

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

FACULTAD DE INGENIERÍA AGRÍCOLA



**“MODELACIÓN DE LA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO Y
OXÍGENO DISUELTO, TRAMO KM 0+000 -KM 20+130 DEL RÍO
LURÍN”**

**TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE
INGENIERA AGRÍCOLA**

CAMILA LEANDRA CRUZ GRIMALDO

LIMA – PERÚ

2021

UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA LA MOLINA

FACULTAD DE INGENIERÍA AGRÍCOLA

**“MODELACIÓN DE LA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO Y
OXÍGENO DISUELTO, TRAMO KM 0+000-KM20+130 DEL RÍO
LURÍN”**

TESIS PARA OPTAR EL TITULO DE:

INGENIERA AGRÍCOLA

Presentado por:

CAMILA LEANDRA CRUZ GRIMALDO

Sustentado y aprobado por el siguiente jurado:

Dr. EDUARDO ABRAHAM CHÁVARRI VELARDE
Presidente

Dra. LÍA RAMOS FERNÁNDEZ
Asesora

Mg. Sc. ROSA MARÍA MIGLIO TOLEDO
Miembro

Ing. JOSÉ BERNARDINO ARAPA QUISPE
Miembro

LIMA – PERU

2021

DEDICATORIA

A mis abuelos Miguel y Desiderio, por inculcarme la perseverancia.

A mis padres Juan y Zoila, por brindarme su apoyo incondicional
y ser mis ejemplos de vida.

AGRADECIMIENTO

Al Proyecto Sistema de gestión del recurso hídrico superficial y subterráneo para el uso seguro del agua ante escenarios de cambio climático en la cuenca del río Lurín: Convenio 157-2017-FONDECYT.

Al Vicerrectorado de Investigación, por el financiamiento recibido del Proyecto Belga VLIR-UOS como parte del IX concurso de subvención de tesis de pregrado UNALM 2019 (Investigaciones en tecnologías de la información y comunicación - P3 - VLIR – UNALM).

A mi asesora Dra. Lía Ramos Fernández, por su paciencia, entusiasmo y apoyo, así como también al grupo de investigación DANI “Teledetección y cambio climático aplicado a los recursos hídricos y la agricultura” por la orientación para el desarrollo de esta tesis.

Al Ing. Roberto Vicencio, por su gran apoyo en la realización del proyecto, por su interés y su amable disposición.

A cada miembro de mi familia por brindarme su apoyo incondicional, creer en mi e impulsarme hasta lograr lo que me propongo.

A mis amigos de la parcela, por sus consejos y constante ayuda en la realización de este estudio, son un gran apoyo, gracias a ellos el tiempo para la realización de este trabajo se hizo más ameno.

A mis amigas Andrea y Kimberly, por todo su apoyo.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN	ix
ABSTRACT	x
I. INTRODUCCIÓN	1
1.1. OBJETIVOS.....	2
II. REVISIÓN DE LITERATURA.....	3
2.1. CONTAMINACIÓN ORGANICA.....	3
2.1.1. Estándares de calidad ambiental	4
2.2. MODELAMIENTO HIDRAULICO	5
2.2.1. Modelamiento hidráulico HEC-RAS	6
2.3. MODELAMIENTO DE CALIDAD DEL AGUA.....	7
2.3.1. Balance de masas	8
2.3.2. Balance del oxígeno disuelto, OD	9
2.3.3. Demanda bioquímica de oxígeno, DBO	10
2.3.4. Parámetro de corrección de la temperatura, θ_k	11
2.3.5. Parámetro de desoxigenación, k_1	11
2.3.6. Parámetro de reaireación atmosférica, k_2	12
2.3.7. Parámetro de sedimentación, k_3	12
2.4. EFICIENCIA DE LA MODELACIÓN	12
III. METODOLOGÍA	14
3.1. ZONA DE ESTUDIO	14
3.2. MATERIALES Y HERRAMIENTAS COMPUTACIONALES	15
3.2.1. Parámetro de calidad del agua.....	15
3.3. PROCEDIMIENTO	17
3.3.1. Características hidráulicas del río	17
3.3.2. Modelamiento hidráulico con HEC-RAS	19
3.3.3. Parametrización y simulación de escenarios en el modelo de calidad del agua	21
IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	27
4.1. CARACTERÍSTICAS HIDRÁULICAS	27
4.2. MODELAMIENTO HIDRÁULICO CON HEC-RAS.....	27
4.4. PARAMETRIZACIÓN Y SIMULACIÓN DEL MODELO DEL OD y DBO ₅ ... 35	
4.4.1. Parámetros calibrados	35

4.4.2. Eficiencia en la calibración de: OD y DBO ₅	37
4.4.3. Simulación de la calidad del agua: OD y DBO ₅	39
4.5. SIMULACIÓN DE ESCENARIOS PARA LA MEJORA DE LA CALIDAD DEL AGUA.....	40
V. CONCLUSIONES.....	46
VI. RECOMENDACIONES.....	47
VII. BIBLIOGRAFÍA.....	48
VIII. ANEXOS	52

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Coeficientes de contracción y expansión para el HEC-RAS	7
Tabla 2: Rango del parámetro de corrección de temperatura	11
Tabla 3: Puntos de monitoreo de la calidad del agua en el río y efluentes de PTAR.....	16
Tabla 4: Herramientas computacionales	16
Tabla 5: Ubicación de captaciones de las comisiones de regantes y aporte de la quebrada Tinajas.....	18
Tabla 6: Caudales utilizados en las secciones transversales hidráulicas en HEC-RAS en el río.....	18
Tabla 7: Valores típicos de los coeficientes de la fórmula de Leopoldo y Maddock.....	19
Tabla 8: Niveles de rendimiento de los índices de eficiencia para el modelo de calidad de agua.....	26
Tabla 9: Índices de eficiencia de la calibración de velocidad	28
Tabla 10: Valores promedios de los parámetros de monitoreo	33
Tabla 11: Índices de eficiencia de la calibración de OD y DBO ₅	38
Tabla 12: Valores del coeficiente de rugosidad de Manning asignados al canal y a los lados del cauce del río Lurín	54
Tabla 13: Validación de características hidráulicas obtenidas en HEC-RAS con la ecuación de Maddock.....	55
Tabla 14: Parámetros obtenidos del muestreo en los puntos de monitoreo de: L1 a L5	72
Tabla 15: Parámetros obtenidos del muestreo en los puntos de monitoreo de: L6 a L10 ...	72
Tabla 16: Parámetros obtenidos del muestreo en los puntos de monitoreo de: L11 a L13 .	73
Tabla 17: Valores de los parámetros para la calibración de las contaminaciones difusas ..	73
Tabla 18: Consumo de agua por habitante en el distrito de Pachacamac anual	74
Tabla 19: Concentración de carga orgánica en las aguas residuales de Pachacamac.....	74
Tabla 20: Calibración de los parámetros para el modelo de DBO ₅ y OD en el mes de marzo.....	75
Tabla 21: Calibración de los parámetros para el modelo de DBO ₅ y OD en el mes de julio	76
Tabla 22: Calibración de los parámetros para el modelo de DBO ₅ y OD en el mes de agosto	77

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Variación temporal de la calidad del agua en el río con ingreso de un efluente y sus zonas de influencia.....	4
Figura 2: Representación esquemática general de un balance de masa en el agua	8
Figura 3: Fuentes y sumideros que determinan el balance del oxígeno disuelto en cuerpos de agua.....	10
Figura 4: Zona de estudio en la cuenca Lurín	14
Figura 5: Esquema de la parte baja de la cuenca Lurín con puntos de monitoreo: vista planta (a) y vista de perfil (b).....	15
Figura 6: Diagrama de flujo de la metodología seguida en el estudio	17
Figura 7: Representación gráfica de la ecuación de energía	20
Figura 8: Método de subdivisión de secciones transversales, HEC-RAS	21
Figura 9: Curva de la DBO ejercida en el tiempo	22
Figura 10: Curva del OD en el tiempo	24
Figura 11: Curva del oxígeno de reaireación y desoxigenación.....	25
Figura 12: Modelo de Elevación Digital (MED) del cauce del río Lurín.....	27
Figura 13: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín con HEC-RAS en marzo 2019, en: km20+130	28
Figura 14: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín con HEC-RAS en marzo 2019, tramo: km18+260 a 11+530.....	29
Figura 15: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín con HEC-RAS en marzo 2019, tramo: km 11+340 a 08+470.....	30
Figura 16: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín con HEC-RAS en marzo 2019, tramo: km 07+630 a 00+840.....	31
Figura 17: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín con HEC-RAS en marzo 2019, tramo: km00+830 a 00+00.....	32
Figura 18: Diagrama de cajas de los parámetros: OD, T (obtenidas in situ) y DBO5 (obtenido en laboratorio), durante el periodo de muestreo (febrero a agosto de 2019)	34
Figura 19: Diagrama de cajas de la variación de los coeficientes de corrección de temperatura y las variables del coeficiente de reaireación (k2) durante la calibración del modelo.....	35

Figura 20: Diagrama de cajas de los parámetros de reaeración k1 (a), parámetro de desoxigenación. k2 (b) y parámetro de sedimentación k3 (c) durante la calibración.....	36
Figura 21: Relación entre el parámetro de calidad del agua calibrado y observado para: OD (a) y DBO5 (b).....	38
Figura 22: Comportamiento del oxígeno disuelto en el río Lurín.....	39
Figura 23: Comportamiento de la demanda bioquímica de oxígeno en el río Lurín con escala de: 0 a 700 (a), escala de 0 a 100 (b).	40
Figura 24: Comportamiento del oxígeno disuelto y DBO en la simulación en avenidas (marzo 2019).....	43
Figura 25: Comportamiento del oxígeno disuelto y DBO en la simulación en estiaje (agosto 2019).....	44
Figura 26: Simulación del OD y DBO5 por transferencia de volumen de agua en periodo de estiaje (agosto) al cauce del río Lurín: agua debajo de la descarga de PTAR San Bartolo (a), y a la altura del puente Panamericana (b).....	45
Figura 27: Panel fotográfico de visitas al río Lurín.....	52
Figura 28: Panel fotográfico del trabajo en campo.....	53
Figura 29: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en febrero 2019, tramo: km20+130 a 08+540	58
Figura 30: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en febrero 2019, tramo: km08+540 a 00+500	59
Figura 31: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en febrero 2019 en el km 0+000	60
Figura 32: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en abril 2019, tramo: km20+130 a 11+530	60
Figura 33: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en abril 2019, tramo: km11+300 a 00+830	61
Figura 34: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en abril 2019, tramo: km00+830 a 00+000	62
Figura 35: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en mayo 2019, tramo: km21+130 a 18+260	62
Figura 36: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en mayo 2019, tramo: km18+150 a 07+630	63

Figura 37: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en mayo 2019, tramo: km05+310 a 00+000	64
Figura 38: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en junio 2019, tramo: km20+130 a 08+540	65
Figura 39: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en junio 2019, tramo: km08+470 a 00+500	66
Figura 40: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en junio 2019 en el km 0+000	67
Figura 41: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en julio 2019, tramo: km20+130 a 11+340	67
Figura 42: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en julio 2019, tramo: km11+300 a 00+840	68
Figura 43: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en julio 2019, tramo: km00+830 a 00+000	69
Figura 44: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en agosto 2019, tramo: km20+130 a 18+260	69
Figura 45: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en agosto 2019, tramo: km18+150 a 07+630	70
Figura 46: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en agosto 2019, tramo: km05+310 a 00+000	71

ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO 1: PANEL FOTOGRÁFICO	52
ANEXO 2: VALORES DEL COEFICIENTE DE RUGOSIDAD DE MANNING.....	54
ANEXO 3: AJUSTE HIDRAULÍCO POR MADDOCK	55
ANEXO 4: PERFILES DE LOS PUNTOS DE MONITOREO DURANTE EL PERIODO DE MUESTREO	58
ANEXO 5: DATOS OBTENIDOS DEL MUESTRO EN LOS PUNTOS DE MONITOREO	72
ANEXO 6: CONSUMO DE AGUA POR HABITANTE EN PACHACAMAC	74
ANEXO 7: CALIBRACIÓN DE LOS PARAMATROS PARA EL MODELO DE: DBO ₅ Y OD	75

LISTA DE ABREVIATURAS

Abreviatura	Descripción
a	Constante de la ecuación del parámetro de reaireación
b	Constante del tirante de agua en la ecuación del parámetro de reaireación
c	Constante de la velocidad en el río en la ecuación del parámetro de reaireación
CD	Contaminación difusa
DBO	Demanda biológica de oxígeno
E	Coefficiente de Nash-Sutcliffe
ECA	Estándar de calidad del agua
EF	Efluente
H	Tirante
k_1	Parámetro de desoxigenación
k_2	Parámetro de reaireación
k_3	Parámetro de sedimentación
LMP	Límite máximo permisible
MDE	Modelo digital de elevación
OD	Oxígeno disuelto
PTAR	Planta de tratamiento de aguas residuales
Q	Caudal
R	Coefficiente de correlación de Pearson
r^2	Coefficiente de determinación
RSR	Error cuadrático medio normalizado
T	Temperatura
U	Velocidad
VANT	Vehículo aéreo no tripulado
θ_{k_1}	Factor de corrección de temperatura para el parámetro de desoxigenación
θ_{k_2}	Factor de corrección de temperatura para el parámetro de reaireación
α	Constante de la ecuación de velocidad en el río (Leopoldo y Maddock)
β	Constante de la ecuación de tirante de agua (Leopoldo y Maddock)
γ	Constante de la ecuación de ancho de la sección del río (Leopoldo y Maddock)

RESUMEN

El río Lurín, ubicado al sur de Lima, presenta altos índices de contaminación, esto debido al aumento de la demanda del agua producto del incremento poblacional, vertimientos de aguas residuales (tratadas y sin tratar) e inadecuado manejo del recurso. Por ello, el presente trabajo de investigación tiene como finalidad la modelación del oxígeno disuelto y la demanda bioquímica de oxígeno, mediante el modelo matemático Streeter-Phelps, para lo cual se realizó la recolección de información en 13 puntos de monitoreo de la parte baja del río, durante el periodo de febrero a agosto del 2019, tales como: OD, DBO, velocidad del flujo de agua, tirante del agua y ancho geométrico del río.

Además, se elaboró el modelo digital de elevación mediante imágenes obtenidas de un vehículo aéreo no tripulado-VANT, así como de topografía e imágenes satelitales de la zona de estudio, con esta información se obtuvieron las características hidráulicas del río mediante el programa HEC-RAS, y calibrándose el modelo Streeter- Phelps con un algoritmo de optimización (Excel-Solver), en el que fue más evidente en periodo de estiaje, la presencia de contaminación difusa en los distritos de Pachacamac y filtraciones por recarga del acuífero al río.

En el modelo se determinó los parámetros de k_1 , k_2 y k_3 con valores máximos de: $4,51 \text{ d}^{-1}$, $55,05 \text{ d}^{-1}$ y $13,43 \text{ d}^{-1}$ respectivamente en las secciones del río, lo cual permitió predecir el comportamiento del OD y la DBO, y simular escenarios con alternativas de mejora para la calidad del recurso hídrico, siendo la optimización de la PTAR San Bartolo y la implementación de una PTAR en el distrito de Pachacamac la alternativa con mayor viabilidad para que el río cumpla con los estándares de calidad del agua.

Palabras clave: HEC-RAS, Solver, OD, DBO, simulación.

ABSTRACT

The Lurín river, located in Lima, presents high levels of contamination, due to the increase in water demand as a result of the population increase, inadequate handling of solid waste, and discharges of wastewater (treated and untreated). Therefore, the present research work aims to model water quality using the Streeter-Phelps mathematical model, for which the collection of information on: dissolved oxygen, biochemical oxygen demand, temperature, speed, tension was carried out. and river width in 13 monitoring points of the lower part of the river, in addition, the digital elevation model was elaborated using images obtained from an unmanned aerial vehicle, topography and satellite images of the study area. With this information, the hydraulic characteristics of the river were obtained through the HEC-RAS program, with which the modeling of dissolved oxygen, biochemical oxygen demand was carried out, as well as the deoxygenation, re-aeration and sedimentation parameters of the sections of the river. river, in the Excel program with its Solver add-in, which made it possible to predict the behavior of DO and BOD to later carry out the simulation of scenarios with alternatives for improvement for the quality of the water resource, among which is the optimization of Wastewater Treatment Plant San Bartolo treatment and the implementation of a WWTP in Pachacamac district so that the river meets the water quality standards because the studies carried out reliably show that the river does not comply with current regulations, for which it is expected that with the scenarios proposed it is possible to recover the quality of the water in the lower part of the Lurín river.

Keywords: HEC-RAS, Solver, modeling, simulation.

I. INTRODUCCIÓN

El río Lurín tiene una longitud de 108.57 kilómetros y se origina del deshielo de los nevados de la cordillera occidental, llegando hasta Cieneguilla por Antioquia siguiendo su camino hacia el mar por los distritos de Pachacamac y Lurín, además se conoce que el agua superficial del río Lurín está básicamente destinada a actividades agrícolas, ganaderas y para consumo humano de las zonas aledañas.

El río se encuentra sometido a diferentes presiones derivadas de la extracción de recursos hídricos, a la descarga de aguas residuales urbanas (tratadas y sin tratar), así como también de drenajes agrícolas, lo cual en su conjunto genera escasez del recurso y al mismo tiempo el deterioro en su calidad, lo cual perjudica principalmente a los ecosistemas acuáticos de la cuenca, dicho problema se agudiza en épocas de estiaje (Mombanch *et al.*, 2015).

En la parte baja del río se pueden evidenciar las descargas de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) Cieneguilla, Manchay, San Bartolo y Julio C. Tello, siendo San Bartolo una de las PTAR más grandes del Perú es también la que vierte aguas al cauce con mayores índices de contaminación que las anteriores, además de los vertidos de contaminaciones difusas en el distrito de Pachacamac.

La creciente contaminación del recurso hídrico en el río Lurín, es un indicador de riesgo para la salud humana, especialmente para los habitantes cercanos al cauce, esto debido a la creciente demanda por dicho recurso y la poca concientización acerca de su cuidado, por lo cual se resalta la importancia de la evaluación de la calidad del agua en la zona.

Por lo anterior, el presente estudio realizó la modelación de la calidad del agua con el modelo matemático de Streeter-Phelps en base a los indicadores de: demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) y de oxígeno disuelto (OD) con el fin de evaluar la calidad del agua en la parte

baja del río, comprendida entre los distritos de Cieneguilla, Manchay, Pachacamac y Lurín debido a que en dicha zona se encuentran los focos contaminantes de mayor envergadura.

Además, se simuló los escenarios críticos para el modelo de la calidad del agua, con el fin de proponer alternativas de solución a la contaminación y cumplir con los estándares de calidad del agua (ECA) para la categoría tres de aguas para riego y ganado, designado por el Ministerio del Ambiente.

1.1. OBJETIVOS

Evaluar mediante la modelación el comportamiento de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) y del oxígeno disuelto (OD) en el tramo km 0+000 al 20+130 del río Lurín, empleando el modelo Streeter-Phelps.

- Obtener el modelo digital de elevación (MDE), mediante imágenes obtenidas de un vehículo aéreo no tripulado (VANT), topografía e imágenes satelitales, y características hidráulicas del río Lurín en el tramo km 0+000 al 20+130, empleando HEC-RAS.
- Calibrar el modelo matemático Streeter-Phelps para: DBO_5 y OD, mediante los parámetros de reaeración, desoxigenación y sedimentación.
- Simular escenarios de mejora para el OD y DBO_5 en el río Lurín, para la optimización de la PTAR San Bartolo e implementación de una PTAR en el distrito de Pachacamac.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. CONTAMINACIÓN ORGANICA

Scholz (2016) indica que la concentración de los efluentes, incluida la escorrentía de agua pluviales, que descargan al cauce del río sea tal que el agua receptora pueda asimilar y descomponer los desechos, manteniendo condiciones adecuadas para su uso (usualmente aeróbica).

Considerando la descarga de un efluente orgánico en el río, en el agua receptora hay dos procesos que tienen lugar: la oxidación de los desechos orgánicos, la reaireación y la reoxigenación del agua. Antes de la descarga del efluente al río, el oxígeno disuelto del río es cercano a saturación en un río limpio y luego del ingreso del efluente se reduce la concentración inicial del oxígeno disuelto de forma progresiva para satisfacer la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) (Scholz 2016).

Con el ingreso del efluente al río, se distinguen cuatro zonas principales (Figura 1): la zona de degradación, la zona séptica, la zona recuperación y la zona limpia.

(i) La zona de degradación, donde la reaireación es menor que la velocidad de descomposición. En esta sección, la concentración de OD disminuye rápidamente, Chapra (2008) indica que la disminución de OD se debe a la descomposición del efluente, durante este proceso los microorganismos, especialmente bacterias consumen oxígeno y esta cantidad consumida es la DBO, la acumulación de sedimentos en las inmediaciones puede ser mayor debido a la sedimentación del material proveniente del efluente, (ii) la zona séptica, Scholz (2016) indica que en esta zona la reaireación es aproximadamente igual a la velocidad de descomposición, siendo probable que el agua contenga poca diversidad de formas de vida, además el sedimento del fondo posiblemente sea anaeróbico.

Scholz (2016), indica que en la (iii) zona de recuperación la tasa de reaireación es mayor, es la zona donde ocurre el aumento del oxígeno disuelto en el agua y con ello la reaparición de la vida acuática macroscópica, disminución de hongos y aparición de algas y (i) la zona limpia, el oxígeno disuelto está cerca de la saturación; y, podrían quedar bacterias patógenas resistentes, así como los compuestos metálicos no alterados por los procesos bioquímicos existentes.

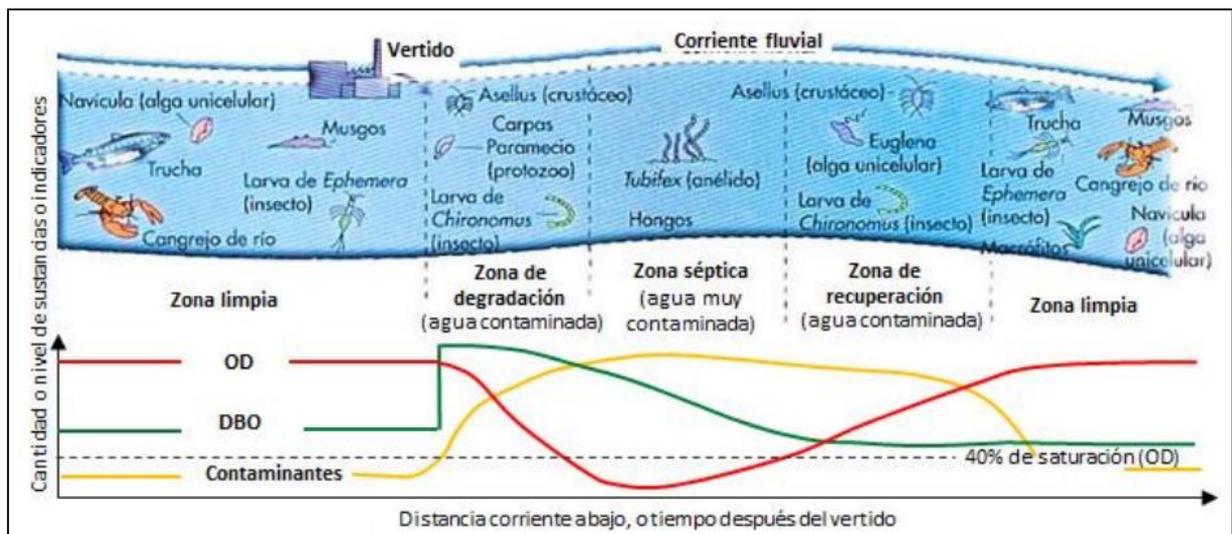


Figura 1: Variación temporal de la calidad del agua en el río con ingreso de un efluente y sus zonas de influencia

FUENTE: Scholz (2016)

2.1.1. Estándares de calidad ambiental

Los estándares de calidad del agua (ECA) son una unidad de medida para determinar el uso que pueda darse a un cuerpo de agua en función a la calidad que presenta, ya sea por sus valores naturales o por la carga contaminante a la que pueda estar expuesta, sin embargo, un ECA no es valor de medición para una emisión o efluente. Así, en el caso de una autorización de vertimiento, esta se autoriza de manera tal que el agua receptora no se exceda el ECA, el cual se encuentra predeterminado en función del uso del agua. Las aguas superficiales del río Lurín pertenecen a la categoría tres, quiere decir que sus aguas están destinadas para riego de vegetales y bebidas animales según el decreto supremo N° 04-2017 MINAM.

Los vertidos de los efluentes se basan en el Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM, el límite máximo permisible (LMP) es “la medida de la concentración o del grado de

elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos que caracterizan a una emisión, que al ser excedida causa o puede causar daños a la salud, al bienestar humano y al ambiente”. Los LMP definen la calidad del efluente de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) cuando se vierten a un cuerpo natural de agua. Sin embargo, cuando la PTAR incluye emisario submarino, la norma OS. 090 del Reglamento Nacional de Edificaciones señala que estos valores no son aplicables. Los LMP son obligatorios para todas las PTAR sin distinción de tamaño, ni de nivel de tratamiento. La entidad prestadora de servicio de saneamiento (EPS) debe reportar al Ministerio de Vivienda, Construcción y Saneamiento (MVCS) el cumplimiento de los LMP y efectuar el monitoreo frecuente del afluente y efluente de la PTAR, sin embargo, el ente rector aún no cuenta con un reglamento de supervisión, fiscalización y sanción del incumplimiento de los LMP (SUNASS *et al.*, 2015).

2.2. MODELAMIENTO HIDRAULICO

Los modelos hidráulicos son utilizados para desarrollos hidro energéticos o problemas, como: regulación de ríos, fuerza de corriente en ríos, efectos de navegación entre otros, para la clasificación del flujo Chow (2004) menciona que se realiza de acuerdo con el cambio en la profundidad del flujo con respecto al tiempo. Considerándose flujo permanente o estable, cuando la profundidad del flujo no cambia o puede suponerse constante durante el intervalo de tiempo en consideración y flujo no permanente o inestable cuando la profundidad del flujo cambia con el tiempo.

Para Chow (2004) el comportamiento de un flujo está definido básicamente por los efectos de viscosidad y gravedad relativa a las fuerzas de inercia del mismo. El efecto de la gravedad sobre el estado de flujo está representado por una relación entre las fuerzas de inercia y las fuerzas de gravedad, dicha relación se conoce como el número de Froude, el flujo es supercrítico si el número de Froude es mayor a la unidad ($F > 1$), se suele dar en pendientes pronunciadas, es subcrítico si el número de Froude es menor a la unidad ($F < 1$), se suele dar en pendientes suaves, y es crítico o normal si el número de Froude es igual a la unidad ($F = 1$). Chow (2004), describe que un flujo se clasifica en una o dos dimensiones dependiendo del número de coordenadas espaciales necesarias para especificar el campo de velocidades, pero se hacen simplificaciones de acuerdo al grado de uniformidad que tiene el fluido.

El flujo unidimensional es aquel en el que el vector de velocidad solo depende de una variable espacial, es decir que se desprecian los cambios de velocidad transversales a la dirección de escurrimiento, en cambio en el flujo bidimensional el vector de velocidad solo depende de dos variables espaciales, en este tipo de flujo se supone que todas las partículas fluyen sobre planos paralelos.

2.2.1. Modelamiento hidráulico HEC-RAS

El software HEC-RAS (Hydrologic Engineering Center y River Analysis System) es un programa que modeliza la hidráulica de flujo de aguas de cauces naturales y artificiales, creado por US Army Corps of Engineers en EE.UU.

El programa contiene varios componentes de análisis fluvial como: (i) cálculo de perfil de superficie de agua de flujos constante, el cual es capaz de modelar subcrítico, supercrítico y régimen mixto, (ii) simulación de flujo inestable de una o dos dimensiones, (iii) cálculos de sedimentos, entre otros. Todos los componentes utilizan la representación geométrica de datos y rutina de cálculos geométricos e hidráulicos, además de los componentes de análisis de ríos. El programa tiene varias características de diseño hidráulico (US Army Engineers, 2016).

US Army Engineers (2016) indica que para el modelamiento hidráulico unidimensional se requiere información de un modelo digital de elevación (MDE), para obtener la geometría del cauce en los puntos de interés y la hidráulica (caudal y coeficiente de rugosidad de Manning) para la obtención de las características del flujo.

El modelamiento unidimensional presenta una serie de limitaciones derivadas de la condición esta dimensionalidad, solamente es capaz de analizar un flujo constante descendente y siempre perpendicular a las secciones trasversales seleccionadas para la modelización. El cálculo del modelo se basa en la solución de la ecuación de energía unidimensional, las pérdidas de energía son evaluadas por:

- **Coficiente de rugosidad de Manning:**

En el HEC-RAS se requieren tres valores del coeficiente de Manning, es decir en el

cauce y a ambos márgenes (Left Overbank y Righth Overbank), estos valores son la resistencia debido a la textura del cauce, lo cual cambia las características del río, dichos valores son propuestos por US Army Corps Engineers (2016).

- **Coefficientes de contracción y expansión:**

Los coeficientes de contracción y expansión del flujo determinan las pérdidas de energía de transición de las secciones adyacentes (US Army Corps Engineers, 2016). En la Tabla 1 se muestra los valores de los coeficientes.

