descargas municipales: Tizates, Embarcadero I, Embarcadero II.

### 7.3.1 Determinación del Flujo en cada afluente

En cada localidad de muestreo, se midieron: ancho ( $a$ ) y profundidad ( $z$ ) de un sitio específico con el fin de calcular el área de la sección transversal del afluente ( $A$ ). Posteriormente, se delimitó una distancia ( $l$ ) y se midió el tiempo ( $t$ ) que tardó un cuerpo de deriva en recorrerla repitiendo la medición 8 veces, se promediaron los valores de  $t$  para estimar la velocidad promedio ( $v$ ) y calcular el flujo de agua ( $Q$ ) de cada afluente con las siguientes fórmulas:

$$A = z * a \quad \text{Ec.1.0}$$

$$v = \frac{l}{t} \quad \text{Ec. 1.1}$$

$$Q = A * v \quad \text{Ec. 1.2}$$

### 7.3.2 Toma de muestras

En cada afluente se tomaron distintas muestras de agua por duplicado para las determinaciones indicadas en la Tabla 3. Posteriormente, las botellas fueron colocadas en hielo y oscuridad para su posterior análisis.

**Tabla 3.** Toma de muestras para distintas fracciones de P y N

.Determinación	Volumen de muestra (mL)	Tipo de Filtro	Observaciones
<b>N y P totales</b>	30	Sin filtrar	
<b>N y P Disueltos</b>	20	Fibra de vidrio,	
<b>N y P particulados</b>	60	Whatman tipo GF/F	Se conservó el filtro en una botella sin agua.
<b>Nutrientes (NID, PRD y Si)</b>	30	0.22 $\mu\text{m}$ Millipore™ tipo HA	Se agregaron 2 gotas de cloroformo
<b>Clorofila a</b>	60 por cada profundidad, 240 en total.	0.45 $\mu\text{m}$ Millipore™ tipo HA	Sólo del epilimnion de la presa (1, 2, 4 y 8m).

## 7.4 Cuantificación analítica de nutrientes

Para la cuantificación de N y P se utilizó auto-analizador de flujo segmentado Skalar modelo San Plus de cinco canales, el cual permite cuantificar simultáneamente:  $\text{NO}_2^-$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$  y  $\text{SiO}_4$  solubles siguiendo el protocolo de Kirkwood (1994).

El sistema está integrado por cinco componentes: un automuestreador, bomba peristáltica, un módulo analítico, un espectrofotómetro y un programa para el manejo de datos. Las muestras son colocadas en tubos de ensayo y en caso de ser necesario, diluidas con agua desionizada y colocadas en el automuestreador, donde una pipeta tomará el volumen requerido de la muestra. Este volumen será repartido en 5 canales distintos mediante las bombas peristálticas a través de tuberías de vidrio donde se añadirán secuencialmente los reactivos necesarios para cada determinación. Posteriormente, la mezcla de reacción circula a través de espirales de vidrio con el fin de catalizar la reacción calentando los capilares, el resultado de la reacción es un compuesto colorido, al que se hace incidir un haz de luz monocromática, que atraviesa el canal de vidrio donde fluye el cual se considera como si fuera una celda de 10 cm de largo, se determina la absorbancia de la muestra de acuerdo con la ley de Lambert-Beer y los datos son almacenados en una base de datos del sistema para su análisis.

El bombeo de muestras y reactivos es continuo, y cada muestra se subdividen automáticamente. Cada vez que se termina el análisis de una muestra, el equipo bombea aire y ácido sulfúrico diluido para eliminar partículas que queden adheridas a los capilares, o bien, amonio que pueda ser cuantificado en la siguiente muestra. Aumentando, así, la calidad de los valores obtenidos y la precisión del método.

### 7.4.1 Calibración del equipo

Al ser un método espectrofotométrico, la calibración del equipo se realiza mediante la elaboración de curvas patrón para cada especie a partir de una solución estándar conocida como Drift, la cual se prepara a partir de estándares de  $100 \text{ mg L}^{-1}$  de  $\text{NaNO}_2$ ,  $\text{NaNO}_3$ ,  $\text{NH}_4\text{Cl}$ ,  $\text{KH}_2\text{PO}_4$  y  $\text{SiO}_4$  grado analítico (Pureza > 99%) y elaborados con agua desionizada a una

concentración de final de 5.4, 0.8, 5.5, 1.05 y 500  $\mu\text{M}$ , respectivamente. A partir de esta solución se elaboran diluciones por duplicado: 0, 2, 4, 10, 20 y 50 en tubos de ensayo de 10 mL de polipropileno. Para realizar el blanco de la muestra el equipo toma entre cada muestra agua desionizada. El equipo se programa para realizar una curva de calibración, la cual se recomienda realizar cada vez que se preparen nuevos reactivos. Cabe mencionar que la concentración del Drift debe ser mayor que la muestra, con el fin de evitar errores analíticos en la determinación, de no ser así, se deben realizar las diluciones pertinentes a la muestra.

#### 7.4.2 Determinación de PT y NT

Con el fin de poder determinar la concentración de PT y NT utilizando el autoanalizador, se utilizó el método propuesto por Koroleff en 1977 el cual consiste en oxidar simultáneamente todas las especies de P y de N presentes en la muestra a  $\text{NO}_3^-$  y  $\text{PO}_4^{3-}$ , respectivamente. Esto se logra utilizando por cada 10 mL de muestra, 3 mL de solución oxidante compuesta por ácido bórico, hidróxido de sodio y peroxidisulfato de potasio (Valderrama et al., 1981). Posteriormente, estas muestras son sometidas a una digestión en autoclave a 120 °C por 30 minutos, se dejan enfriar y se hacen las diluciones adecuadas. De manera general para más muestras del embalse se realizan diluciones 1:10, para los afluentes 1:20 y para los drenajes 1:50 (Quintanilla et al., 2008) para ser leídas por espectrofotometría con el autoanalizador.

#### 7.4.3 Determinación de Fosfatos

Esta determinación se basa en la reacción del P inorgánico con molibdato de antimonio en medio ácido, la cual es catalizada por tartrato de antimonio y potasio, produciendo un complejo ácido de fosfomolibdato. Posteriormente se agrega una solución de ácido ascórbico con ácido sulfúrico (pH<1) concentrado, dando como resultado un complejo estable de color azul.

En este caso, el espiral de equipo es calentado a 37 °C para acelerar la reacción. El equipo se programa para lecturas a 880 nm y se tiene un valor de absortividad molar de 22 700  $\text{cm}^{-1} \text{L}^{-1}$ . El equipo tiene una sensibilidad de  $A = 0.002$ , es decir, la concentración mínima que puede detectar es de 0.1  $\mu\text{M}$ . Con una precisión de  $\pm 0.5 \mu\text{M}$ .

#### 7.4.4 Determinación de Nitratos

El método consiste en realizar una reducción del nitrato a nitrito haciéndola pasar por una columna de cadmio en una solución de  $\text{CuSO}_4$ , posteriormente, se lleva a cabo el protocolo de cuantificación de nitritos; sin embargo, este valor representa la concentración de nitratos reducidos más los nitritos presentes en la muestra, por lo que es necesario restar el valor de la de nitritos en la muestra para obtener la de nitratos (Hydes et al., 1984).

La columna debe ser revisada periódicamente para verificar su eficiencia de la reducción, esto se lleva a cabo utilizando dos soluciones patrones: la primera, de nitrato y la segunda, sólo de nitrito a la misma concentración, cuando la diferencia entre ambos valores es mayor a es necesario lavar la columna utilizando una solución de  $\text{CuSO}_4$  con el fin de reactivar el poder de reducción de la columna.

#### 5.4.5 Determinación de Nitritos

En este caso, los nitritos reaccionan con sulfamida y forman una sal de diazonio y en condiciones ácidas puede llevarse a cabo una reacción de adición con una amina aromática, en este caso, N-(1-Naftil) etilendiamina, dando un azoderivado de color púrpura el cual tiene su pico de absorción a una longitud de onda de 540 nm y un valor de absortividad molar de  $46\ 000\ \text{mol}^{-1}\ \text{L}^{-1}$ . Y una precisión de  $\pm 0.02\ \mu\text{M}$ .

## 7.5 Elaboración del Balance Hidrológico

Se realizaron los balances hidrológicos de la cuenca con base en los registros diarios de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), en los cuales se incluyeron datos como: el volumen del embalse, precipitación, evaporación, extracción e inyección de agua. Estudios realizados por Merino (2008), determinaron que el embalse de Valle de Bravo, es horizontalmente homogéneo, por lo que se puede considerar como un solo compartimento y es posible estimar el cambio periódico del volumen del embalse utilizando la siguiente ecuación (Ramirez-Zierold et al., 2010):

$$\Delta V/\Delta t = \sum R_i + I_i - S - \sum (E-P) \times A \quad \text{Ec.2.0}$$

Donde  $\Delta V/\Delta t$  representa el cambio de volumen del embalse en el tiempo;  $\sum R_i$  es la suma de las tasas de descarga de afluentes (ríos y drenajes),  $I_i$  es la entrada por inyección a través de la cortina de la presa,  $S$  es la tasa de extracción de agua,  $E$  es la evaporación y  $P$  es precipitación, las unidades en todos los casos son  $\text{m}^3 \text{d}^{-1}$ .  $A$  es el área superficial del embalse ( $\text{m}^2$ ).

Anteriormente, se utilizaron estimaciones de las descargas de los principales afluentes tras medir el flujo de los afluentes en campo para comparar con el balance hidrológico elaborado con los datos de CONAGUA, con el fin de verificar que el error en el balance hidrológico fuera bajo y no se propagaran errores importantes hacia el balance de nutrientes. Sin embargo; los valores entre el cambio de volumen en el embalse y las  $E - S$  eran distinto de cero.

Por lo anterior en este trabajo se mejoró por iteración la estimación del caudal de cada uno de los ríos, distribuyendo el flujo residual remanente después del primer balance entre los ríos ( $R_e$ ) (Figura 10). Esta corrección se basa en asumir que el balance debe ser cero, que el resto de los datos del mismo (inyección, extracción, evaporación, precipitación, cambio de volumen del embalse) son más confiables que la estimación de los ríos y que no se está ignorando ninguna fuente o salida de agua importante.

La mayor confiabilidad del resto de los componentes del balance se debe a que se trata de medidas diarias integradas para cada período (a diferencia de los ríos, donde solamente se tiene una medición cada mes), y a que el conjunto de los datos de 15 años respaldan un comportamiento coherente y que no faltan componentes a este balance.

Para distribuir de la manera más representativa los residuales (negativos o positivos) se utilizaron las proporciones promedio de todos los años en que no se observaron desviaciones importantes (2002 a 2007 y de 2011 a 2015), mostrados en la tabla 3. Es decir, se multiplicó el residual por la fracción de cada afluente y se sumó al flujo de los afluentes.

$$\Delta V/\Delta t - \sum R_i + l_i - S - \sum (E-P) \times A = Re \quad \text{Ec.2.1}$$

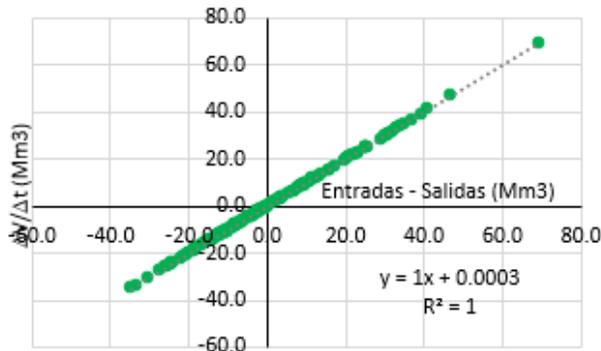
$$R_{ipro} = R_i + x_i Re \quad \text{Ec.2.2}$$

$$x_i = R_i / \sum R_i \quad \text{Ec.2.3}$$

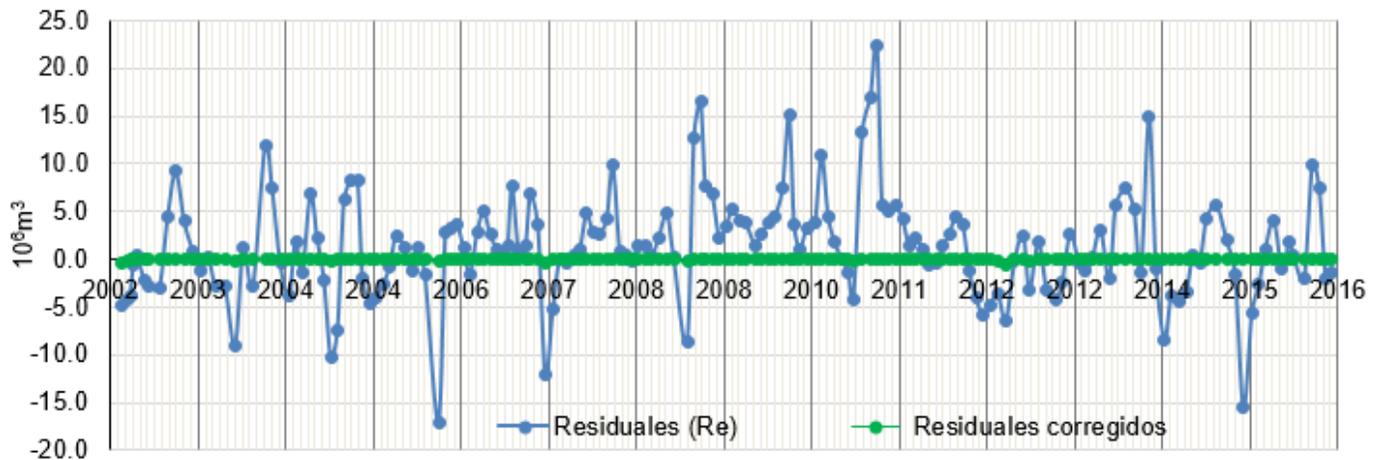
$$\Delta V/\Delta t = \sum R_{ipro} + l_i - S - \sum (E-P) \times A \quad \text{Ec.2.4}$$

**Tabla 4.** Media de las fracciones aportadas por cada afluente de 2002-2007 y de 2010-2015.

Afluente	$x_i$
Amanalco	0.55
Molino	0.24
González	0.08
Santa Mónica	0.04
Carrizal	0.04
San Antonio	0.03
Embarcadero I	0.01
Embarcadero II	0.01



**Figura 9.** Regresión lineal del cambio de volumen en el embalse ( $\Delta V/\Delta t$ ) con respecto a las diferencia de Entradas – Salidas.



**Figura 10.** Residuales de agua ( $Re$ ) en  $10^6m^3$  obtenidos con la ecuación 2.0 y residuales calculados tras realizar la corrección (Ec. 2.4) para el periodo 2002-2015.

Con la corrección anterior, se homogenizó la base de datos de 2002 a 2015, pues hubo ajustes con respecto a los resultados del balance de agua y en consecuencia, en el balance de masas de los años previos al periodo de estudio. Por lo que para fines de ésta tesis, se decidió promediar las medias anuales de 2002–2010, a forma de tener un punto de comparación con respecto al contexto temporal del embalse.

## 7.6 Elaboración del balance de PT y NT

El ingreso de nutrientes al embalse, se calculó multiplicando la descarga ( $\text{m}^3 \text{d}^{-1}$ ) por las concentraciones de N y P totales para cada uno de los principales afluentes en cada fecha de muestreo, e integrados para cada intervalo de tiempo transcurrido entre muestreos (Ramírez-Zierold et al., 2010).

La salida de nutrientes se calculó multiplicando el volumen integrado de extracción de agua por las concentraciones de N y P totales de la capa de 16 m a fondo. Para la columna de agua, las masas totales de N y P se calcularon multiplicando las concentraciones promedio de profundidad muestreada por el volumen de la capa que representa cada nivel de colecta y luego, integrando verticalmente sobre la columna de agua para cada fecha de muestreo. A partir del balance de nutrientes, las variaciones de masa de nutrientes con respecto al tiempo, quedan definidas como:

$$\Delta M_{(PT,NT)} / \Delta t = (\sum I_{(PT,NT)} - O_{(PT,NT)} \pm NIP_{(PT,NT)}) \quad A \quad \text{Ec. 3.0}$$

Donde  $NIP$  representa los flujos de N y P debidos a Procesos Internos Netos que suceden en el embalse para igualar la variación de masa observada en la columna de agua del embalse entre fechas de muestreo. Por ejemplo,  $NIP_{(PT)}$  representa el intercambio neto de fósforo entre la columna de agua y los sedimentos del embalse, sedimentación neta (Kalff, 2002). Para N, los valores estimados de  $NIP_{(NT)}$  representan, tanto el intercambio entre columna de agua y sedimentos (retención de N), como el intercambio entre columna de agua y atmósfera. Para estimar el intercambio neto de N entre la columna de agua y los sedimentos,  $NIP_{(RN)}$ , Ramírez-Zierold et al. (2010), asumió que la porción de N sedimentado (junto con P), era principalmente biomasa fitoplanctónica, por lo que cada  $NIP_{(NT)}$  se recalculará utilizando las siguientes fórmulas, las cuales permiten discernir qué proceso biogeoquímico predomina:

$$NIP_{(RN)} = \text{NOP:POP}_{\text{epi}} * NIP_{(PT)} \quad \text{Ec 3.1}$$

$$NIP_{(FN-D)} = NIP_{(NT)} - NIP_{(RN)} \quad \text{Ec 3.2}$$

Los valores de  $NIP_{(FN-D)}$  representan el resultado neto de intercambio de N con la atmósfera (fijación de  $N_2$  – desnitrificación). Cuando estos valores son positivos, significa que la fijación de  $N_2$  domina a la pérdida de  $N_2$  por desnitrificación y, cuando su valor es negativo, se presenta una pérdida neta  $N_2$  del sistema (Ramírez-Zierold et al., 2010).

## 8.0 Resultados

Con el objetivo de realizar comparaciones entre los distintos periodos de estudio se manejaron tres escalas temporales: 1) histórica, la cual compara las medias anuales de los años previos (2002-2010) con el periodo de estudio comprendido en este trabajo (2011–2015); 2) escala anual, evaluando las diferencias entre los 5 años de estudio y 3) entre los muestreos realizados aproximadamente cada 4 semanas.

Con respecto a la media histórica (2002-2010) de nivel (1825.5 m s.n.m), durante 2011–2015 se presentó un aumento en la media de 0.5 m. Este aumento se dio a pesar de que desde finales de 2010 se inició una caída en el nivel del embalse que se mantuvo durante 2011 y 2012 -con variaciones estacionales- hasta alcanzar un mínimo de 1819 m s.n.m. en junio de 2013. A partir de este momento, se inició una recuperación rápida y sostenida del nivel el nivel para durante 2014-2015 promediar un incremento de 3 m respecto a la media, como resultado de diversos cambios en el patrón hidrológico de la cuenca y principalmente por la gestión de la misma (Tablas 5 y 6).

**Tabla 5.** Flujos de entrada y salida de agua mensuales promedio, máximos y mínimos históricos (2002–2010), del periodo de estudio (2011–2015) y de los 13 años de estudio (2002–2015).