Tabla 1: Coeficientes de contracción y expansión para el HEC-RAS

Tipo de transición	Contracción	Expansión
Sin transición	0.00	0.00
Transición gradual	0.10	0.3
Puentes	0.30	0.5
Transición abrupta	0.6	0.8

FUENTE: US Army Corps Engineers (2016)

2.3. MODELAMIENTO DE CALIDAD DEL AGUA

El modelo de autodepuración de Streeter Phelps fue desarrollado por investigadores estadounidenses Harold Warner Streeter y Earle Bernard Phepls en 1925, el cual busca determinar el tiempo y/o la distancia de recuperación de la calidad del agua, después de la entrada de un efluente contaminantes. El modelo consiste en un sistema de dos ecuaciones diferenciales parciales acopladas, que se muestran a continuación:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} = D_x \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} + k_2(C_s - C) - k_1 L - D_B$$

$$\frac{\partial L}{\partial t} + U \frac{\partial L}{\partial x} = D_x \frac{\partial^2 L}{\partial x^2} - (k_1 + k_3)L + L_r$$

Con $x \in [0; X]$, $t \in [0; T]$ condiciones de contorno $C(0; t) = \phi_1(t)$, $C(X; t) = \psi_1(t)$, $L(0; t) = \phi_2(t)$, $L(X; t) = \psi_2(t)$.

Donde, C , es la concentración de oxígeno disuelto (OD); C_s , es la saturación de la concentración de OD; x , es la distancia a lo largo del río; t , es el tiempo; U , es la velocidad media del flujo; D_x , es el coeficiente de dispersión; D_B , es un parámetro que incluye el efecto

de la fotosíntesis, respiración de plantas y remoción de oxígeno disuelto en el río; k_1 , es el coeficiente de desoxigenación; k_2 , es el coeficiente de reaireación; k_3 , es el coeficiente de tasa de remoción de DBO por sedimentación; L , es la demanda bioquímica de oxígeno (DBO); L_r , es la tasa de adición de DBO.

A partir de este modelo, innumerables autores sugieren simplificaciones y adaptaciones empíricas con la finalidad de obtener soluciones analíticas y así mismo facilitar la obtención de soluciones numéricas para el problema (Petry *et al*, 2018).

2.3.1. Balance de masas

Pazmiño (2020) indica que es un método mediante el cual se hace una evaluación o recuento de los ingresos, salidas y cambios temporales de una sustancia en un sistema dentro de ciertos límites, puede expresarse a partir del principio de conservación de la masa. Así, el balance de masa evalúa la variación temporal de la masa de una sustancia, en otras palabras, su flujo másico, en cinco estados o componentes posibles con respecto al sistema: entrada, salida, acumulación, generación y eliminación. Es preciso puntualizar, además, que el sistema se caracteriza por un límite o frontera que lo separa o aísla de su entorno, y el espacio encerrado dentro de su límite al que usualmente se le denomina volumen de control, como se muestra en la Figura 2.

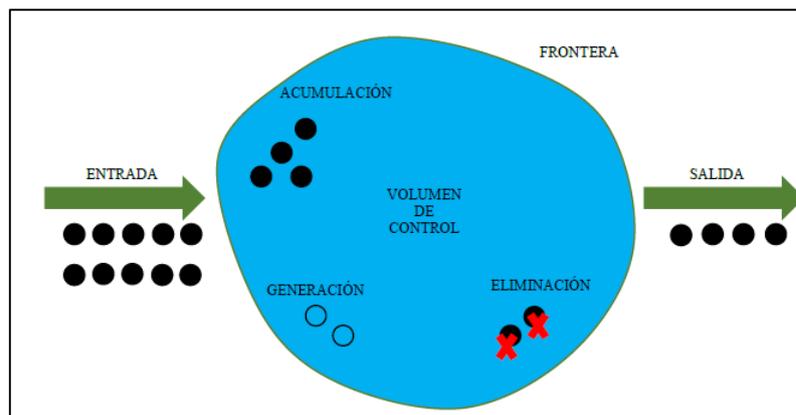


Figura 2: Representación esquemática general de un balance de masa en el agua

FUENTE: Pazmiño (2020)

La ecuación general del balance de masa establece que la tasa de acumulación de una sustancia en un volumen de control dado, es igual a la diferencia entre lo que ha ingresado y ha salido del sistema, más y menos lo que se ha formado y desaparecido por reacción,

respectivamente. Pazmiño (2020) expresa matemáticamente, el balance de masa con la siguiente ecuación:

$$V \frac{dC}{dt} = Q_i C_i - QC + r_G V - r_E V$$

Donde, V, es el volumen; dC/dt , es la tasa temporal de cambio de la concentración dentro del volumen de control; Q_i y C_i , son el caudal y la concentración de la sustancia en la corriente que ingresa al sistema, en ese orden; Q y C, son el caudal y la concentración de la sustancia en la corriente de salida del sistema, respectivamente; r_G , es la velocidad de generación de la sustancia y r_E , es la velocidad de eliminación o desaparición de la sustancia en el volumen de control.

2.3.2. Balance del oxígeno disuelto, OD

Los ríos tienen una capacidad limitada de eliminar la contaminación vertida en su cauce, denominada autodepuración, la cual se debe básicamente al trabajo degradador que realizan las bacterias presentes en el agua sobre la materia orgánica biodegradable de los vertidos. Además, si esta capacidad de autodepuración es superada entonces el río empezará a presentar signos de contaminación. En este sentido la concentración de oxígeno disuelto es el indicador general de la contaminación utilizado para la evaluación del proceso de autodepuración de los ríos.

Para Pazmiño (2020) el balance de oxígeno en el agua se establece en términos de fuentes y sumideros o consumidores. Las fuentes y sumideros se deben entender como los procesos o mecanismos mediante los cuales el oxígeno ingresa o se elimina el oxígeno de la corriente, respectivamente. Así, si el aporte de las fuentes de oxígeno disuelto es menor que la cantidad extraída por los sumideros, entonces se tendrá un déficit de oxígeno en el cuerpo de agua. En la Figura 3 se muestra las principales fuentes y sumideros o consumidores de OD.

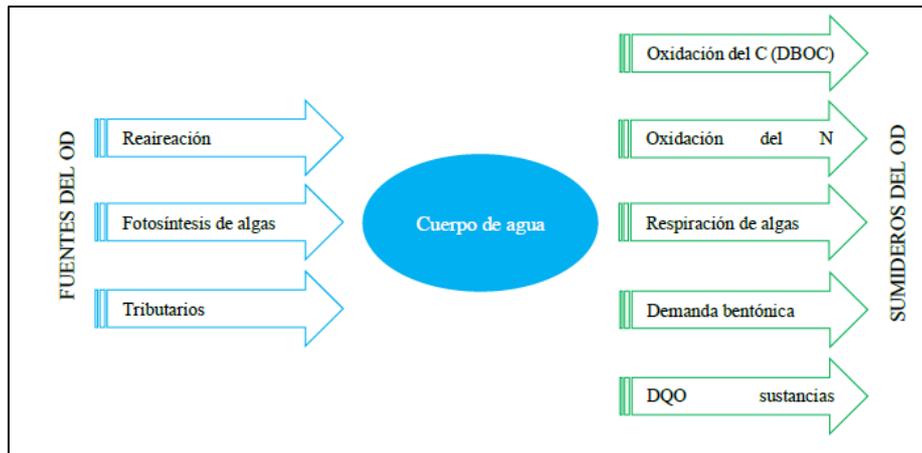


Figura 3: Fuentes y sumideros que determinan el balance del oxígeno disuelto en cuerpos de agua.

FUENTE: Pazmiño (2020)

2.3.3. Demanda bioquímica de oxígeno, DBO

Pazmiño (2020), define la DBO como una medida indirecta de la cantidad de materia orgánica biodegradable presente en el agua, que representa la cantidad de oxígeno que consumen las bacterias en los procesos de degradación aerobia de la materia orgánica oxidable biológicamente.

Para el modelo Streeter-Phelps, se basa matemáticamente en la ecuación diferencial para una reacción mono molecular:

$$-\frac{dL}{dt} = kL$$

donde, L, es la DBO remanente; k, es una constante que define la tasa a la que se produce la reacción de oxidación; y t, es el tiempo transcurrido en la reacción.

Pazmiño 2020, define la demanda bioquímica de oxígeno remanente (L), como cantidad de oxígeno que aún está disponible para ser consumida por las bacterias aerobias, a un tiempo dado del desarrollo de la reacción de oxidación de la materia orgánica biodegradable.

$$-\frac{dL}{dt} = k_1L$$

Donde, k_1 , es la constante de reacción de la botella o reactor.

La especificación sobre la constante de reacción, también conocida como desoxigenación tiene justificación por el hecho de que, durante los cinco primeros días, la demanda de oxígeno, denotada como DBO_5 es ejercida prácticamente en su totalidad por las bacterias aerobias heterotróficas que descomponen la materia orgánica carbonosa, por lo que generalmente se asume es el valor de la DBO_5 .

La demanda bioquímica de oxígeno última (L_o), es la cantidad de oxígeno que será necesaria para degradar el total de la materia orgánica presente al momento de empezar su biodegradación aerobia, proceso que generalmente dura de 20 a 21 días. Por tal razón, también suele denominarse como DBO remanente inicial (Pazmiño, 2020).

$$DBO_t = L_o - L$$

Donde, DBO_t , representa la DBO ejercida a un tiempo t ; L_o , demanda bioquímica de oxígeno última; y L , es la DBO remanente.

2.3.4. Parámetro de corrección de la temperatura, θ_k

Paredes *et al* (2013) indican que la temperatura es un parámetro que interviene en los procesos e interacciones físicas, químicas y biológicas de los elementos presentes en el agua, como la solubilidad de los gases en el agua, la actividad biológica, entre otros. En la Tabla 2 se muestran los rangos para los coeficientes de corrección de temperatura utilizados en la fórmula de Van 't Arrhenius.

Tabla 2: Rango del parámetro de corrección de temperatura

Parámetro	Parámetro de corrección de temperatura (θ)
θ_{k_1}	1.02-1.09
θ_{k_2}	1.005-1.032

FUENTE: Elaborado con información de Suarez (2009)

2.3.5. Parámetro de desoxigenación, k_1

La desoxigenación es el proceso en el que un cuerpo de agua reduce o pierde la concentración de oxígeno disuelto. Para aplicaciones ambientales, la principal preocupación durante el

proceso de desoxigenación es la introducción de contaminantes y aguas residuales en un sistema de agua. Los valores de k_1 varían con el tipo de agua y con el grado de depuración del agua residual, es imprescindible para determinar el comportamiento de la DBO en el tiempo, pueden influenciar el valor de k_1 : la temperatura, la geometría del cuerpo de agua, la concentración de OD, la cantidad y naturaleza de materia orgánica presente (Suarez, 2009).

2.3.6. Parámetro de reaireación atmosférica, k_2

La reaireación, es el proceso de absorción de oxígeno de la atmósfera por un cuerpo de agua, considerándose como una de las principales fuentes de oxígeno en los sistemas acuáticos. El proceso de aireación en un sistema acuático se caracteriza por su coeficiente de aireación superficial. Un cuerpo de agua expuesto a la atmósfera, normalmente se saturará con oxígeno. La constante de reaireación, k_2 , es una reacción propia de la corriente y varía de tramo a tramo, depende de: temperatura, velocidad del agua, la profundidad, ancho del río, y la cantidad de materia orgánica biodegradable en la corriente (Suarez, 2009).

2.3.7. Parámetro de sedimentación, k_3

Chapra (2008) indica que los sedimentos de origen orgánico en el cauce se producen también por la acumulación de restos de organismos acuáticos transportados por la escorrentía superficial en el río. De esta manera el cauce puede tener zonas con espesores importantes de materia orgánica sedimentada, en sitios donde las aguas están casi estancadas y las cargas de vertidos de aguas residuales son considerables, con el consiguiente la pérdida de DBO por sedimentos; mientras que, en otras zonas de buena renovación y sin vertidos, los sedimentos de origen orgánico pueden estar ausentes.

2.4. EFICIENCIA DE LA MODELACIÓN

Según Moriasi *et al.* (2007) en la modelación matemática existen indicadores que permiten evaluar la eficiencia de un modelo como: la eficiencia de Nash-Sutcliffe (E), índice de error (RSR,) y el coeficiente de correlación R de Pearson, los cuales se detallan a continuación.

- **Coficiente de correlación de Pearson (R):** Es un índice de dependencia lineal entre dos variables; sus valores adimensionales varían de menos uno a uno.

$$R = \left[\frac{\sum_{i=1}^n Y_i^{obs} Y_i^{sim} - \frac{\sum_{i=1}^n Y_i^{obs} \sum_{i=1}^n Y_i^{sim}}{n}}{\sqrt{\sum_{i=1}^n Y_i^{obs^2} - \frac{Y_i^{obs^2}}{N}} \sqrt{\sum_{i=1}^n Y_i^{sim^2} - \frac{Y_i^{sim^2}}{N}}} \right]$$

Donde, Y_i^{sim} , es el valor simulado; Y_i^{obs} , es el valor observado; N es la cantidad de datos registrados y n es el número de intervalos temporales.

- **Coefficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe (E):** La eficiencia de Nash-Sutcliffe es una estadística normalizada que determina la magnitud relativa de la varianza residual en comparación con la varianza de los datos de medición. Varía de $-\infty$ a 1, lográndose una mejor concordancia entre datos observados y simulados cuando su valor esté más cercano a 1.

$$E = 1 - \left[\frac{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - Y_i^{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (Y_i^{obs} - \bar{Y})^2} \right]$$

Donde, Y_i^{sim} , es el valor simulado; Y_i^{obs} , es el valor observado; \bar{Y} es el promedio de los valores y n , es la cantidad de datos registrados.

- **Error cuadrático medio normalizado (RSR):** Relaciona la raíz del error cuadrático medio (RMSE) y la desviación estándar de las observaciones; cuyos valores adimensionales varían de cero al infinito.

$$RSR = \frac{RMSE^{sim}}{STDEV^{obs}} = \frac{\sqrt{\sum_{t=1}^n (Y_t^{obs} - Y_t^{sim})^2}}{\sqrt{\sum_{t=1}^n (Y_t^{obs} - Y_t^{promedio})^2}}$$

Donde, $RMSE^{sim}$, es el error cuadrático medio de los datos observados y simulados; $STDEV^{obs}$, es la desviación estándar de los datos observados; Y_t^{obs} y Y_t^{sim} , son los datos observados y simulados en el tiempo “t”; Y promedio es el valor promedio de los datos observados y “n” es el número de intervalos temporales.

III. METODOLOGÍA

3.1. ZONA DE ESTUDIO

La zona de estudio se ubicó en la parte baja del río Lurín en el tramo: km 0+000- km 20+130. Este tramo inicia aguas arriba en el puente Mototaxi hasta llegar al puente Panamericana, recorriendo los distritos de: Lurín, Pachacamac, Cieneguilla y Manchay, en la provincia de Lima, región Lima.

A lo largo del tramo se encuentran los puntos de monitoreo como se muestra en la Figura 4.

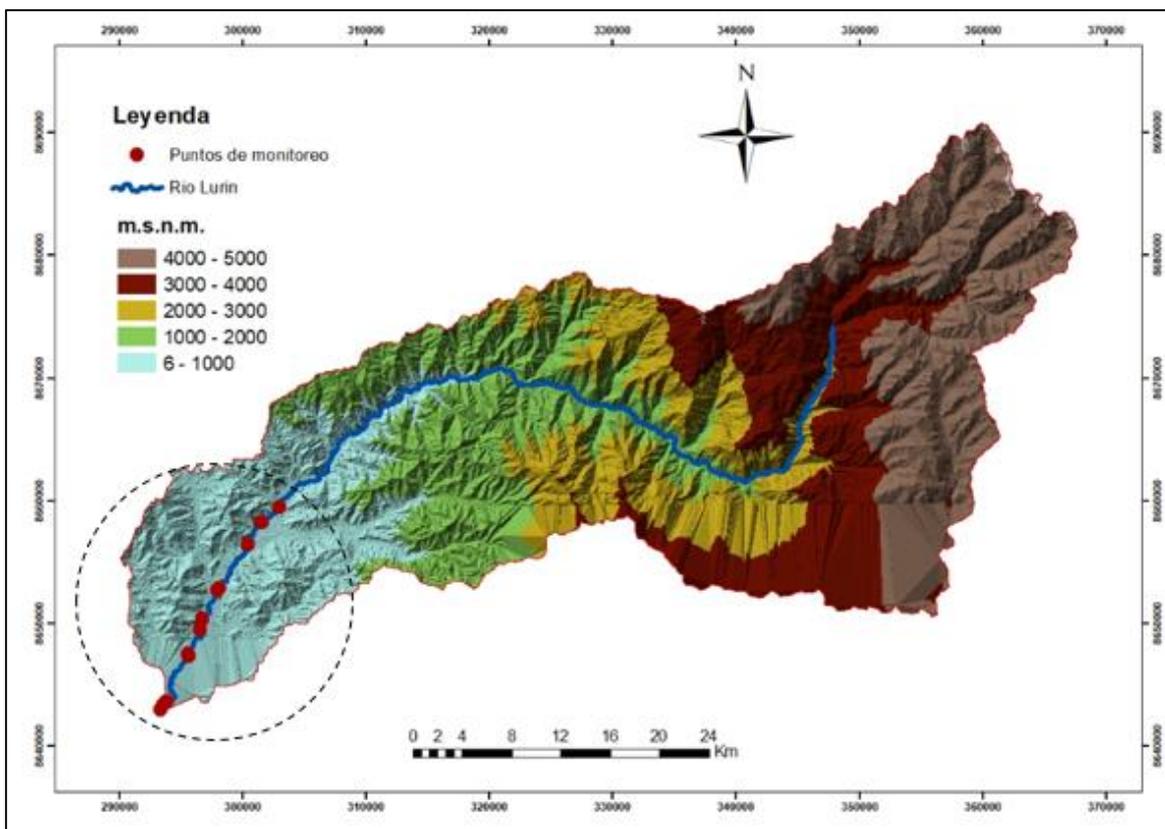


Figura 4: Zona de estudio en la cuenca Lurín

FUENTE: Elaborado con imágenes de Alos Palsar

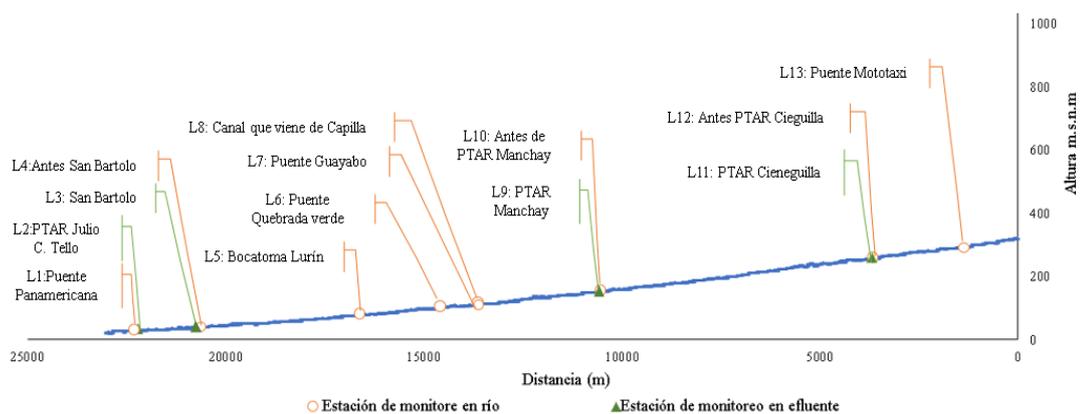


Figura 5: Esquema de la parte baja de la cuenca Lurín con puntos de monitoreo: vista planta (a) y vista de perfil (b)

3.2. MATERIALES Y HERRAMIENTAS COMPUTACIONALES

3.2.1. Parámetro de calidad del agua

Para obtener información de la calidad del agua, se realizaron muestreos en las estaciones de monitoreo detalladas en la Tabla 3, con sus respectivas coordenadas UTM.

Los parámetros analizados in situ, mediante muestras simples, fueron: temperatura (T) y oxígeno disuelto (OD) mediante un oxímetro, mientras que la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) fue analizada en el laboratorio de ingeniería ambiental-UNALM, mediante el método de respiremétrico,

La evaluación de los parámetros corresponde al periodo comprendido entre los meses febrero y agosto del 2019.

Tabla 3: Puntos de monitoreo de la calidad del agua en el río y efluentes de PTAR

Nº	Estación	Este	Norte	Descripción
1	L1	293337	8642920	Puente Panamericana sur
2	EF-L2	293585	8643360	Efluente de PTAR Julio C. Tello
3	EF-L3	293806	8643587	Efluente de PTAR San Bartolo
4	L4	293809	8643592	Antes de PTAR San Bartolo
5	L5	295576	8647464	Bocatoma para captación de CR Lurín
6	L6	296521	8649476	Puente Quebrada Verde
7	L7	296682	8650270	Puente Guayabo
8	L8	296722	8650368	Canal de regadío que viene de Capilla
9	EF-L9	297968	8652715	Válvula 3 de PTAR Manchay
10	L10	298106	8652873	Antes de PTAR Manchay
11	EF-L11	301460	8658260	Efluente de PTAR Cieneguilla
12	L12	301554	8658257	Antes de PTAR Cieneguilla
13	L13	302947	8659459	Puente Mototaxi

3.2.2. Características hidráulicas

Se recopiló imágenes ortomosaicos obtenidas de un vehículo aéreo no tripulado (VANT), modelo matrice 210, en los puntos de monitoreo, imágenes satelitales y topografía de Cardich (2016) en 6 km del tramo en el distrito de Manchay a partir de los cuales se obtuvo el modelo digital de elevación (MDE) de la zona de estudio.

A partir del MDE se obtiene las características hidráulicas de las secciones transversales ubicadas en los puntos de interés para ello se utilizó las herramientas computacionales detalladas en la Tabla 4.

Tabla 4: Herramientas computacionales

Programa	Descripción
ArcGIS	Permitió extraer la red hídrica, determinar la pendiente, delimitar el cauce del río, así como también las secciones para generar el archivo de geometría.
HEC-RAS	Permitió obtener las características hidráulicas en las secciones de interés del río.

3.3. PROCEDIMIENTO

En la Figura 6, muestra la metodología utilizada para la realización del presente estudio.

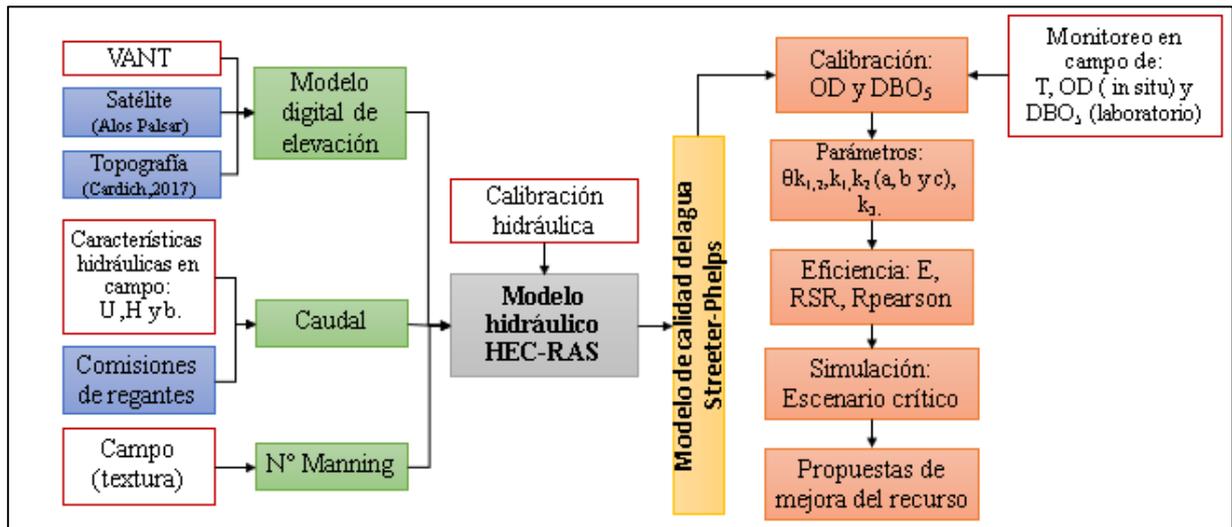


Figura 6: Diagrama de flujo de la metodología seguida en el estudio

Nota: U, es velocidad del agua; H, es tirante del agua; b, es ancho geométrico del cauce; θk ; parámetro de corrección de temperatura; k_1 , es reaireación; k_2 , es desoxygenación y k_3 , sedimentación.

3.3.1. Características hidráulicas del río

Para la estimación de las características hidráulicas del río Lurín se empleó información colectada por un VANT en los puntos de monitoreo durante los muestreos, en simultáneo se realizó el reconocimiento del cauce para la asignación del coeficiente de rugosidad de Manning en el modelo hidráulico, además se realizó la medición de: velocidad (U), ancho de río (b) y tirante (H). Con las imágenes ortomosaicos obtenidas del VANT, la información topográfica de Cardich (2017), en 6 km entre la comisión de regantes Mejorada y Jatosisa e información del satélite Alos Palsar (<https://vertex.daac.asf.alaska.edu/>), se obtuvo como resultado el modelo digital de elevación (MDE), para el cauce del río Lurín.

Para la medición y estimación de los caudales en la zona de estudio, se obtuvo : (i) los caudales aforados en los 13 puntos de monitoreo, (ii) las demandas de agua de las comisiones de regantes proyectadas al 2020 (ANA, 2004), (iii) el caudal de aporte de la quebrada Tinajas obtenido de la simulación con el modelo hidrológico TETIS previamente calibrado y validado por Meléndez (2019) y (iv) la información sobre aporte de manantiales y filtraciones del cauce obtenidos del modelo de gestión con AQUATOOL (Olortegui, 2020). La ubicación de los puntos de captación de agua para las comisiones de regantes se detalla

en la Tabla 5 y los caudales ingresados al HEC-RAS, por secciones transversales, se detallan en la Tabla 6.

Tabla 5: Ubicación de captaciones de las comisiones de regantes y aporte de la quebrada Tinajas

Estación	Este	Norte	Descripción
CR1	295576	8647464	Bocatoma para captación de CR Lurín
CR2	296492	36550227	Captación CR Venturosa
CR3	297022	8650552	Captación de CR Mejorada
CR4	297851	8652464	CR Pan de Azúcar
CR5	298228	8652964	CR San Fernando
CR6	299483	8655174	CR Caña Huaca
CR7	299790	8655398	CR Jatosisa-Sotelo
Q1	300444	8656445	Aporte de Quebrada Tinajas
CR8	300710	8657181	CR Tambo Inga
CR9	300776	8657302	CR Cóndor Huaca-Molino

Tabla 6: Caudales utilizados en las secciones transversales hidráulicas en HEC-RAS en el río

N°	Estación	Febrero-19	Marzo-19	Abril-19	Mayo-19	Junio-19	Julio-19	Agosto-19
1	L13	11.48	14.47	2.41	1.83	0.65	0.02	0.03
2	L12	11.47	14.47	2.41	1.83	0.64	0.02	0.03
3	EF-L11	11.56	14.54	2.50	1.95	0.76	0.08	0.63
4	CR9	11.56	14.53	2.50	1.95	0.76	0.07	0.62
5	CR8	11.37	14.35	2.40	1.83	0.71	0.05	0.48
6	Q1	11.09	14.11	2.30	1.76	0.68	0.04	0.38
7	CR7	11.09	14.11	2.30	1.75	0.68	0.04	0.38
8	CR6	10.59	13.69	2.08	1.63	0.52	0.02	0.22
9	CR5	10.59	13.69	2.08	1.63	0.52	0.02	0.22
10	L10	10.25	13.39	1.95	1.50	0.40	0.01	0.03
11	L9	10.31	13.44	2.01	1.56	0.46	0.08	0.09
12	CR4	10.30	13.43	2.00	1.55	0.45	0.08	0.08
13	CR3	10.07	13.16	1.92	1.20	0.40	0.08	0.08
14	L8	9.65	12.66	1.77	0.85	0.28	0.08	0.08
15	L7	9.67	12.69	1.78	0.98	0.28	0.08	0.08
16	CR2	9.66	12.68	1.78	0.98	0.27	0.07	0.07
17	L6	9.41	12.40	1.62	0.89	0.12	0.03	0.03
18	CR1	9.40	12.40	1.61	0.89	0.00	0.00	0.00
19	L5	8.82	11.75	1.16	0.84	0.00	0.00	0.00
20	L4	9.07	12.05	1.26	0.94	0.13	0.10	0.09
21	L3	9.07	12.05	1.26	0.93	0.13	0.10	0.09
22	L2	11.03	14.24	2.81	2.17	1.06	1.09	0.85
23	L1	11.03	14.24	2.81	2.17	1.06	1.09	0.85

3.3.2. Modelamiento hidráulico con HEC-RAS

En el MDE obtenido del tramo de estudio, se tuvo un total de 23 secciones transversales de interés, dichas secciones corresponden a los puntos de monitoreo, descargas de efluentes, aporte de quebrada Tinajas y a los puntos de captación de agua de las comisiones de regantes. A cada sección transversal generada se le asignó un caudal (Tabla 6); mientras que el valor del coeficiente de rugosidad de Manning fue asignado según la naturaleza del cauce observada en las visitas a campo, como lo indica US Army Corps Engineers (2016). Estos valores fueron ajustados en función a la velocidad, altura de agua, ancho de río y el régimen del flujo.

Los coeficientes de expansión y contracción del río se definieron en 0.1 y 0.3 debido a la transición gradual del cauce.

Para verificar la relación hidráulica entre velocidad, altura de agua y ancho del cauce se utilizó la fórmula propuesta por Leopoldo y Maddock (Paredes *et al*, 2013):

$$U = \alpha \times Q^a$$

$$H = \beta \times Q^b$$

$$b = \gamma \times Q^c$$

Donde, U, representa la velocidad (ms^{-1}); H, representa el calado (m); b, representa el ancho del río (m); Q, representa el caudal (m^3s^{-1}), con los rangos indicados en la Tabla 7., además se cumple que:

$$\alpha \times \beta \times \gamma = 1, a + b + c = 1$$

Tabla 7: Valores típicos de los coeficientes de la fórmula de Leopoldo y Maddock

Exponente	Valor típico	Rango
a	0.43	0.4-0.6
b	0.45	0.3-0.5

FUENTE: Paredes (2013)

El software HEC-RAS, basa el modelamiento hidráulico en la ecuación de energía, ver Figura 7.

$$Z_2 + Y_2 + \frac{\alpha_2 V_2^2}{2g} = Z_1 + Y_1 + \frac{\alpha_1 V_1^2}{2g} + h_e$$

Donde: Z_1, Z_2 , elevación del canal (m); Y_1, Y_2 , profundidad del agua en la sección transversal (m); V_1, V_2 , Velocidad promedio (ms^{-1}); α_1, α_2 , coeficientes de velocidad; g , aceleración de la gravedad (ms^{-2}); h_e , pérdida de energía (m).

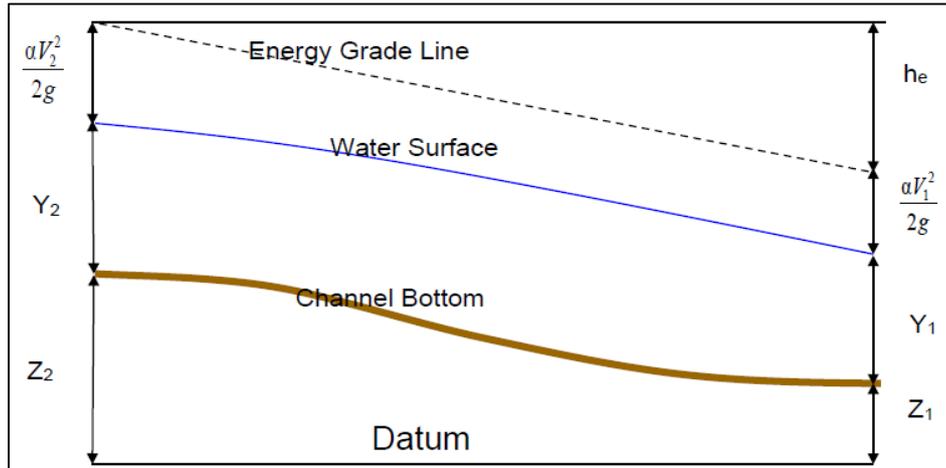


Figura 7: Representación gráfica de la ecuación de energía

FUENTE: US Army Engineers (2016)

US Army Engineers (2016) indica que la pérdida de energía (h_e), entre dos secciones está dada por la pérdida de fricción y la pérdida de contracción o expansión. La ecuación de pérdida de energía está dada por:

$$h_e = L\bar{s}_f + C \left| \frac{\alpha_2 V_2^2}{2g} - \frac{\alpha_1 V_1^2}{2g} \right|$$

Donde: $L\bar{s}_f$, representa la pendiente de fricción entre secciones; C , coeficiente de pérdida de contracción o expansión.

La distancia ponderada de alcance, L , está dada por:

$$L = \frac{L_{lob}\bar{Q}_{lob} + L_{ch}\bar{Q}_{ch} + L_{rob}\bar{Q}_{rob}}{\bar{Q}_{lob} + \bar{Q}_{ch} + \bar{Q}_{rob}}$$

Donde: L_{lob} , L_{ch} , L_{rob} , representan las longitudes de alcance de la sección transversal para el flujo en el margen izquierdo, canal principal y margen derecho respectivamente; \bar{Q}_{lob} , \bar{Q}_{ch} , \bar{Q}_{rob} , representan los caudales promedios en le margen izquierdo, canal principal y margen derecho de la sección respectivamente.

Para US Army Engineers (2016), la determinación del caudal y de la velocidad para una sección transversal requiere que el flujo sea subdividido en unidades para que la velocidad se distribuya uniformemente. El enfoque del software HEC-RAS es subdividir el flujo en áreas, usando los como puntos de división el cambio del valor n , ver Figura 8. El flujo se calcula dentro de cada subdivisión a partir de la ecuación:

$$Q = KS_f^{1/2}$$

$$K = \frac{1.486}{n} AR^{2/3}$$

Donde: K , transporte por subdivisión; n , coeficiente de Manning por subdivisión; A , área de flujo por subdivisión; R , radio hidráulico por subdivisión; S_f , gradiente.

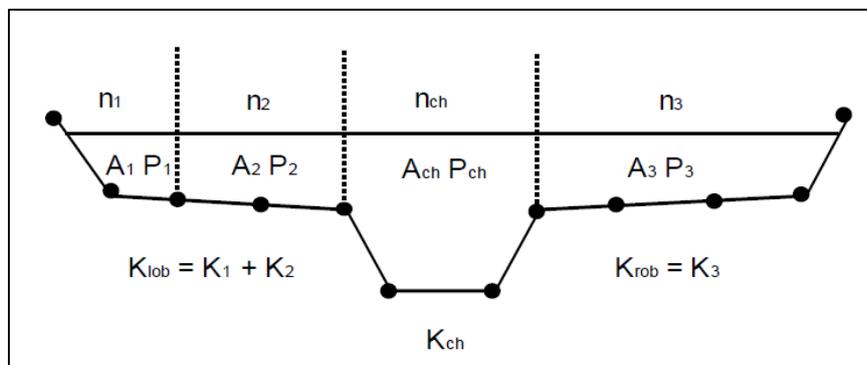


Figura 8: Método de subdivisión de secciones transversales, HEC-RAS

FUENTE: US Army Engineers (2016)

3.3.3. Parametrización y simulación de escenarios en el modelo de calidad del agua

Se utilizó el modelo Streeter-Phelps de calidad del agua en el tramo de estudio, donde se encuentran diferentes vertidos que al desembocar en el cauce del río crean una mezcla homogénea, por lo que se empleó el balance de masas que propone Long (2020), para los parámetros de temperatura (T), oxígeno disuelto (OD) y demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅).

$$C_m = \frac{Q_R \times C_R + Q_V \times C_V}{Q_R + Q_V}$$

Dónde: Q_R , es el caudal circulante por el río aguas arriba del punto del vertido (m^3s^{-1}); C_R , concentración del parámetro indicador de contaminación seleccionado ($mg\ l^{-1}$); Q_V , caudal del vertido (m^3s^{-1}); C_V , Concentración del parámetro indicador de contaminación seleccionado ($mg\ l^{-1}$) y C_m , concentración final de la corriente aguas abajo del vertido ($mg\ l^{-1}$).

Para el modelamiento del oxígeno disuelto (OD) y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), Pazmiño-Rodríguez *et al* (2018), emplean las ecuaciones establecidas por el modelo matemático de Streeter-Phelps, la Figura 9 muestra el oxígeno disuelto consumido con el tiempo, es decir la DBO ejercida con el tiempo.

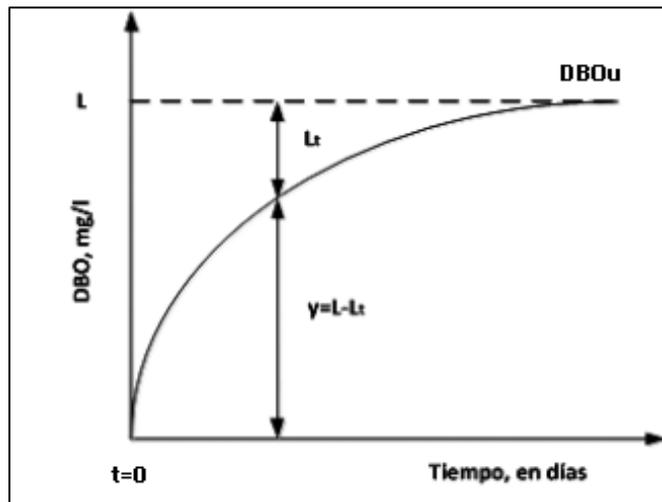


Figura 9: Curva de la DBO ejercida en el tiempo

Este tipo de curvas pueden definirse de forma aproximada considerando que la pendiente es proporcional en cada instante a la distancia de la curva a la asíntota, de donde se obtiene:

$$\frac{\partial OD}{\partial t} = -K_1 DBO_t$$

Donde, OD, es el oxígeno disuelto; DBO_u , es la DBO última ($mg\ l^{-1}$); k_1 es el parámetro de desoxigenación (d^{-1}); t , es el tiempo (d).

De la derivada de curva de la DBO ejercida se obtiene:

$$DBO_t = DBO_u(1 - e^{-(k_1)t})$$

Donde, DBO_t , es la DBO última en un instante ($mg\ l^{-1}$); DBO_u , es la DBO última ($mg\ l^{-1}$); k_1 es el parámetro de desoxigenación (d^{-1}); t , es el tiempo (d).

Para el cálculo de la DBO en una corriente de agua se utiliza la siguiente ecuación:

$$L_x = L_o(1 - e^{-(k_1+k_3)t})$$

Donde, L_x , es la variación espacial de la DBO última ($mg\ l^{-1}$); L_o , es la DBO última de la corriente ($mg\ l^{-1}$); k_1 es el parámetro de desoxigenación (d^{-1}); k_3 , es el parámetro de pérdida de DBO por sedimentos (d^{-1}); t , es el tiempo de viaje de la corriente de agua (d). En la calibración del parámetro de desoxigenación k_1 se utilizó el rango de valores propuesto por Suarez (2009), el cual varía entre 0.02 a $4.5\ d^{-1}$.

Según Paredes *et al* (2013) la velocidad de pérdida de DBO por sedimentos (k_3) se obtiene mediante la fórmula:

$$k_3 = \frac{v_{sem}}{H}$$

Donde, k_3 , es el parámetro de sedimentación (d^{-1}); H , es la profundidad del calado (m); v_{sem} , es la velocidad de sedimentación de la materia orgánica (md^{-1}) cuyo rango propuesto varía 0.01-0.36 (md^{-1}).

El parámetro de desoxigenación se encuentra influenciado por la temperatura como lo indica Suarez (2009), por lo cual se utiliza la ecuación de Van 't Arrhenius:

$$k_1^{T^{\circ}C} = k_1^{20^{\circ}C} \theta^{(T-20)}$$

Donde $k_1^{T^{\circ}C}$, es el parámetro de desoxigenación a la temperatura del río; $k_1^{20^{\circ}C}$, es el parámetro de desoxigenación a la temperatura de $20\ ^{\circ}C$; T es la temperatura del río ($^{\circ}C$), θ es el parámetro de corrección de temperatura.

El aporte de oxígeno por unidad de tiempo es proporcional al déficit de oxígeno respecto al valor de saturación como se muestra en la Figura 10.

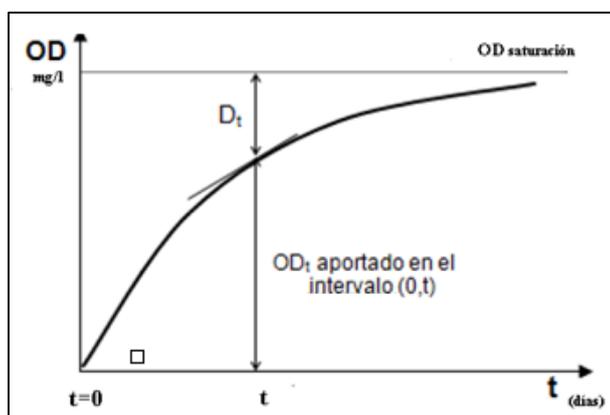


Figura 10: Curva del OD en el tiempo

De donde se obtienen las siguientes ecuaciones:

$$D = OD_{\text{sat}} - OD_t$$

$$OD_{\text{sat}} = \frac{475}{33.5 + T}$$

Donde: D, déficit de oxígeno disuelto a cualquier distancia aguas debajo de la corriente (mg l^{-1}); OD_{sat} , es el déficit de oxígeno de saturación (mg l^{-1}); OD_t , es el déficit del oxígeno en el tiempo (mg l^{-1}); t, es el tiempo de viaje de la corriente de agua (d); T, es la temperatura a la que se encuentra el río ($^{\circ}\text{C}$).

Si la DBO última y el déficit de oxígeno en el punto inicial son Lo y Do respectivamente, ver Figura 11 la integración de la ecuación permite obtener el déficit del oxígeno disuelto en cualquier punto.

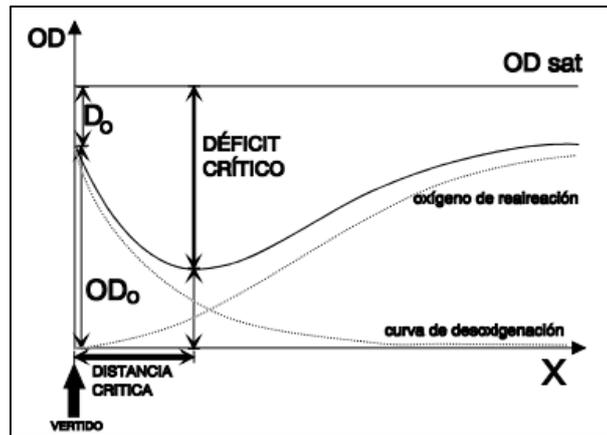


Figura 11: Curva del oxígeno de reaireación y desoxigenación.

$$D = D_o e^{-tk_2} + \frac{k_1 L_o}{k_2 - k_1} (e^{-t(k_1+k_3)} - e^{-tk_2})$$

Donde: D, déficit de oxígeno disuelto a cualquier distancia aguas debajo de la corriente (mg l^{-1}); D_o , es el déficit inicial del oxígeno disuelto (mg l^{-1}); k_1 es el parámetro de desoxigenación (d^{-1}); k_2 , es el parámetro de reaireación (d^{-1}); k_3 , es el parámetro sedimentación (d^{-1}); t, es el tiempo de viaje de la corriente de agua (d).

Para la calibración, en el caso del parámetro k_2 se utilizó su fórmula empírica:

$$k_2 = c \frac{U^a}{H^b}$$

Dónde k_2 , es el parámetro de reaireación (d^{-1}); U, es la velocidad (ms^{-1}); H, es la profundidad del calado (m); a, b y c son parámetros cuyos valores varían usualmente entre: 0.5-1, 0.85-1.85 y 2.53-9.45 respectivamente. Sin embargo, ambos parámetros anteriormente mencionados se ven afectados por la temperatura como lo indica Suarez (2009), según la ecuación de Van't Arrhenius:

$$k_2^{T^\circ\text{C}} = k_2^{20^\circ\text{C}} \theta^{(T-20)}$$

Donde $k_2^{T^\circ\text{C}}$, es el parámetro reaireación a la temperatura del río; $k_2^{20^\circ\text{C}}$, es el parámetro de a la temperatura de 20 °C; T es la temperatura del río (°C), θ es el parámetro de corrección de temperatura.

En la calibración se deben obtener los valores óptimos de los parámetros k_1 , k_2 , k_3 y θk a fin de que los valores de: DBO_5 y OD simulados se acerquen a los valores observados, mediante el modelo Streeter-Phelps con el programa Excel y su complemento solver para la optimización del modelo, de manera que los valores simulados se acerquen a los valores medidos en campo.

La eficiencia de la calibración del modelo se evalúa mediante los índices de Nash-Sutcliffe (E), Error cuadrático medio normalizado (RSR) y el coeficiente de correlación de Pearson (R), cuya calificación se indica en la Tabla 8.

Tabla 8: Niveles de rendimiento de los índices de eficiencia para el modelo de calidad de agua

Rendimiento	RSR	E	R
Muy Bueno	$0.00 \leq RSR \leq 0.50$	$0.75 < E \leq 1.00$	$0.75 < R \leq 1.00$
Bueno	$0.50 < RSR \leq 0.60$	$0.65 < E \leq 0.75$	$0.5 < R \leq 0.75$
Satisfactorio	$0.60 < RSR \leq 0.70$	$0.50 < E \leq 0.65$	$0.25 < R \leq 0.5$
Insatisfactorio	$RSR > 0.70$	$E \leq 0.50$	$R \leq 0.25$
Desfavorable			

FUENTE: Moriasi et al. (2007)

Con el modelo previamente calibrado se simuló la variación temporal del OD y la DBO para las siete fechas de monitoreo, de las cuales se eligió dos fechas una correspondiente al periodo de avenida (marzo-19) y otra al periodo de estiaje (agosto-19) para la simulación de escenarios a fin de que el OD y la DBO cumplan con la normatividad vigente, el detalle de los escenarios se indica a continuación:

- Escenario 0: Representa las condiciones actuales de calidad del río Lurín.
- Escenario 1: Optimización de la PTAR San Bartolo.
- Escenario 2: Paso de canal abierto a canal cerrado proveniente de Capilla.
- Escenario 3: Se implementa la PTAR Pachacamac y considera las alternativas planteadas en los escenarios 1 y 2.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. CARACTERÍSTICAS HIDRÁULICAS

En la Figura 12 se muestra el modelo digital de elevación (MDE) del cauce del río Lurín, se obtuvo como pendiente 1,8 % aguas arriba del río y 1% aguas abajo, datos que fueron introducidos al programa HEC-RAS para el modelamiento hidráulico.

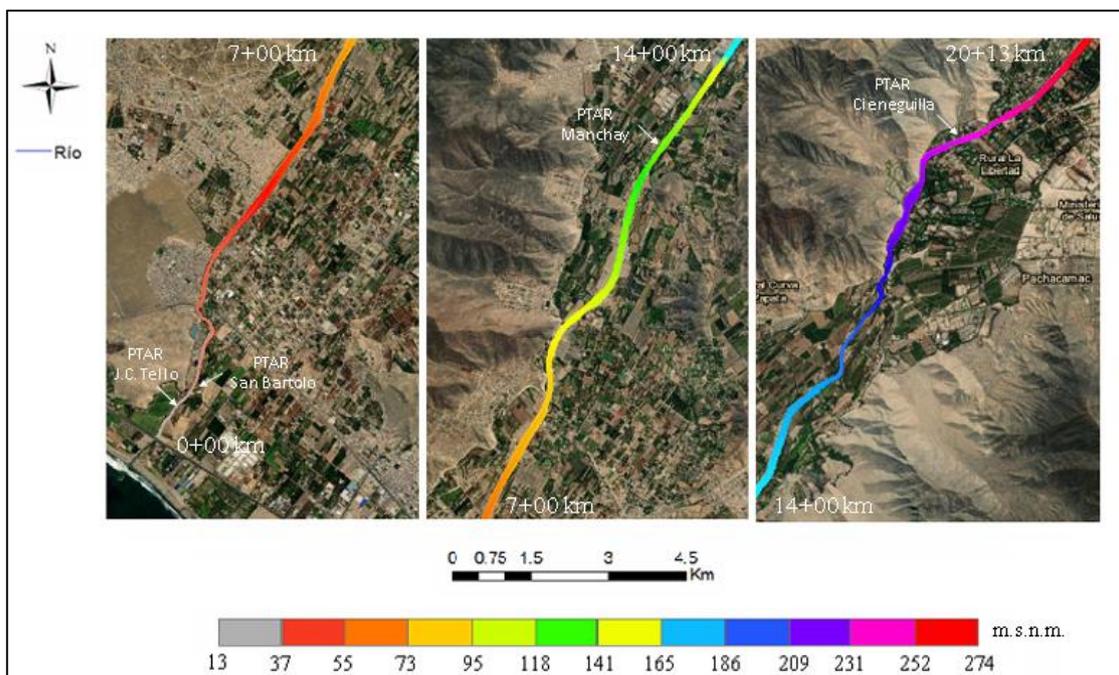


Figura 12: Modelo de Elevación Digital (MED) del cauce del río Lurín

4.2. MODELAMIENTO HIDRÁULICO CON HEC-RAS

Ardıçlıođlu et al. (2019) indican valores similares para la calibración hidráulica del río Sarımsaklı, Turquía, Además indica que el coeficiente de rugosidad de Manning varía en función a la vegetación presente en el cauce.

La Tabla 9 muestra los valores para índices de Nash-Sutcliffe (E) y Error cuadrático medio normalizado (RSR) en los puntos de monitoreo en río, dando como resultado de “bueno” a

“muy bueno” según la escala de calificación propuesta por Moriasi *et al.* (2007), mientras que para el R de Pearson se obtuvo una correlación significativa para un $\alpha = 0.05$, en la calibración hidráulica de la velocidad del flujo del río durante el periodo de monitoreo, comprendido entre los meses de febrero-2019 a agosto-2019, por lo cual se acepta los valores del coeficiente de rugosidad de Manning asignados para las secciones hidráulicas que se detallan en la

Tabla 12 (ANEXO 2). Ardiçlıoğlu *et al.* (2019) indican valores similares para la calibración hidráulica del río Sarimsakli, Turquía, Además indica que el coeficiente de rugosidad de Manning varía en función a la vegetación presente en el cauce.

Tabla 9: Índices de eficiencia de la calibración de velocidad

Estación	E	RSR	U (m/s)	
			* Rendimiento	R Pearson
L12	0.85	0.5	Muy bueno	0.94
L10	0.88	0.6	Bueno a muy bueno	0.95
L7	0.89	0.23	Muy bueno	0.97
L6	0.89	0.1	Muy bueno	0.96
L5	0.78	0.52	Bueno a muy bueno	0.91
L4	0.83	0.56	Bueno a muy bueno	0.97
L1	0.79	0.55	Bueno a muy bueno	0.91

* Escala de calificación según: Moriasi *et al.* (2007)

Con el programa HEC-RAS se obtuvieron las características hidráulicas: caudal (Q), velocidad (U), tirante (H) y ancho de río (b), de las secciones transversales generadas en los puntos de interés, la relación de dichas características se desarrolló mediante la ecuación de Leopoldo y Maddock, ajustando los valores de los coeficientes: a, b, c, α , β y λ , cuyos valores finales se muestran en la Tabla 7 (ANEXO 3). Los perfiles hidráulicos de las secciones del río en los puntos de monitoreo obtenidos del programa HEC-RAS se muestran de la Figura 30 a la Figura 46 (ANEXO 4).

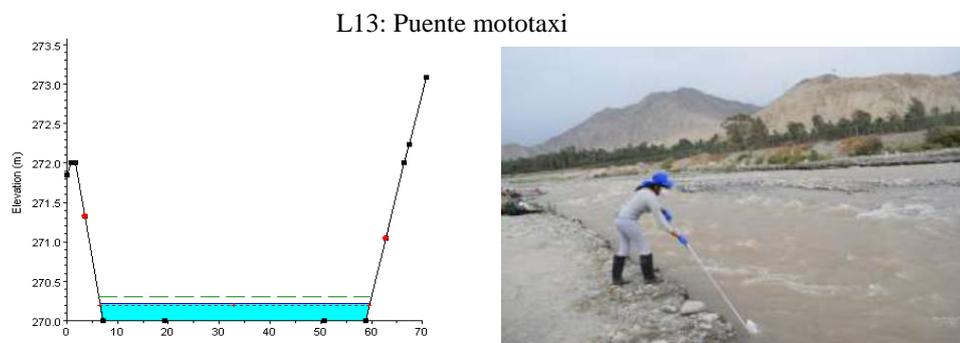
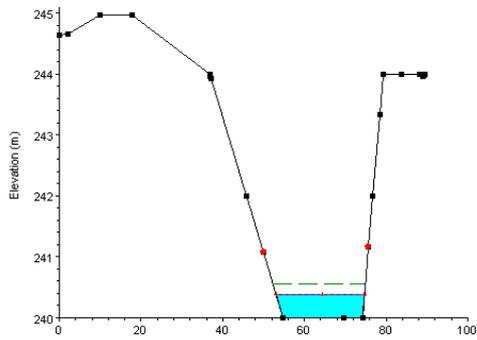
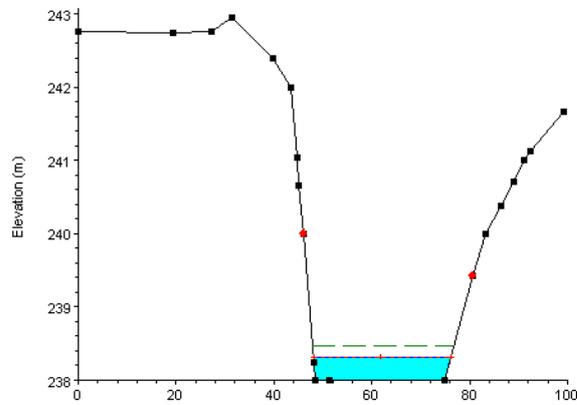


Figura 13: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín con HEC-RAS en marzo 2019, en: km20+130

L12: Antes de la PTAR Cieneguilla



EF-L11: PTAR Cieneguilla



L10: Antes de la PTAR Manchay

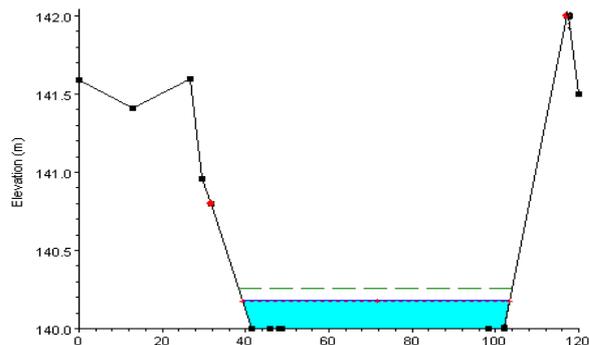
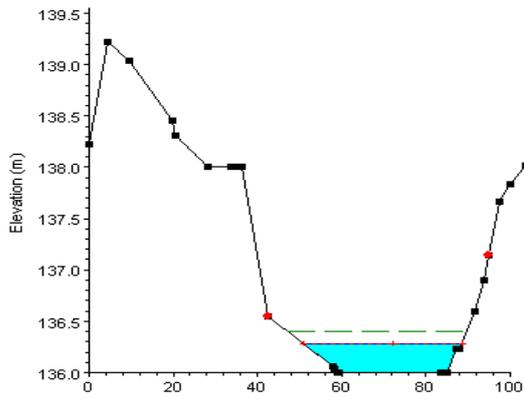
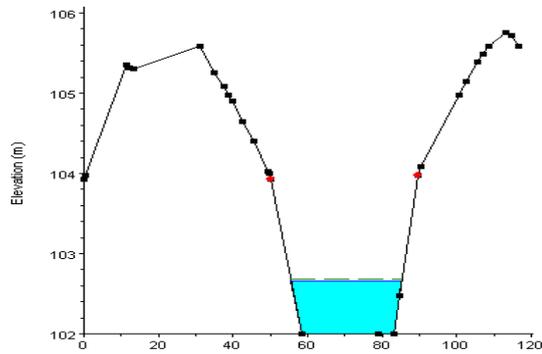


Figura 14: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín con HEC-RAS en marzo 2019, tramo: km18+260 a 11+530

EF-L9: PTAR Manchay



L8: Canal que viene de Capilla



L7: Puente Guayabo

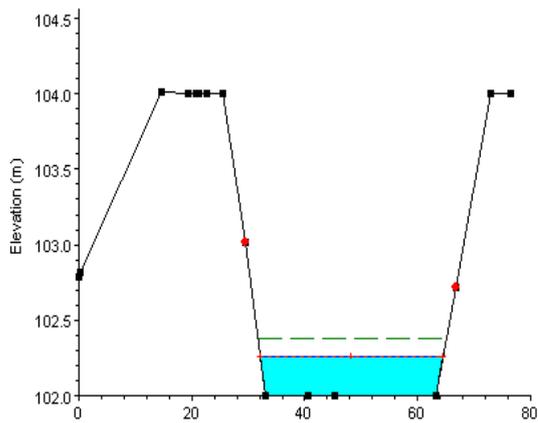
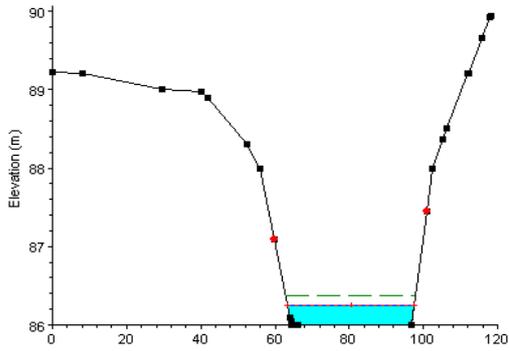
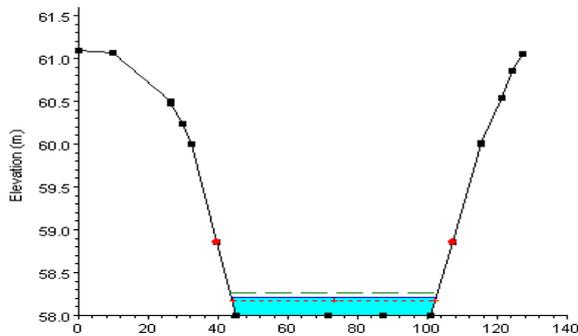