		2002-2015		2002-2010	2011-2015	
		Volumen Agua (10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> mes <sup>-1</sup> )	Fecha	Volumen Agua (10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> mes <sup>-1</sup> )	Volumen Agua (10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> mes <sup>-1</sup> )	Fecha
<b>Embalse</b>	<b>Media</b>	315.40 (1825.5 msnm)		312.83 (1825.3 msnm)	320.4 (1825.7 msnm)	
	<b>Máximo</b>	395.47	10/2004	395.47	394.9	10/2014
	<b>Mínimo</b>	195.87	07/2009	195.87	203.0	06/2013
<b>Lluvias</b>	<b>Media</b>	1.37		1.28	1.55	
	<b>Máximo</b>	6.96	09/2010	6.96	4.65	09/2012
	<b>Mínimo</b>	0.00		0.00	0.00	
<b>Evaporación</b>	<b>Media</b>	2.36		2.28	2.52	
	<b>Máximo</b>	6.04	06/2003	6.04	5.16	05/2013
	<b>Mínimo</b>	0.99	10/2006	0.99	1.30	08/2005
<b>Afluentes</b>	<b>Media</b>	14.41		14.17	14.88	
	<b>Máximo</b>	62.13	10/2003	62.13	40.90	09/2014
	<b>Mínimo</b>	3.68	03/2002	3.68	4.83	05/2013
<b>Extracción</b>	<b>Media</b>	14.80		14.57	15.24	
	<b>Máximo</b>	47.11	07/2002	47.11	36.38	04/2012
	<b>Mínimo</b>	0.00	09/2009	0.00	0.20	12/2011
<b>Inyección</b>	<b>Media</b>	1.39		1.16	1.82	
	<b>Máximo</b>	18.63	09/2009	18.63	16.33	10/2013
	<b>Mínimo</b>	0.00		0.00	0.00	
<b>Entradas</b>	<b>Media</b>	17.17		16.61	18.25	
	<b>Máximo</b>	82.51	10/2003	82.51	56.34	09/2014
	<b>Mínimo</b>	3.68	03/2002	3.68	4.99	05/2013
<b>Salidas</b>	<b>Media</b>	17.16		16.85	17.77	
	<b>Máximo</b>	50.28	07/2002	50.28	41.06	03/2012
	<b>Mínimo</b>	1.49	11/2006	1.49	1.65	12/2011
<b>Cambio de Volumen embalse</b>	<b>Media</b>	-0.01		-0.26	0.47	
	<b>Máximo</b>	69.33	10/2003	69.33	41.08	10/2013
	<b>Mínimo</b>	-34.81	05/2009	-34.81	-33.45	05/2013

**Tabla 6.** Flujos de entrada y salida de agua mensuales promedio, máximos y mínimos para cada año del periodo de estudio.

		2011	2012		2013		2014		2015		
<b>Nivel (msnm)</b>											
Embalse	Media	1825.6		1823.7		1822.3		1828.2		1828.5	
	Des Est	1.63		1.72		2.70		1.40		1.30	
	Max.	1828.1	15-ene	1826.8	12-ene	1827.35	05-dic	1830.2	Oct - dic	1829.8	ene-feb, sep-dic
	Min.	1823.3	01-jul	1821.5	26-jun	1818.6	20-jun	1826.4	03-jul	1826.5	02-jul
<b>Volumen (10<sup>6</sup>m<sup>3</sup>)</b>											
Embalse	Media	317.06		285.67		264.75		362.60		368.20	
	Des Est	28.53		28.41		44.66		23.39		22.24	
	Max.	359.06	15-ene	339.64	12-ene	347.84	05-dic	394.93	Oct - dic	391.62	ene-feb, sep-dic
	Min.	278.21	01-jul	251.7	26-jun	203.0	20-jun	331.6	14-ago	335.1	02-jul
Extracción	Media	13.42		19.26		11.62		14.76		17.30	
	Des Est	7.79		9.91		11.96		9.06		5.47	
	Max.	24.95	08-abr	36.38	24-abr	33.27	24-may	29.29	14-ago	23.32	13-ago
	Min.	0.20	15-dic	1.5	12-ene	0.6	03-oct	1.6	06-feb	2.2	17-sep
Inyección	Media	0.93		0.77		3.72		3.65		0.33	
	Des Est	1.73		1.25		5.40		5.33		1.13	
	Max.	5.03	22-sep	3.43	06-sep	16.33	03-oct	14.04	06-feb	3.91	13-ago
	Min.	0.00	mar, jun-sep	0.0	mar-may, nov-dic	0.0	may jun	0.0	abr jun, jul	0.0	ene-jul, sep-dic
Lluvias	Media	1.21		1.59		1.51		1.71		1.79	
	Des Est	1.57		1.69		1.63		1.75		1.57	
	Max.	3.95	28-jul	4.65	06-sep	4.24	01-ago	4.37	30-oct	4.22	02-jul
	Min.	0.00	ene-abr,	0.0	ene-mar	0.0	en-abr	0.0	ene-abr	0.0	mar
Evap.	Media	2.46		2.63		2.65		2.63		2.28	
	Des Est	1.04		1.12		1.25		0.84		0.97	
	Max.	4.19	03-jun	4.72	Abr, may	5.16	24-may	3.97	08-may	4.61	14-may
	Min.	1.34	28-jul	1.6	12-ene	1.4	03-oct	1.6	09-ene	1.3	10-dic
Afluentes	Media	11.63		13.42		16.25		16.30		17.18	
	Des Est	4.92		6.23		10.01		12.29		9.39	
	Max.	23.45	22-sep	23.66	02-ago	35.77	06-nov	40.90	25-sep	37.18	17-sep
	Min.	6.41	06-may	5.6	12-ene	4.8	24-may	5.1	06-feb	7.3	05-feb
Entradas	Media	13.77		15.78		21.49		21.66		19.29	
	Des Est	7.51		8.37		14.37		15.47		10.77	
	Max.	31.72	22-sep	28.67	12-oct	43.09	03-oct	56.34	25-sep	41.11	17-sep
	Min.	6.81	06-may	6.2	12-ene	5.0	24-may	5.8	10-abr	7.4	05-feb
Salidas	Media	15.87		21.89		14.27		17.39		19.59	
	Des Est	8.65		10.60		13.08		9.37		5.66	
	Max.	29.05	08-abr	41.06	24-abr	38.43	24-may	32.18	14-ago	26.14	13-ago
	Min.	1.65	15-dic	3.1	12-ene	2.0	05-dic	3.5	06-feb	4.6	17-sep
Cambio	Media	-2.10		-6.19		7.21		4.26		-0.30	
	Des Est	14.21		15.37		24.14		16.90		13.98	
	Max.	24.69	22-sep	21.62	06-sep	41.08	03-oct	39.36	25-sep	36.53	17-sep
	Min.	-20.67	08-abr	-30.5	24-abr	-33.4	24-may	-17.9	08-may	-15.2	05-mar

## 8.1 Patrón hidrológico

El patrón hidrológico se refiere a todas las entradas y salidas de agua mediadas por procesos naturales en la cuenca, entre las cuales están comprendidas: lluvia, afluentes y evaporación.

Durante los años previos al periodo de estudio (2002-2010), las lluvias fueron la segunda fuente más importante de agua después de los afluentes (Tabla 7, Figura 12d) presentándose entre junio a octubre, mientras que la época de secas abarcó los meses de noviembre a mayo, correspondiendo con lo reportado por Merino-Ibarra et al. (2008). Sin embargo, durante 2011–2015 se reportó un incremento del 12 % con respecto a la media anual histórica pues se presentaron lluvias atemporales tanto en febrero de 2012 como en abril de 2015. Además durante 2014 las lluvias se mantuvieron elevadas (entre  $3.8$  y  $4.1 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ ) durante toda la temporada, en tanto que en años anteriores estos valores sólo se alcanzaron en junio y septiembre. También se observó una extensión en la duración de la temporada de lluvias entre 2013-2015 que abarcó hasta noviembre e incluso hasta diciembre en 2015 (Figura 11c). En conjunto, todo esto generó que la media mensual de 2013-2015 fuera aproximadamente 20 % mayor a la de 2011-2012, lo cual a su vez también se reflejó en variaciones en los flujos de los afluentes

Los afluentes son históricamente el principal aportador de agua al embalse con el 82.6% (2002–2015) y se dividen en i) ríos, en orden de importancia de acuerdo a su caudal: Amanalco, Molino, González y Santa Mónica; y ii) drenajes: San Antonio, Embarcadero I y II, aportando el 78.4 % y el 4.2% respectivamente (Figura 12). En la figura 15 se observa que los afluentes presentan un patrón estacional regido por la temporada de lluvias. Aunque en escala global, el promedio anual para el periodo 2011–2015 se mantuvo cercano a la media, en escala anual se puede observar el efecto que tuvo el incremento en las lluvias de 2013-2015 propició un aumento del 32% en la media mensual del caudal de los afluentes con respecto a los años 2011-2012.

El otro flujo de entrada de agua hacia VB que varió significativamente durante el período de estudio es la inyección, cuyas variaciones se describen como parte de la gestión de la cuenca, en la sección siguiente (8.2).

La única salida del embalse mediada por procesos naturales, es la evaporación que muestra una clara estacionalidad, presentando los valores máximos durante marzo-abril y los mínimos entre junio y diciembre. La media anual de evaporación para el periodo de estudio fue  $0.3 \times 10^6 \text{ m}^3$  superior (del orden de un 1%) a la media histórica ( $28.4 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ ; Tabla 7) debido principalmente a que en los años de 2012-2014, años de bajo nivel del embalse, la evaporación fue más elevada mientras que en 2011 y 2015, años cuyo nivel fue superior a la media, la evaporación permaneció cercana al promedio histórico (Figura 12a).

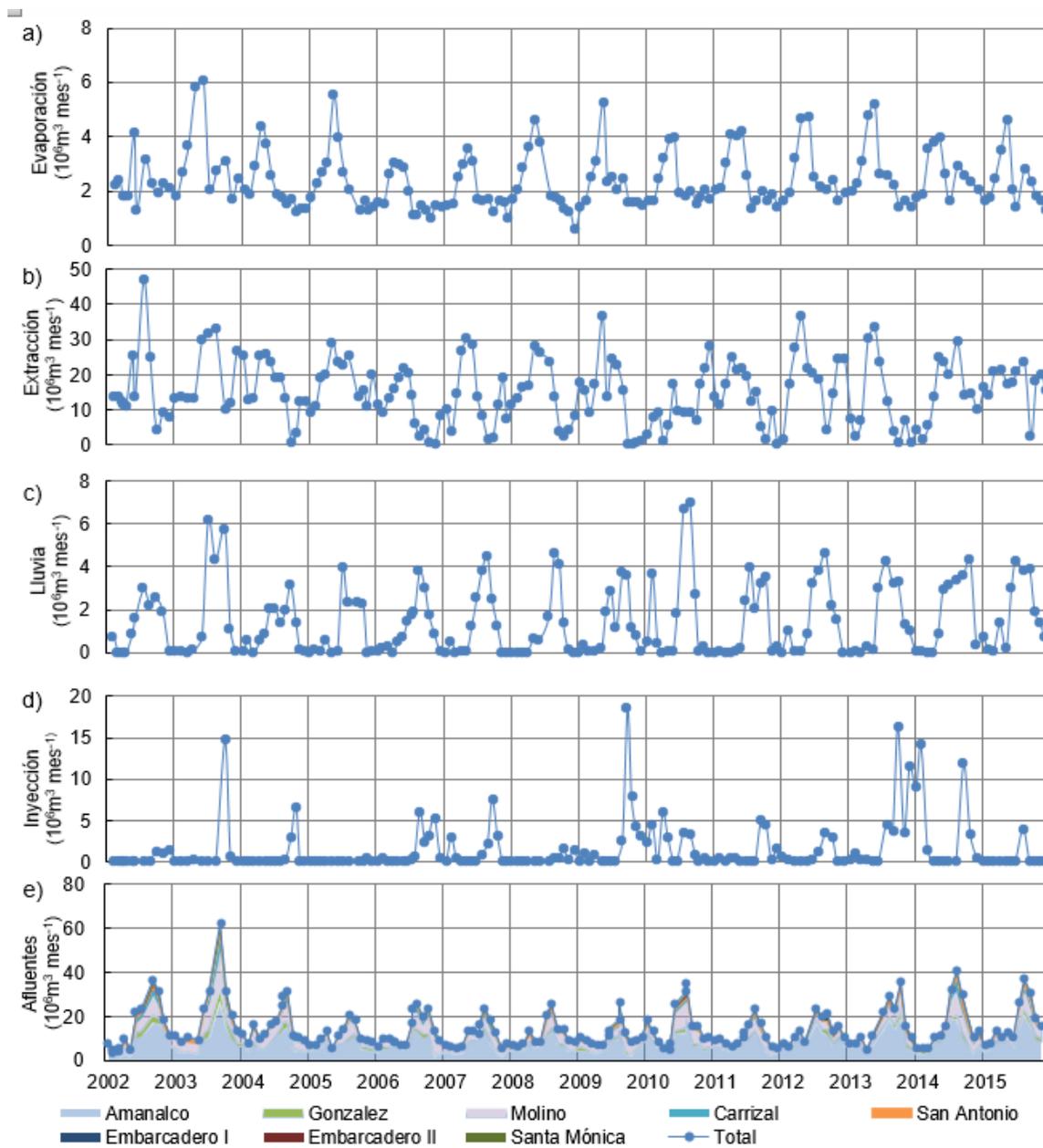
## 8.2 Gestión de la cuenca

Con base en una serie de decisiones sobre el recurso hídrico, es posible regular el nivel del embalse a través del flujo de extracción de la presa de VB hacia la Ciudad de México, así como el flujo de inyección de la presa Colorines hacia el embalse. La extracción por su parte ha representado desde 2002–2015 el 87.2 % del total de salidas de agua con un volumen anual promedio de  $179.7 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$  lo cual es equivalente al flujo de entrada por los afluentes (Tabla 7). La inyección por su parte, ha representado el 8% del total de entradas al sistema; sin embargo, posee una gran variación interanual. Por ejemplo, durante los dos primeros años del periodo de estudio (2011-2012) la inyección se mantuvo cercana a la media histórica ( $14.4 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ ), Mientras que durante 2013 y 2014, la media mensual triplicó a la de los años previos (Tabla 6), incluso desplazando a las lluvias como la segunda fuente más importante de agua (Figura 12).

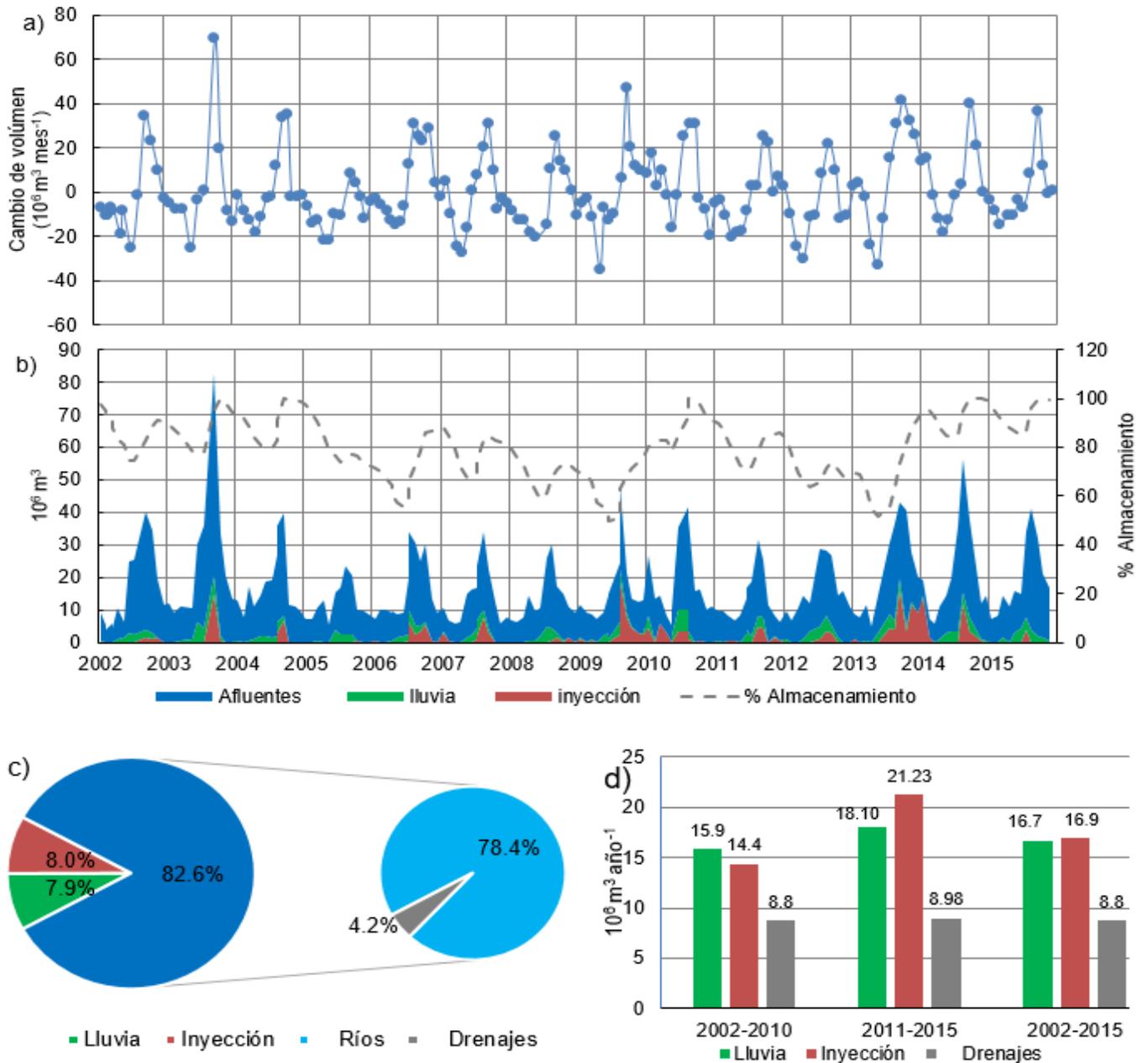
En 2011 el nivel del embalse permaneció cercano a su media histórica, al igual que lo hicieron los volúmenes de extracción ( $176.8 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ ). Durante 2012 se reportan los valores de extracción media más elevada del periodo de estudio (Tabla 6), pues desde febrero hasta agosto ésta fue mayor  $17 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ mes}^{-1}$ , en tanto que la inyección permanecía baja ( $< 5 \times 10^6 \text{ m}^3$  mensuales). Como consecuencia, se observa una disminución en el nivel de la presa a 1821 m s.n.m. en junio de 2012. Este decremento continuó hasta junio de 2013, mes en que el nivel del embalse alcanzó uno de sus mínimos históricos (1819 m s.n.m.). A partir de ese momento, las extracciones se redujeron a una sexta parte hasta abril de 2014 al tiempo que se incrementó la inyección de agua de la Presa Colorines hacia VB.

---

En la Figura 11a se puede observar que la inyección de agua a VB suele realizarse entre agosto y octubre, es decir durante la última etapa de la época de lluvias. Un caso especial se observa en 2013, cuando la inyección se llevó a cabo desde junio de 2013 hasta febrero de 2014, constituyendo un periodo histórico de inyección con flujos mensuales de  $5\text{--}16 \times 10^6 \text{ m}^3$ , elevándose así el nivel del embalse hasta su máxima capacidad de almacenamiento en octubre de 2014. Posteriormente, la gestión del embalse cambió, pues durante 2015 el nivel se mantuvo arriba de la media histórica a pesar de que el flujo de extracción fue equiparable al de 2012.



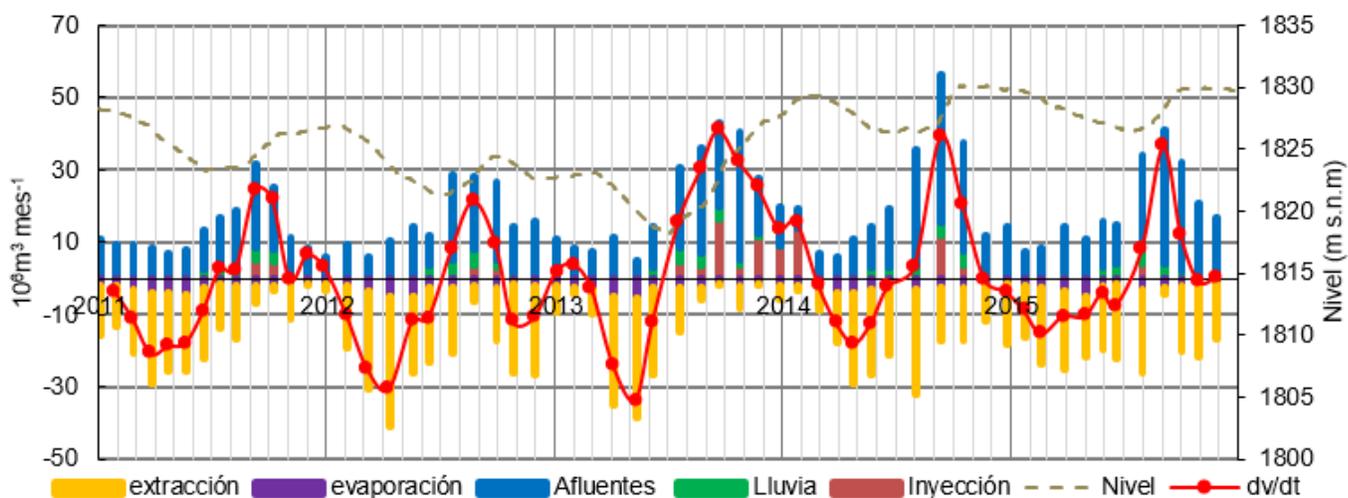
**Figura 11.** Flujos de agua para los periodos de muestreo consecutivos por: (a) evaporación, (b) extracción, (c) lluvia, (d) inyección, (e) afluentes hacia la Presa de VB durante el periodo 2002–2015.



**Figura 12.** (a) Cambio de volumen de agua mensual en el embalse. (b) Gráfica de aporte mensual de las entradas de agua y porcentaje de almacenamiento del embalse (2011–2015). (c) Porcentaje de aporte promedio anual de cada fuente de agua al embalse (2002–2015). (d) Comparación del volumen de agua anual de lluvias, inyección y drenajes durante los periodos: 2002–2010, 2011–2015 y 2002–2015.

**Tabla 7.** Comparación del Balance de agua medio anual de los periodos 2002–2010, 2011–2015, 2002–2015.

	2002-2010		2011-2015		2002-2015	
	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> año <sup>-1</sup>	% Aporte	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> año <sup>-1</sup>	% Aporte	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> año <sup>-1</sup>	% Aporte
<b>dV embalse</b>	<b>-3.0</b>		<b>5.5</b>		<b>-0.1</b>	
○ Ríos	167.6	81.1%	163.61	77.2%	166.2	79.7%
○ Drenajes	8.8	4.2%	8.98	4.2%	8.8	4.2%
<b>Afluentes</b>	<b>176.4</b>	<b>85.3%</b>	<b>172.58</b>	<b>81.4%</b>	<b>175.0</b>	<b>83.9%</b>
Lluvia	15.9	7.7%	18.10	8.5%	16.7	8.0%
Inyección	14.4	7.0%	21.23	10.0%	16.9	8.1%
<b>Entradas</b>	<b>206.7</b>	<b>100%</b>	<b>211.92</b>	<b>100.0%</b>	<b>208.5</b>	<b>100%</b>
Evaporación	-28.4	-13.5%	-29.26	14.2%	-28.7	13.8%
Extracción	-176.8	-84.3%	-176.83	85.8%	-179.7	86.2%
<b>Salidas</b>	<b>-209.7</b>	<b>-100.0</b>	<b>-206.09</b>	<b>100.0%</b>	<b>-208.4</b>	<b>100.0%</b>



**Figura 13.** Volúmenes mensuales de entradas y salidas de agua, cambio de volumen en el embalse y nivel de la presa de VB durante el periodo 2011–2015.

## 8.3 Cargas Externas de PT y NT

### 8.3.1 Afluentes

Históricamente, los ríos y drenajes son la carga alóctona principal de PT y NT hacia la presa de VB con aproximadamente el 96 % de aporte para ambos nutrientes (Tabla 12b). Durante el periodo 2011–2015 se observó una disminución de  $28.1 \times 10^3$  Kg PT año<sup>-1</sup> y  $109.7 \times 10^3$  Kg NT año<sup>-1</sup> en el aporte de los afluentes equivalente al 35.2% y 24% respectivamente en comparación con el periodo 2002-2010 (Tabla 9).

Ahora bien, la carga de PT y NT de un afluente está regida por dos efectos: el caudal y la concentración de la especie de interés (Figuras 14 y 15). Resulta interesante observar que a pesar que el caudal de todos los afluentes posee un patrón estacional al igual que las cargas de PT y NT, este no es tan claro para las concentraciones de PT y NT de los mismos. A escala mensual, se observa que durante el primer mes de la temporada de lluvias aumenta la carga de nutrientes de los afluentes, posteriormente durante los meses de lluvias más intensas (Septiembre-Octubre) se observa una disminución en las concentraciones y finalmente, al terminar la temporada las concentraciones vuelven a incrementarse, mas no así la carga, pues el caudal se ve disminuido (Figuras 15 y 16).

#### 8.3.1.1 Ríos

Con respecto a la media histórica, el aporte de agua de los ríos permaneció relativamente constante durante 2011 y 2015; a pesar de esto, se observó una reducción en la carga anual del 35% de PT, y del 30 % para el NT asociada a la reducción de las cargas del 40% y 27% respectivamente del aportador principal, el Río Amanalco, pues no sólo contribuye con más 50 % de agua a VB sino al poseer las concentraciones promedio más altas de los ríos ( $9.5 \pm 4.5$   $\mu$ M PT y  $143.5 \pm 83$   $\mu$ M NT), aporta aproximadamente el 55% de la carga alóctona de PT y 62% de NT . La reducción de la carga alóctona también fue consecuencia de la reducción en la carga anual media del Río Molino, el segundo más caudaloso pues aporta el 21 % del agua de los afluentes, y presentó una reducción entre el 22 y 47 % con respecto a 2002–2010

de la carga de PT y NT respectivamente, lo cual puede estar relacionado con la disminución del 27 % del caudal respecto a los años anteriores.

Para el Río González tanto el aporte de agua como el de PT permaneció cercano a la media mientras que la del NT se redujo 34 %. Sucede lo mismo en el caso del Carrizal; sin embargo, para el río Santa Mónica se observó un incremento del 5 % del caudal, 8.3 % de PT y del 4.5% de NT; las concentraciones de PT permanecieron constantes respecto al periodo anterior.

### *8.3.1.2 Drenajes*

Los drenajes representan el 4 % de agua que entra al embalse; sin embargo, el efecto que tienen las altas concentraciones de PT y NT resulta ser muy significativo, pues éstas pueden ser hasta cinco veces mayores que las del Amanalco, convirtiéndolos en la segunda fuente externa más importante con aproximadamente 21.6 % de la carga externa de PT y 13.9% de NT. Durante el periodo de estudio se observó, al igual que en los ríos, que el caudal se mantuvo cercano a la media histórica mientras que la carga de PT disminuyó 35 % y la de NT se incrementó un 12 % (Tablas 8 y 9).

El drenaje más importante es Tizates pues históricamente aportó anualmente el 13 % de ambos elementos durante 2002-2010. Para el periodo de estudio se observó una reducción del 45 % de PT y un aumento del 11.6% de NT a pesar de que el caudal permaneció cercano a la media de  $5.3 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$  y concentraciones promedio de 60.7 y 774.9  $\mu\text{M}$  de PT y NT, respectivamente. Cabe destacar que durante 2011 se presentaron las concentraciones más elevadas de ambos elementos en los drenajes, debido a un incremento de un orden de magnitud en las concentraciones del Tizates durante enero a julio. Por otro lado, para los embarcaderos -los cuales apenas alcanzan la mitad de los valores de caudal que la del Tizates- se observó que los valores del caudal y la carga de PT permanecieron cercanos a la media histórica, mientras que para el caso del NT se incrementaron en 12–17 %.

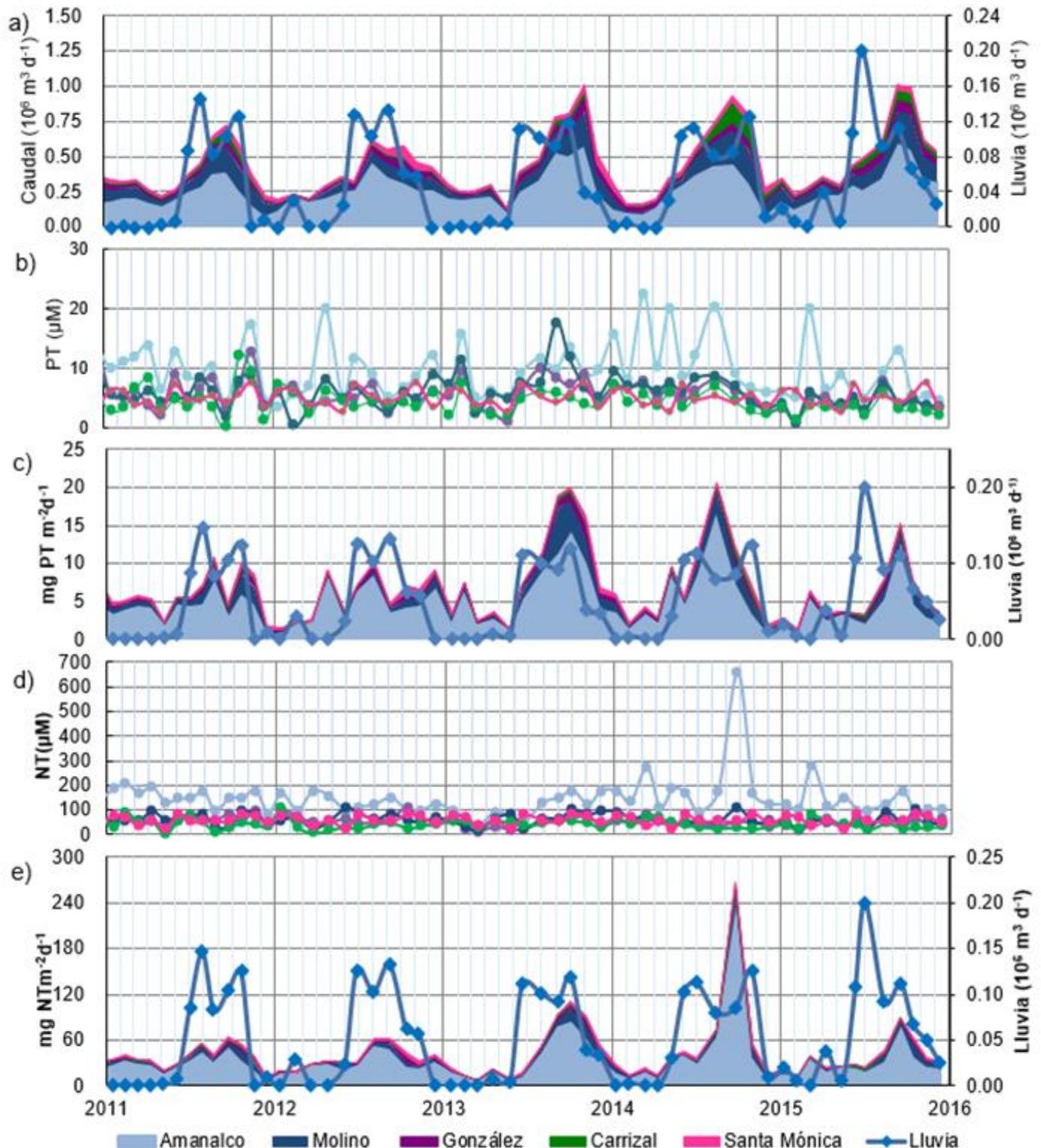
**Tabla 8.** Aporte anual de agua, PT y NT de los ríos y drenajes de VB durante 2011–2015.

	Ríos						Drenajes				Afluentes
	Amanalco	Molino	González	Carrizal	Santa Mónica	Total Ríos	Tizates	Embarcadero 1	Embarcadero 2	Total dren.	Total
<b>10<sup>6</sup>m<sup>3</sup>año<sup>-1</sup></b>											
<b>2011</b>	80.1	37.4	11.9	6.5	7.8	143.6	4.2	2.3	1.0	7.5	<b>151.2</b>
<b>2012</b>	96.1	22.9	12.6	1.7	8.7	141.9	2.0	2.4	1.2	5.7	<b>147.6</b>
<b>2013</b>	107.6	35.5	14.5	5.2	6.8	169.6	4.9	2.5	1.8	9.2	<b>178.8</b>
<b>2014</b>	88.9	41.3	13.8	15.7	10.1	169.8	6.7	1.3	1.4	9.4	<b>179.3</b>
<b>2015</b>	112.5	46.0	16.5	10.8	7.3	193.0	8.8	2.7	1.6	13.1	<b>206.1</b>
<b>PT (µM)</b>											
<b>2011</b>	10.0	5.5	5.9	4.0	5.0	6.1	116.1	44.4	45.8	68.8	<b>37.4</b>
<b>2012</b>	8.5	5.1	5.1	3.3	5.1	5.4	34.8	29.0	36.8	33.5	<b>19.5</b>
<b>2013</b>	9.0	8.0	6.0	3.3	5.1	6.3	47.3	29.5	30.3	35.7	<b>21.0</b>
<b>2014</b>	12.5	6.7	6.0	3.3	4.8	6.7	45.4	44.0	40.7	43.4	<b>25.0</b>
<b>2015</b>	7.7	4.1	3.8	3.3	5.0	4.8	32.9	28.0	40.0	33.6	<b>19.2</b>
<b>10<sup>3</sup> Kg PT año<sup>-1</sup></b>											
<b>2011</b>	23.9	6.4	2.3	0.7	1.2	34.5	12.7	3.4	1.4	17.5	<b>52.0</b>
<b>2012</b>	25.2	3.7	2.0	0.2	1.4	32.5	2.0	2.2	1.4	5.6	<b>38.1</b>
<b>2013</b>	32.0	9.8	3.2	0.5	1.1	46.6	5.5	2.3	1.6	9.4	<b>56.0</b>
<b>2014</b>	35.2	8.5	2.6	1.6	1.5	49.4	6.1	1.7	1.7	9.5	<b>58.9</b>
<b>2015</b>	27.8	6.2	2.2	1.1	1.1	38.4	8.9	2.5	1.9	13.3	<b>51.7</b>
<b>NT (µM)</b>											
<b>2011</b>	153.3	64.7	59.7	44.8	58.3	76.2	1714.2	531.1	583.0	942.8	<b>509.5</b>
<b>2012</b>	125.1	65.7	63.2	38.7	59.3	70.4	394.9	416.8	581.9	464.5	<b>267.5</b>
<b>2013</b>	105.9	61.4	42.2	48.1	59.3	63.4	539.6	348.6	471.0	453.0	<b>258.2</b>
<b>2014</b>	203.7	61.7	47.6	44.3	57.6	83.0	491.9	478.1	470.2	480.1	<b>281.5</b>
<b>2015</b>	128.6	52.0	44.7	39.3	58.8	64.7	516.2	368.5	471.3	452.0	<b>258.3</b>
<b>10<sup>3</sup> Kg NT año<sup>-1</sup></b>											
<b>2011</b>	171.2	32.6	10.7	3.7	1.2	219.4	82.6	18.2	8.2	109.0	<b>328.4</b>
<b>2012</b>	163.9	22.5	11.8	1.1	1.4	200.6	11.1	16.5	9.9	37.5	<b>238.1</b>
<b>2013</b>	181.7	36.2	10.6	3.9	1.1	233.5	30.2	13.1	11.5	54.8	<b>288.3</b>
<b>2014</b>	324.2	39.4	9.4	6.8	1.5	381.3	32.1	8.5	9.2	49.8	<b>431.1</b>
<b>2015</b>	200.7	38.4	11.2	5.3	1.1	256.7	68.8	14.3	10.5	93.6	<b>350.3</b>

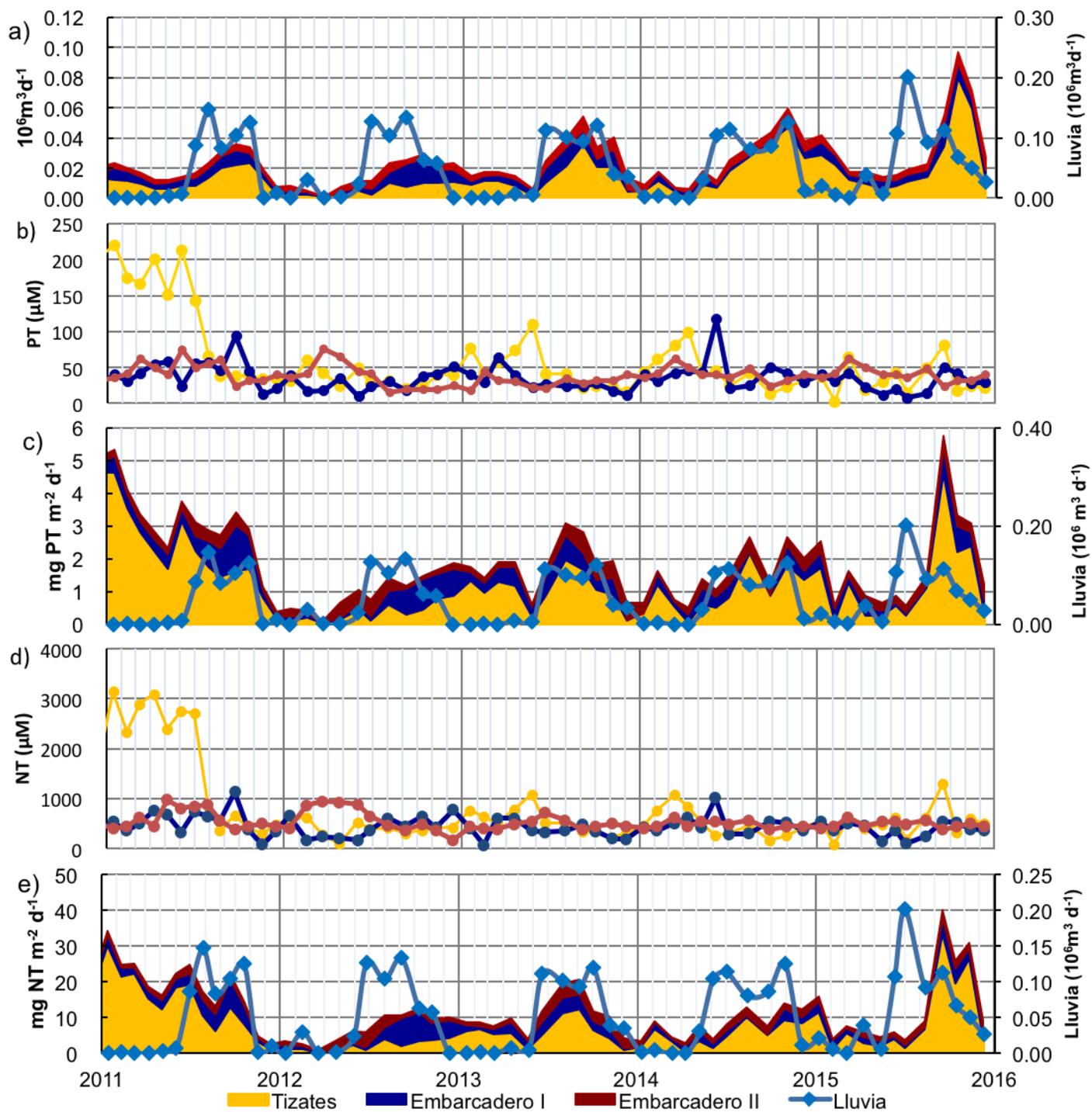
**Tabla 9.** Aporte anual promedio de los ríos y drenajes de VB durante los periodos (a) 2002–2010 y (b) 2011–2015.