Figura 15: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín con HEC-RAS en marzo 2019, tramo: km 11+340 a 08+470

L6: Puente Quebrada verde



L5: Bocatoma Lurín



L4: Antes de la PTAR San Bartolo

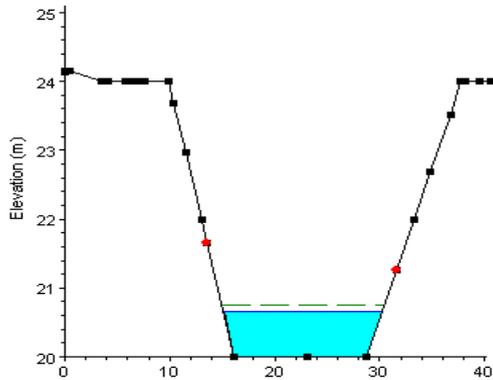
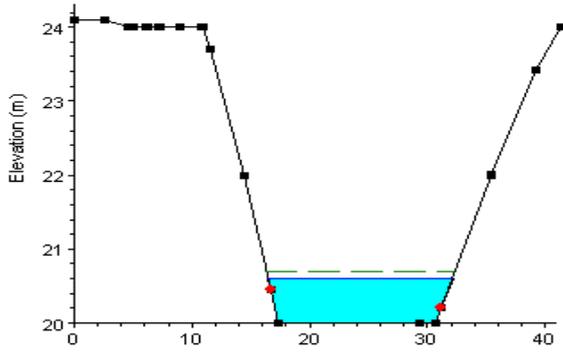
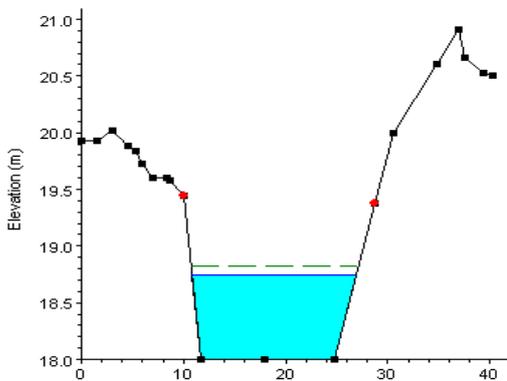


Figura 16: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín con HEC-RAS en marzo 2019, tramo: km 07+630 a 00+840

L3: Después de la PTAR San Bartolo



EF-L2: PTAR Julio C. Tello



L1: Puente Panamericana Sur

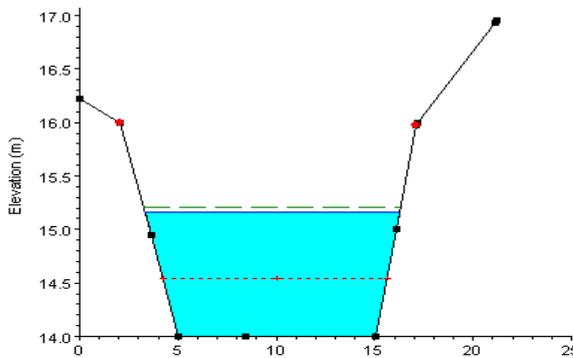


Figura 17: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín con HEC-RAS en marzo 2019, tramo: km00+830 a 00+00

Los perfiles hidráulicos de las otras seis fechas del monitoreo se muestran de la Figura 28 a la Figura 45 (ANEXO 4)

4.3. RESULTADOS DEL MONITOREO

En la Figura 18 se muestra los resultados de los parámetros muestreados en los puntos de monitoreo, obteniéndose valores ($\bar{X} \pm S$) de: $5,93 \pm 2,66 \text{ mg l}^{-1}$ para OD, $12,76 \pm 12,50 \text{ mg l}^{-1}$ para DBO₅, $23,80 \pm 2,66 \text{ }^\circ\text{C}$ para T, además en la Tabla 10 detallan los valores promedios de los parámetros muestreados durante las siete fechas de monitoreo, donde se observa que el OD tiene valores óptimos aguas arriba de la zona de estudio, mientras que el aumento de la DBO₅ se da en mayores proporciones en la desembocadura del río debido a las descargas de las PTAR San Bartolo y Julio C. Tello.

De la

Tabla 14 a la Tabla 16 (ANEXO 5), se muestra el detalle de los valores de los parámetros obtenidos en los puntos de monitoreo, durante el periodo de estudio.

Tabla 10: Valores promedios de los parámetros de monitoreo

Estación	OD (mg/l)	T (C°)	DBO5 (mg/l)
L13	7.46	23.96	1.97
L12	7.86	24.93	4.23
EF-L11	4.68	25.27	3.12
L10	6.94	23.83	8.81
EF-L9	5.09	25.23	47.53
L8	6.41	22.46	45.19
L7	6.11	23.74	14.75
L6	8.69	23.17	17.65
L5	3.76	14.16	4.55
L4	5.16	20.94	132.46
EF-L3	1.39	23.39	238.67
EF-L2	5.45	23.76	47.04
L1	3.67	21.44	217.94

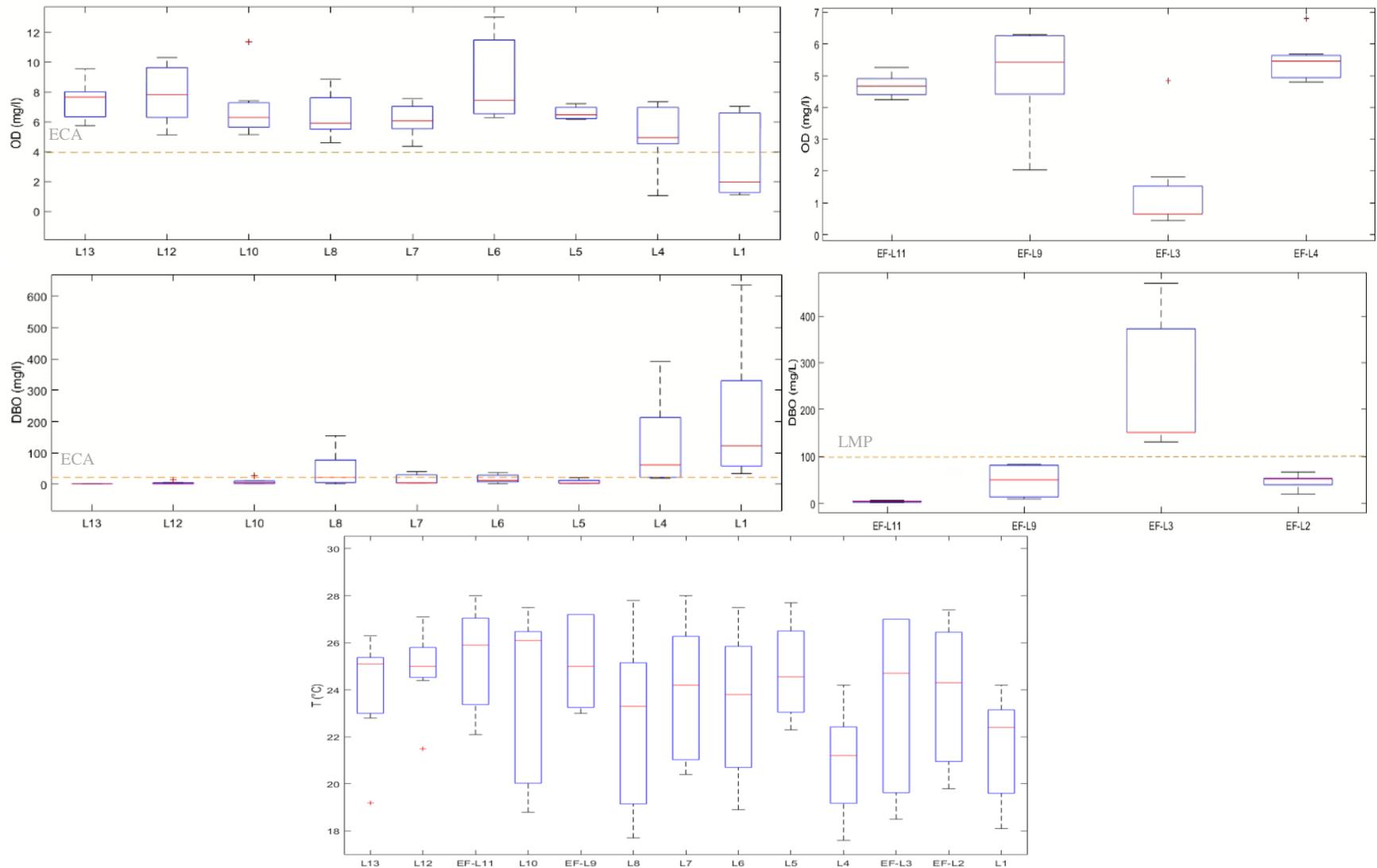


Figura 18: Diagrama de cajas de los parámetros: OD, T (obtenidas in situ) y DBO5 (obtenido en laboratorio), durante el periodo de muestreo (febrero a agosto de 2019)

4.4. PARAMETRIZACIÓN Y SIMULACIÓN DEL MODELO DEL OD y DBO₅

4.4.1. Parámetros calibrados

En la Figura 19 se muestra los valores calibrados de los parámetros de corrección de temperatura de desoxigenación (θ_{k_1}) y de reaireación (θ_{k_2}), así como para constantes a, b y c del coeficiente de reaireación (k_2), los cuales fueron calibrados con la finalidad de obtener una mayor eficiencia del modelo, obteniendo valores ($\bar{X} \pm S$): $1,19 \pm 0,23$, $1,02 \pm 0,18$, $0,87 \pm 0,25$, $0,85 \pm 0,28$ y $2,53 \pm 1,58$ respectivamente, los cuales se encuentran dentro del rango propuesto por Suarez (2009); y siendo de baja variabilidad, pueden ser usados en estudios de la zona.

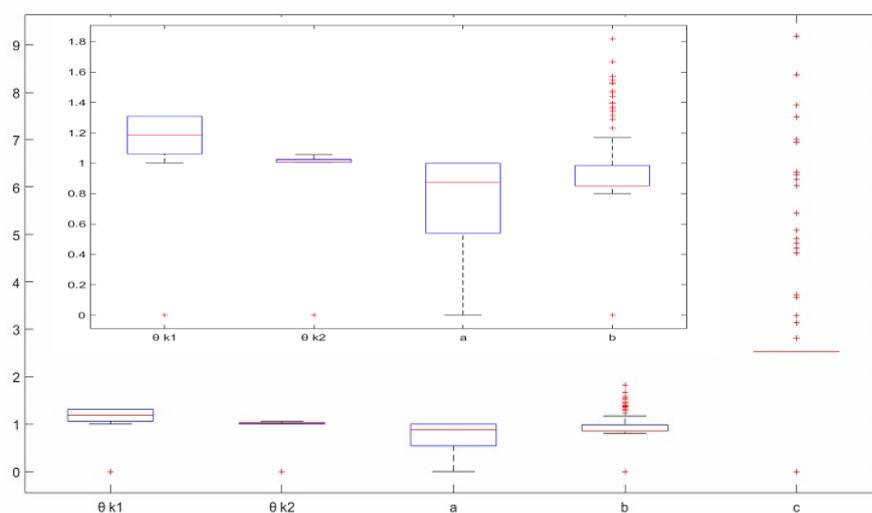


Figura 19: Diagrama de cajas de la variación de los coeficientes de corrección de temperatura y las variables del coeficiente de reaireación (k_2) durante la calibración del modelo

En la Figura 20 se muestra la variación de los parámetros de: desoxigenación (k_1), reaireación (k_2) y sedimentación (k_3) en los puntos de monitoreo alcanzando valores ($\bar{X} \pm S$): $0,33 \pm 0,89$, $12,66 \pm 0,85$, $0,44 \pm 2,43$ respectivamente, acordes a los rangos sugeridos por Paredes *et al* (2013). Se observa mayor variabilidad del parámetro k_1 en L1 río debido a que este varía en función de la presencia de la materia orgánica carbonosa en el cauce, y en dicha zona se encuentra contaminada por la presencia de los vertidos de las PTAR, en cambio k_2 presenta una mayor variabilidad aguas arriba, debido a que el cauce es más ancho en dicha zona, por otro lado k_3 depende del tirante, el cual disminuye en los meses estiaje haciendo que k_3 tienda a ser directamente proporcional a la velocidad de sedimentación e inversamente proporcional a la altura de agua, reduciendo su valor hasta ser cero.

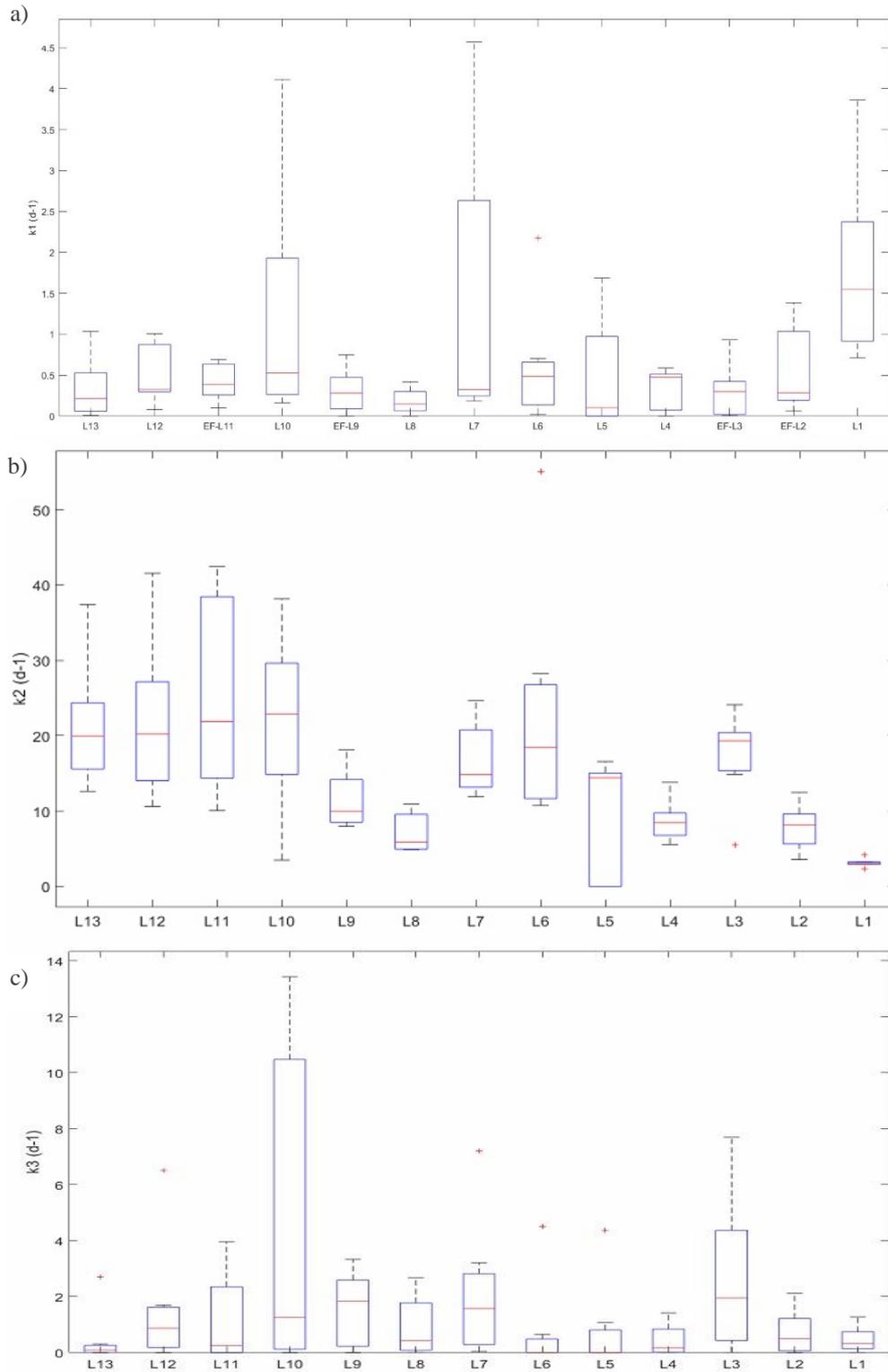


Figura 20: Diagrama de cajas de los parámetros de reaireación k_1 (a), parámetro de desoxygenación. k_2 (b) y parámetro de sedimentación k_3 (c) durante la calibración

Se observó en el km 5+200, la presencia del vertido de aguas residuales domesticas crudas en el distrito de Pachacamac, por ello se consideró el aporte de dicha contaminación en la simulación , con valores de caudales de obtenidos en función a la población del distrito , ver Tabla 13 (ANEXO 5), mientras que para la estimación de la DBO del efluente, se consideró inicialmente lo que indica la norma OS090, la cual señala que cada habitante aporta 50 g día⁻¹ de DBO como se detalla en la Tabla 14 (ANEXO 6), luego estos valores fueron ajustados en el proceso de calibración.

Por otro lado, en periodo de estiaje (agosto) a la altura del puente panamericana (L1), se obtuvo una carga contaminante de DBO cercano a 600 mg l⁻¹, posiblemente debido la presencia de contaminación difusa por filtraciones de recarga del acuífero al río, por flujos provenientes del drenaje agrícola, establos de equinos, centros recreacionales aledaños a la zona. Al respecto Carita (2017) menciona que el río Lurín recibe de aporte del acuífero en estiaje.

El detalle de la calibración de los parámetros para el modelo de DBO₅ y OD se detalla de la Tabla 20 a la Tabla 22 (ANEXO 7).

4.4.2. Eficiencia en la calibración de: OD y DBO₅

Para índices de Nash-Sutcliffe (E) y Error cuadrático medio normalizado (RSR) se obtuvo como resultado de la calibración de “bueno” a “muy bueno” para la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) y de “desfavorable” a “muy bueno” para el oxígeno disuelto (OD) según la escala propuesta por Moriasi *et al* (2007), el detalle de los valores de los índices de eficiencia se muestra en la Tabla 11. Pazmiño *et al* (2019) presentan una eficiencia similar para el río Quevedo en Ecuador con el modelo de calidad del agua Qual2k.

A su vez, se realizó la prueba t student para un alfa del 5%, obteniéndose que los valores observados y simulados siguen el mismo comportamiento para la DBO₅ y para el OD, excepto en los puntos de monitoreo L6 y L5 esto debido a que numéricamente los valores del OD son menores por lo cual se requiere una similitud más exacta entre los valores observados y simulados del modelo, Fajardo *et al* (2019) obtiene una relación similar entre

los parámetros observados y simulados, en el río alto Bogotá, Colombia a partir de la integración de los modelos HEC-RAS y QUAL2K.

En la Figura 21 se observa la relación entre el OD y la DBO₅ observados y simulados, a partir de la cual se obtuvo el coeficiente de determinación (r^2) y R de: 0,929 y 0,964 para el OD, 0,995 y 0,999 para DBO₅ siendo valores óptimos para la calibración del modelo.

Tabla 11: Índices de eficiencia de la calibración de OD y DBO₅

Estación	OD		DBO ₅		*Rendimiento	OD	DBO ₅
	E	RSR	E	RSR		R Pearson	R Pearson
L12	0,991	0,113	1,000	0,000	Muy bueno	0,998	1,000
L10	0,579	0,749	1,000	0,001	Bueno/Muy bueno	0,828	0,999
L7	0,139	2,128	0,997	0,047	Desfavorable/Muy bueno	0,909	0,999
L6	0,967	0,178	0,970	0,257	Muy bueno	0,989	0,990
L5	0,894	0,643	0,945	0,235	Bueno/ Muy bueno	0,998	0,985
L4	0,936	0,499	1,000	0,001	Muy bueno	0,995	1,000
L1	0,973	0,228	1,000	0,003	Muy bueno	0,996	1,000

* Escala de calificación según: Moriasi et al. (2007)

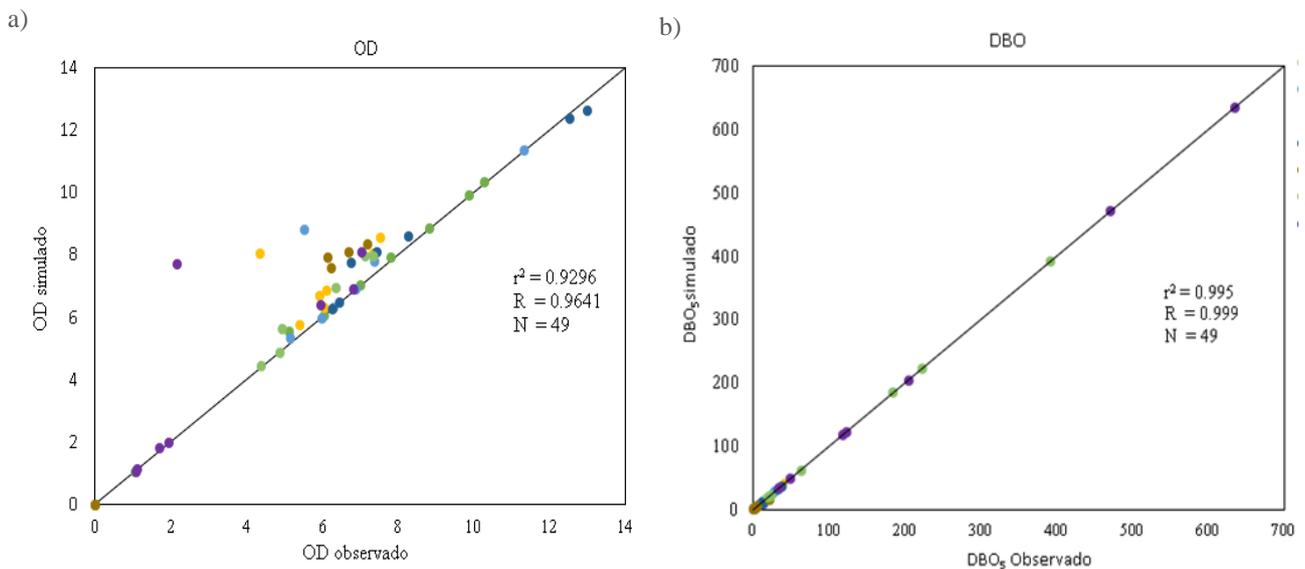


Figura 21: Relación entre el parámetro de calidad del agua calibrado y observado para: OD (a) y DBO₅ (b)

4.4.3. Simulación de la calidad del agua: OD y DBO₅

En la Figura 22, se observa la variación espacial del OD simulado en el tramo de estudio, los valores más altos se encuentran en el puente quebrada verde alcanzando el valor de 12,59 mg l⁻¹ y los valores más bajos e incluso cero, se encuentran en el distrito de Pachacamac. Fajardo *et al* (2019) indican que la disminución del OD se debe principalmente a la descarga de aguas residuales domésticas, como lo son en este caso los vertidos en el distrito, la disminución de estos valores se da con mayor énfasis en épocas de estiaje, ya que aguas abajo de la estación L5 circula prácticamente el caudal del vertido de las aguas residuales. El comportamiento del OD sigue la tendencia obtenida en el análisis del río Lurín en el año 2015 (Monblanch *et al.*, 2015).

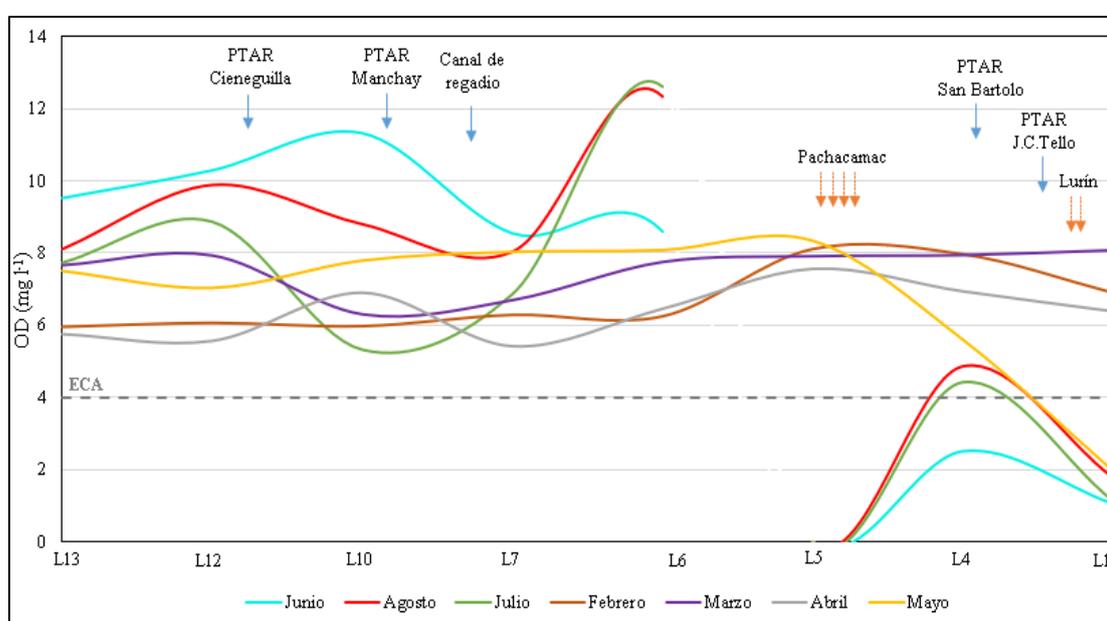


Figura 22: Comportamiento del oxígeno disuelto en el río Lurín

En la Figura 23 se muestra la variación espacial de la DBO₅ simulada en el que los valores más altos se encuentran en el puente panamericana sur, alcanzando el valor de 635,11 mg l⁻¹ y los valores más bajos se dan antes del vertido de la PTAR Cieneguilla. Los valores de la DBO₅ que incumplen con los estándares de calidad del agua (ECA) según el decreto supremo N° 04-2017 MINAM para la categoría tipo 3 (DBO₅< 15 mg l⁻¹) son aquellos que se encuentran más cerca a la desembocadura del río. El comportamiento de la DBO₅ sigue la tendencia obtenida en el análisis del río Lurín en el año 2015 (Monblanch *et al.*, 2015)

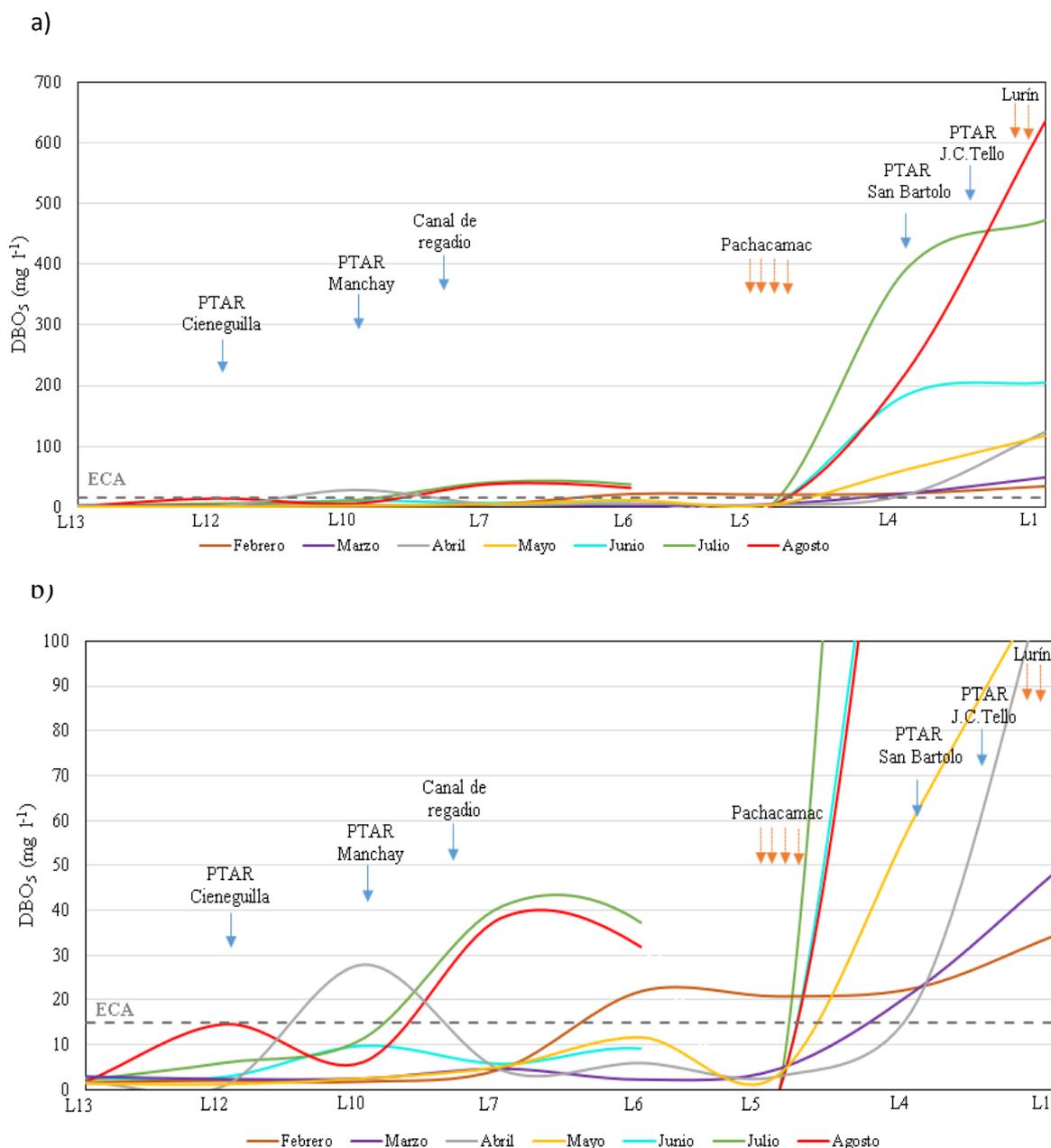


Figura 23: Comportamiento de la demanda bioquímica de oxígeno en el río Lurín con escala de: 0 a 700 (a), escala de 0 a 100 (b).