2002-2010								
a)	Agua		PT			NT		
Afluente	10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> año <sup>-1</sup>	% Aporte	µM	10 <sup>3</sup> Kg año <sup>-1</sup>	% Aporte	µM	10 <sup>3</sup> Kg año <sup>-1</sup>	% Aporte
Amanalco	86.5	51.6 %	19.4	48.2	60.4%	238.7	284.2	64.2%
Molino	50.5	26.0%	5.7	8.9	11.2%	82.3	64.7	14.6%
González	13.9	7.9%	5.3	2.6	3.3%	76.3	16.2	3.7%
Carrizal	8.9	4.9%	4.5	1.5	1.9%	64.7	9.4	2.1%
Santa Mónica	7.7	4.5%	5.0	1.2	1.5%	59.0	6.6	1.5%
<b>Ríos</b>	<b>167.5</b>	<b>94.9%</b>	<b>8.0</b>	<b>62.5</b>	<b>78.4%</b>	<b>104.2</b>	<b>381.1</b>	<b>86.1%</b>
Tizates	5.5	3.1%	75.1	13.2	16.5%	529.8	40.5	9.2%
Embarcadero I	2.0	1.2%	44.3	2.3	2.9%	480.6	12.6	2.8%
Embarcadero II	1.2	0.7%	41.1	1.7	2.2%	454.7	8.4	1.9%
<b>Drenajes</b>	<b>8.7</b>	<b>5.1%</b>		<b>17.2</b>	<b>21.6%</b>		<b>61.4</b>	<b>13.9%</b>
<b>Total</b>	<b>176.4</b>	<b>100%</b>		<b>79.8</b>	<b>100%</b>		<b>442.5</b>	<b>100%</b>

2011-2015								
b)	Agua		PT			NT		
Afluente	10 <sup>6</sup> m año <sup>-1</sup>	% Aporte	µM	10 <sup>3</sup> Kg año <sup>-1</sup>	% Aporte	µM	10 <sup>3</sup> Kg año <sup>-1</sup>	% Aporte
Amanalco	97.1	56.2%	9.5	28.8	55.8%	143.4	208.3	62.6%
Molino	36.6	21.2%	5.8	6.9	13.4%	61.1	33.8	10.2%
González	13.9	8.0%	5.4	2.4	4.7%	51.7	10.7	3.2%
Carrizal	8.0	4.6%	4.3	1.0	2.0%	43.0	4.1	1.2%
Santa Mónica	8.1	4.7%	5.0	1.3	2.4%	58.6	6.9	2.1%
<b>Ríos</b>	<b>163.6</b>	<b>94.8%</b>		<b>40.5</b>	<b>78.3%</b>		<b>263.9</b>	<b>79.2%</b>
Tizates	5.3	3.1%	60.7	7.2	13.9%	774.9	45.2	13.6%
Embarcadero I	2.2	1.3%	35.2	2.4	4.7%	431.1	14.1	4.2%
Embarcadero II	1.4	0.8%	39.0	1.6	3.1%	517.0	9.9	3.0%
<b>Drenajes</b>	<b>9.0</b>	<b>5.2%</b>		<b>11.2</b>	<b>21.7%</b>		<b>69.1</b>	<b>20.8%</b>
<b>Total Afluentes</b>	<b>172.6</b>	<b>100%</b>		<b>51.7</b>	<b>100%</b>		<b>333.0</b>	<b>100%</b>



**Figura 14.** (a) Variación diaria de las entradas de agua de los ríos, (b) Concentración de PT medida en cada muestreo, (c) carga de PT (d) Concentración de NT medida cada muestreo (e) Carga de NT durante el periodo 2011–2015.



**Figura 15.** (a) Variación diaria de las entradas de agua de los drenajes, (b) Concentración de PT medida en cada muestreo, (c) carga de PT, (d) Concentración de NT medida cada muestreo (e) Carga de NT durante el periodo 2011–2015.

### 8.3.2 Inyección

Como se mencionó anteriormente, la inyección del periodo de estudio se convirtió en la 2° entrada más importante después de los ríos como resultado de la gestión durante 2013-2014. Aunado a lo anterior, durante estos años se encontraron las concentraciones de ambos elementos más elevadas del periodo del agua de la presa colorines y en consecuencia se alcanzaron los máximos históricos de cargas anuales de PT ( $12-13.1 \times 10^3 \text{Kg año}^{-1}$ ) y NT ( $70.4-83.9 \times 10^3 \text{Kg año}^{-1}$ ) por inyección durante 2013 y 2014.

El cambio más drástico en las cargas de inyección se observó de 2012 a 2013 pues no sólo se incrementó el volumen inyectado 3.8 veces sino también se presentó un incremento de 8 veces la carga de PT y 4 veces la de NT. La inyección se mantuvo en una magnitud similar durante el año siguiente, 2014, e incluso en este año las cargas de PT y NT se incrementaron un 9 % y 19% respectivamente en comparación con 2013. No fue hasta 2015, cuando la inyección se redujo en un 90%, generando que la carga de ambos nutrientes fuera apenas el 5% del año anterior.

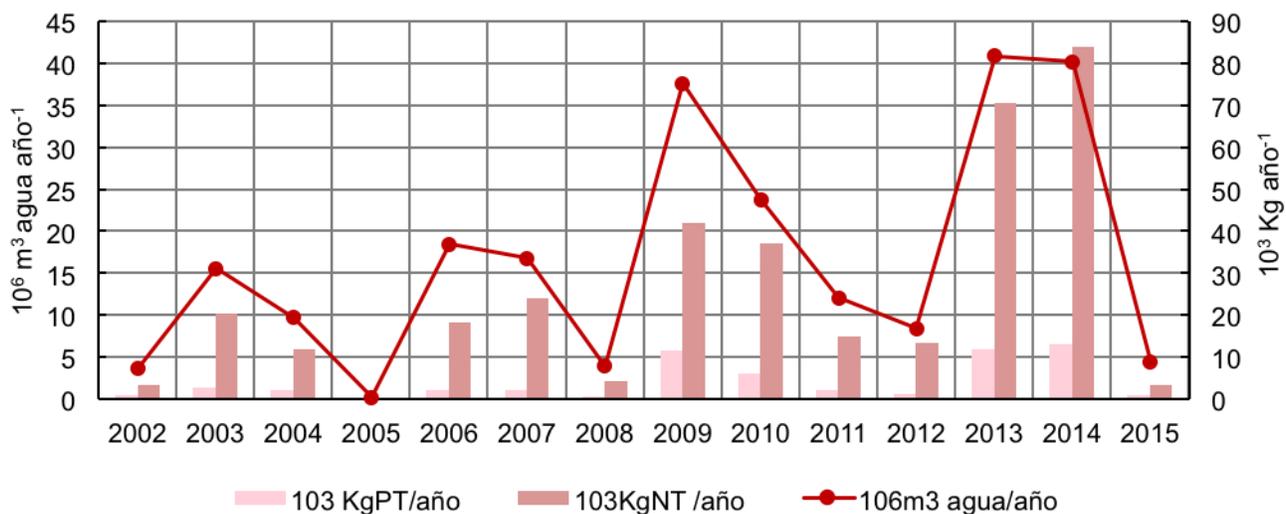
Por lo anterior, este periodo la inyección se convirtió en la segunda fuente más importante de agua después del Amanalco, así como la cuarta carga de nutrientes más importante después del Amanalco, Tizates y Molino. Lo anterior fue resultado principalmente del periodo de inyección máxima realizado durante 2013 y 2014 (Tabla 9), pues en estos dos años no sólo fue el segundo aportador de agua sino también de PT y NT.

**Tabla 10.** Volumen de agua, concentración media, y carga PT y NT anual por inyección hacia el embalse de VB (a) para cada año del periodo de estudio y (b) medias de los periodos 2002–2015, 002–2010, 2011–015.

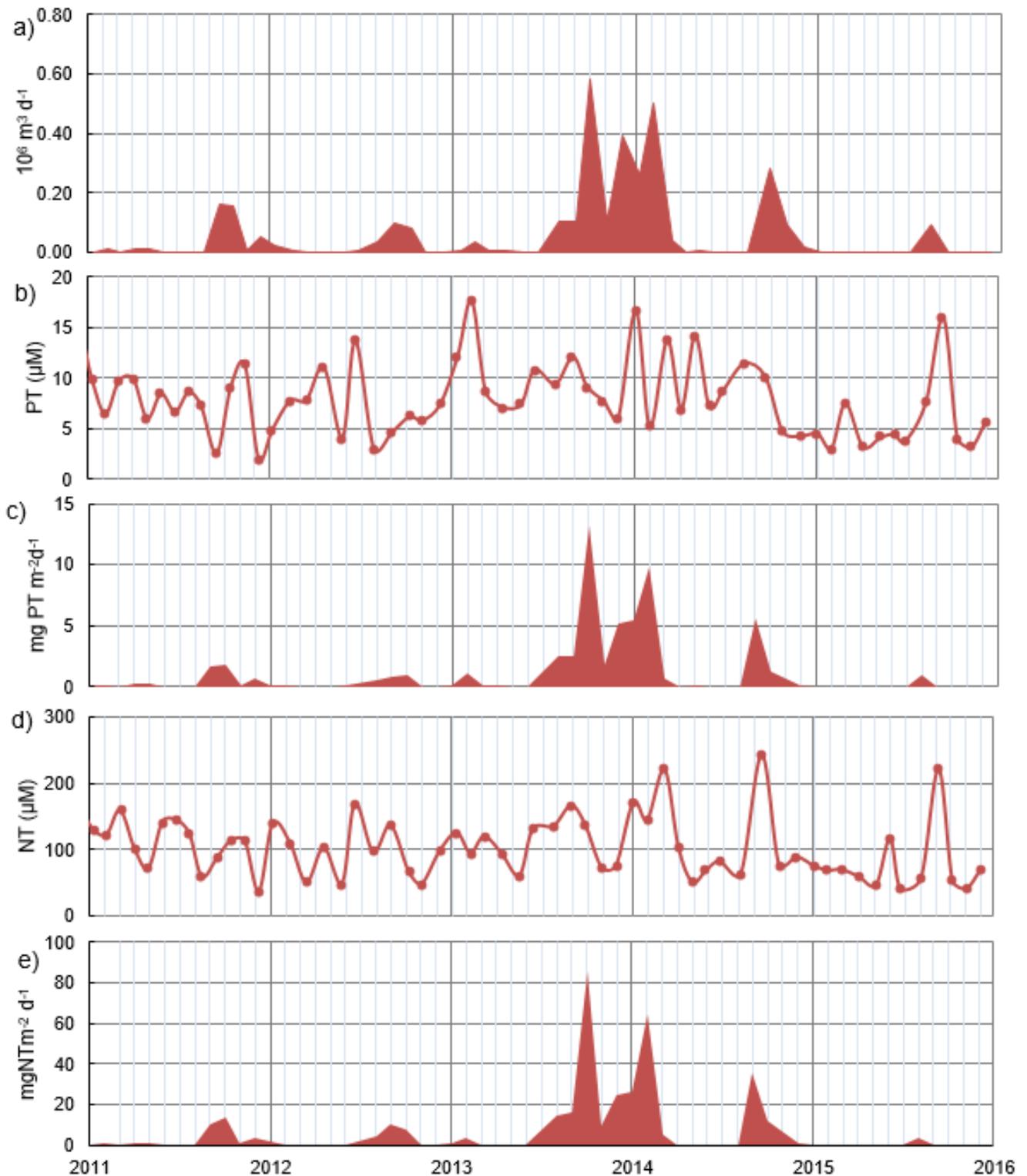
a)	Agua		PT			NT		
	10 <sup>6</sup> m año <sup>-1</sup>	%Aporte	μM	10 <sup>3</sup> Kg año <sup>-1</sup>	%Aporte	μM	10 <sup>3</sup> Kg año <sup>-1</sup>	%Aporte
2011	12.1	6.8%	7.5	2.2	4.1%	108.2	14.9	4.27%
2012	8.5	4.9%	6.9	1.3	3.4%	97.1	13.3	5.15%
2013	40.9	17.3%	9.8	12.0	17.6%	110.6	70.4	19.37%
2014	40.2	16.9%	9.4	13.1	18.2%	119.7	83.9	16.07%
2015	3.9	1.7%	5.6	0.7	1.3%	76.6	2.7	0.75%

b)	Agua		PT			NT		
	10 <sup>6</sup> m año <sup>-1</sup>	% Aporte	μM	10 <sup>3</sup> Kg año <sup>-1</sup>	%Aporte	μM	10 <sup>3</sup> Kg año <sup>-1</sup>	%Aporte
2002-2015	16.8	8.1%	7.0	4.1± 2.4	5.6%	105.0	24.7 ± 13.3	5.8%
2002-2010	14.4	7.0%	6.5	3.2± 2.35	3.8%	106.4	17.9± 9.5	3.9%
2011-2015	21.6	10.0%	7.9	5.9± 5.3	10.3%	102.5	37.0± 32.6	10.0%



**Figura 16.** Volumen de agua y cargas anuales de PT y NT por inyección de la Presa Colorines hacia la presa de VB de 2002–2015.



**Figura 17.** Variación temporal de los flujos de inyección de la Presa Colorines al embalse de Valle de Bravo (a) Flujo de agua, (b) concentración de PT de la presa Colorines medida en cada muestreo (c) Carga de PT (d) concentración de NT de la presa Colorines medida en cada muestreo .

## 8.4 Extracción

La extracción representa la única salida directa de nutrientes del embalse y depende por completo de la gestión. Para el periodo 2011–2015 las medias anuales de las concentraciones de la capa de 16 m a fondo, fueron de  $3.7 \pm 0.36 \mu\text{M}$  para el PT y de  $62.9 \pm 4.89 \mu\text{M}$  para el NT, las cuales son del orden de la mitad de las concentraciones medias históricas ( $5.9 \pm 0.81 \mu\text{M}$  PT y  $133.2 \pm 12.14 \mu\text{M}$  NT). Adicionalmente, debido a que el flujo de agua extraída fue 8 % menor a la media histórica ( $185.5 \times 10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$ ), la combinación de ambos factores determinó que el flujo de salida fuera 40% menor para el PT y 50 % menor para el NT con respecto a los años previos.

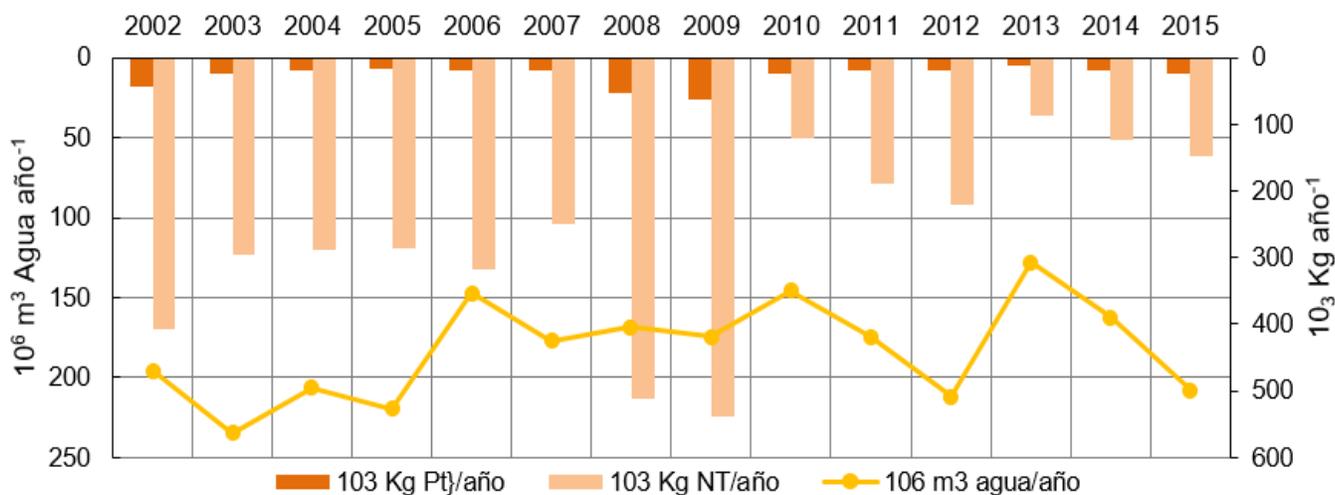
A escala anual el cambio más drástico se presentó durante 2012-2013, al igual que en el caso de la inyección, pues para inyectar agua fue necesario reducir la extracción debido a que ambos procesos se realizan por la misma toma de agua. La reducción en la extracción fue del 40% con respecto a 2012, y cabe destacar que se realizó prácticamente en el primer semestre del año hasta alcanzar el mínimo histórico de nivel en junio de 2013. Esto determinó que durante 2013 disminuyera la salida de PT en 40% y la de NT en 60% en comparación con el año previo. En 2011 y 2012 se presentaron las salidas más grandes de ambos nutrientes. El caso de 2012 es particular, pues la concentración de PT es la más baja de los cinco años; sin embargo se alcanzó el máximo flujo por extracción, el caso del NT es contrario pues la concentración fue similar a la de otros años, por lo que se alcanzó el máximo flujo de este elemento para todo el periodo.

En el 2013 sucede lo opuesto para ambos nutrientes, es decir el PT adquirió una concentración más elevada con el flujo más bajo del periodo y para el caso del NT las salidas más bajas de los 5 años, relacionado directamente con el flujo de extracción. No fue hasta mayo de 2014 cuando comienza a incrementarse la extracción y mantenerse durante 2015, lo cual está asociado a la mayor pérdida de PT pues a comparación de 2012, la concentración estaba cercana a la media del periodo ( $3.7 \mu\text{M}$ ).

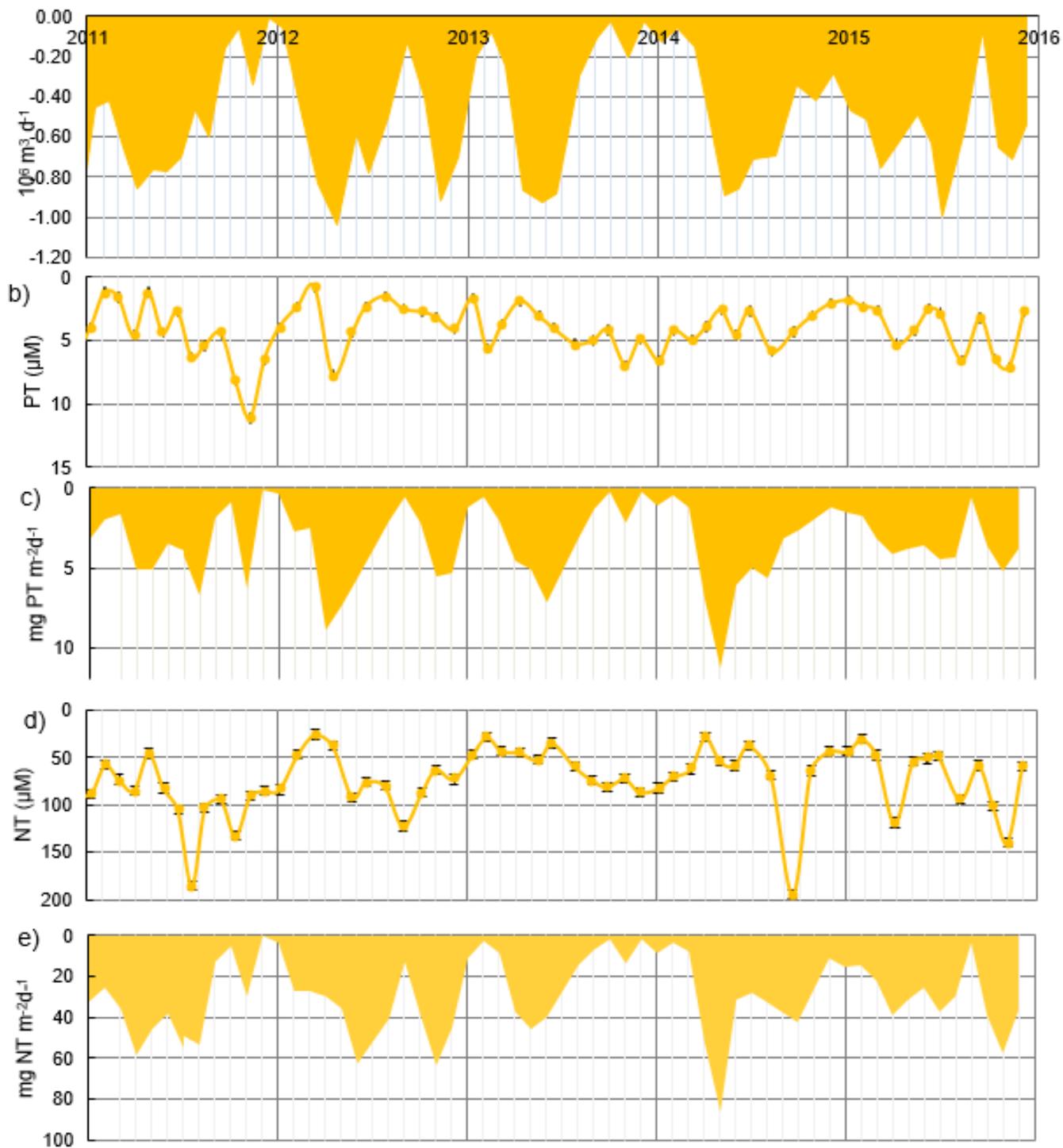
**Tabla 11.** (a) Extracción anual de agua, PT y NT, concentraciones medias anuales de PT y NT para cada año del periodo de estudio y (b) medias anuales de los periodos: 2002–2010, 2011–2015, 2002–2015.

a)	Agua		PT		NT	
	$10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$	%Salida	$\mu\text{M}$	$10^3 \text{ Kg año}^{-1}$	$\mu\text{M}$	$10^3 \text{ Kg año}^{-1}$
2011	174.4	84.5%	$3.8 \pm 1.09$	19.8	$73.9 \pm 12.0$	188.3
2012	211.9	88.0%	$3.0 \pm 0.63$	18.9	$97.1 \pm 9.36$	219.5
2013	127.8	81.4%	$4.1 \pm 0.66$	12.9	$110.6 \pm 11.42$	86.9
2014	162.4	84.9%	$3.8 \pm 0.67$	19.0	$119.7 \pm 9.13$	122.4
2015	207.7	88.3%	$3.8 \pm 0.82$	24.7	$76.6 \pm 5.49$	147.6

b)	Agua	PT		NT	
	$10^6 \text{ m}^3 \text{ año}^{-1}$	$\mu\text{M}$	$10^3 \text{ Kg año}^{-1}$	$\mu\text{M}$	$10^3 \text{ Kg año}^{-1}$
2002–2015	182.4	$5.1 \pm 0.57$	26.8	$108.1 \pm 33.4$	269.8
2002–2010	185.5	$5.9 \pm 0.81$	31.1	$133.2 \pm 12.14$	334.7
2011–2015	176.8	$3.7 \pm 0.36$	19.1	$62.9 \pm 4.89$	152.9



**Figura 18.** Volumen de agua extraída, descargas anuales de PT y NT por extracción de la presa de VB de 2002 a 2015.



**Figura 19.** Variación temporal de la extracción del embalse de Valle de Bravo: (a) Flujo de agua, (b) concentración promedio de PT de 14m a fondo del embalse, (c) Carga de PT, (d) concentración promedio de NT de 14m a fondo del embalse, (e) Carga de durante el periodo 2011–2015.

## 8.5 Balance de masas

Durante el periodo de estudio (2011–2015) se presentó una reducción del 31 % en la carga externa de PT y del 20 % para la del NT con respecto a la media histórica (Tabla 12b). Lo anterior fue debido principalmente a la reducción en las cargas del Río Amanalco, las cuales disminuyeron 40% para el PT y 26% para el NT, así como a la disminución de aproximadamente a la mitad en la carga anual de PT a través del Tizates. Para el caso del NT, el decremento fue menor debido a que se observó un incremento en la media anual de los drenajes y el Río Santa Mónica. Cabe destacar que la disminución en la carga externa se dio a pesar del incremento que hubo en la inyección durante 2013. Todo esto generó que, en el promedio anual, el embalse presentara una tendencia a la pérdida de ambos elementos mientras que en la media del periodo 2002–2010 este cambio era positivo.

Los aportes más bajos de nutrientes se presentaron durante 2012, asociados tanto a la disminución de concentraciones de los afluentes así como al decremento de sus caudales -por las bajas lluvias-, a la baja inyección asociada con el flujo de extracción más elevado de los 5 años, generando en conjunto que en 2012 se tuviera el mínimo valor de masa de ambos elementos en el embalse. Durante 2013 se incrementó la carga externa de los afluentes y durante la segunda mitad de este año la carga por inyección se volvió asimismo sumamente importante, desplazando a las lluvias como la segunda fuente más importante de agua y colocándose después del Amanalco como el segundo aportador externo de PT y NT con el 17.6% y 19 % respectivamente, mientras que las extracciones fueron las más bajas del periodo, haciendo que el cambio de masa en embalse alcanzara los valores máximos para ambos elementos de los cinco años (Tabla 12) .

Sucedo algo similar durante 2014, pues se presentaron las cargas más elevadas de ambos nutrientes. Por un lado, la inyección continuó siendo intensa durante la primera mitad del año y por otro la carga por afluentes se mantuvo elevada. Especialmente la de NT, pues presentó un incremento en la carga del Amanalco durante septiembre a noviembre, mientras que en 2015 las cargas de los afluentes fueron las segundas más altas, cambio probablemente asociado al patrón hídrico. Sin embargo, para este año las inyecciones se vieron reducidas diez veces comparadas a los dos años anteriores, mientras que las extracciones se

mantuvieron elevadas desde la segunda mitad de 2014 y durante todo 2015, e incluso fueron las más elevadas del periodo con la diferencia de que el nivel del embalse permaneció elevado (> 1826 m s.n.m) en comparación con el periodo de extracción 2012, donde a mediados de 2013 se presentó un mínimo histórico (Figura 21).

En el caso del PT, la masa promedio anual del embalse durante el periodo de estudio permaneció cercana la media histórica, pero si tuvo variaciones importantes entre años. Durante 2011 y 2012 la masa promedio anual de PT en el embalse fue un 22–25 % menor mientras que en 2013, se observó un incremento de la misma aproximándose a la media histórica ( $30.8 \times 10^3$  Kg PT). Para 2014 se incrementó aproximadamente un 15% más para mantenerse alta durante el último año de estudio. En contraste, en el caso del NT se observó una reducción del 20% de la masa en el embalse en 2011–2015 con respecto a la media histórica ( $349.0 \times 10^3$  Kg NT), la cual se dio de manera progresiva durante los tres primeros años del periodo.

El balance de masas para el periodo 2011–2015 muestra que el embalse tendió a perder ambos elementos, pues los valores del cambio de masas en general fueron negativos, a pesar de que las extracciones representaron apenas el -33 y -41 % del total de las entradas de PT y NT, respectivamente; indicando que estas pérdidas están relacionadas con los Procesos Internos Neto. El cambio de masa de PT presentó valores negativos durante 2011, 2014 y 2012 en orden decreciente, mientras que los valores fueron positivos, durante 2013 y 2015 que correspondieron a un año de alta inyección y un año de alto nivel. El cambio de masa de NT presenta un comportamiento similar; sin embargo, en 2012 se observa que hay un incremento en la concentración de éste en la columna de agua a pesar de que las cargas son las más bajas de todo el periodo y de ser el año con el máximo de extracción (Figura 21a).

## 8.6 Proceso Netos Internos de PT y NT

Los valores de  $NIP_{(PT)}$  están regidos principalmente por el cambio mensual en la masa de PT del embalse, que a su vez parece depender más de los procesos de intercambio entre los sedimentos- columna agua más que de los flujos de entrada y salida de agua (Figura 21). En general, durante este periodo los valores oscilan entre  $-72.7—23.5 \times 10^3 \text{ Kg año}^{-1}$ . Por definición cuando el  $NIP_{(PT)}$  tiene un valor positivo indica un aporte interno de PT como resultado del flujo de PT desde los sedimentos hacia la columna de agua. Cuando el  $NIP$  presenta signo negativo indica que el flujo de PT es hacia los sedimentos (Kalff et al., 2002). Esto sucedió en la mayoría del periodo dando como resultado una media anual de  $-43.9 \times 10^3 \text{ Kg anuales}$ , lo cual concuerda con lo reportado por Ramírez-Zierold et al. (2010) y Quintanilla (2009) para los periodos de 2002–2005 y 2005–2008. Ambos estudios y estos resultados indican que el embalse de Valle de Bravo funciona como un sumidero de PT; sin embargo, durante 2011–2015 se observó una disminución del 12 % en la tasa con la que se trasladó PT hacia los sedimentos con respecto a la media anual de 2002–2010, lo cual puede estar relacionado con la disminución en la carga alóctona de este elemento.

Al igual que los  $NIP_{(PT)}$  los  $NIP_{(NT)}$  están regidos principalmente por el cambio de masa en el embalse; sin embargo, para este caso no incluyen solamente a los flujos del elemento entre sedimentos y el agua, sino también a los de los procesos biológicos que generan intercambio con la atmósfera. De manera global, las salidas netas de NT dominaron en el embalse durante 2011–2015, como lo indica el valor del  $NIP_{(NT)}$  anual mostrado en la Tabla 12, concordando así con lo reportado en años anteriores. Sin embargo, los valores de  $NIP$  para 2011–2015 se encontraron entre  $-520$  y  $11.1 \times 10^3 \text{ Kg año}^{-1}$  anuales con media de  $-250 \times 10^3 \text{ Kg año}^{-1}$ , valor del orden del doble de lo reportado anteriormente ( $-114.9 \text{ Kg año}^{-1}$ ) para el periodo 2002–2010 (Tabla 12). De manera general, en el caso del  $NIP_{(FN-D)}$  se observó una disminución del 30 % del flujo por fijación-desnitrificación neta al embalse.

A continuación se hará una breve descripción de los  $NIP$  de ambos elementos para cada año del periodo de estudio:

El primer año de estudio, 2011, presentó la mayor variabilidad de la masa de ambos elementos en el embalse. La sedimentación neta de PT fue equiparable a su entrada, mientras que la de NT fue prácticamente el doble. Durante los meses de junio a septiembre y en diciembre, se observa que el NIP<sub>(PT)</sub> adquirió valores positivos, relacionados con el flujo de los sedimentos a la columna de agua. Los intercambios con la atmósfera alcanzaron los valores más elevados del periodo superando a las cargas externas un 17%. En 2012 se presentaron los valores de *NIP* más altos del periodo para ambos nutrientes lo cual indica que, o bien aumentó su carga interna o el flujo de la columna de agua a los sedimentos fue menor, pues se presentaron los valores más bajos de carga externa del periodo y una disminución del 10 % de la masa de NT en el embalse con respecto al año anterior. Cabe destacar, que durante este año, se observó el segundo valor más bajo de fijación-desnitrificación neta de los cinco años.

Durante 2013, –el año con los cambios de nivel más drásticos–, se incrementó la masa de PT en el embalse 39 %, más no así la de NT, pues se observó el valor más bajo del mismo de los 5 años. A escala mensual, durante la primera mitad del año dominaron las entradas por fijación neta y la sedimentación para el NT; mientras que, durante mayo y junio se presentaron los intercambios de los sedimentos hacia la columna de agua coincidiendo con el mínimo histórico de nivel (Figura 21).

El 2014 fue el año con mayor cantidad de PT en la columna de agua como consecuencia de las inyecciones del año anterior y el máximo de las cargas de los afluentes durante el periodo 2011–2015 para ambos elementos. En cambio, las salidas fueron relativamente cercanas a la media del periodo. A pesar de esto –al igual que en 2011–, el valor del *NIP* indica que dominaron las salidas, en este caso por la sedimentación neta que fue la segunda más elevada del periodo detrás solamente de la de 2011. En este año también se presentó la tasa de fijación-desnitrificación neta más baja de los 13 años de estudio, aparentemente como resultado de una sedimentación neta de NT elevada, el incremento de los afluentes, una inyección elevada y poca extracción en la primera mitad del año.

Finalmente, en 2015 entre los cambios de masa del embalse predominaron los valores positivos, como consecuencia del incremento en la carga externa de los afluentes durante 2014 y 2015. Asimismo, se mantuvo elevado el flujo de extracciones, al tiempo que también se siguió manteniendo el nivel del agua alto. En relación a 2014 se presentó una disminución del

27 y 32 % de las cargas externas de PT y NT respectivamente, así como una disminución de la sedimentación neta durante los meses de abril y mayo. Durante el mes de junio, se obtuvieron los valores más altos tanto de sedimentación como de fijación lo cual coincide nuevamente, con el máximo de nivel (Figura 21).

**Tabla 12.** Balances de masa de PT y NT históricos y anuales para el periodo de estudio anuales (a) y medias históricas

a)	PT					NT				
	2011	2012	2013	2014	2015	2011	2012	2013	2014	2015
Nivel (m s.n.m.)	1825.6	1823.7	1822.3	1828.2	1828.5	1825.6	1823.7	1822.3	1828.2	1828.5
Masa Embalse (10 <sup>3</sup> Kg)	27.1	23.1	31.8	37.4	35.7	249.5	233.1	195.9	212.8	214.0
Δm Embalse (10 <sup>3</sup> Kg año <sup>-1</sup> )	-22.5	-2.9	12.1	-19.7	4.1	-218.1	49.2	97.4	-121.2	28.0
Entradas (10 <sup>3</sup> Kg año <sup>-1</sup> )	54.2	39.4	67.9	72.1	52.4	348.6	257.6	363.5	521.9	357.8
Salidas (10 <sup>3</sup> Kg año <sup>-1</sup> )	19.8	18.9	12.9	19.0	24.7	188.3	219.5	86.9	122.4	147.6
NIP (10 <sup>3</sup> Kg año <sup>-1</sup> )	-56.8	-23.5	-42.9	-72.7	-23.6	-378.4	11.1	-179.2	-520.7	-182.1
Sedimentación Neta (10 <sup>3</sup> Kg año <sup>-1</sup> )	-56.8	-23.5	-42.9	-72.7	-23.6	-672.1	-233.5	-483.3	-539.9	-439.8
Fijación Neta (10 <sup>3</sup> Kg año <sup>-1</sup> )						294.2	244.7	304.1	19.3	257.7

b)	2002-2010				2011-2015			
	P		N		P		N	
	10 <sup>3</sup> Kg año <sup>-1</sup>	% Aporte	10 <sup>3</sup> Kg año <sup>-1</sup>	% Aporte	10 <sup>3</sup> Kg año <sup>-1</sup>	% Aporte	10 <sup>3</sup> Kg año <sup>-1</sup>	% Aporte
Masa embalse	30.8		349.0		31.0		221.9	
Cambio de masa	2.0	2.4%	17.2	3.7%	-5.8	-10.1%	-32.9	-8.9%
o Ríos	62.5	75.4%	381.1	82.8%	40.3	70.4%	263.9	71.4%
o Drenajes	17.2	20.8%	61.4	13.3%	11.1	19.3%	68.9	18.6%
Afluentes	79.8	96.2%	442.5	96.1%	51.3	89.7%	332.8	90.0%
Inyección	3.2	3.8%	17.9	3.9%	5.9	10.3%	37.0	10.0%
Total entradas	82.9	100.0%	460.4	100.0%	57.2	100.0%	369.9	100.0%
Extracción	-31.2	-37.6%	-333.7	-72.5%	-19.1	-33.4%	-152.9	-41.3%
Entradas - Salidas	52.4	63.2%	132.1	28.7%	38.1	66.6%	216.9	58.7%
NIP P	-50.4	-60.8%			-43.9	-76.8%		
Sedimentación Neta PT	-50.4	-60.8%			-43.9	-76.8%		
NIP NT			-114.9	-25.0%			-249.9	-67.6%
Sedimentación Neta NT			-657.8	-142.8%			-473.8	-128.0%
Fij-desnít. Neta			528.9	114.8%			224.0	60.0%

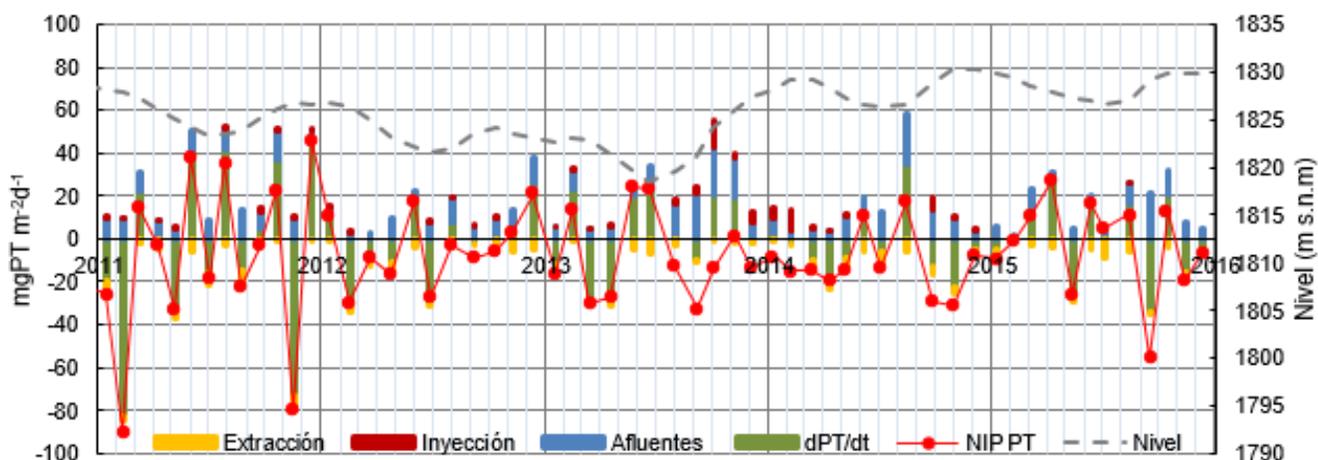


Figura 20. Balance de PT *NIP* PT y Nivel del embalse de VB durante 2011-2015.