4.5. SIMULACIÓN DE ESCENARIOS PARA LA MEJORA DE LA CALIDAD DEL AGUA

De las simulaciones realizadas durante el periodo de estudio, se determinó que la parte baja del río es la más contaminada, esto debido principalmente a los vertidos de aguas residuales domésticas y de la PTAR San Bartolo. Por ello se proponen tres alternativas que fueron simuladas en el modelo, a fin de mejorar la calidad del agua en el río Lurín.

a. Escenario 1: Optimizar los procesos de la PTAR San Bartolo

El decreto supremo N° 003-2010-MINAM, detalla los límites máximos permisibles (LMP) que debe verter una PTAR al cauce del río, sin alterar la calidad el agua del cuerpo receptor, siendo el valor máximo de 100 mg l^{-1} para la DBO₅, teniendo en cuenta lo indicado por el decreto supremo la PTAR San Bartolo no cumple con lo anterior siendo el valor más alto monitoreado de 436.13 mg l^{-1} de DBO₅, además en épocas de estiaje es necesario que el efluente tenga un valor menor al indicado por los LMP para que el río cumpla con los ECA, por esta razón se considera conveniente la optimización de las PTAR en mención.

b. Escenario 2: Paso de canal abierto a canal cerrado proveniente de la Capilla

Durante la simulación de la calidad del agua, se observó como el punto de monitoreo L8, afecta la calidad el agua de manera significativa, especialmente con el parámetro de la DBO₅. El canal que desemboca en L8 es abierto, en el cual previo a la desembocadura al cauce del río, se ha observado, durante las salidas a campo, que este se encuentra con residuos siendo los mismos pobladores quienes los vierten, es por ello que se propone que el canal pase abierto a cerrado para disminuir la contaminación con lo cual se pretende obtener valores de DBO₅ dentro de los estándares de calidad del agua.

c. Escenario 3: Implementar la planta de tratamiento de aguas residuales en Pachacamac

Uno de los principales focos de contaminación para el agua del río Lurín, es el vertido de contaminación difusa en el distrito de Pachacamac, se considera que estos efluentes deben de ser tratados en una PTAR, para disminuir la concentración de la DBO₅ y así aumentar la calidad del agua del río, para la simulación de la PTAR se consideró la población estimada en el distrito de Pachacamac y sus consumos.

Para evaluación del comportamiento de la DBO₅ y del OD simulados se procedió a graficar la variación de la concentración para el periodo de avenida (marzo del 2019) y otra del periodo de estiaje (agosto del 2019) en el río Lurín. Siendo los escenarios simulados:

- Escenario 0: Condiciones actuales.
- Escenario 1: Optimizar la PTAR San Bartolo.
- Escenario 2: Pase de canal abierto a cerrado proveniente de la capilla

- Escenario 3: Implementar la PTAR Pachacamac y escenario 1 y 2.

En la Figura 24, tanto el OD como la DBO₅ en épocas de avenidas con los escenarios 1 y 3 se logra cumplir con los ECA, más no se aprecia un cambio significativo en el escenario 2 con respecto a las condiciones actuales.

La Figura 25, en época de estiaje el río no cumple con los ECA, especialmente en la desembocadura del río:

- Escenario 1: muestra aumento del OD en posterior a la descarga de la PTAR San Bartolo, sin embargo, aguas abajo, el OD desciende por debajo de los ECA.
- Escenario 2: no se encuentran diferencias significativas con respecto al escenario cero, sin embargo, en el punto del canal proveniente de Capilla (L8) se observa un leve aumento del OD.
- Escenario 3: cumple con los estándares de calidad del agua ($OD > 4 \text{ mg l}^{-1}$) en todo el tramo de estudio, aumentando la concentración de OD en 300 % en la desembocadura del río Lurín, con lo cual aumenta la calidad del agua,

En épocas de estiaje solo el escenario 3 cumple con los ECA, esto debido al escaso caudal circulante, ya que este no puede depurar los vertidos de las PTARs, lo cual hace necesaria la implementación de la PTAR Pachacamac.

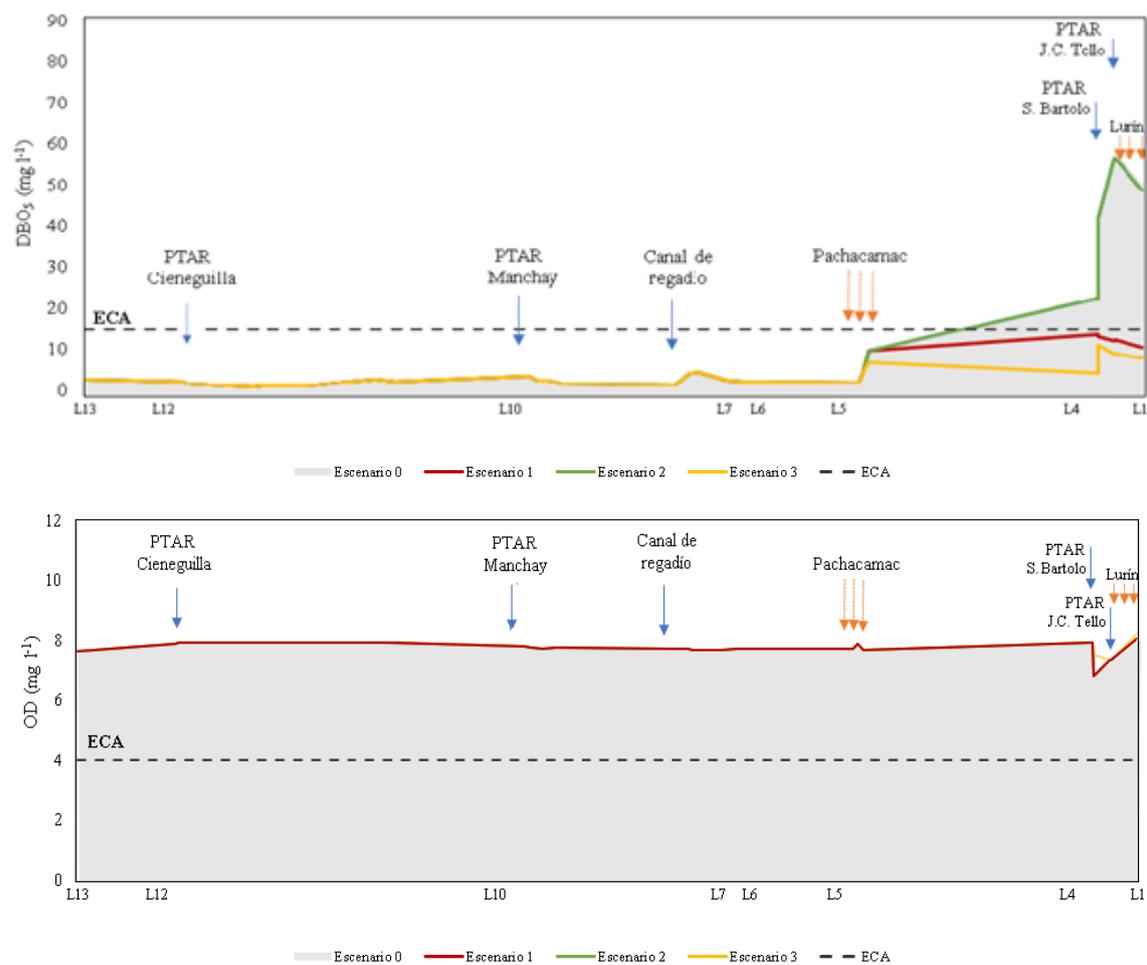


Figura 24: Comportamiento del oxígeno disuelto y DBO en la simulación en avenidas (marzo 2019).

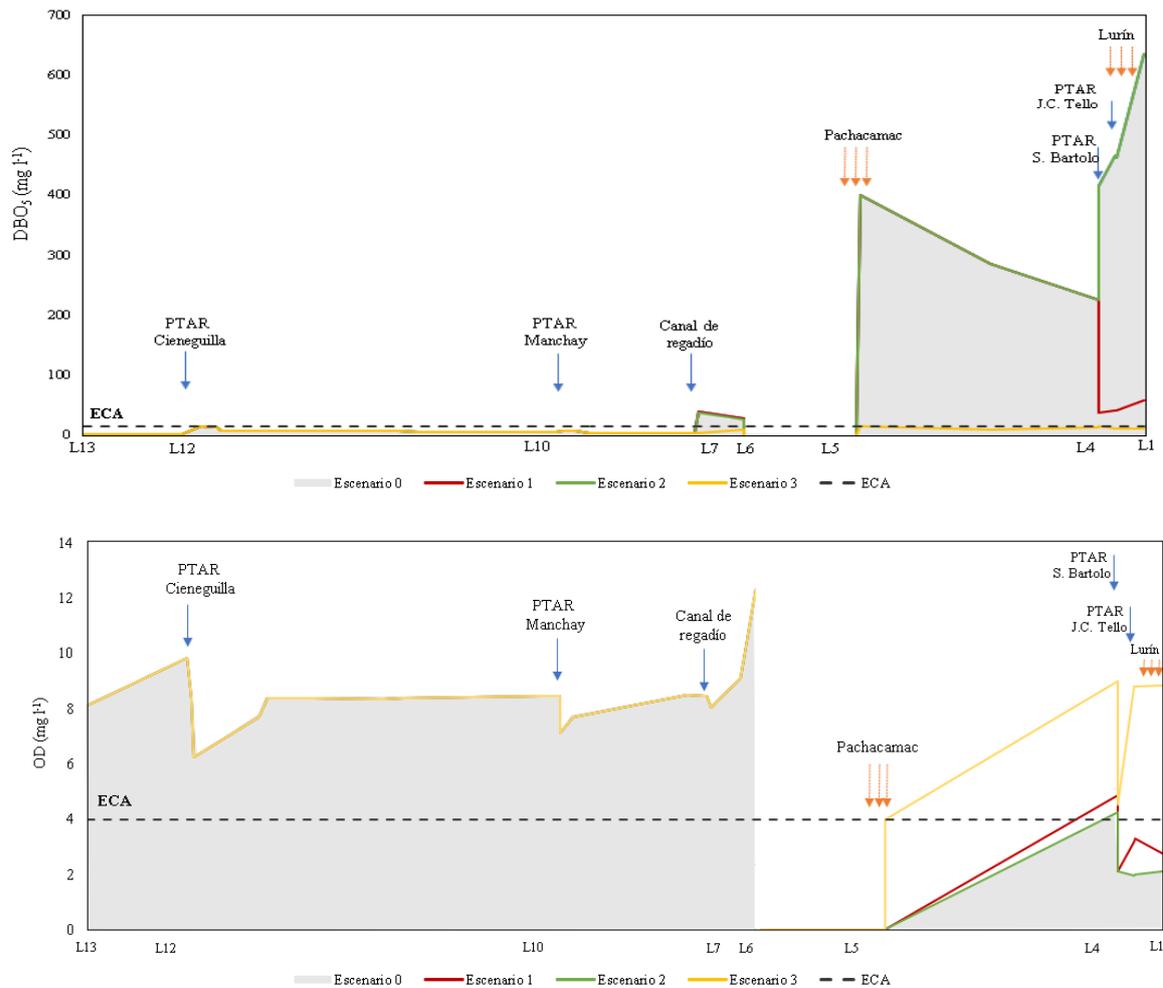


Figura 25: Comportamiento del oxígeno disuelto y DBO en la simulación en estiaje (agosto 2019)

Bolinches (2020), propone como alternativa de disminución de los contaminantes en un cuerpo de agua, la dilución de los mismos con un caudal umbral. Por ello, se simuló el OD y DBO bajo diferentes caudales que permitieron la dilución del contaminante (Figura 26); obteniéndose que el caudal necesario para que el OD y DBO del río cumpla con ECA (Tipo III), es de $120 \text{ hm}^3 \text{ mes}^{-1}$ y $350 \text{ hm}^3 \text{ mes}^{-1}$ aguas abajo de la PTAR San Bartolo y a la altura del puente Panamericana respectivamente.

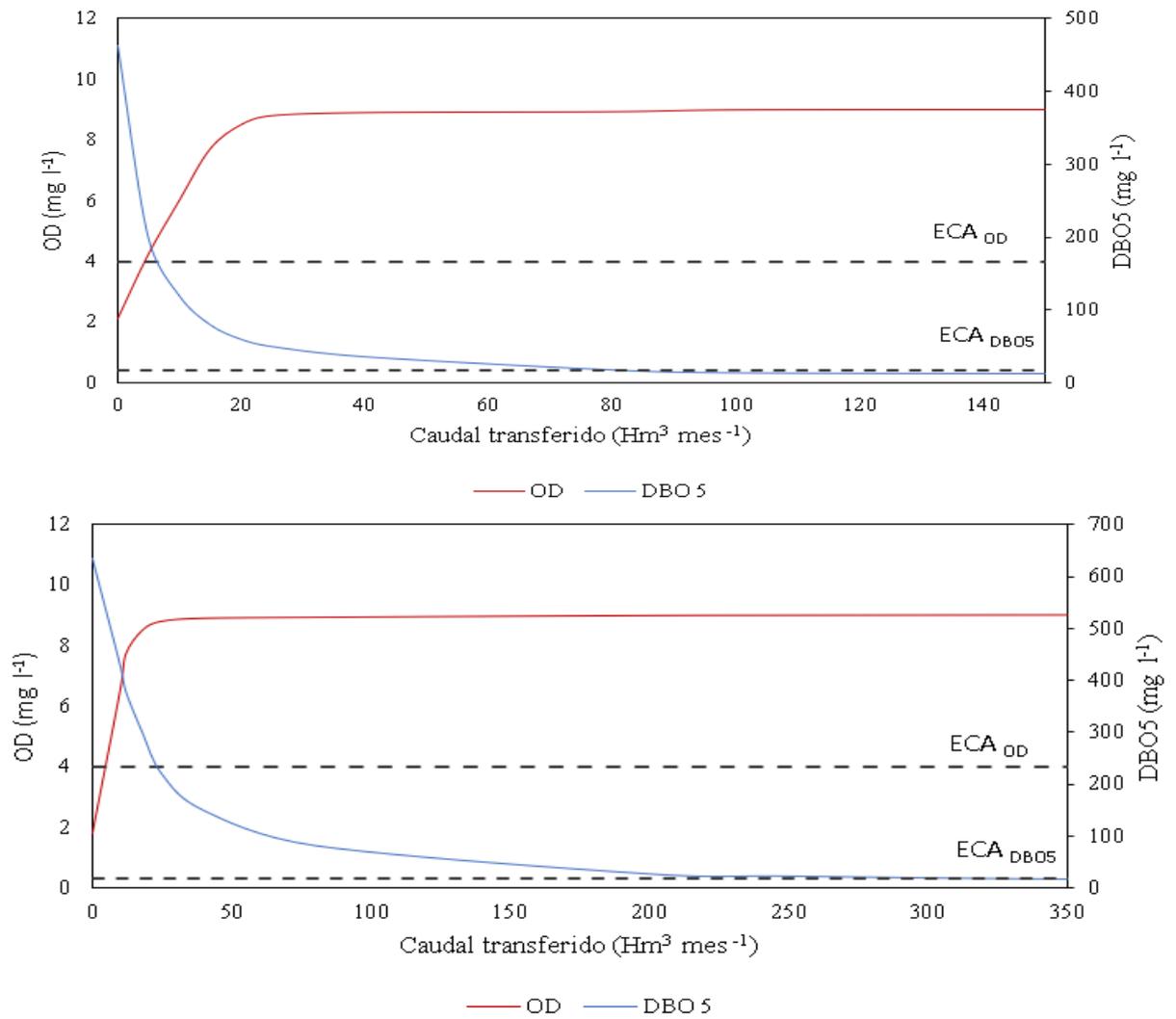


Figura 26: Simulación del OD y DBO5 por transferencia de volumen de agua en periodo de estiaje (agosto) al cauce del río Lurín: agua debajo de la descarga de PTAR San Bartolo (a), y a la altura del puente Panamericana (b).

V. CONCLUSIONES

1. La zona crítica de contaminación en el río Lurín es el puente Panamericana, durante el periodo de estiaje (agosto), con un OD mínimo de $1,71 \text{ mg l}^{-1}$ y DBO_5 máximo de $634,96 \text{ mg l}^{-1}$; esto se debe a (i) descarga de aguas residuales no tratadas provenientes del distrito de Pachacamac, (ii) inadecuado funcionamiento de la PTAR San Bartolo, (iii) contaminación difusa proveniente de recarga del acuífero al río a la altura del puente Panamericana Sur.
2. El modelo de calidad del agua Streeter-Phelps obtuvo un rendimiento de “bueno” a “muy bueno”, según los índices de E, RSR y R con valores \hat{x} de: (0,785, 0,648 y 0,959) para OD; y (0,987, 0,078 y 0,996) para DBO_5 respectivamente; con parámetros calibrados: $k_1, k_2, k_3, \theta k_1, \theta k_2, a, b$ y c con valores \hat{x} de: $0,33 \text{ d}^{-1}, 12,66 \text{ d}^{-1}, 0,44 \text{ d}^{-1}, 1,19, 1,02, 10,87, 0,85$ y $2,53$ respectivamente.
3. La optimización de la PTAR San Bartolo (Escenario 1) y el cambio del canal de riego La Capilla, de abierto a cerrado (Escenario 2), mejoran la OD y la DBO_5 del río, obteniéndose valores de: $2,73 \text{ mg l}^{-1}$ y $56,10 \text{ mg l}^{-1}$ respectivamente, pero no permiten cumplir con los ECA a la altura del puente Panamericana en épocas de estiaje (agosto).
4. En el mes de estiaje (agosto), con la implementación de la PTAR Pachacamac, la optimización de los procesos en la PTAR San Bartolo y el cambio del canal de riego La Capilla, de abierto a cerrado (Escenario 3), se logra un OD y DBO_5 de 4.56 mg l^{-1} y 12.01 mg l^{-1} , respectivamente, cumpliéndose con los ECA en el puente Panamericana sur.
5. En el mes de estiaje (agosto), con un transvase de 275 hm^3 y 90 hm^3 , se logra diluir los contaminantes cumpliéndose con los ECA en el puente Panamericana sur, y aguas abajo de la PTAR San Bartolo, respectivamente.

VI. RECOMENDACIONES

1. Construir una PTAR en Pachacamac y optimizar el funcionamiento de la PTAR San Bartolo, para que el río pueda cumplir con los ECA.
2. Evaluar el impacto de la sobre explotación y calidad del agua del acuífero Lurín, en la calidad del agua superficial del río Lurín.
3. Realizar los monitoreos de Nitrógeno (N), Fosforo (P), Clorofila y metales pesados (arsénico, mercurio, níquel, cobre, plomo entre otros) a fin de brindar mayor información sobre la calidad del agua en el río Lurín.
4. Extender el monitoreo a toda la cuenca Lurín, priorizando muestreos en periodos de estiaje y avenidas.

VII. BIBLIOGRAFÍA

Autoridad Nacional del Agua (ANA). (2004). Estudio hidrológico de la cuenca del río Lurín. Recuperado de: <http://repositorio.ana.gob.pe/handle/20.500.12543/1691>

Ardıçlıoğlu, M. y Kuriqi, A. (2019) Calibración de la rugosidad del canal en ríos intermitentes utilizando el modelo HEC-RAS: caso del arroyo Sarimsakli, Turquía. *SN Appl. Sci.* 1(9): 1-9. doi: 10.1007/s42452-019-1141-9

Bolinches, A.; De Stefano, L. y Paredes-Arquiola, J. (2020). Adjusting wastewater treatment effluent standards to protect the receiving waters: the case of low-flow rivers in central Spain. *Environmental Earth Sciences*, 79, (446). doi:10.1007/s12665-020-09184-z

Dirección General de Salud Ambiental (DIGESA). (2004). Vigilancia y monitoreo de los recursos hídricos. Recuperado de: http://www.digesa.minsa.gob.pe/DEPA/vigilancia_recursos_hidricos.asp

Cardich, K.A. (2017). Modelación de máximas avenidas en la cuenca del río Lurín utilizando modelos hidrológico e hidráulico (tesis de pregrado). Universidad Nacional Agraria la Molina, Perú. <http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/UNALM/181/browse?type=author&value=Cardich+Motta%2C+Kevin+Alexander>

Chapra, S.C. (2008). *Surface water quality modeling*. Long Grove, Illinois, United States of America: Waveland Press, Inc. https://www.researchgate.net/publication/48447645_Surface_Water-Quality_Modeling

- Chow, V.T. (2004). Hidráulica de canales abiertos. Santa fe de Bogotá, Colombia. McGraw Hill. <https://doku.pub/documents/libro-hidraulica-de-canales-abiertos-ven-te-chowpdf-g0rwyvy2koqk>
- Fajardo, D. y Agudelo V. (2019). Simulación de calidad del agua en la sub-cuenca río alto Bogotá durante el periodo 2014-2016 haciendo uso de HEC-RAS. *Revista Colombiana De Ciencia Animal. Recia.* 11(2), 720. doi: 10.24188/recia.v11.n2.2019.720
- Long, B. (2020). Inverse algorithm for Streeter–Phelps equation in water pollution control problem. *Mathematics and Computers in Simulation*, 171(1), 119–126. doi: 10.1016/j.matcom.2019.12.005
- Meléndez, L.D. (2019). Modelación hidrológica distribuida de la cuenca del río Lurín a escala diaria (tesis de pregrado). Universidad Nacional Agraria la Molina, Perú. <http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/UNALM/181/browse?type=author&value=Mel%C3%A9ndez+Salda%C3%B1a%2C+Diego+Alonso>
- Momblanch, A.; Paredes-Arquiola, J.; Andreu, J.; Ramos, L.; Baldeón, W.; Garcia Hernandez, J. (2015). Análisis de medidas para la mejora de la calidad del agua en el tramo bajo del río Lurín (Perú). *Rev. Actas de la IV Jornada de ingeniería del agua, Córdoba, España.* 2015: 487-496. <http://www.uco.es/jia2015/ponencias/b/b029.pdf>
- Moriasi, D.; Arnold, J.G.; Van Liew, M.; Binger, R.L.; Harmel, R.D.; Vieth, T. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *American Society of Agricultural and Biological Engineers.* 50,885-900. <https://swat.tamu.edu/media/90109/moriasimodelevel.pdf>
- Olortegui, C. (2020). Simulación hidrológica de la oferta y demanda de la Cuenca del Río Lurín con fines de establecer indicadores de garantía de la demanda (tesis de pregrado). Universidad Nacional Agraria la Molina, Perú. <http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/UNALM/4598>

- Paredes, J.; Solera A.; Andreu J. (2013). *Modelo Gescal para la simulación de la calidad del agua en sistemas de recursos hídricos*. Valencia, España. Recuperado de <https://aquatool.webs.upv.es/files/manuales/aquatool/ManualGescal.pdf>.
- Pazmiño, J.C. (2020). *Fundamentos de modelización de la calidad del agua*. Guayaquil, Ecuador: Grupo Compás. <http://142.93.18.15:8080/jspui/bitstream/123456789/578/3/Pazmi%C3%B1o.pdf>
- Pazmiño-Rodríguez, J.C.; Zambrano-Ganchozo, G.L. y Coello-Burgos, H.A. (2019). Modelización de la calidad del agua del estero aguas Claras, cantón Quevedo, Ecuador. *DYNA*, 85(204),204-214, Medellín, Colombia. doi: 10.15446/dyna.v85n204.65847
- Petry, V.; Pereira, P. y Brancher, F. (2018). Determinación de parámetros del modelo Streeter Phelps. *SBMAC*, 6(2),1-7. doi: <https://doi.org/10.5540/03.2018.006.02.0269>
- Scholz, M. (2016). *Wetlands for water pollution control*. Salford, Reino Unido: Elsevier BVT doi: <https://doi.org/10.1016/C2015-0-00156-3>
- Suarez, J. (2009). Modelos de calidad de aguas. Tema 2: Sistemas y modelos [Material de aula]. Universidad da Coruña. Coruña, España. Recuperado de ftp://ceres.udc.es/Master_en_Ingenieria_del_Agua/master%20antiguo_antes%20del%202012/Segundo_Curso/Modelos_de_Calidad_de_Aguas/material%202010-2011/MCA_Tema_2__SISTEMAS_Y_MODELOS_2009_.pdf.
- Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento (SUNASS), GIZ (Cooperación Alemana) y PROAGUA II (Programa de Agua Potable y Alcantarillado, Perú) (2015). Diagnóstico de las plantas de tratamiento de aguas residuales en el ámbito de operación de las entidades prestadoras de servicios de saneamiento. Recuperada de: <https://www.sunass.gob.pe/doc/Publicaciones/ptar.pdf>

US Army Corps of Engineers. (2016). HEC-RAS river analysis system hydraulic reference Manual Version 5.0." *Hydrologic Engineering Center* (February):547. Recuperado de <https://www.hec.usace.army.mil/software/hecras/documentation.aspx>

VIII. ANEXOS

ANEXO 1: PANEL FOTOGRÁFICO



a. Diálogo con el técnico responsable de la captación CR Venturosa



b. Compuerta de captación al margen izquierdo al cauce del río



a. Toma de datos de calidad del agua antes de la PTAR San Bartolo



b. Reconocimiento del cauce del río en el distrito de Manchay

Figura 27: Panel fotográfico de visitas al río Lurín



c. Reconocimiento del cauce del río en el distrito de Pachacamac



d. Reconocimiento del cauce en la estación puente Mototaxi



e. Almacenamiento de muestras del monitoreo de calidad del agua



f. Monitoreo de la calidad del agua en el río Lurín



g. Toma de muestras para el monitoreo de calidad del agua



h. Medición del ancho del cauce del río en Manchay

Figura 28: Panel fotográfico del trabajo en campo

ANEXO 2: VALORES DEL COEFICIENTE DE RUGOSIDAD DE MANNING

Tabla 12: Valores del coeficiente de rugosidad de Manning asignados al canal y a los lados del cauce del río Lurín

Sección	Banco izquierdo	Canal	Banco derecho
L13	0.035	0.035	0.030
L12	0.035	0.035	0.030
L11	0.035	0.060	0.030
CR9	0.035	0.030	0.030
CR8	0.035	0.060	0.030
Q1	0.035	0.055	0.035
CR7	0.035	0.030	0.030
CR6	0.035	0.060	0.030
CR5	0.035	0.045	0.030
L10	0.035	0.030	0.030
L9	0.035	0.045	0.030
CR4	0.035	0.035	0.030
CR3	0.035	0.060	0.030
L8	0.035	0.035	0.030
L7	0.035	0.050	0.030
CR2	0.035	0.035	0.030
L6	0.035	0.035	0.030
CR1	0.035	0.035	0.030
L5	0.035	0.035	0.030
L4	0.035	0.030	0.030
L3	0.035	0.055	0.030
L2	0.035	0.050	0.030
L1	0.035	0.050	0.035

ANEXO 3: AJUSTE HIDRAULICO POR MADDOCK

Tabla 13: Validación de características hidráulicas obtenidas en HEC-RAS con la ecuación de Maddock