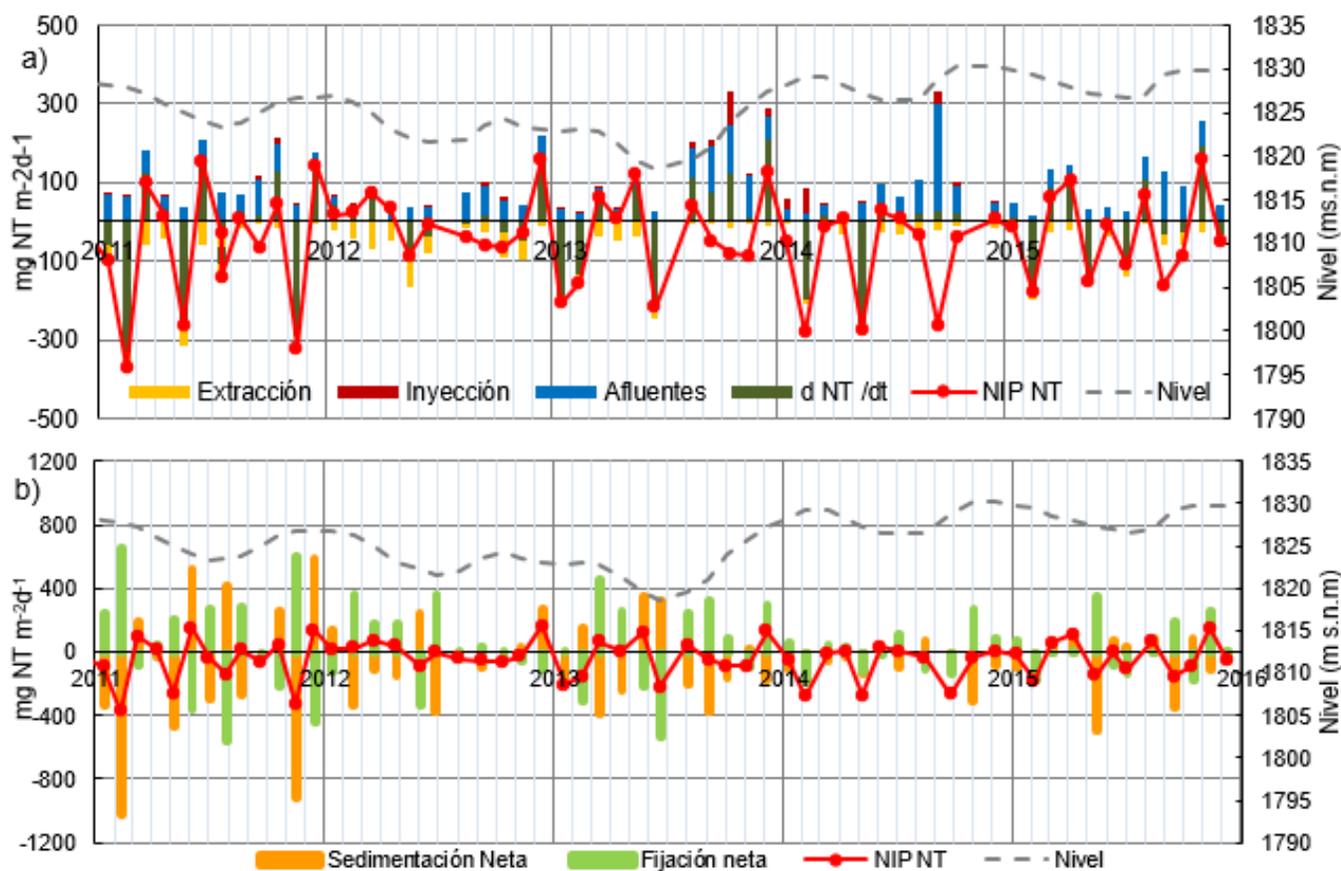


Figura 21. (a) Balance de NT, *NIP*-NT y Nivel del embalse de VB (b) Sedimentación y Fijación-Desnitrificación Netas de NT estimadas durante 2011-2015.

## 9.0 Discusión

La existencia de una serie de datos de largo plazo en VB permitió mejorar significativamente el balance de agua en este trabajo. En particular, fue posible valorar la coherencia de los datos de caudales medidos puntualmente en los ríos, a través del análisis de los residuales del balance. Esto permitió identificar algunas desviaciones incoherentes en dichas mediciones, en particular durante los años de 2008 a 2010, que se atribuyeron a las limitaciones de la metodología disponible para medir dichos caudales en el campo y a variaciones en la representatividad de observaciones puntuales, particularmente bajo condiciones de caudales más bajos.

Así, la ventaja de que el balance de agua está cerrado -gracias a que se cuenta con todos los componentes del mismo- se aprovechó para mejorar mediante iteración la estimación del caudal de cada uno de los ríos durante los periodos incoherentes, utilizando para ello los residuales de estos períodos respecto al balance global y las proporciones promedio de los años en que no se observaron desviaciones importantes.

Esta mejora en cuanto al balance de agua es muy relevante también para mejorar la incertidumbre en los balances de P y T, dado que los flujos de estos elementos por los ríos son de mayor magnitud en el balance y dependen directamente de los caudales estimados para cada uno de los ríos. Sin embargo, al mismo tiempo permite recordar que en el caso de los balances de N y P, al no tratarse de balances cerrados no es posible hacer una validación y corrección de este tipo. Por lo anterior, todos los errores acumulados en cada uno de los componentes del sistema quedarían integrados en los valores resultantes de los NIP de ambos elementos, lo que podría incrementar la incertidumbre de dichos valores y limitar las inferencias a partir de los mismos. Una forma de acotar esta posibilidad sería a través del cálculo de los errores de cada componente y la propagación de los mismos a los NIP.

## 9.1 Variación temporal del nivel del embalse de VB

El cambio de nivel en el embalse depende del patrón hidrológico de la cuenca, pero principalmente de la gestión del agua que se haga dentro de la administración del Sistema Cutzamala, definiendo tanto las tasas de extracción de agua de VB, como de inyección hacia este embalse. En 2011, el primer año de estudio, el nivel del embalse inició cercano a la media histórica (Figura 8). Sin embargo, desde el inicio del año y durante de 2012 se realizaron intensas extracciones, equiparables a las de 2002–2005, que fueron las más grandes de los 13 años de seguimiento de VB. Esto, aunado a la concurrente disminución de los caudales de los afluentes durante estos años con respecto a la media histórica, determinó que las salidas superaran a las entradas (Tabla 6) y que el nivel del embalse alcanzara un mínimo histórico de 1819m s.n.m en junio de 2013, equiparable al reportado en 2009 por Sacristán-Ramírez (2017).

Como consecuencia del incremento del 12% de la media mensual de las lluvias en el 2013, el caudal de los ríos también se incrementó, en especial los de Amanalco y Molino. En octubre de ese año las extracciones se detuvieron casi por completo para dar paso a las inyecciones más fuertes que se han presentado en el embalse. La combinación de estos factores llevó a que el embalse subiera rápidamente de nivel, alcanzando un nivel de 1829 m s.n.m. (97% de almacenamiento) en febrero de 2014, y para octubre de ese año el embalse alcanzó su máximo nivel de almacenamiento. Esta medida de gestión del recurso hídrico es similar a la presentada durante 2009 y 2010 (Sacristán-Ramírez, 2017), pues tras alcanzar un mínimo histórico se incrementó el nivel a base de inyecciones con la diferencia de que en este caso la duración del periodo de inyección fue mayor. Una vez alcanzado el máximo nivel de almacenamiento, éste se mantuvo arriba de 1826.5 m s.n.m. para el resto del periodo de estudio a pesar de que las extracciones se mantuvieron cercanas a la media histórica durante 2015, tal como sucedió durante 2002–2005 (Ramírez Zierold et al., 2010).

El nivel del embalse es fundamental en la dinámica biogeoquímica, pues determina la estabilidad de la estratificación cuyos valores máximos están asociados con los niveles entre 1828 a 1830 m s.n.m., como los presentados durante 2014 y 2015. Mientras que, para niveles medios esta disminuye, por lo que a menor nivel será menor la estabilidad de la estratificación (Ramírez-Zierold et al., 2010). Este podría ser el caso de 2012 y mediados de 2013, donde se vería favorecida la mezcla vertical, reduciendo la duración de la anoxia durante la estratificación y por ende, transportando nutrientes a las capas superficiales.

## 9.2 Cargas Externas y extracción

El segundo factor que impacta de manera directa en la dinámica biogeoquímica del embalse son las cargas externas. Durante el periodo de estudio se presentó una reducción del 31 % en la carga externa de PT y del 19.7 % para el NT con respecto a la media histórica (Tabla 9). A pesar de que las cargas por inyección –que representaban apenas el 3.8% de aporte total de agua–, se incrementaron significativamente (Tabla 10), en 84 % la carga por inyección de PT y casi al doble la de NT. La disminución en las cargas durante 2011–2015 fue consecuencia principalmente del decremento de las cargas de PT y NT del principal aportador, el Río Amanalco, las cuales disminuyeron un 40% y 26%, respectivamente. Así mismo, la carga de PT del Tizates, –el segundo aportador de nutrientes–, fue en 2011–2015 la mitad de la media histórica. Lo anterior puede estar relacionado con los trabajos realizados en 2013 en el tercer módulo de la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales de VB (Ayuntamiento de VB, 2013) o bien, con una mejor gestión o disminución de los residuos fosforados que van hacia los afluentes. Esta tendencia hacia la reducción de la carga externa, ha sido reportada desde 2007 por Quintanilla (2009), la cual ha continuado hasta 2015, comparado a los años 2002–2005 (Ramírez-Zierold et al., 2010), la carga externa de PT se ha reducido un 48%.

Para el NT se observa la misma tendencia hacia la reducción de la carga a pesar del incremento por la carga por inyección, del drenaje y del Río Santa Mónica. Este incremento puede ser resultado del crecimiento demográfico en la cuenca, y el aumento en las actividades agrícolas y acuícolas en las inmediaciones de los afluentes. Por ejemplo, se ha reportado que en la cuenca hay aproximadamente 490 estanques de acuicultura, los cuales se estima aportan  $20,550 \times 10^3$  Kg de materia orgánica anuales al embalse a través de los afluentes (Ayuntamiento de VB, 2015). Es probable que muchos de los picos extraordinarios observados en las concentraciones durante 2011–2015, como en el caso del Molino (durante agosto y octubre de 2013), del Amanalco (en agosto de 2014), y del Tizates (durante 2011) sean consecuencia de eventos relacionados con este tipo de actividades. Cabe resaltar que estos incrementos extraordinarios en la concentración se reflejarían directamente en las cargas de N y P por los afluentes hacia el embalse.

A escala mensual se aprecian patrones interesantes entre evolución de la temporada de lluvias y las concentraciones de los elementos en los afluentes (Figuras 12 y 13). Durante el primer mes de lluvias, las concentraciones de N y P aumentan, probablemente debido al mayor arrastre de materiales sueltos hacia los afluentes. Mientras que en los meses subsecuentes se observa una disminución en estas concentraciones debido presumiblemente a un efecto de dilución por el crecimiento del caudal, y posteriormente se vuelve a presentar un incremento de la concentración al final de las lluvias, cuando el caudal de los afluentes comienza a disminuir.

A escala anual, durante 2011 se presentaron las concentraciones más elevadas de ambos elementos durante 2011–2015, pues se observa un incremento de un orden de magnitud en las concentraciones de NT y PT del Tizates de enero a julio 2011, aumentado la carga externa de forma drástica. Los aportes más bajos se presentaron en 2012, asociados a la reducción en el caudal de los afluentes por las bajas lluvias, disminuyendo así su carga. Durante 2013 se produjo un incremento en la carga externa de los afluentes y, adicionalmente, durante la segunda mitad de este año la carga por inyección se volvió sumamente importante, desplazando a las lluvias como la segunda fuente más importante de agua. Esta situación continuó durante el primer semestre de 2014 e incluso se presentaron los aportes por inyección más elevados de los cinco años, así como la carga por afluentes más elevada del

periodo siendo en consecuencia, el año con la mayor carga externa de nutrientes del periodo (Tabla 7). Finalmente, en 2015, las cargas externas de NT y PT disminuyeron con respecto al año previo en un 28% y un 31%, respectivamente; asociado tanto a la disminución en las cargas de los afluentes como a la reducción de la inyección en un 90%.

Resulta interesante resaltar que la media anual de las cargas de ambos elementos se redujo, en promedio, casi al 50 % durante el periodo de estudio, al mismo tiempo de que en 2012 y 2015 se presentaron periodos de muy alta extracción similares, a los máximos históricos. Esto tuvo como consecuencia la disminución de las concentraciones entre los 16 m y fondo del embalse a casi la mitad. El máximo de extracción directa de PT se presentó en 2015 pues en este año se presentaron las concentraciones promedio más elevadas de periodo, mientras que el de NT se presentó en 2012 donde dominó el efecto del volumen extraído sobre la concentración.

### 9.3 Biogeoquímica del PT en VB

Durante 2011–2015 las entradas de PT fueron más de dos veces mayores a la extracción de este elemento (Tabla 12.a), lo que indica que durante este período, a pesar de que el cambio anual de masa presentó algunos valores negativos, el excedente de la carga externa permaneció en el embalse bajo la mayoría de las condiciones espacio temporales del periodo de estudio, y el sistema funcionó como un sumidero de P, tal como lo reportado anteriormente (Ramírez-Zierold et al., 2010; Quintanilla et al., 2012). Sin embargo, el flujo promedio de sedimentación neta de P durante el 2011–2015 ( $43.9 \times 10^3 \text{Kg año}^{-1}$ ; Tabla 12b) fue menor a la media histórica ( $50.4 \times 10^3 \text{Kg año}^{-1}$ ). Sin embargo, la eficiencia del sistema como sumidero se incrementó, dado que la sedimentación neta promedio durante 2011–2015 correspondió al 76.8 % de las entradas del periodo, mientras que el promedio histórico de 2002 a 2010 fue de solamente el 60.5 % de las entradas correspondientes.

El cambio de masa anual de PT en el embalse presentó valores negativos en los años 2011, 2012 y 2014; indicando que la columna de agua tiende a perder estos elementos. Sin embargo, esta disminución no se debe exclusivamente a la extracción directa, pues durante estos años la extracción de PT anual no superó el 50 % de las entradas. Esto permite resaltar

la importancia de los *NIP* que implican flujos de ambos elementos de la columna de agua hacia los sedimentos y/o atmósfera, y que dominan el balance de éstos elementos, haciendo funcionar al sistema típicamente como sumidero en el caso del P.

Lo anterior se corrobora al observar que los valores de *NIP* en todos los casos indican un flujo neto de PT hacia los sedimentos. Los valores donde el flujo neto de la columna de agua hacia los sedimentos fue más bajo se presentan durante 2012. Este fenómeno puede ser asociado a tres factores: 1) la disminución de la carga externa de ambos elementos –pues fue la más baja de 2011–2015 –, lo cual podría favorecer la difusión del P de los sedimentos hacia la columna de agua; 2) el máximo volumen de extracción, permitiendo la salida más grande de NT del periodo, aunque la del PT se mantuvo cercana a la media del periodo; y 3) la disminución de 4 m (s.n.m.) en el nivel, disminuyendo a su vez la estabilidad de la termoclina y por lo tanto, podrían haberse presentado diversos procesos que favorecieran la liberación de PT, como es la remineralización de materia orgánica cuando la columna se oxigena. Para el caso del NT, en el caso de que se presentaran eventos de mezcla parciales y se generara anoxia, se habría favorecido el proceso de desnitrificación, permitiendo la salida de  $N_2$  a la atmósfera.

Por su parte, durante 2011 y 2014 se presentaron los cambios más intensos del periodo de estudio en cuanto a la masa de PT en la columna de agua, asociados con los valores de *NIP* más bajos del periodo, de forma contraria a lo observado en 2012. Es decir, que en estos dos años el flujo de PT de la columna hacia los sedimentos fueron los más elevados, lo cual se puede relacionar con el nivel del embalse. El 2011 sucede a un periodo de máximo nivel presentado en julio de 2010 (Figura 8), el cual fue disminuyendo durante 2011 a base de extracciones sin que se llegara a rebasar la media histórica (1825 m s.n.m). Es decir, el embalse permaneció con un nivel relativamente alto, mientras que durante 2014 –como resultado de la gestión de la cuenca y del patrón hidrológico- el embalse volvió a alcanzar su máximo nivel de almacenamiento. Paralelamente, se presentaron las cargas externas de PT más elevadas del periodo. Una explicación a esto es que el excedente de PO proveniente de las cargas externas haya sido depositado directamente en los sedimentos (Carnero et al., 2008). Cabe destacar, que ambos años presentaron una extracción similar tanto en volumen de agua como en PT. Asimismo, estos dos años poseen patrones hidrológicos similares, es

decir, son años posteriores a un incremento en el nivel drástico el cual se mantiene, favoreciendo el flujo del PT de la columna de agua a los sedimentos. Lo anterior constituye un comportamiento similar al del periodo 2002–2005, donde el nivel nunca fue menor a 1824 m s.n.m.

En 2013 y 2015, se presentaron en el embalse cambios de masa de PT positivos. Aquellos de 2013 fueron probablemente el resultado directo de las altas cargas externas, del incremento súbito de nivel y de los flujos de extracción más bajos del periodo de estudio. Para entender más a fondo el comportamiento de 2013, es necesario ir a la escala mensual, donde se observa un incremento en la carga interna durante en mayo-junio, coincidiendo con los mínimos histórico de nivel. En contraste, durante los últimos meses del año, donde las cargas externas se incrementaron, los *NIP* adquieren valores más bajos. Para el caso de 2015, el cambio de masa en el embalse, es positivo pero es apenas la tercera parte del presentado en 2013. Esto es resultado de que la gestión del embalse estuvo enfocada en mantener alto el nivel del embalse (no menor a 1826 m s.n.m) a pesar de que las extracciones de agua fueron casi equiparables a las de 2012. Estas extracciones fueron las más elevadas de los cinco años de estudio; sin embargo, la salida por extracción de PT no fue la más elevada del periodo. Resulta interesante observar que el valor de  $NIP_{(PT)}$  en este año es similar al de 2012; es decir, que a pesar de que el flujo neto de PT es hacia los sedimentos, éste fue menor que en otros años. Aunque en este año el nivel no fue bajo, es posible que la alta extracción tuviera un efecto directo sobre el  $NIP_{(PT)}$ .