Fecha	Estación	Datos HEC-RAS				Maddock							
		Q m ³ /s	U m/s	b m	H m	a	b	c	suma	α	δ	λ	multp
Febreo-2019	L13	11.48	1.13	52.96	0.19	0.43	0.45	0.12	1.00	0.40	0.06	39.52	0.99
	L12	11.47	1.75	21.35	0.32	0.43	0.38	0.19	1.00	0.61	0.13	13.43	1.04
	L11	11.56	1.61	27.70	0.27	0.40	0.30	0.30	1.00	0.60	0.13	13.29	1.04
	L10	10.25	1.17	63.29	0.14	0.40	0.45	0.16	1.00	0.46	0.05	44.12	1.01
	L9	10.31	1.20	37.36	0.28	0.40	0.45	0.16	1.00	0.47	0.10	26.02	1.22
	L8	9.65	0.64	28.92	0.56	0.40	0.45	0.16	1.00	0.26	0.20	20.35	1.07
	L7	9.67	1.40	31.90	0.22	0.40	0.45	0.16	1.00	0.56	0.08	22.44	1.02
	L6	9.41	1.40	33.82	0.20	0.40	0.45	0.16	1.00	0.57	0.07	23.89	1.01
	L5	8.82	1.15	57.66	0.14	0.40	0.45	0.16	1.00	0.48	0.05	41.15	1.05
	L4	9.07	1.37	14.43	0.49	0.40	0.45	0.16	1.00	0.57	0.18	10.25	1.07
	L3	9.07	1.29	15.24	0.49	0.40	0.45	0.16	1.00	0.53	0.18	10.83	1.06
	L2	11.03	1.06	15.96	0.72	0.40	0.45	0.16	1.00	0.41	0.25	11.00	1.10
	L1	11.03	0.91	12.69	1.04	0.40	0.45	0.16	1.00	0.35	0.36	8.75	1.09
Marzo-2019	L13	14.47	1.40	52.99	0.20	0.43	0.45	0.12	1.00	0.44	0.06	38.45	1.03
	L12	14.47	1.88	21.65	0.37	0.43	0.38	0.19	1.00	0.60	0.13	13.03	1.03
	L11	14.54	1.72	27.94	0.31	0.40	0.30	0.30	1.00	0.59	0.14	12.52	1.01
	L10	13.39	1.28	63.83	0.17	0.40	0.45	0.16	1.00	0.45	0.05	42.70	1.01
	L9	13.44	1.29	39.34	0.32	0.40	0.45	0.16	1.00	0.46	0.10	26.30	1.19
	L8	12.66	0.73	29.50	0.64	0.40	0.45	0.16	1.00	0.26	0.21	19.90	1.09
	L7	12.69	1.52	32.27	0.26	0.40	0.45	0.16	1.00	0.55	0.08	21.77	0.99
	L6	12.40	1.53	34.11	0.24	0.40	0.45	0.16	1.00	0.56	0.08	23.09	0.99
	L5	11.75	1.26	58.05	0.16	0.40	0.45	0.16	1.00	0.47	0.05	39.62	1.00
	L4	12.05	1.54	14.74	0.57	0.40	0.45	0.16	1.00	0.57	0.19	10.02	1.07
	L3	12.05	1.38	15.66	0.60	0.40	0.45	0.16	1.00	0.51	0.20	10.65	1.08
	L2	14.24	1.15	16.44	0.83	0.40	0.45	0.16	1.00	0.40	0.26	10.89	1.11
	L1	14.24	1.25	12.57	1.01	0.40	0.45	0.16	1.00	0.43	0.31	8.33	1.11
Abril-2019	L13	2.41	0.59	52.22	0.08	0.43	0.45	0.12	1.00	0.40	0.05	46.98	1.02
	L12	2.41	1.06	20.17	0.12	0.43	0.38	0.19	1.00	0.73	0.09	17.07	1.07
	L11	2.50	0.97	26.78	0.10	0.40	0.30	0.30	1.00	0.67	0.08	20.34	1.04
	L10	1.95	0.60	61.53	0.05	0.40	0.45	0.16	1.00	0.46	0.04	55.48	0.95
	L9	2.01	0.76	29.09	0.10	0.40	0.45	0.16	1.00	0.58	0.07	26.11	1.10
	L8	1.77	0.27	26.58	0.25	0.40	0.45	0.16	1.00	0.21	0.19	24.33	1.01
	L7	1.78	0.80	30.66	0.07	0.40	0.45	0.16	1.00	0.64	0.05	28.04	0.96
	L6	1.62	0.78	32.85	0.06	0.40	0.45	0.16	1.00	0.64	0.05	30.49	0.95
	L5	1.16	0.43	56.48	0.05	0.40	0.45	0.16	1.00	0.41	0.05	55.20	1.05
	L4	1.26	0.53	13.24	0.18	0.40	0.45	0.16	1.00	0.48	0.16	12.78	1.00
	L3	1.26	0.97	13.70	0.10	0.40	0.45	0.16	1.00	0.89	0.09	13.22	1.06
	L2	2.81	0.65	14.35	0.32	0.40	0.45	0.16	1.00	0.43	0.20	12.23	1.06
	L1	2.81	0.70	10.99	0.38	0.40	0.45	0.16	1.00	0.46	0.24	9.37	1.04

«continuación»

Fecha	Estación	Datos HEC-RAS							Maddock				
		Q m ³ /s	U m/s	b m	H m	a	b	c	suma	α	δ	λ	multp
Mayo-2019	L13	1.83	0.52	52.14	0.07	0.43	0.45	0.12	1.00	0.40	0.05	48.49	1.04
	L12	1.83	0.96	20.06	0.10	0.43	0.38	0.19	1.00	0.74	0.08	17.89	1.05
	L11	1.95	0.89	26.70	0.08	0.40	0.30	0.30	1.00	0.68	0.07	21.85	0.98
	L10	1.50	0.64	61.23	0.04	0.40	0.45	0.16	1.00	0.54	0.03	57.50	1.04
	L9	1.56	0.45	30.27	0.13	0.40	0.45	0.16	1.00	0.38	0.11	28.25	1.14
	L8	0.85	0.18	26.09	0.19	0.40	0.45	0.16	1.00	0.19	0.20	26.75	1.05
	L7	0.98	0.66	30.46	0.05	0.40	0.45	0.16	1.00	0.66	0.05	30.55	1.02
	L6	0.89	0.65	32.71	0.04	0.40	0.45	0.16	1.00	0.68	0.04	33.29	0.95
	L5	0.84	0.37	56.38	0.04	0.40	0.45	0.16	1.00	0.40	0.04	57.95	1.00
	L4	0.94	0.46	13.14	0.16	0.40	0.45	0.16	1.00	0.47	0.16	13.27	1.03
	L3	0.93	0.87	13.63	0.08	0.40	0.45	0.16	1.00	0.89	0.08	13.77	1.01
	L2	2.17	0.59	14.17	0.27	0.40	0.45	0.16	1.00	0.43	0.19	12.56	1.04
	L1	2.17	0.51	11.05	0.40	0.40	0.45	0.16	1.00	0.37	0.28	9.80	1.04
Junio-2019	L13	0.65	0.39	51.92	0.03	0.43	0.45	0.12	1.00	0.47	0.04	54.65	0.93
	L12	0.64	0.68	19.78	0.05	0.43	0.38	0.19	1.00	0.82	0.06	21.50	1.04
	L11	0.76	0.66	26.49	0.04	0.40	0.30	0.30	1.00	0.74	0.04	28.78	0.92
	L10	0.40	0.42	60.77	0.02	0.40	0.45	0.16	1.00	0.61	0.02	70.11	0.96
	L9	0.46	0.28	27.62	0.06	0.40	0.45	0.16	1.00	0.38	0.09	31.19	1.02
	L8	0.28	0.11	25.47	0.10	0.40	0.45	0.16	1.00	0.18	0.18	31.01	1.00
	L7	0.28	0.31	30.29	0.03	0.40	0.45	0.16	1.00	0.52	0.05	36.94	1.01
	L6	0.12	0.11	32.64	0.03	0.40	0.45	0.16	1.00	0.26	0.09	45.33	1.02
	L5	0.00	0.00	55.91	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	L4	0.13	0.17	12.76	0.06	0.40	0.45	0.16	1.00	0.39	0.15	17.52	1.01
	L3	0.13	0.40	13.41	0.02	0.40	0.45	0.16	1.00	0.91	0.06	18.44	1.00
	L2	1.06	0.45	13.79	0.18	0.40	0.45	0.16	1.00	0.44	0.18	13.67	1.06
	L1	1.05	0.39	10.69	0.26	0.40	0.45	0.16	1.00	0.38	0.25	10.61	1.00
Julio-2019	L13	0.02	0.06	51.75	0.01	0.43	0.45	0.12	1.00	0.32	0.04	82.75	1.09
	L12	0.02	0.17	19.54	0.01	0.43	0.38	0.19	1.00	0.96	0.02	41.92	0.92
	L11	0.08	0.31	26.30	0.01	0.40	0.30	0.30	1.00	0.86	0.02	56.65	1.05
	L10	0.01	0.20	60.61	0.01	0.40	0.45	0.16	1.00	0.13	0.06	126.19	0.96
	L9	0.08	0.13	26.65	0.02	0.40	0.45	0.16	1.00	0.35	0.06	39.17	0.83
	L8	0.08	0.06	25.12	0.06	0.40	0.45	0.16	1.00	0.16	0.17	37.06	1.04
	L7	0.08	0.16	30.19	0.02	0.40	0.45	0.16	1.00	0.44	0.06	44.71	1.09
	L6	0.03	0.12	32.46	0.01	0.40	0.45	0.16	1.00	0.49	0.04	55.87	1.04
	L5	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	L4	0.21	0.10	13.16	0.16	0.40	0.45	0.16	1.00	0.19	0.32	16.77	1.01
	L3	1.18	0.94	13.68	0.09	0.40	0.45	0.16	1.00	0.88	0.08	13.33	0.98
	L2	1.20	0.52	13.78	0.17	0.40	0.45	0.16	1.00	0.48	0.16	13.39	1.01
	L1	1.20	0.41	10.74	0.29	0.40	0.45	0.16	1.00	0.38	0.27	10.44	1.06

«continuación»

Fecha	Estación	Datos HEC-RAS							Maddock				
		Q m3/s	U m/s	b m	H m	a	b	c	suma	α	δ	λ	multíp.
Agosto-2019	L13	0.03	0.10	51.75	0.01	0.43	0.45	0.12	1.00	0.43	0.03	77.93	1.02
	L12	0.03	0.18	19.56	0.01	0.43	0.38	0.19	1.00	0.84	0.03	38.58	1.01
	L11	0.09	0.33	26.30	0.01	0.40	0.30	0.30	1.00	0.87	0.02	54.53	0.99
	L10	0.07	0.15	60.61	0.01	0.40	0.45	0.16	1.00	0.43	0.03	90.74	0.98
	L9	0.14	0.17	26.88	0.03	0.40	0.45	0.16	1.00	0.38	0.07	36.54	0.99
	L8	0.10	0.06	25.17	0.07	0.40	0.45	0.16	1.00	0.15	0.19	35.86	1.04
	L7	0.10	0.19	30.19	0.02	0.40	0.45	0.16	1.00	0.49	0.05	43.41	1.08
	L6	0.03	0.12	32.46	0.01	0.40	0.45	0.16	1.00	0.50	0.04	56.50	1.04
	L5	0.00	0.00	55.92	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	L4	0.09	0.15	13.05	0.13	0.40	0.45	0.16	1.00	0.13	0.39	19.05	0.98
	L3	0.85	0.85	13.61	0.07	0.40	0.45	0.16	1.00	0.91	0.08	13.97	0.96
	L2	0.85	0.45	13.65	0.14	0.40	0.45	0.16	1.00	0.48	0.15	13.99	1.01
	L1	0.85	0.36	10.61	0.23	0.40	0.45	0.16	1.00	0.38	0.25	10.88	1.03

ANEXO 4: PERFILES DE LOS PUNTOS DE MONITOREO DURANTE EL PERIODO DE MUESTREO

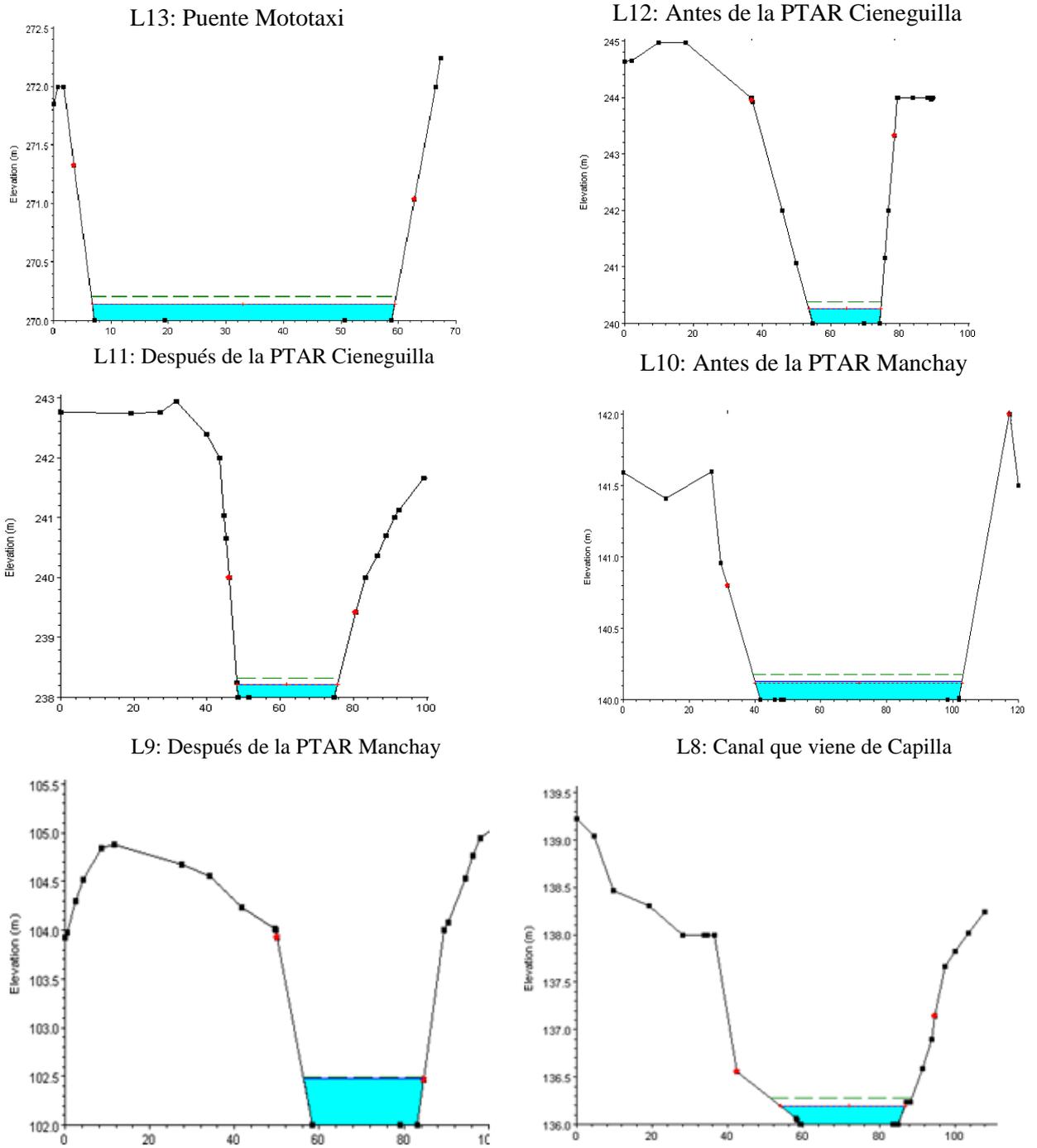


Figura 29: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en febrero 2019, tramo:km20+130 a 08+540

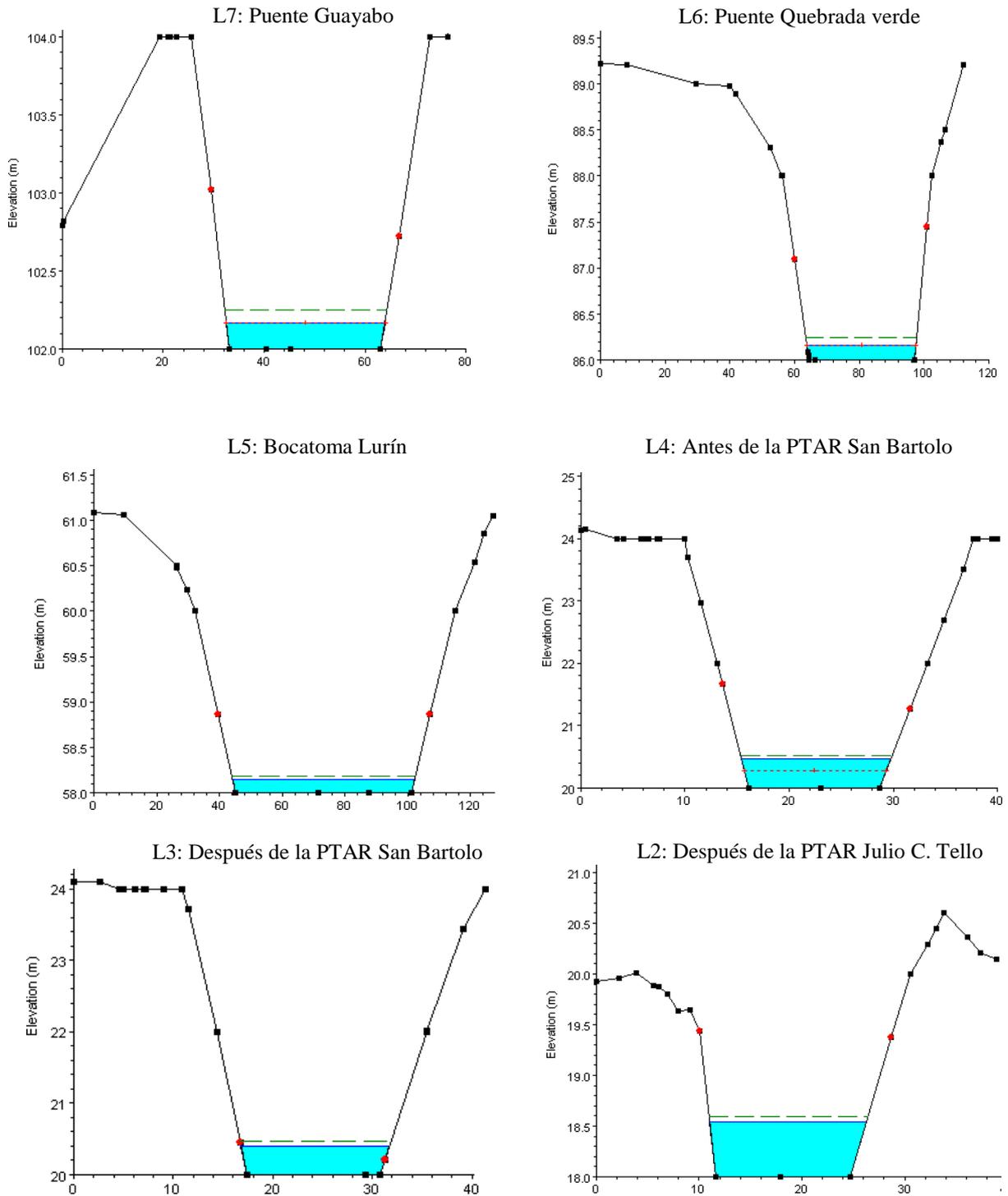


Figura 30: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en febrero 2019, tramo: km08+540 a 00+500

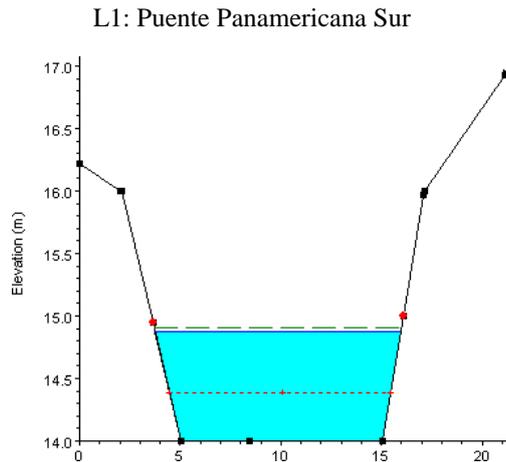


Figura 31: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en febrero 2019 en el km 0+000

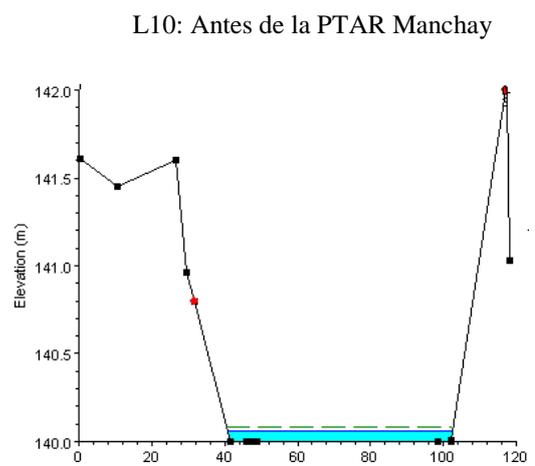
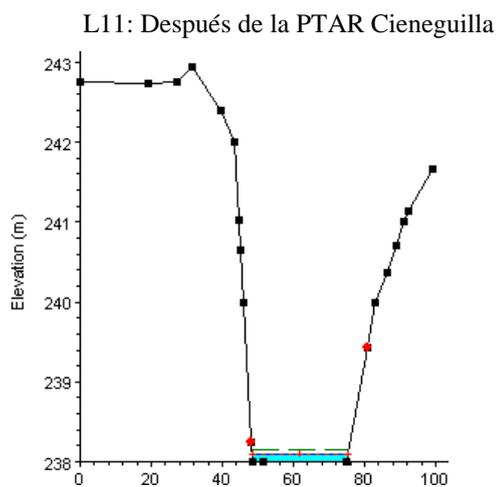
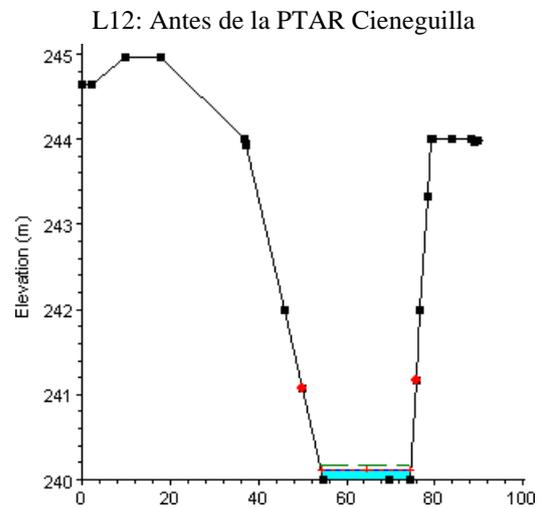
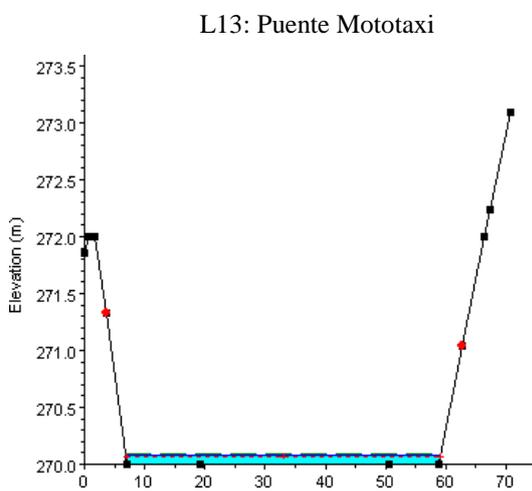


Figura 32: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en abril 2019, tramo: km20+130 a 11+530

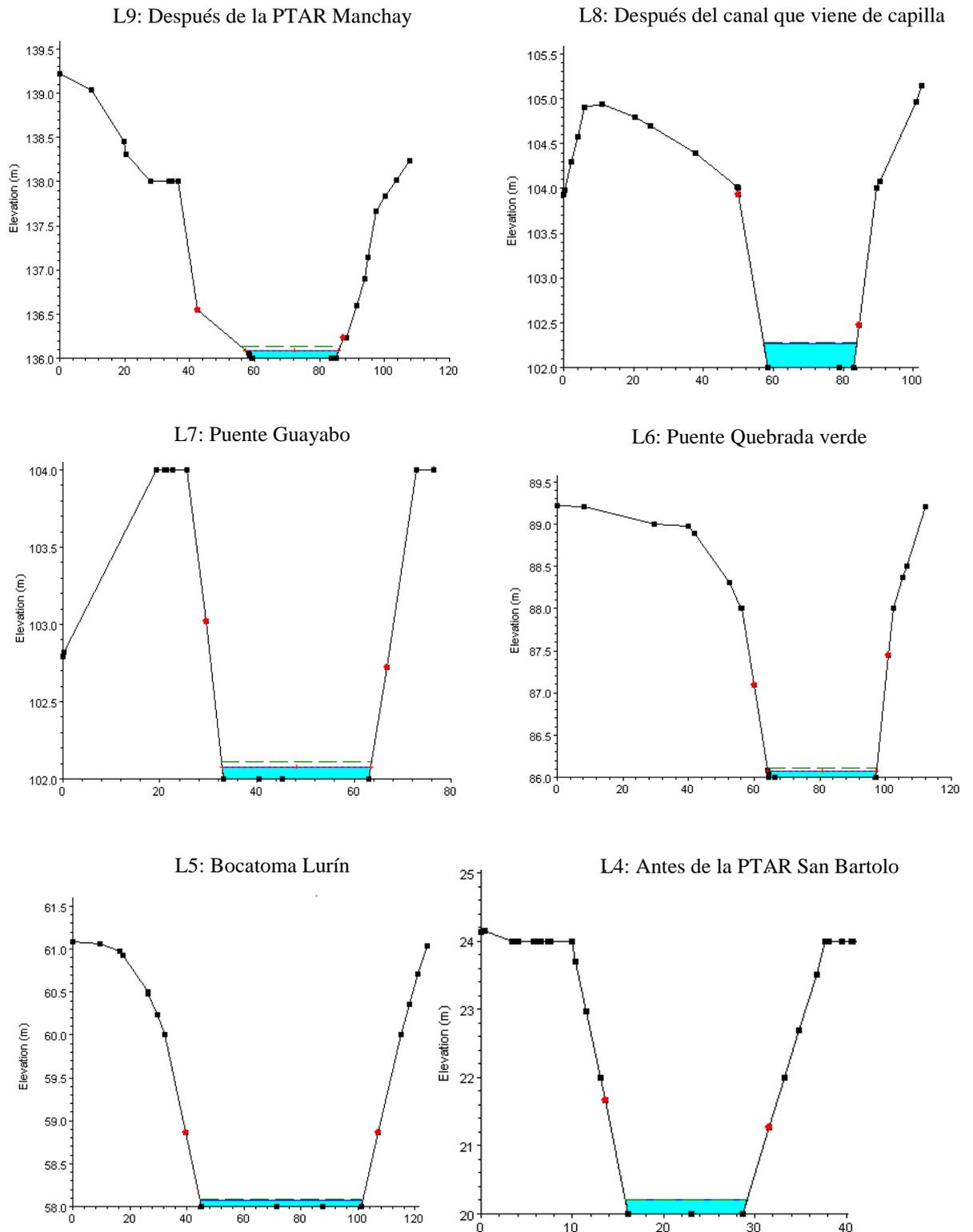


Figura 33: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en abril 2019, tramo: km11+300 a 00+830

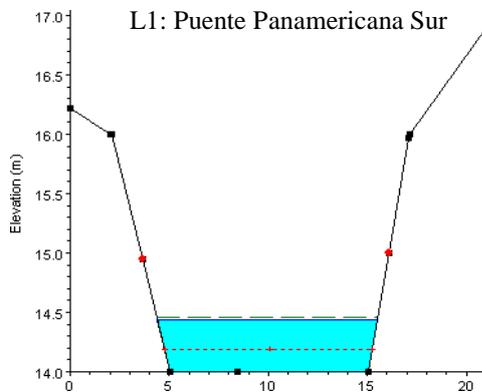
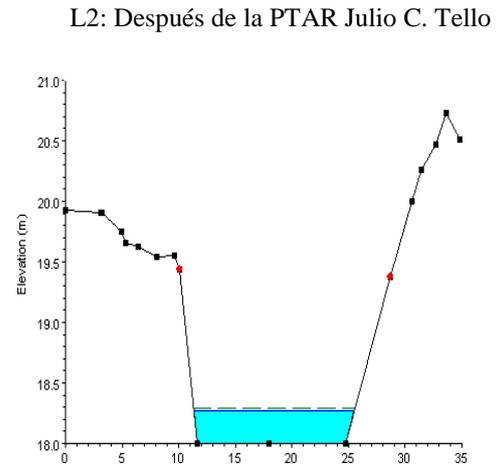
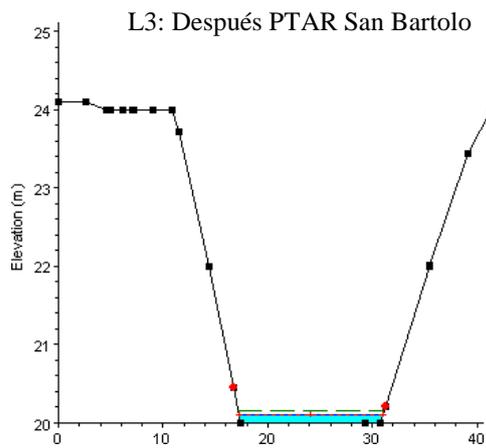


Figura 34: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en abril 2019, tramo: km00+830 a 00+000