#### 9.4 Biogeoquímica del NT en VB

De manera similar al caso del PT, las salidas de NT por extracción representaron apenas el 41% de las entradas durante 2011–2015. Por ello, el excedente de N que permaneció en la columna de agua estuvo disponible a sufrir diversas transformaciones en su especiación química mediante procesos físicos, químicos y biológicos, y dirigirse hacia los sedimentos o a la atmósfera. También es posible que, como resultado de los requerimientos nutricionales de las especies dominantes en la comunidad fitoplanctónica, se favoreciera la entrada de N al sistema por fijación de  $N_2$ . De manera general, el embalse se comportó como sumidero de NT durante el periodo de estudio, coincidiendo con lo reportado en estudios

anteriores. Sin embargo, el flujo de salida de la columna a los sedimentos se redujo un 28 % con respecto a la media histórica (Tabla 12b). Esto puede ser resultado de la disminución de la masa de NT en el embalse asociado a la disminución de la carga externa de ambos elementos. Con respecto a los procesos de intercambio con la atmósfera, durante 2011–2015 dominó la entrada de N al sistema como resultado neto de la fijación de  $N_2$  atmosférico la desnitrificación y otros procesos de liberación de nitrógeno. A pesar de ello, el flujo neto de fijación-desnitrificación en este período disminuyó un 57 % con respecto a la media histórica, En relación a la carga externa de NT al sistema fue equivalente al el 60 % de las misma, mientras que en los años anteriores la fijación de N superó a las cargas externas, siendo la principal fuente de NT al embalse (Tabla 12b).

Al igual que para el  $NIP_{(PT)}$ , durante 2011 y 2014 se presentaron valores negativos del cambio de masa en el embalse, lo cual está asociado con la extracción pero también con el flujo de NT hacia los sedimentos. En 2014 se presentaron las cargas externas más elevadas del período, al igual que los valores de  $NIP_{(NT)}$ , los más elevados (con signo negativo, es decir saliendo del sistema), y la segunda sedimentación neta de NT más grande del periodo, al igual que lo fue la de PT.

Con respecto a los flujos con la atmósfera, durante 2011 el flujo de fijación-desnitrificación neta fue un poco mayor a la media del periodo 2011–2015. En contraste, para 2014 este flujo fue apenas una décima parte de la de 2011, alcanzándose en este año el mínimo de fijación desnitrificación neta de los 13 años de estudio, indicando que en este año casi hubo un balance entre los procesos de fijación de nitrógeno y los de su liberación. A escala mensual, se puede observar que el  $NIP$  de la fijación desnitrificación neta presentó negativos durante la mayoría de los meses, mientras que los valores positivos fueron relativamente pequeños. Esto podría indicar que a pesar de que en lo general dominó la fijación, los procesos involucrados en la pérdida de N de la columna de agua hacia la atmósfera como  $N_2$ , NO,  $N_2O$  pudieron ser más intensos durante algunas etapas, como por ejemplo, a consecuencia del incremento de nivel presentado a principios del año, generando condiciones anóxicas que pudieron favorecer los procesos de desnitrificación (Seitzinger et al., 1988) y anammox. Se ha visto que en los sedimentos oceánicos, el proceso anammox se encarga de producir el 67% del  $N_2$ ; mientras que, en los sistemas epicontinentales se ha

reportado que este proceso genera solamente entre el 0-13% de  $N_2$ . Sin embargo, su papel en los diferentes sistemas aún no ha sido aclarado plenamente, y se desconoce su importancia relativa en la mayoría de los sistemas epicontinentales (Thamdrup et al., 2002; Jensen et al., 2008).

Contrario a lo observado en el caso del PT, el cambio de masa del NT adquirió un valor positivo durante 2012, a pesar de que durante este año el embalse tuvo un bajo nivel, y esto por sí mismo generaría una disminución de la masa de todos sus componentes. Asimismo, se presentaron valores de extracción de NT de los más elevados del periodo de estudio pues representaron casi el 85 % de las entradas de ese año. El valor positivo de  $NIP_{(NT)}$  implica que en este caso las entradas por Procesos Internos Netos superaron a todas las salidas debido a estos mismos procesos. Como resultado, durante este año se presentaron los valores más bajos de sedimentación neta de NT. Por ello, este fue el único año de los estudiados en que el  $NIP$  asociado a los flujos de la atmósfera hacia la columna de agua superó a las salidas por sedimentación, Por lo anterior, a pesar de que la fijación neta fue similar a la media de 2011-2015, ésta aparentemente dominó el  $NIP_{(NT)}$  de 2012.

Al igual que sucedió con el PT, durante 2013 y 2015 se presentaron en el embalse cambios de masa de NT positivos como consecuencia del patrón hidrológico. En cuanto a los flujos de intercambio con sedimentos y atmósfera, estos años fueron similares, puesto que son años en los que se determinaron valores de sedimentación neta solamente un 10% menores a la media del periodo de estudio. Con respecto a la fijación de N, en 2013 se presentó el valor más elevado del periodo, mientras que 2015 permaneció cercana a la media de los 5 años. Esto resulta ser interesante, puesto a que son años con un patrón hidrológico distinto, 2013 fue el año con mayor variabilidad en el nivel del embalse y 2015 fue un año de alto nivel, lo que resalta la importancia de otros procesos biogeoquímicos en el balance de masa de este elemento.

## 10.0 Conclusiones

1. El periodo 2011–2015 se caracterizó por una alta variabilidad en los balances tanto de agua, como de PT y NT del embalse de Valle de Bravo,
2. Las grandes variaciones de nivel en el embalse en este período se debieron fundamentalmente a las decisiones relacionadas con la gestión del agua en el Sistema Cutzamala, principalmente la extracción de agua de VB y inyección proveniente de las presas de la rama occidental del sistema.
3. Durante 2011 se observó una rápida disminución del nivel del agua en VB debido a la extracción sostenida de agua en el rango de  $174.4\text{--}211.9 \times 10^6 \text{m}^3 \text{año}^{-1}$ , lo cual llevó a un mínimo histórico de nivel de 1819 m s.n.m en junio de 2013. A partir de ahí inició el periodo de inyección más intenso en 13 años de estudio llevando el embalse a niveles altos, sin bajar más de 4 m por debajo de su máxima capacidad durante 2014 y 2015.
4. El incremento de la inyección determinó que durante 2013 y 2014 desplazara a las lluvias como la segunda fuente más importante de agua hacia VB, alcanzó valores  $40 \times 10^6 \text{m}^3 \text{año}^{-1}$ . La media anual de inyección en estos dos años fue 1.5 veces mayor que la media histórica ( $14.4 \times 10^6 \text{m}^3 \text{año}^{-1}$ ).
5. También se presentaron variaciones climáticas que afectaron el balance de agua. La media anual de lluvias hacia el embalse durante 2011–2015 fue de  $18.1 \times 10^6 \text{m}^3 \text{año}^{-1}$ , valor que es 14% mayor a la media de 2002–2010.
6. Este incremento se debió principalmente al aumento de las lluvias de 2013 a 2015, que tuvo un efecto directo en la media mensual de flujo de agua por los afluentes en estos años, que oscilaron en el rango de  $16\text{--}17.8 \times 10^6 \text{m}^3 \text{mes}^{-1}$ , un 32 % más que las de 2011–2012, que se mantuvieron en el de  $11\text{--}13 \times 10^6 \text{m}^3 \text{mes}^{-1}$ .
7. Durante 2011–2015 los ríos constituyeron en promedio el 79.7% del total de entradas de agua anuales a VB. El Río Amanalco continuó siendo el principal tributario, con una media anual de  $97 \times 10^6 \text{m}^3 \text{año}^{-1}$ , aportando el 56.3% del total de los afluentes.

8. En conjunto, los flujos anuales de entrada de agua a VB se incrementaron durante el periodo de estudio en 2.5% con respecto a los años 2002–2010 ( $206.7 \times 10^6 \text{m}^3 \text{año}^{-1}$ ), como consecuencia tanto la gestión del embalse como de las variaciones en el patrón hidrológico.
9. La existencia de una serie de datos de largo plazo en VB permitió validar y mejorar la estimación del caudal de los ríos mediante el análisis de los residuales del balance de agua, lo que es a su vez de gran relevancia para los balances de PT y NT. Cabe resaltar, sin embargo, que no es posible realizar un análisis similar en el caso de los balances de estos dos elementos, por lo que los errores de las estimaciones quedan comprendidos dentro de sus respectivos NIP.
10. Las cargas externas de PT y NT por los afluentes hacia VB fueron de  $57.2 \times 10^3 \text{Kg PT año}^{-1}$  y de  $369.9 \times 10^3 \text{Kg NT año}^{-1}$  en promedio durante 2011–2015 menores en un 35.7% y 24.8% respectivamente, en relación a las del periodo 2002–2010 ( $62.5 \times 10^3 \text{Kg PT año}^{-1}$  y  $381 \times 10^3 \text{Kg NT año}^{-1}$ ). Esta tendencia se ha presentado desde 2007, principalmente debido a la disminución del 40% de PT y del 26% de NT en la carga total por el Río Amanalco, que continuó siendo el principal aportador externo de PT con  $28 \times 10^3 \text{Kg año}^{-1}$  (55.7%) y de NT con  $208 \times 10^3 \text{Kg año}^{-1}$  (62.6%).
11. En todos los ríos, con excepción de Santa Mónica, se presentó una tendencia hacia la reducción de las cargas de ambos nutrientes. El Santa Mónica presentó un incremento del 8% de PT y del 4.5 % de NT con respecto a la media histórica, lo cual se debe en parte al incremento del 5.2 % de su caudal con respecto a la media histórica.
12. Los drenajes continuaron siendo la segunda carga externa más importante hacia VB durante 2011–2015, cuando en promedio representaron el 19.3 % y 18.8 % del aporte total de PT y NT respectivamente. Sin embargo, durante el periodo de estudio también presentaron una disminución promedio del 35.5 % en la carga de PT y un aumento del 12.2 % en la de NT con respecto a la media anual de 2002–2010.
13. Durante este período se incrementó la importancia relativa de la inyección de agua a VB. En particular, jugó un papel muy relevante a en las cargas anuales durante 2013 cuando la carga anual de PT por inyección fue de  $12.0 \times 10^3 \text{Kg año}^{-1}$  y la de NT de  $70.4 \times 10^3 \text{Kg}$ , incrementándose 8 veces respecto a la carga media anual de 2012 en el caso del PT y en 4 en el de la de NT, con lo cual es estos momentos la inyección desplazó a

los drenajes ( $9.4 \times 10^3 \text{KgPT año}^{-1}$  y  $54.8 \times 10^3 \text{KgNT año}^{-1}$ ) como la segunda fuente más importante de estos elementos.

14. El flujo de salida por extracción fue 38% menor en el caso del PT y 54 % menor para el NT con respecto a los años 2002–2015, lo cual está asociado a la disminución en las concentraciones en las capas profundas del embalse y a la reducción de 40% del volumen de extracción de 2012 a 2013.
15. El embalse continuó comportándose como un sumidero de PT y NT bajo las condiciones presentadas en el periodo de estudio, constituyendo la sedimentación neta la principal salida de estos elementos de la columna con valores medios de  $43.9 \times 10^3 \text{ Kg PT año}^{-1}$  y de  $249.9 \times 10^3 \text{ Kg NT año}^{-1}$ , superando a la salida por extracción ( $19.1 \times 10^3 \text{ Kg PT año}^{-1}$  y  $152.9 \times 10^3 \text{ Kg NT año}^{-1}$ ) por casi el doble.
16. El nivel del embalse juega un papel fundamental en la variación de los procesos biogeoquímicos internos de PT y NT. En los años 2011, 2014 y 2015 se favoreció la sedimentación de ambos elementos, mientras que ésta disminuyó en los años de bajo nivel (2012 y 2013).
17. En términos del balance neto de fijación-desnitrificación se presentaron variaciones aún mayores. durante 2011–2015, cuando este flujo fue de solamente  $224.0 \times 10^3 \text{ Kg NT año}^{-1}$  en promedio, que es 42% del N que históricamente entraba por fijación neta durante 2002-2010, con lo cual durante el período aquí estudiado la fijación habría dejado de ser la fuente principal de N del sistema.
18. En particular, se calculó que durante 2014 ocurrió un mínimo histórico de  $19.3 \times 10^3 \text{ Kg NT año}^{-1}$  en el balance neto de flujo de este elemento desde la atmósfera. Esta condición se presentó asociada a un máximo en la carga externa de NT y a una alta sedimentación, y ocurrió en los meses posteriores al período de máxima inyección que elevó el nivel del embalse casi 12 m en solamente 5 meses.
19. Los resultados aquí presentados respaldan que, en sistemas profundos como VB, los cambios en la gestión del agua que implican la extracción e inyección de agua, así como fluctuaciones importantes de nivel, juegan un papel fundamental sobre los procesos biogeoquímicos, cuyos efectos son más evidentes en la sedimentación neta de PT y NT, pero que también afectan de manera más compleja los procesos redox y fijación del N.

## 11.0 Perspectivas

- Entre las acciones de investigación a futuro que se visualizan con la perspectiva que aporta este trabajo, se encuentran las siguientes:
- Continuar con el monitoreo espacio-temporal de largo plazo de la presa de Valle de Bravo, así como con el enriquecimiento de la base de datos histórica.
- Realizar muestreos también en la parte alta de los ríos y buscar posibles tributarios atemporales.
- Estimar la cantidad de nutrientes que puede incorporarse al sistema como resultado de eventos atípicos en la cuenca de VB.
- Realizar el análisis global de los *PIN* históricos de PT y NT y relacionarlos con los perfiles de diversos parámetros fisicoquímicos y limnológicos como: oxígeno disuelto, potencial redox, clorofila *a*, productividad primaria, entre otros.
- Realizar comparaciones en cuanto a la dinámica biogeoquímica entre los periodos de bajo y alto nivel.
- Con el fin de corroborar y detallar los resultados del balance de masas, implementar metodologías en campo para estimar la proporción de PT y NT que se deposita en los sedimentos, así como estimar la porción que se resuspende.
- Buscar ventanas espacio-temporales para estimar los Procesos Internos Puntuales a de cada una de las especies reactivas de P y N a partir de sus balances de masas específicos.
- Realizar estudios metagenómicos y transcriptómicos para identificar la función biogeoquímica que realizan los diversos grupos microbianos presentes en el sistema en distintas ventanas espacio-temporales y relacionarlos con los resultados de los balances de nutrientes.

## 12.0 Literatura citada

- Abell JM, Ozkundakcia D, Hamiltonet DP. 2011. Relationships between land use and nitrogen and phosphorous in New Zealand lakes, *Marine and Freshwater Research*, 62:162–175.
- Alcocer, FJ. Bernal-Brooks. 2010. *Limnology in Mexico Hydrobiologia*, 644:15–68
- Alcocer, J, Merino-Ibarra M, Escobar-Briones E. (Editores). 2015. *Tendencias de investigación en Limnología tropical: Perspectivas universitarias en Latinoamérica*. Asociación Mexicana de Limnología, A.C., Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, y Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología. México. ISBN 978-607-02-7199-1.
- Ayuntamiento de Valle de Bravo. 2013. *Información Pública de Oficio Mexiquense, Acuerdo y actas celebras por el Órgano Colegiado Fracción VI. 043, Sesión 25, Ordinaria*.
- Ayuntamiento de Valle de Bravo. 2016. *Plan de Desarrollo Municipal de Valle de Bravo 2016-2018*. Estado de México.
- Beeton AM. 2002. Large freshwater lakes: Present state, trends, and future. *Environmental Conservation* 29: 21–38.
- Boers, PC, van Raaphorst W, van der Molen, TD. 1998 Phosphorus retention in sediments. *Water Sci. Technol.* 37, 31-39.
- Boyer, E.W., Goodale, C.L., Jaworski N.A., Howarth R.W., 2002. Anthropogenic nitrogen sources and relationships to riverine nitrogen export in the northeastern USA. *Biogeochemistry* 57/58, 137-169.
- Boynton, W. R., and W. M. Kemp. 1985. Nutrient regeneration and oxygen consumption by sediments along an estuarine salinity gradient. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 23: 45–55.
- Burford MA, Green SA, Cook AJ, Johnson SA, Kerr JG, O'Brien KR. 2012. Sources and fate of nutrients in a subtropical reservoir. *Aquat Sci* 74:179–190
- Burger DF, Hamilton DP, Pilditch CA. 2008. Modelling the relative importance of internal and external nutrient loads on water column nutrient concentrations and phytoplankton biomass in a shallow polymictic lake *Ecol. Modell.*, 211 (3–4), 411–423.
- Burgin A, Hamilton S. 2007. Have we overemphasized the role of denitrification in aquatic ecosystems? A review of nitrate removal pathways. *Frontiers Ecology Environment*. 5(2): 89–96. 23.
- Carnero-Bravo V. 2008. “Reconstrucción de la evolución trófica de un embalse monomítico cálido (Valle de Bravo, México) mediante el análisis de dos núcleos sedimentarios”. *Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología, UNAM, Maestría en Ciencias (Química Acuática)*, 85 p.
- Chanudet V, Descloux S, Harby A, Sundt H, Brakstad BHHO, Serc,a D, Gue´rin F. 2011. Gross CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> emissions from the Nam Ngum and Nam Leuk sub-tropical reservoirs in Lao PDR. *Sci Total Environ* 409:5382–5391

- Chorus, I. & Bartram, J. (Eds).1999. Toxic cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring, and management. London UK: E & FN Spon.
- Chu, SP.1943. The influence of the mineral composition of the medium on the growth of plankton algae. Part II. The influence of the concentration of inorganic nitrogen and phosphate phosphorus. – J. Ecol. 31: 109–148.
- CONAGUA .2007. Organismo de Cuenca Valle de México. Estadísticas de la región XIII. Año 2007.
- CONAGUA, 2016. Organismo de cuenca aguas del valle de México dirección de agua potable, drenaje y saneamiento subgerencia de abastecimiento de agua potable.
- CONAGUA, Consejo de Cuenca del Valle de México (CCVM), 2005. Sistema Cutzamala.
- Cooke GD, Kennedy RH. 2001. Managing drinking water supplies. J Lake Reservoir Manage 17, 157-174
- Cronberg G, Annadotter H. 2006. Manual on aquatic cyanobacteria: A photoguide and a synopsis of their toxicology. Copenhagen: International Society for the Study of Harmful Algae and the United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organization. 106 p.
- De Montigny C, Prairie YT. 1993. The relative importance of biological and chemical processes in the release of phosphorus from a highly organic sediment. Hydrobiologia 253: 141–150.
- Dodds WK, Cole JJ. 2007. Expanding the concept of trophic state in aquatic ecosystems: It's not just autotrophs. USA. Aquat. Sci. 69 (2007) 427–439 1015-1621/07/040427-13.
- Downing JA & McCauley E. 1992. The nitrogen:phosphorus relationship in lakes. Limnol. and Oceanography 37: 936–945
- Downing JA, McCauley E. 1992. The nitrogen:phosphorus relationship in lakes. Limnol. Oceanogr. 37(5):936–45 20. Eiler A, Bertil
- Downing JA, McCauley E. 1992. The nitrogen:phosphorus relationship in lakes. Limnol. Oceanogr. 37(5):936–45
- Driscoll CT, Effler SW, Auer MT, Doerr SM, Penn MR. 1993. Supply of phosphorus to the water column of a productive hardwater lake: controlling mechanisms and management considerations. Hydrobiologia 253: 61–72.
- Edmondson WT and Lehman JT. 1981. The effect of changes in the nutrient income on the condition of Lake Washington. Limnology and
- Enrich-Prast A, Figueiredo V, Esteves FdA, Nielsen LP. 2016. Controls of Sediment Nitrogen Dynamics in Tropical Coastal Lagoons. PLoS ONE 11(5): e0155586.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0155586>
- Falkowski PG. 2004. Science 305, 354–360. Hedin, L. Proc. Natl Acad. Sci. USA 30, 10849–10850.
- Forsberg, C., 1989. Importance of sediments in understanding nutrient cyclings in lakes. Hydrobiologia 176–177 (1): 263–277

- Gardner WS, McCarthy MC. 2009. Nitrogen dynamics at the sediment–water interface in shallow, sub-tropical Florida Bay: why denitrification efficiency may decrease with increased eutrophication. *Biogeochemistry*, 95 (2–3): 185–198.
- Geider, R.J. & La Roche, J. 2002. Redfield revisited: variability of C:N: P in marine microalgae and its biochemical basis. *Eur. J. Phycol.*, 37, 1–17.
- Gordon, DC Jr, Boudreau, PR, Mann, KH, .Silvert JE, WL., Smith SV. 1996. LOICZ Biogeochemical Modelling Guidelines. Land-Ocean Interactions in the Coastal Zone. LOICZ Reports and Studies 5. LOICZ, Texel.
- Grace P. 2014. Meet N<sub>2</sub>O, the greenhouse gas 300 times worse than CO<sub>2</sub>. Queensland, AUS. The conversation.
- Guèrin F, Abril G, de Junet A, Bonnet MP. 2008. Anaerobic decomposition of tropical soils and plant material: implication for the CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> budget of the Petit Saut Reservoir. *Appl Geochem* 23:2272–2
- Harrison JA, Maranger RJ, Alexander RB, Giblin AE, Jacinthe PA, Mayorga E, Seitzinger SP, Sobota DJ, Wollheim WM. 2009. The regional and global significance of nitrogen removal in lakes and reservoirs. *Biogeochemistry* 93:143–157
- Healey, F. P., and L. L. Hendez L.. 1979. Indicators of phosphorus and nitrogen deficiency in five algae in culture. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 36: 1364-1369.
- Healey F.P., Hendzel L.L 1980. Physiological indicators of nutrient deficiency in lake phytoplankton. *Can Bull Fish Aquat Sci* 37:442-453
- Hecky P. Campbell, and Hendzel LL. 1993. The stoichiometry of carbon, nitrogen, and phosphorus in particulate matter of lakes and oceans. *Limnol Owanogr.*, 38(4), 1993, 709-724.
- Holten H, Kamp-Nielson L, Stuates, AO 1988. Phosphorus in soil, water and sediment. An overview. *Hydrobiologia*, 170: 17-34.
- Hutchinson G E. 1973. Eutrophication: The scientific background of a contemporary practical problem. – *Am. Scient.* 61: 269–279.
- Hutchinson, G. E. 1957. *A Treatise on Limnology*, Volume 1. John Wiley & Sons, New York.
- Hydes, D.J, Hill, N.C. 1984. Determination of Nitrate in Seawater: Nitrate to Nitrite Reduction with Copper-Cadmium Alloy.
- IGCEM, Dirección de Estadística elaborado con información de INEGI, Censo General de Población y Vivienda, 2000, Censo de Población y Vivienda, 2010, Encuesta Intercensal, 2015.
- IGCEM. Dirección de Estadística elaborado con información del Proyecciones del CONAPO. Proyecciones de la Población del Estado de México, 2012–2030.
- Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática (INEGI). Valle de Bravo. <http://www.beta.inegi.org.mx/app/areasgeograficas/?ag=15110>.
- Istvánovics, V. 2009. Eutrophication of Lakes and Reservoirs. *Encyclopedia of Inland Waters* 157–165.

- James RT, Gardner W, McCarthy M, Carini S. 2011. Nitrogen dynamics in Lake Okeechobee: forms, functions, and changes. *Hydrobiologia* 669 (1), 199–212.
- Jensen MM, Kuypers MMM, Lavik G, Thamdrup B. Rates and regulation of anaerobic ammonium oxidation and denitrification in the Black Sea. *Limnology and Oceanography*. 2008; 53(1):23–36
- Jensen, HS, Andersen FØ. 1992. Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow, eutrophic lakes. *Limnol. Oceanogr.* 37: 577-589.
- Jensen, N.P. Revsbech, L.P. Nielsen. 1993. Microscale distribution of nitrification activity in sediment determined with a shielded microsensor for nitrate. *Appl. Environ. Microbiol.*, 59 (10): 3287–3296.
- Jones JG, Gardener S, Simon, B. M., 1984. Reduction of ferric iron by heterotrophic bacteria in lakes sediments. *J. Gen. Microbiol.* 130: 45–51
- Kalff J. 1998. Organic matter mineralization rates in sediments: a within and among-lake study. *Limnol. Oceanogr.* 43 (4), 695–705.
- Kalff J. 2010. *Biogeochemistry of Inland Waters*. San Diego, USA..Academic Press, Elsevier.
- Kirkwood, D.S. 1994. San-Plus. Segmented flow analyzer and its applications. Sea water analysis, Skalar, Amsterdam.
- Kraft B, Tegetmeyer HE, Sharma R, Klotz MG, Ferdelman TG, Hettich RL. 2014. The environmental controls that govern the end product of bacterial nitrate respiration. *Science*. 2014; 345: 676–9. doi: 10.1126/science.1254070 PMID: 25104387
- Kunz MJ, Wuest A, Wehrli B, Landert J, Senn DB. 2011. Impact of a large tropical reservoir on riverine transport of sediment, carbon, and nutrients to downstream wetlands. *Water Resour Res* 47:W12531
- Lehner B, Döll P. 2004. Development and validation of a global database of lakes, reservoirs and wetlands. *J Hydrol* 296:1–22
- Lehtiniemi M. 2005. Turbidity decreases anti-predator behaviour in pike larvae, *Esox Lucius*. *Environmental Biology of Fishes* 73, 1-8 (2005).
- Lewis WM Jr. 1996. Tropical lakes: how latitude makes a difference.-In Schiemer, F.-% Noland, K.T: *Perspectives in Tropical Limnology*: 43-64. SPB Academic Publishers, Amsterdam, Netherlands.
- Lewis WM Jr. 2002 Causes for the high frequency of nitrogen limitation in tropical lakes. *Veh. Internat. Limnol* 28:210:213.
- Lewis, W.M. Jr. 2000. Basis for the protection and management of tropical lakes. *Lakes Resver,; Res. Manage.* 5: 35:48.
- Li J, Crowe Sa, Miklesh D, Kistner M, Canfield DE, Katsev S. 2012. Carbon mineralization and oxygen dynamics in sediments with deep oxygen penetration, Lake Superior. *Limnology and Oceanography*. 2012; 57(6): 1634–1650.
- Li, Y, Gal G, Waite AM, Bruce LC, Hipsey MR. 2014. Examination of the role of the microbial loop in regulating lake nutrient stoichiometry and phytoplankton dynamics. *Biogeosciences* 11, 2939–2960, 2014.

- Libes SM. 1999. Introduction to Marine Biogeochemistry. 2Ed. Academic PressElsevier. 49.
- Lovley DR , Phillis EJ, Lonerga D. J.1991. Enzymatic versus non-enzymatic mechanisms for Fe(III) reduction in aquatic sediments. – Environ. Sci. Technol. 24: 1062–1067
- Merino. M., M.E. Gallegos, F.S. Castillo y E. Monroy-Ríos. 2005. ¿Qué pasa con el oxígeno?, Boletín del Patronato Pro-Valle de Bravo, 3:4-6.
- Merino-Ibarra M, Monroy-Ríos E, Vilaclara G, Castillo FS, Gallegos ME, Ramírez-Zierold JA, 2008. Physical and chemical limnology of a wind-swept tropical highland reservoir. Aquatic Ecology, 42:335-345.
- Monchamp M-E, Pick FR, Beisner BE, Maranger R. 2014. Nitrogen Forms Influence Microcystin Concentration and Composition via Changes in Cyanobacterial Community Structure. PLoS ONE 9(1): e85573.doi:10.1371/journal.pone.0085573
- Morris, J. G.1999. Harmful algal blooms: an emerging public health problem with possible links to human stress on the environment. *Annual Review of Energy and the Environment* 24, 367-390
- Nandini S, Merino-Ibarra M and Sarma SSS, 2008. Seasonal changes in the zooplankton abundances of the reservoir Valle de Bravo (State of Mexico, Mexico). *Lake and Reservoir*
- Newman EI. 1995. Phosphorus inputs to terrestrial ecosystems. *Journal of Ecology* 83, 713–726. *Management*. 24:321-330. *Oceanography* 26: 1–29.
- Nixon SW, M. E. Q. Pilson. 1983. Nitrogen in estuarine and coastal marine ecosystems, p. 565–647. In E. J. Carpenter and D. G. Capone [eds.], *Nitrogen in the marine environment*. Academic.
- Nizzoli DE, Carraro V, Nigro P, Viaroli. 2010. Effect of organic enrichment and thermal regime on denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium (DNRA) in hypolimnetic sediments of two lowland lakes *Water Res.*, 44 (9):2715–2724.
- Nowlin WH, Davies J-M, Mazumder A. 2007. Planktonic phosphorus pool sizes and cycling efficiency in coastal and interior British Columbia lakes. *Freshw. Biol.* 52(5):860–77
- Olvera-Viascán, V, Bravo-Inclán, L, Sánchez-Chávez, J. 1998. Aquatic ecology management assessment in Valle de Bravo reservoir and its watershed. *Aquat Ecosyst Health Manag.*1:277–290.
- Oviatt CA, Doering P, Nowicki B, Reed L, Cole J, Frithsen J. 1995. An ecosystem level experiment on nutrient limitation in temperate coastal marine environments. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 116: 171–179.
- Patton, Crouch.1977. Berthelot method, *Anal. Chem.*, 49(3), 464-469.
- Pearsall WH. 1932. Phytoplankton in the English Lakes II. The composition of the phytoplankton in relation to dissolved substances. – *J. Ecol.* 20: 241–262.
- Perkins, RG, Underwood, GJC. 2001. The potential for phosphorus release across the sediment-water interface in a eutrophic reservoir dosed with ferric sulphate. *Water Res.* 35, 1399-1406.
- Pettersson K 1980. Alkaline phosphatase activity and algal sulphur phosphorus as phosphorus-deficiency indicators in Lake Erken. *Arciv fur Hydrobiologie* 89, 54-87.

- Phillips, G., Jackson, R., Bennet, C., and Chilvers, A. 1994. The importance of sediment phosphorus release in the restoration of very shallow lakes (The Norfolk Broads, England) and implications for biomanipulation. *Hydrobiologia* 275/276, 445-456.
- Phillips EJ, Cichra M, Havens K, Hanlon C. 1997. Relationships between phytoplankton.
- Pollman, C.D. 1984. Internal loading in shallow lakes. Diss. Abst. Int. Pt. B Sci. Eng., 44(7), 202
- Poulin P, Pelletier E, Saint-Louis R. Seasonal variability of denitrification efficiency in northern salt marshes: An example from the St. Lawrence Estuary. *Marine Environmental Research*. 2007; 63: 490–505. PMID: 17276505 20.
- Ptacnik, R., Andersen, T. & Tamminen, T. 2010. Performance of the Redfield ratio and a family of nutrient limitation indicators. The Authors. *Ecology Letters* published by CNRS and John Wiley & Sons Ltd Letter Irradiance and N : P ratios 887 thresholds for phytoplankton N vs. P limitation. *Ecosystems*. 13, 1201– 1214.
- Quintanilla-Terminel, JG. 2012. “Estudio de las variaciones de elementos Biolimitantes (nitrógeno y fósforo) en la fuente de Agua superficial más importante que abastece al Valle de México (Valle de Bravo, Estado de México)”. Licenciatura en Química, Facultad de Química, UNAM.
- Rabalais NN. 2002. Nitrogen in aquatic ecosystems. *Ambio* 31, 102–112.
- Ramírez-Zierold JA, Merino-Ibarra M, Monroy-Ríos E, Olson M, Castillo FS, Gallegos ME, Vilaclara G. 2010. Changing water, phosphorus and nitrogen budgets for Valle de Bravo reservoir, water supply for Mexico City Metropolitan Area. *Lake and Reservoir Management*. 26(1): 23-34.
- Ramírez-Zierold JA, Merino-Ibarra M, ValdesNIPo-Castillo P, Castillo FS, Ardiles V, Monroy-Ríos E, L.M. López, Quintanilla JG, Jiménez J, Valeriano ME, Vilaclara G y J. Carmona. 2013. Nuestro Lago 6ta Parte: El valor del monitoreo. *Boletín del Patronato Pro-Valle de Bravo* 16:2-12.
- Ramírez-Zierold JA. 2010. Dinámica Biogeoquímica de N y P de un embalse tropical eutrofizado (Valle de Bravo, Estado de México). Tesis de Doctorado, Posgrado en Ciencias del Mar y Limnología. U.N.A.M.
- Redfield AC. in James Johnstone Memorial Volume (ed. Daniel, R. J.) 176–192. (Liverpool Univ. Press, 1934. Sterner, R. W. & Elser, J. J. *Ecological Stoichiometry: The Biology of the Elements from Molecules to the Biosphere* (Princeton Univ. Press, 2002).
- Reichert P, Mieleitner J, Schuwirth N. 2017. *Modeling Aquatic Ecosystems*. ETH Zurich. Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology.
- Rysgaard, PB, Christensen L.P, Nielsen. 1995. Seasonal variation in nitrification and denitrification in estuarine sediment colonized by benthic microalgae and bioturbating infauna. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 126: 111–121.
- Sacristán-Ramírez A. 2017. “Evaluación del balance de agua y fósforo en la presa Valle de Bravo durante el período 2008-2010”. Licenciatura en Ciencias de la Tierra (Acuáticas), Facultad de Ciencias, UNAM .
- Sakamoto M. 1966. Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. *Arch. Hydrobiol.* 62: 1-28.

- Schallenberg M, Sorrell B. 2009. Regime shifts between clear and turbid water in New Zealand lakes: environmental correlates and implications for management and restoration. *N. Z. J. Mar. Freshwater Res*, 43: 701–712.
- Schindler DW, 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science* 195: 260–262.
- Schindler DW, Newbury KG, Beaty, Campell P. 1976. Natural water and chemical budgets for a small Precambrian lake basin in central Canada. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 33: 2526-2543.
- Schindler DW. 1974. Eutrophication and recovery in experimental lakes: Implications for lake management. *Science* 184: 987–899. . 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science* 195: 260–262. . 1981. Studies of eutrophication in lakes and their relevance to the estuarine environment, p. 71–82. In B. J. Neilson and L. E. Cronin [eds.], *Estuaries and nutrients*. Humana Press.
- Scott JT, McCarthy MJ, Gardner WS, Doyle RD. 2008. Denitrification, dissimilatory nitrate reduction to ammonium, and nitrogen fixation along a nitrate concentration gradient in a created freshwater wetland. *Biogeochemistry*. 87: 99–111. 25.
- Seitzinger SP. 2009. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: ecological and geochemical significance.- *Limnol. Oceanogr.* 33:702-724.
- Seitzinger SP. Denitrification in freshwater and coastal marine ecosystems: Ecological and geochemical significance. *Limnology and Oceanography*. 1988; 33: 702–724.
- Smith VH, Shapiro J. 1981. Chlorophyll–phosphorus relations in individual lakes: Their importance to lake restoration strategies. *Environmental Science and Technology* 15: 444–451.
- Smith VH. 1992. The nitrogen and phosphorus dependence of algal biomass in lakes: An empirical and theoretical analysis. *Limnol. Oceanogr.* 27(6), 1982, 1101-1112
- Smith VH. 2009. Eutrophication. *Encyclopedia of Inland Waters*, 2009, 61-73.
- Smith VII. 1979. Nutrient dependence of primary productivity in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 24: 1051-1064. -3.
- Søndergaard M, Jensen JP, Jeppesen E. 1999. Internal phosphorus loading in shallow Danish lakes. *Hydrobiologia* 408/409, 145-152.
- Søndergaard MJ, Jensen E, Jeppesen. 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, 506–509 (1–3): 135–145.
- Søndergaard MJ, Jensen, JP, Jeppesen E. 2001. Retention and Internal Loading of Phosphorus in Shallow, Eutrophic Lakes. *The Scientific World* 1, 427–442.
- Staeher PA, Testa JM, Kemp WM, Cole J, Sand-Jensen K, Smith SV. 2012. The metabolism of aquatic ecosystems: history, applications, and future challenges. *Aquatic Sciences*, 74:15–29.
- Swaney D.P, 2011. Biogeochemical Budgeting in Estuaries.343-362. United Nations Educational, Scientific and Cultural (UNESCO), 2005. *Water Resources Systems Planning and Management*. ISBN 92-3-103998-9.
- Testa JM, Kemp WM. 2008. Variability of biogeochemical processes and physical transport in a partially stratified estuary: a box- modeling analysis. *Marine Ecology Progress Series* 356, 63-79.

- Thamdrup B, Dalsgaard T. Production of N<sub>2</sub> through anaerobic ammonium oxidation coupled to nitrate reduction in marine sediments. *Applied Environmental Microbiology*. 2002; 68: 1312–1318. PMID: 11872482 15.
- Thamdrup B, Dalsgaard T., 2002. Production of N<sub>2</sub> through anaerobic ammonium oxidation coupled to nitrate reduction in marine sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 68 (3), 1312–1318.
- Thamdrup B. 2012. New pathways and processes in the Global Nitrogen Cycle. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 43:407-428.
- Tiedje JM. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. in *Microorganisms*. A.J.B. Zehnder, Wiley, New York. 1988. 22.
- United Nations Educational, Scientific and Cultural (UNESCO). 2005. *Water Resources Systems Planning and Management*. ISBN 92-3-103998-9.
- United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO), 1999. *What price water? , The UNESCO Courier*- February 1999: 18-19.
- Valdespino PM, Merino-Ibarra M, Jiménez-Contreras J, Castillo FS, Ramírez-Zierold JA. 2014. 2014. Community metabolism in a deep (stratified) tropical reservoir during a period of high water-level fluctuations. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(10): 6505–6520. DOI 10.1007/s10661-014-3870-y.
- Valeriano-Riveros ME, Vilaclara G, Castillo-Sandoval FS, Merino-Ibarra M. 2014. Phytoplankton composition changes under water-level fluctuations in a high-altitude, tropical reservoir. *Inland Waters*, 4(3): 337–348.
- van den Berg EM, van Dongen U, Abbas B, van Loosdrecht CM. Enrichment of DNRA bacteria in a continuous culture. *International Society for Microbial Ecology*. 2015; 1–9
- Wetzel RG. 1983. *Limnology*. Saunders. . 1990. Land-water interfaces: Metabolic and limnological regulators. *Int. Verv. Theor. Angew. Limnol. Verh.* 24: 6–24.
- Wetzel, RG. 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Academic Press, Elsevier, San Diego, USA.
- Yoon S, Cruz-García C, Sanford R, Ritalathi KM, Löffler FE. Denitrification versus respiratory ammonification environmental controls of two competing dissimilatory NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/NO<sub>2</sub><sup>-</sup> reduction pathways in *Shewanella loihica* PV-4. *International Society for Microbial Ecology*. 2015; 9: 1093–1104.