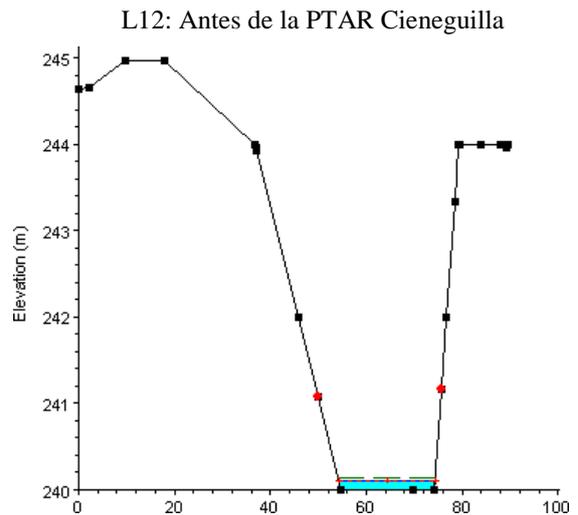
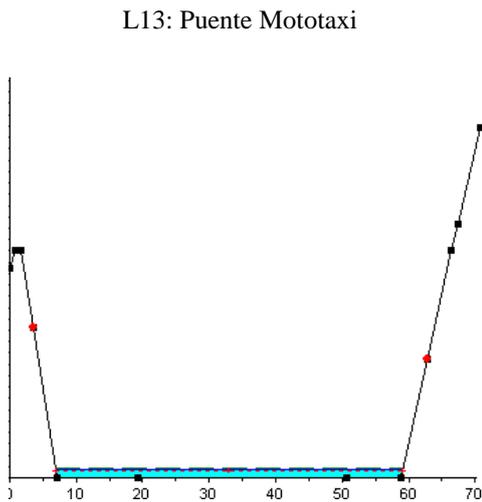


Figura 35: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en mayo 2019, tramo: km21+130 a 18+260

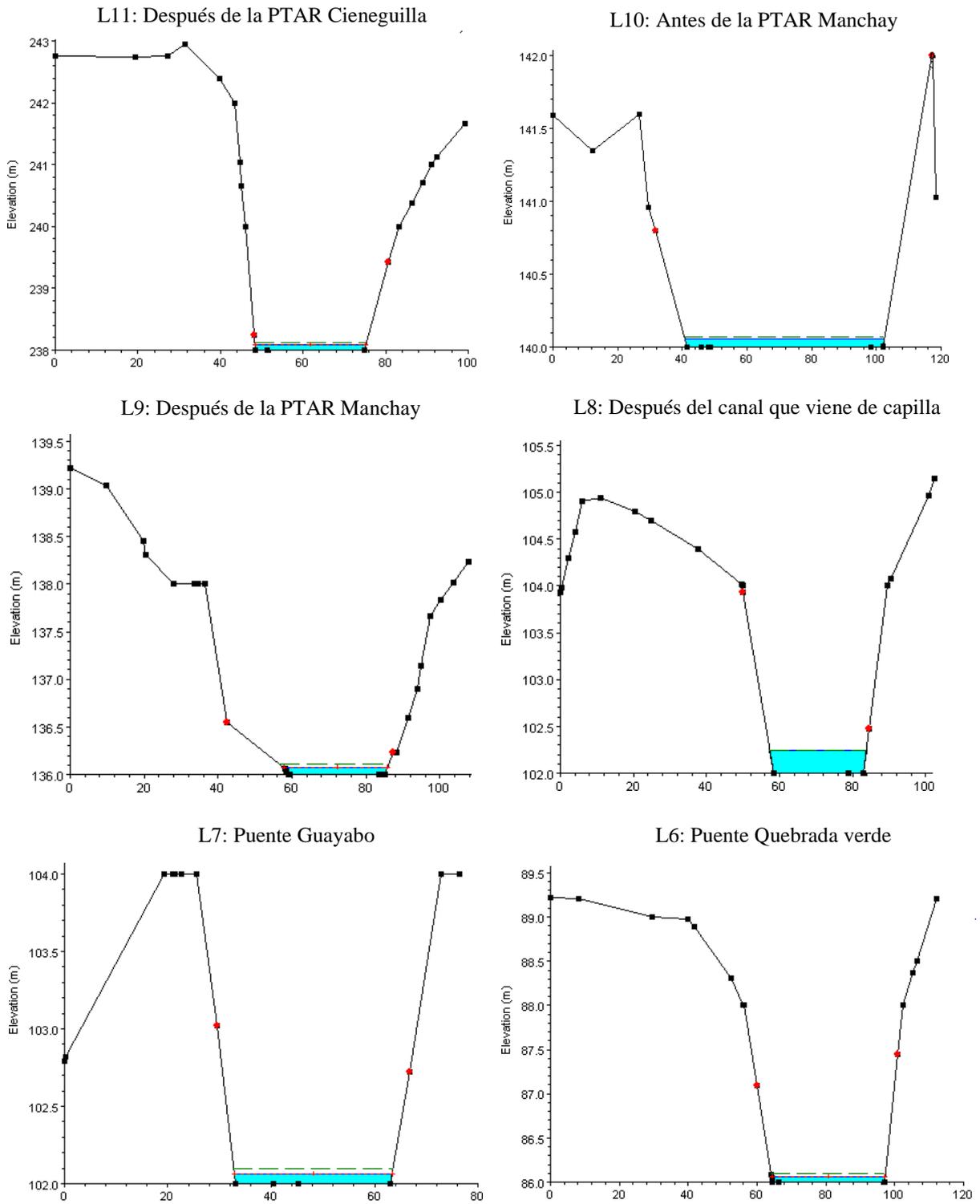


Figura 36: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en mayo 2019, tramo: km18+150 a 07+630

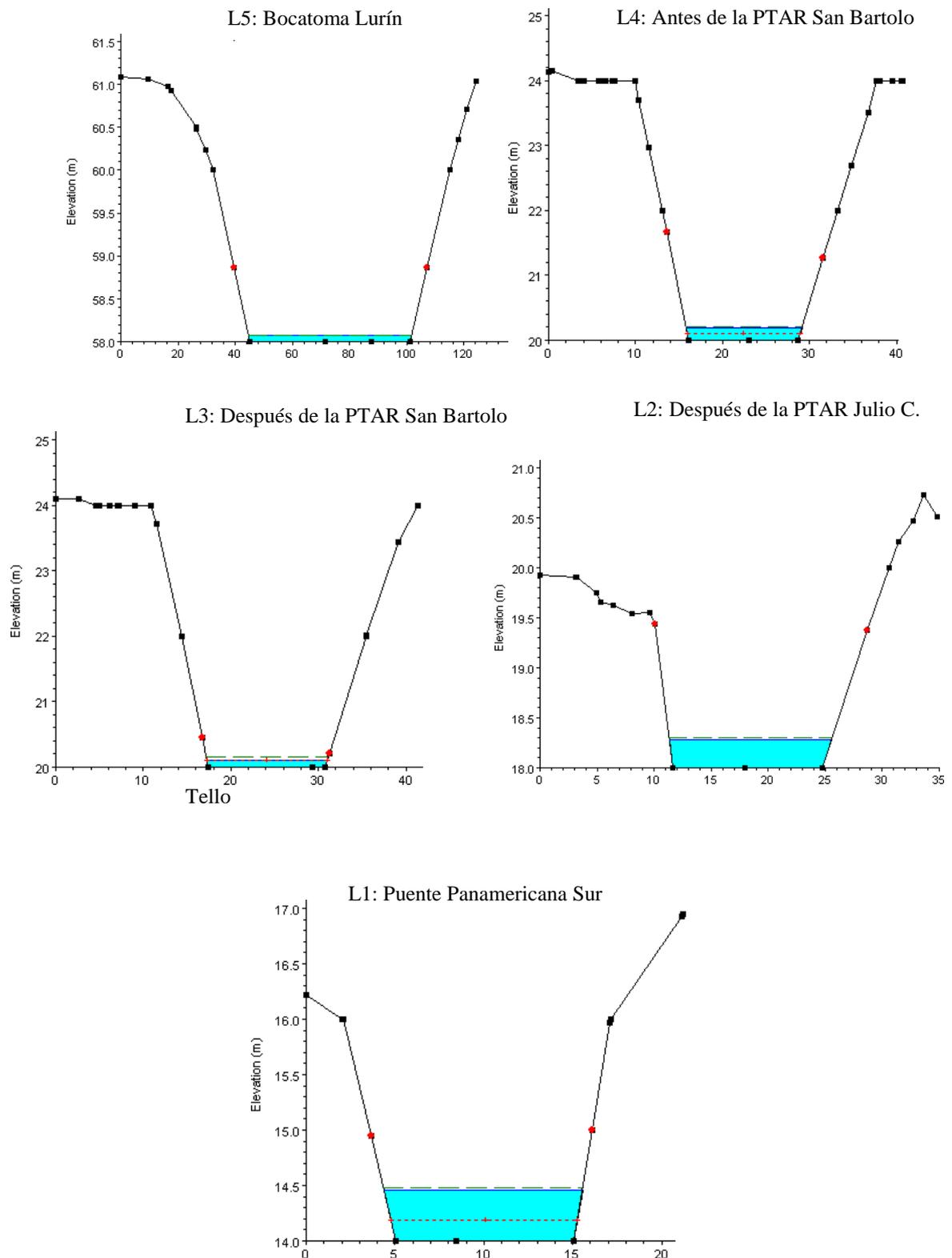


Figura 37: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en mayo 2019, tramo: km05+310 a 00+000

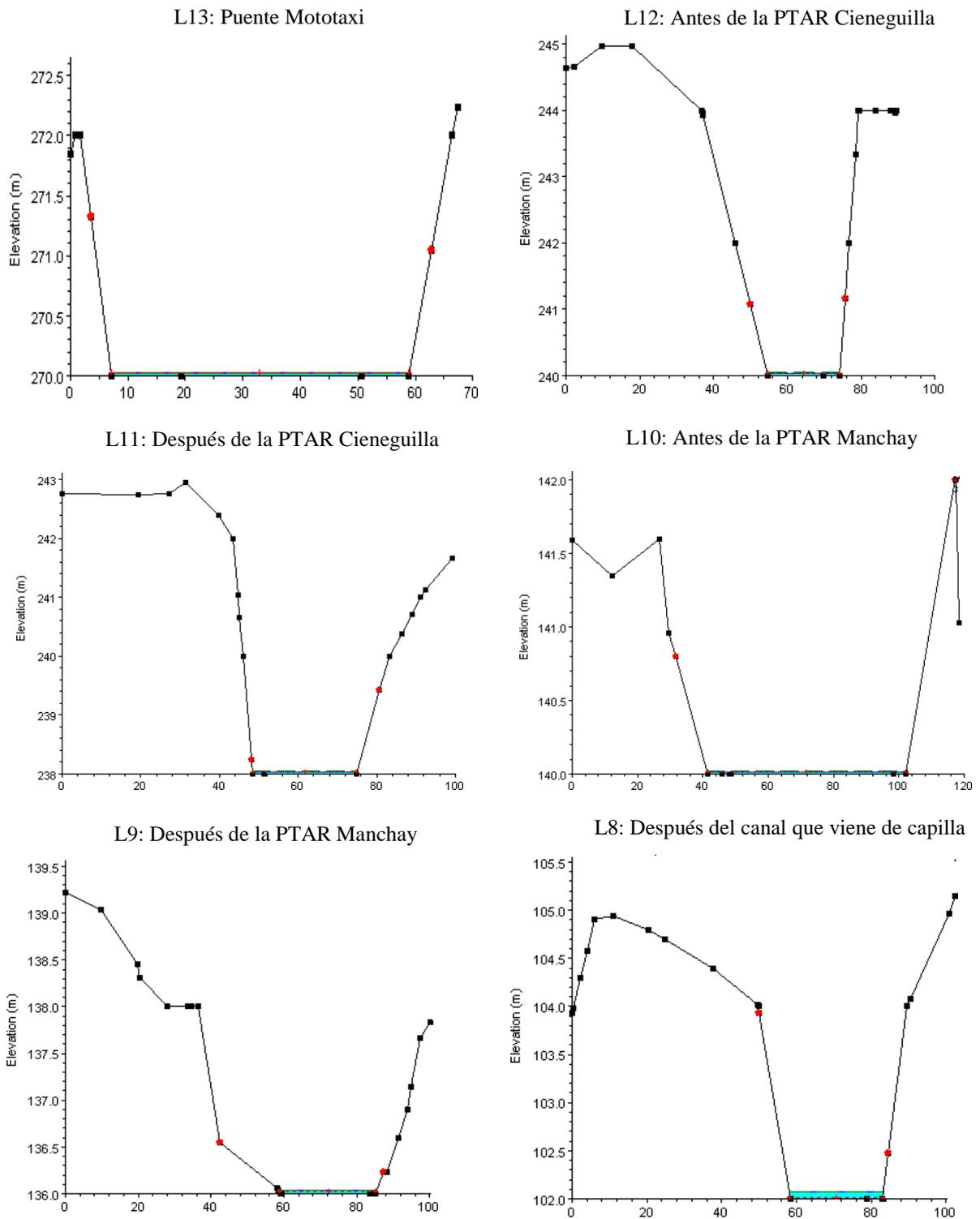


Figura 38: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en junio 2019, tramo: km20+130 a 08+540

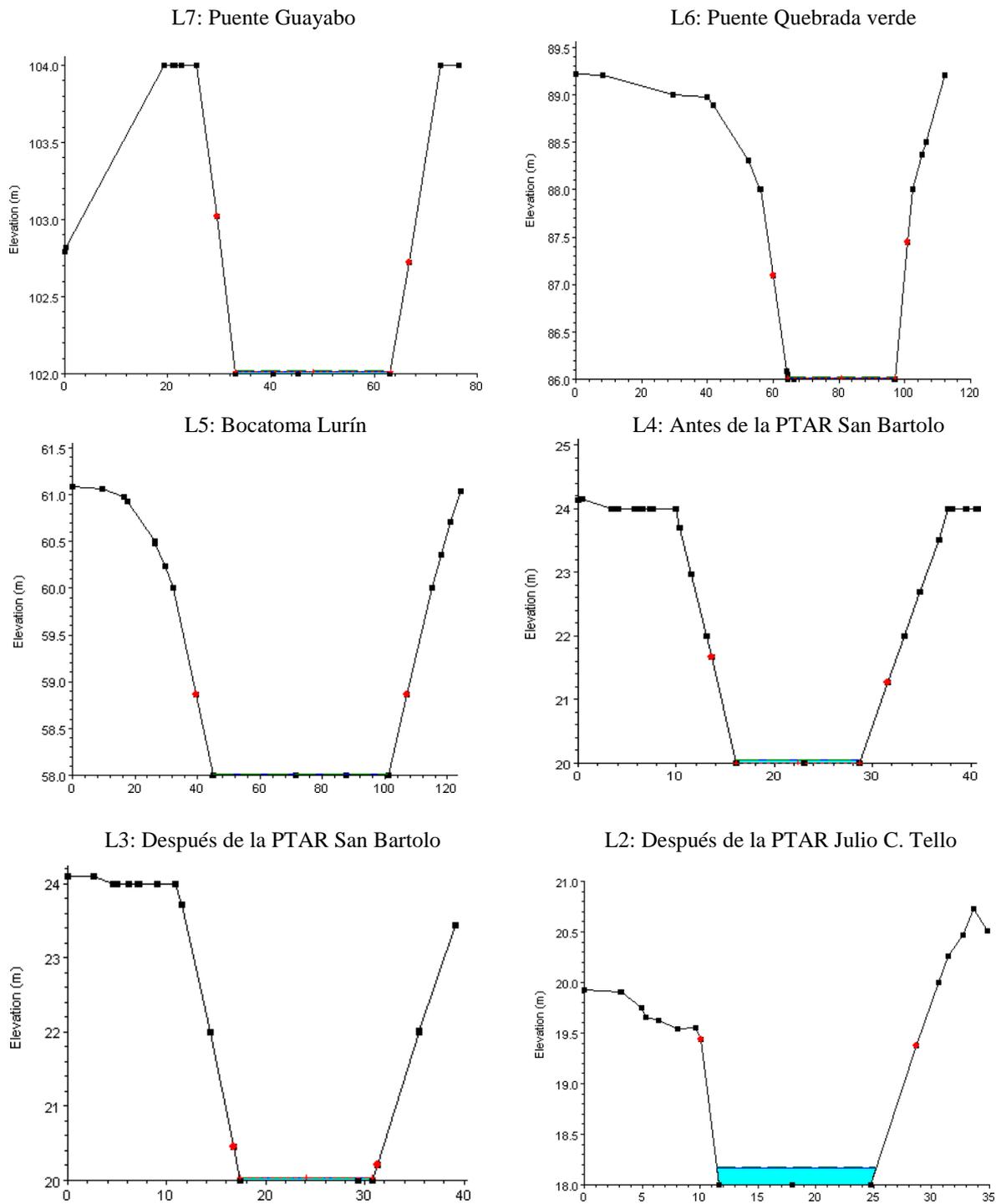


Figura 39: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en junio 2019, tramo: km08+470 a 00+500

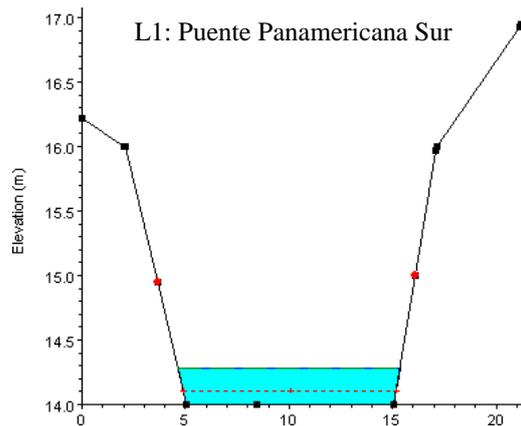


Figura 40: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en junio 2019 en el km 0+000

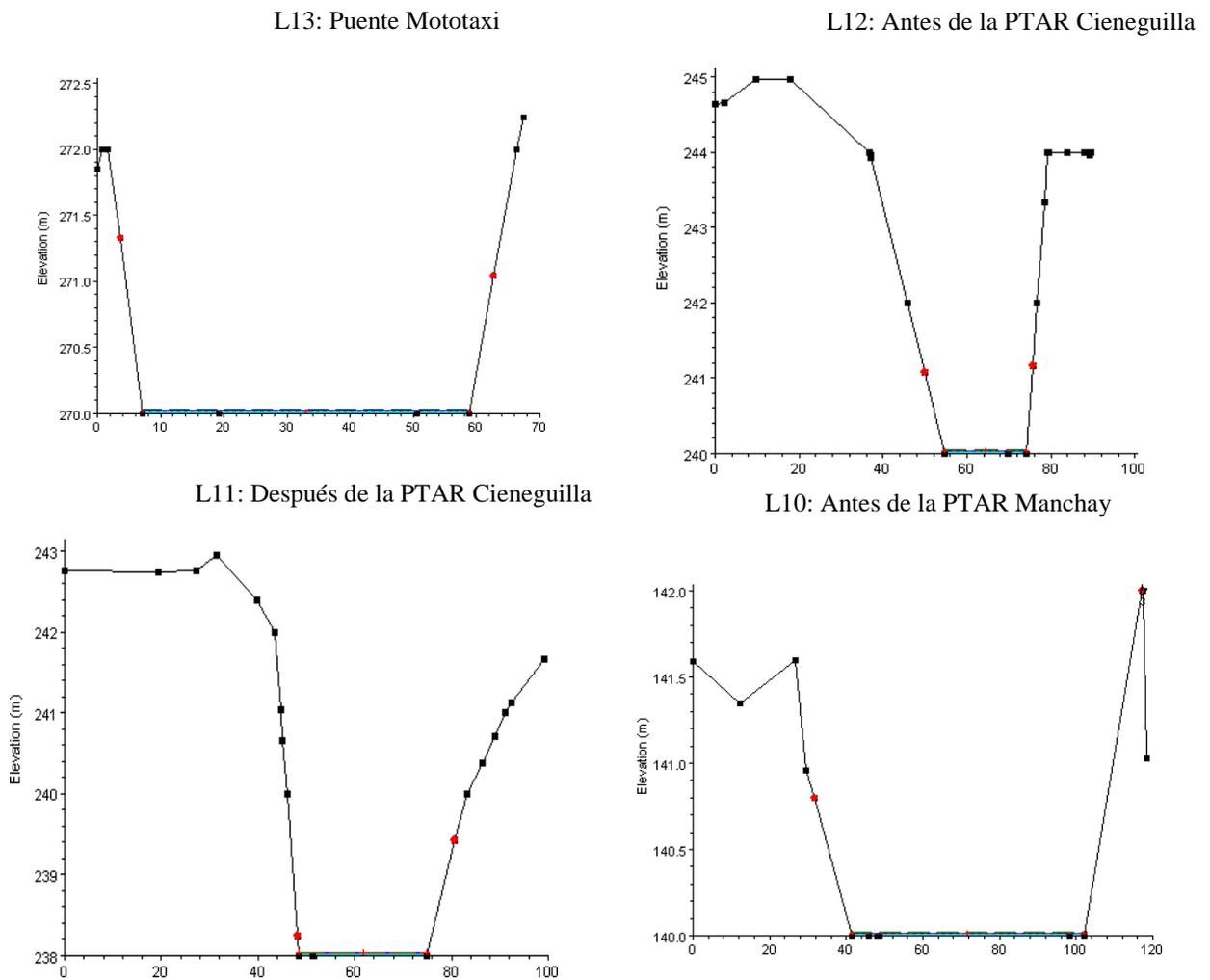


Figura 41: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en julio 2019, tramo: km20+130 a 11+340

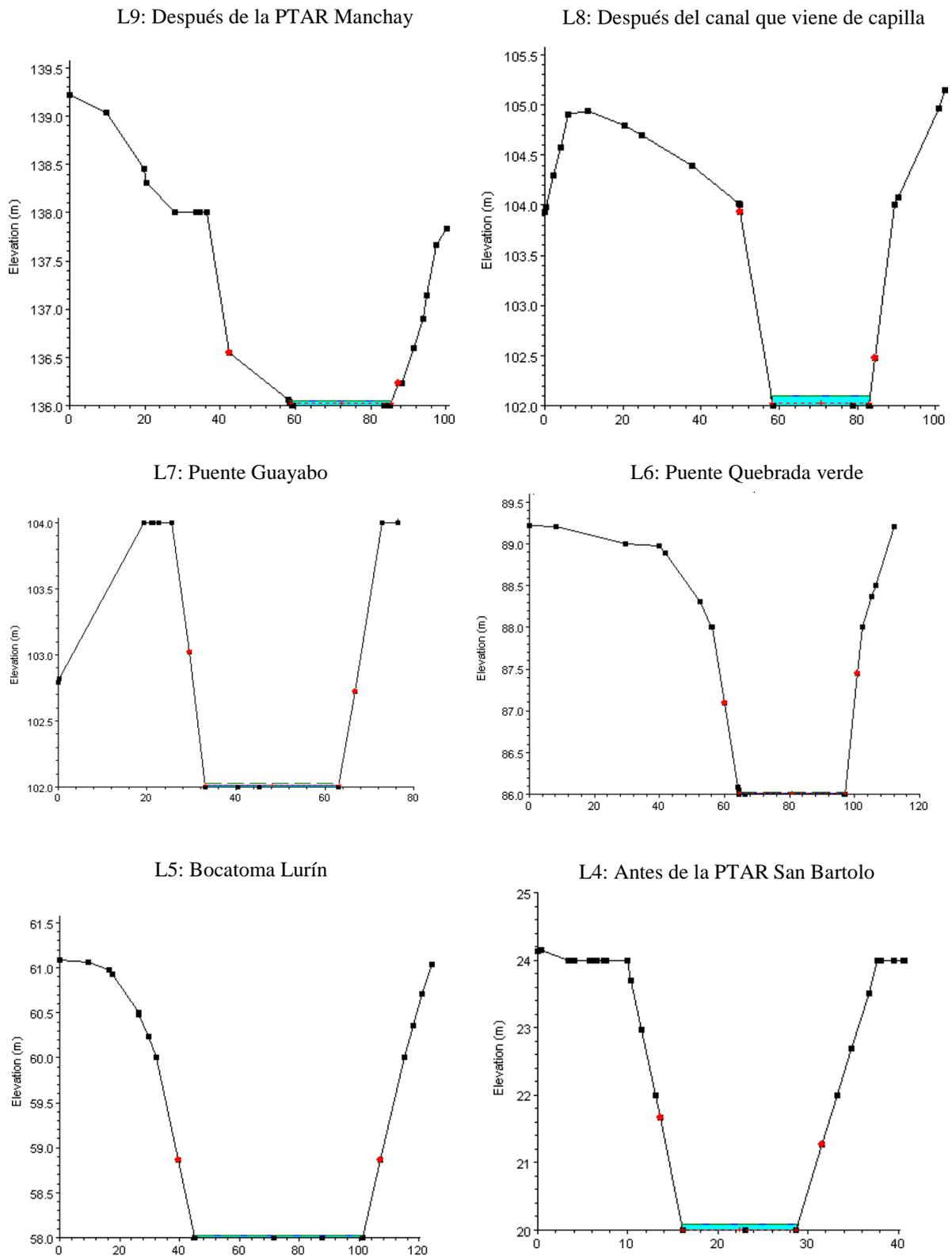


Figura 42: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en julio 2019, tramo: km11+300 a 00+840

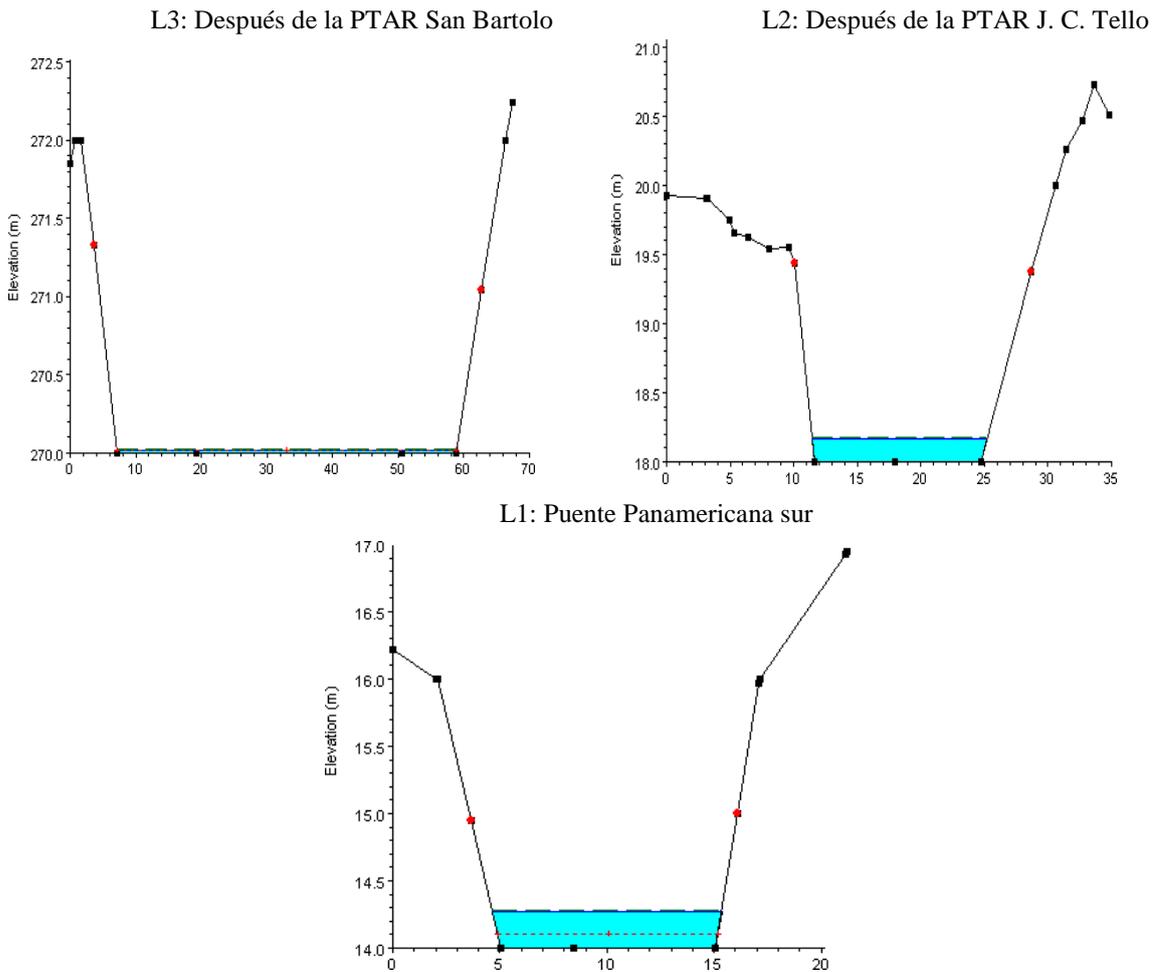


Figura 43: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en julio 2019, tramo: km00+830 a 00+000

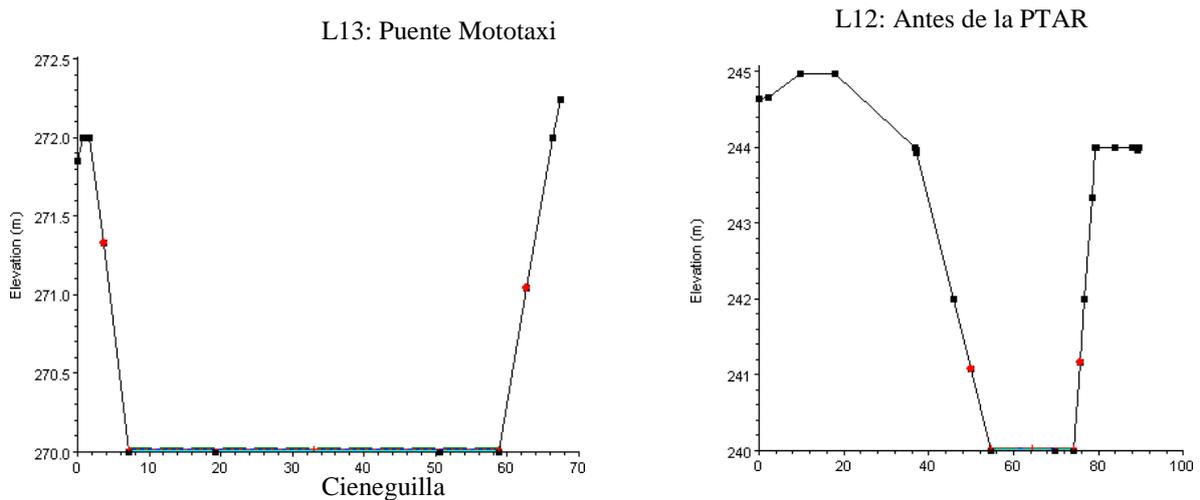


Figura 44: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en agosto 2019, tramo: km20+130 a 18+260

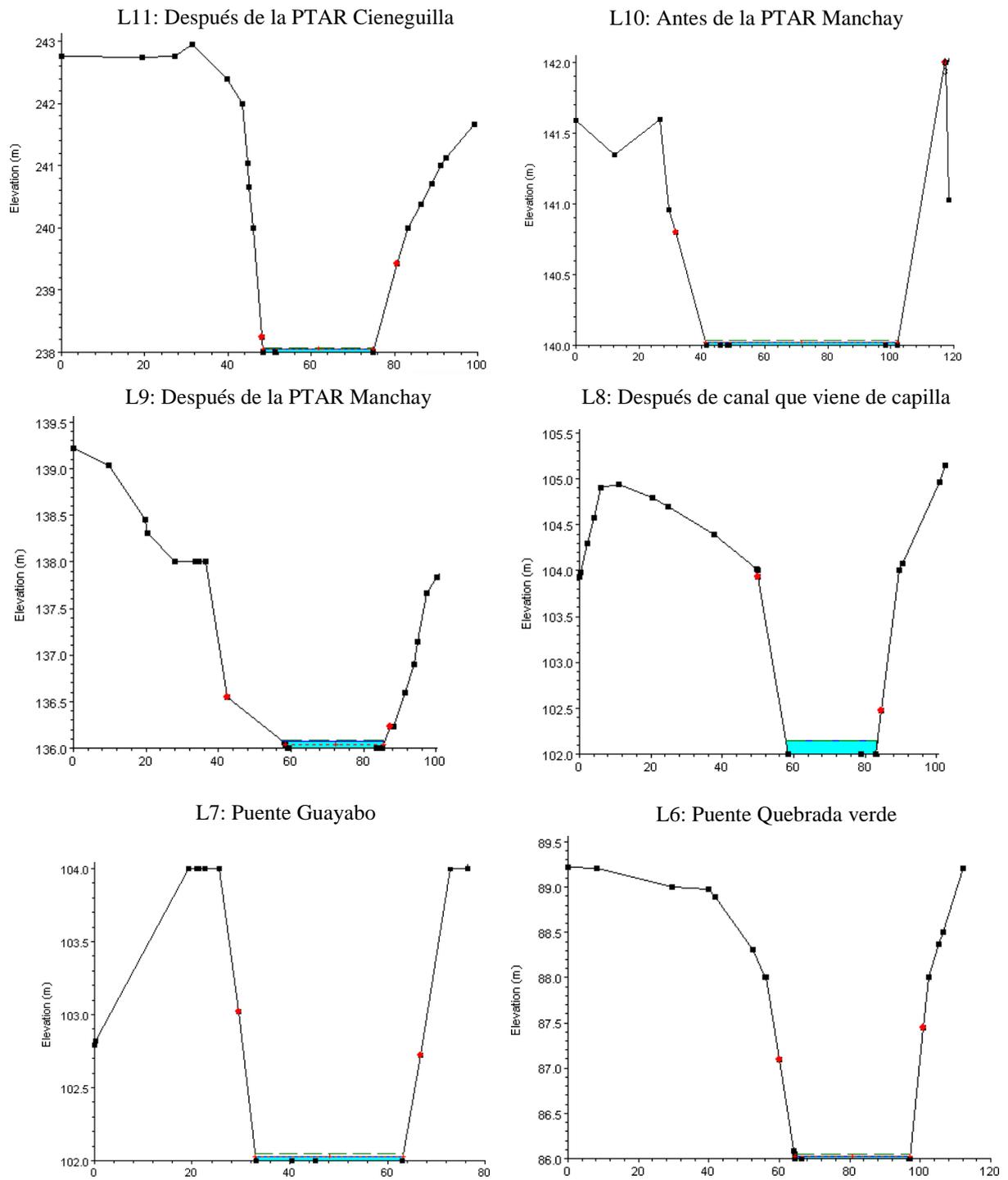


Figura 45: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en agosto 2019, tramo: km18+150 a 07+630

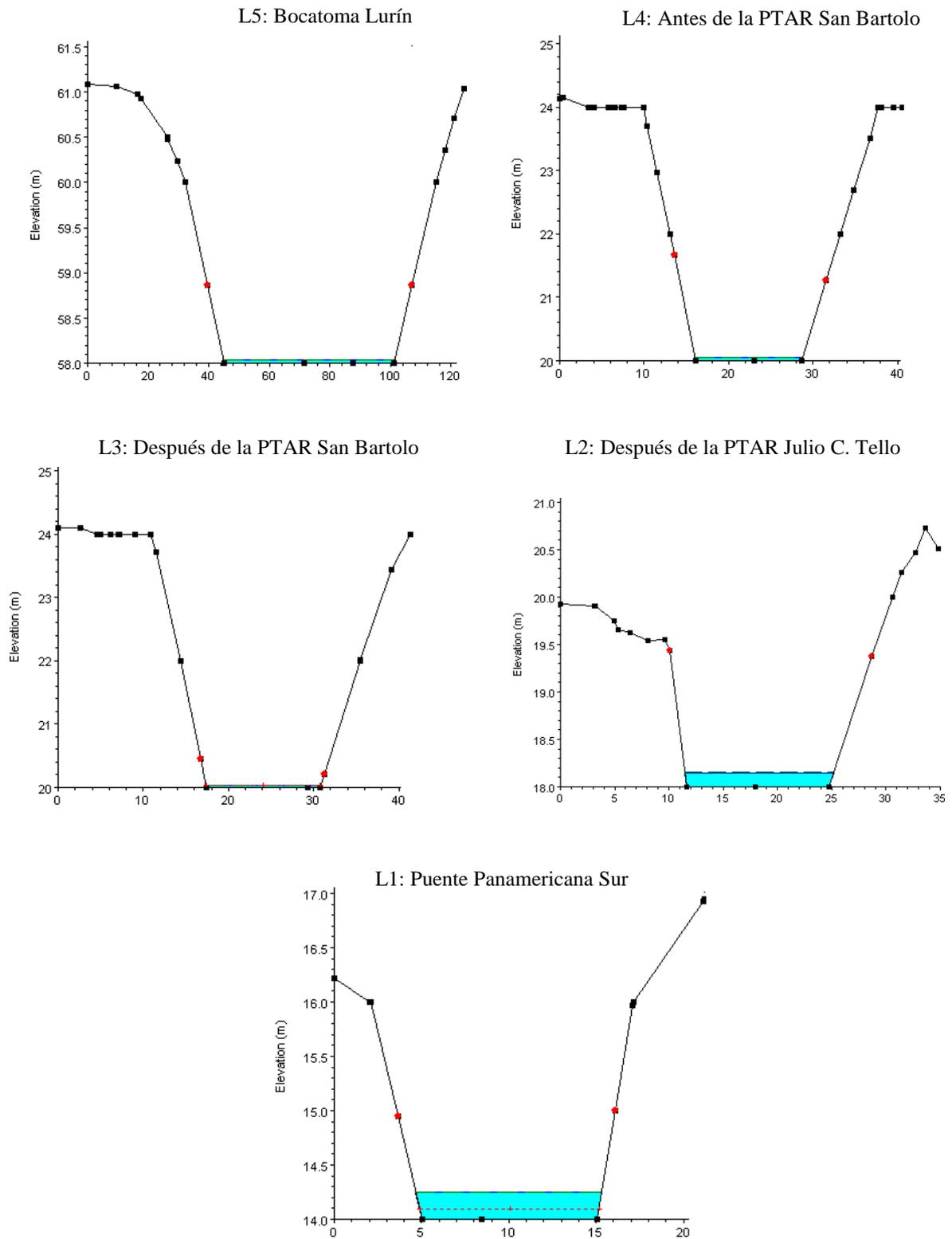


Figura 46: Perfiles hidráulicos de los puntos de monitoreo en el río Lurín en agosto 2019, tramo: km05+310 a 00+000

ANEXO 5: DATOS OBTENIDOS DEL MUESTRO EN LOS PUNTOS DE MONITOREO

Tabla 14: *Parámetros obtenidos del muestreo en los puntos de monitoreo de: L1 a L5*

Fecha	L1:			EF-L2			EF-L3			L4			L5:		
	T (C°)	OD (mg l ⁻¹)	DBO ₅ (mg l ⁻¹)	T (C°)	OD (mg l ⁻¹)	DBO ₅ (mg l ⁻¹)	T (C°)	OD (mg l ⁻¹)	DBO ₅ (mg l ⁻¹)	T (C°)	OD (mg l ⁻¹)	DBO ₅ (mg l ⁻¹)	T (C°)	OD (mg l ⁻¹)	DBO ₅ (mg l ⁻¹)
Febrero-19	22.4	6.82	34.21	27.4	4.80	66.39	27.00	0.65	150.93	22.5	7.34	22.58	23.8	6.71	20.72
Marzo-19	22.7	7.04	38.24	26.6	5.53	51.21	27.00	0.65	150.93	22.2	7.15	22.41	25.3	6.17	4.57
Abril-19	24.2	5.97	123.03	26.0	4.97	51.61	27.0	0.65	150.93	24.2	6.38	20.15	27.7	6.25	3.05
Mayo-19	23.3	1.95	117.98	24.3	5.45	53.17	24.7	0.44	130.53	21.2	4.94	62.40	22.3	7.21	3.53
Junio-19	19.9	1.10	204.29	21.4	4.92	52.24	20.0	4.84	181.32	20.0	1.05	184.36	0	0	0
Julio-19	19.5	1.12	372.69	20.8	5.67	35.29	19.5	0.65	469.95	18.9	4.40	392.20	0	0	0
Agosto-19	18.1	1.71	635.11	19.8	6.80	19.34	18.5	1.82	436.13	17.6	4.88	223.11	0	0	0

Tabla 15: *Parámetros obtenidos del muestreo en los puntos de monitoreo de: L6 a L10*

Fecha	L6			L7			L8			EF-L9			L10		
	T (C°)	OD (mg l ⁻¹)	DBO ₅ (mg l ⁻¹)	T (C°)	OD (mg l ⁻¹)	DBO ₅ (mg l ⁻¹)	T (C°)	OD (mg l ⁻¹)	DBO ₅ (mg l ⁻¹)	T (C°)	OD (mg l ⁻¹)	DBO ₅ (mg l ⁻¹)	T (C°)	OD (mg l ⁻¹)	DBO ₅ (mg l ⁻¹)
Febrero-19	23.9	6.28	21.86	24.2	6.06	4.63	25.4	6.40	1.95	24.0	2.04	24.90	26.5	6.00	1.72
Marzo-19	26.5	6.78	2.01	26.9	5.93	4.56	27.8	8.02	10.14	25.0	4.08	49.79	26.4	6.30	2.35
Abril-19	27.5	6.45	5.96	28.0	5.40	4.31	24.4	5.50	27.91	27.2	6.11	74.69	27.5	6.90	27.91
Mayo-19	23.8	7.45	11.66	24.4	7.34	4.96	23.3	8.87	4.50	27.2	6.29	82.65	26.1	7.40	2.48
Junio-19	20.6	8.28	12.76	20.9	7.55	5.64	19.6	5.53	22.32	27.2	6.29	82.65	22.2	11.33	9.70
Julio-19	21.0	13.01	37.41	21.4	6.13	40.73	19.0	4.61	94.22	23.0	5.42	9.02	18.8	5.15	11.34
Agosto-19	18.9	12.55	31.90	20.4	4.36	38.40	17.7	5.91	155.28	23.0	5.42	9.02	19.3	5.52	6.16

«continuación»

Tabla 16: Parámetros obtenidos del muestreo en los puntos de monitoreo de: L11 a L13

Fecha	EF-L11			L12			L13		
	T (C°)	OD (mg l ⁻¹)	DBO ₅ (mg l ⁻¹)	T (C°)	OD (mg l ⁻¹)	DBO ₅ (mg l ⁻¹)	T (C°)	OD (mg l ⁻¹)	DBO ₅ (mg l ⁻¹)
Febrero-19	28.0	4.36	1.27	25.8	6.06	1.97	25.1	5.95	1.62
Marzo-19	27.2	4.95	2.97	25.0	7.81	2.20	23.6	7.65	2.77
Abril-19	26.6	4.52	2.85	27.1	5.12	0.96	25.4	5.74	1.65
Mayo-19	25.9	4.74	2.01	25.8	7.02	1.21	26.3	7.49	1.34
Junio-19	23.9	4.67	5.88	24.9	10.3	2.75	25.3	9.53	2.47
Julio-19	23.2	4.24	2.28	24.4	8.85	5.92	19.2	7.72	2.10
Agosto-19	22.1	5.25	4.59	21.5	9.89	14.58	22.8	8.11	1.82

Tabla 17: Valores de los parámetros para la calibración de las contaminaciones difusas

Fecha	CD Pachacamac			CD Lurin		
	T (C°)	OD (mg l ⁻¹)	DBO ₅ (mg l ⁻¹)	T (C°)	OD (mg l ⁻¹)	DBO ₅ (mg l ⁻¹)
Febrero-19	23.2	0.00	80	0.0	0.00	0.00
Marzo-19	23.0	0.00	210	0.0	0.00	0.00
Abril-19	22.5	0.00	500	0.0	0.00	0.00
Mayo-19	22.7	0.00	500	0.0	200	0.00
Junio-19	22.5	0.00	320	20.9	150	0.00
Julio-19	22.1	0.00	500	20.4	180	0.00
Agosto-19	23.4	0.00	400	21.5	400	0.00

ANEXO 6: CONSUMO DE AGUA POR HABITANTE EN PACHACAMAC

Tabla 18: Consumo de agua por habitante en el distrito de Pachacamac anual

Año	*Habitantes	Caudal			
		l día ⁻¹	m ³ día ⁻¹	m ³ mes ⁻¹	Hm ³ mes ⁻¹
2013	111037	4810123	4810	146709	0.15
2014	120015	5199050	5199	158571	0.16
2015	129653	5616568	5617	171305	0.17
2016	133256	5772650	5773	176066	0.18
2017	136921	5931418	5931	180908	0.18
2018	141029	6109360	6109	186335	0.19
2019	145259	6292641	6293	191926	0.19

*Elaborado con información del INEI (2007)

Tabla 19: Concentración de carga orgánica en las aguas residuales de Pachacamac

Año	Habitantes	kg día ⁻¹	DBO (mg l ⁻¹)
2013	111037	5552	1154.20
2014	120015	6001	1154.20
2015	129653	6483	1154.20
2016	133256	6663	1154.20
2017	136921	6846	1154.20
2018	141029	7051	1154.20
2019	145259	7263	1154.20

ANEXO 7: CALIBRACIÓN DE LOS PARAMATROS PARA EL MODELO DE: DBO₅ Y OD

Tabla 20: Calibración de los parámetros para el modelo de DBO₅ y OD en el mes de marzo

TRAMO	X tramo	X acum	T río	OD sat	D	U (m ² /s)	H (m)	θ k1 río	θ k2 río	a	b	c	v sedm	K1 20°C	K1 río	K2 20°C	K2 río	K3 río	T viaje	T acum	Sim. DBO5	Obsv. DBO5	Lx	D	OD	OD
L13	0	0.00	23.60	8.15	0.00	1.40	0.20	1.31	1.02	0.50	0.85	2.53	0.06	0.16	0.43	11.76	12.63	0.31	0.00	0.00	2.77		3.07	0.50	7.65	7.81
L12	1.87	1.87	25.00	7.95	0.50	1.88	0.37	1.31	1.01	0.66	0.99	2.53	0.24	0.26	1.01	10.36	10.62	0.66	0.01	0.01	2.20	2.198	3.01	0.03	7.92	
EF-L11	0.04	1.98	25.01	7.95	0.00	1.72	0.31	1.24	1.02	0.87	0.85	2.53	0.07	0.19	0.57	11.10	12.18	0.24	0.00	0.01	1.67		1.89	0.00	7.93	
CR9	1.24	3.22	25.01	7.95	0.00	0.51	0.58	1.19	1.01	0.62	1.28	6.10	0.24	0.10	0.25	8.07	8.38	0.42	0.03	0.04	0.74		1.85	0.01	7.93	
CR8	0.15	3.37	25.01	7.95	0.01	1.53	0.25	1.14	1.01	0.50	0.85	2.53	0.28	0.21	0.41	10.17	10.54	1.11	0.00	0.04	1.20		1.85	0.00	7.95	
Q1	0.85	4.22	25.01	7.95	0.00	1.83	0.93	1.25	1.01	0.72	1.37	4.82	0.00	0.05	0.17	8.18	8.47	0.00	0.01	0.05	1.21		4.85	0.00	7.94	
CR7	1.31	5.53	25.01	7.95	0.00	1.39	0.20	1.19	1.04	0.50	0.85	2.53	0.16	0.16	0.38	11.72	14.04	0.81	0.01	0.06	2.67		4.79	0.02	7.93	
CR6	0.38	5.91	25.01	7.95	0.02	1.37	0.20	1.20	1.03	0.50	0.85	2.53	0.06	0.12	0.31	11.88	13.97	0.32	0.00	0.06	2.21		4.78	0.00	7.94	
CR5	2.56	8.47	25.01	7.95	0.00	0.86	0.55	1.27	1.02	0.99	1.23	4.53	0.07	0.29	0.96	8.23	8.93	0.13	0.03	0.10	3.50		4.60	0.13	7.82	
L10	0.14	8.61	26.40	7.76	0.13	1.28	0.17	1.02	1.01	0.50	0.85	2.53	0.08	0.14	0.16	13.24	13.67	0.50	0.00	0.10	2.33		4.60	0.00	7.76	
EF-L9	0.23	8.84	26.40	7.76	0.00	1.29	0.32	1.19	1.02	1.00	0.85	2.53	0.01	0.06	0.18	8.71	10.01	0.04	0.00	0.10	2.45	2.351	5.97	0.00	7.75	6.3
CR4	0.25	9.09	26.40	7.76	0.00	1.24	0.52	1.19	1.02	0.54	1.47	3.54	0.16	0.07	0.20	10.41	11.97	0.30	0.00	0.10	1.70		5.96	0.00	7.76	
CR3	2.15	11.24	26.40	7.76	0.00	1.46	0.22	1.19	1.02	0.50	0.85	2.53	0.07	0.06	0.16	11.29	12.98	0.33	0.02	0.12	1.42		5.91	0.01	7.74	
L8	0.07	11.60	26.40	7.76	0.03	0.73	0.64	1.19	1.02	0.71	0.94	7.01	0.05	0.05	0.15	8.53	9.80	0.08	0.00	0.13	4.22	4.564	8.63	0.00	7.73	5.93
L7	0.08	11.68	26.90	7.69	0.00	1.52	0.26	1.19	1.01	1.00	0.85	2.53	0.00	0.15	0.48	12.29	12.72	0.00	0.00	0.13	4.55		8.63	0.00	7.69	
CR2	0.56	12.24	26.90	7.69	0.00	1.40	0.33	1.02	1.04	0.50	0.85	2.53	0.00	0.07	0.08	7.68	9.87	0.00	0.00	0.13	2.55		8.63	0.00	7.69	
L6	0.28	12.52	26.50	7.75	0.00	1.53	0.24	1.02	1.01	1.00	0.85	2.53	0.01	0.06	0.06	13.21	13.64	0.04	0.00	0.13	2.07	2.012	8.63	0.00	7.74	6.78
CR1	2.22	14.74	26.50	7.75	0.00	0.56	0.51	1.02	1.01	0.70	1.19	3.63	0.00	0.05	0.06	5.46	5.88	0.00	0.05	0.18	1.90		8.60	0.02	7.73	
L5	0.09	14.83	25.30	7.91	0.02	1.26	0.16	1.31	1.02	0.50	0.85	2.53	0.00	0.15	0.62	13.48	15.03	0.00	0.00	0.18	4.54	4.574	8.60	0.00	7.90	6.165
CD	0.1	14.93	26.11	7.80	0.00	1.27	0.23	1.12	1.02	1.00	0.85	2.53	0.00	0.08	0.15	11.20	12.91	0.00	0.00	0.18	9.65		30.53	0.01	7.71	
L4	4.36	19.29	22.20	8.35	0.01	1.54	0.57	1.31	1.02	0.55	1.44	3.13	0.00	0.27	0.50	8.92	9.39	0.00	0.03	0.21	22.44	22.41	30.04	0.42	7.94	7.15
EF-L3	0.01	19.30	27.00	7.68	0.42	1.38	0.60	1.16	1.02	0.78	0.91	6.26	0.01	0.16	0.46	12.79	14.89	0.01	0.00	0.21	41.84		73.02	0.00	6.84	
L2	0.02	19.63	27.00	7.68	0.33	1.15	0.83	1.31	1.03	0.85	1.34	4.71	0.74	0.21	1.38	6.78	8.27	0.89	0.00	0.22	56.41		56.65	0.02	7.34	
L1	0.501	20.13	22.70	8.28	0.02	1.25	1.01	1.31	1.01	1.00	0.85	2.53	0.10	0.40	0.83	3.15	3.24	0.10	0.00	0.22	48.77	48.73	56.40	0.21	8.06	7.04

Tabla 21: Calibración de los parámetros para el modelo de DBO5 y OD en el mes de julio

TRAMO	X tramo	X acum	T río	OD sat	D	U (m2/s)	H (m)	θ k1 río	θ k2 río	a	b	c	v sedm	K1 20°C	K1 río	K2 20°C	K2 río	K3 río	T viaje	T acum	Sim. DBO5	Obsv. DBO5	Lx	D	OD algas	Sim.O D	Obsv. OD
L13	0.00	0.00	19.20	8.84	0.00	0.06	0.01	1.10	1.01	0.54	0.85	2.53	0.00	0.05	0.05	37.71	37.40	0.00	0.00	0.00	2.10		9.47	1.12		7.72	
L12	1.87	1.87	24.40	8.03	1.12	0.17	0.01	1.02	1.02	1.00	0.85	2.53	0.01	0.30	0.33	38.85	41.57	1.40	0.13	0.13	5.91	5.92	7.60	0.06	0.9	8.87	8.85
EF-L11	0.04	1.98	23.47	8.17	0.09	0.31	0.01	1.22	1.01	1.00	0.85	2.53	0.00	0.05	0.10	39.31	41.37	0.00	0.00	0.17	3.07		13.89	0.00		5.07	
CR9	1.24	3.22	23.47	8.17	0.00	0.04	0.04	1.02	1.02	0.68	0.85	5.87	0.00	0.05	0.05	10.29	11.00	0.00	0.36	0.53	3.01		13.63	0.06		8.10	
CR8	0.15	3.37	23.47	8.17	0.06	0.20	0.01	1.02	1.01	1.00	0.85	2.53	0.00	0.30	0.32	34.34	35.63	0.00	0.01	0.54	10.56		13.59	0.03		8.13	
Q1	0.85	4.22	23.47	8.17	0.03	0.43	0.11	1.12	1.02	1.00	0.85	2.53	0.00	0.05	0.07	7.10	7.56	0.00	0.02	0.56	10.56		47.72	0.07		8.13	
CR7	1.31	5.53	23.47	8.17	0.07	0.13	0.01	1.02	1.01	1.00	0.85	2.53	0.00	0.05	0.05	25.45	26.46	0.00	0.12	0.68	10.49		47.42	0.09		8.07	
CR6	0.38	5.91	23.47	8.17	0.09	0.06	0.01	1.02	1.02	1.00	0.85	2.53	0.00	0.05	0.05	11.74	12.79	0.00	0.07	0.75	10.46		47.23	0.12		8.04	
CR5	2.56	8.47	23.47	8.17	0.12	0.35	0.03	1.02	1.02	1.00	0.85	2.53	0.00	0.05	0.05	20.37	22.10	0.00	0.08	0.83	10.42		47.02	0.10		8.07	
L10	0.14	8.61	24.00	8.09	0.10	0.02	0.01	1.31	1.01	1.00	0.85	2.53	0.09	1.40	4.11	3.43	3.50	13.43	0.08	0.92	11.34	11.34	11.35	2.78		5.31	5.15
EF-L9	0.23	8.84	21.04	8.54	2.78	0.13	0.02	1.19	1.03	1.00	0.85	2.53	0.00	0.05	0.06	9.15	9.39	0.00	0.02	0.94	10.10		45.68	0.05		5.37	
CR4	0.25	9.09	21.04	8.54	0.05	0.57	0.05	1.14	1.01	1.00	0.85	2.53	0.00	0.05	0.06	18.40	18.67	0.00	0.01	0.94	10.10		45.66	0.01		8.52	
CR3	2.15	11.24	21.04	8.54	0.01	0.28	0.01	1.30	1.02	1.00	0.85	2.53	0.00	0.05	0.07	35.50	36.37	0.00	0.09	1.03	10.04		45.39	0.08		8.46	
L8	0.07	11.60	21.04	8.54	1.07	0.06	0.06	1.24	1.01	1.00	0.85	6.95	0.02	0.05	0.06	4.84	4.90	0.27	0.01	1.13	34.14		42.60	0.03		7.47	
L7	0.08	11.68	21.40	8.48	0.03	0.16	0.02	1.31	1.02	1.00	0.85	2.53	0.00	5.00	7.29	12.31	12.66	0.05	0.01	1.13	40.83	40.73	40.83	1.63		6.85	6.13
CR2	0.56	12.24	21.40	8.48	1.63	0.20	0.01	1.21	1.03	1.00	0.85	2.53	0.00	0.07	0.09	20.29	21.08	0.00	0.03	1.17	12.13		40.71	0.09		8.39	
L6	0.28	12.52	21.00	8.54	0.09	0.12	0.01	1.02	1.01	1.00	0.85	2.53	0.00	0.52	0.53	18.39	18.49	0.00	0.03	1.19	37.13	37.41	40.13	0.45	4.5	12.59	13.01
CR1	2.22	14.74	0.00	0.00	0.45	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.19	0.00		0.00	0.00		0.00	
L5	0.09	14.83	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.19	0.00	0.00	0.00	0.00		0.00	0
CD	0.10	14.93	22.10	8.37	0.00	0.38	0.01	1.14	1.02	1.00	0.85	2.53	0.00	0.00	0.00	36.20	37.54	0.00	0.00	1.20	500.00		623.18	0.38		0.00	
L4	4.36	19.29	18.90	8.89	0.38	0.10	0.16	1.24	1.03	0.74	1.17	9.18	0.03	0.00	0.00	14.23	13.81	0.17	0.50	1.70	392.25	392.20	550.89	4.48		4.41	4.4
EF-L3	0.01	19.30	19.50	8.79	4.48	0.94	0.09	1.06	1.04	0.25	0.80	2.53	0.36	0.01	0.01	17.10	16.81	4.00	0.00	1.70	541.83		684.14	0.01		2.08	
L2	0.02	19.63	19.52	8.78	0.05	0.52	0.17	1.19	1.03	0.50	0.85	2.53	0.36	0.20	0.18	8.23	8.13	2.12	0.00	1.71	489.51		489.52	0.04		1.91	
CD	0.35	19.98	19.60	8.77	0.04	0.48	0.22	1.10	1.03	0.50	0.85	2.53	0.30	0.10	0.09	7.81	2.11	1.36	0.00	1.72	474.98		475.12	0.03		1.51	
L1	0.15	20.13	19.50	8.79	0.03	0.41	0.29	1.02	1.03	1.00	0.85	2.53	0.37	0.10	0.10	2.97	2.92	1.28	0.01	1.72	465.10	469.95	480.70	0.07		1.13	1.12

Tabla 22: Calibración de los parámetros para el modelo de DBO5 y OD en el mes de agosto

TRAMO	X tram	X acum	T río	OD sat	D	U (m ² /s)	H (m)	θ k1 río	θ k2 río	a	b	c	v sedm	K1 20°C	K1 río	K2 20°C	K2 río	K3 río	T viaje	T acum	Sim. DBO5	Obsv. DBO5	Lx	D	OD algas	Sim. OD	Obsv. OD
L13	0.00	0.00	22.80	8.26	0.00	0.10	0.01	1.02	1.03	1.00	0.85	2.53	0.00	0.01	0.01	18.29	19.97	0.00	0.00	0.00	1.82		46.29	0.15		8.11	
L12	1.87	1.87	21.50	8.46	0.15	0.18	0.01	1.02	1.01	1.00	0.85	2.53	0.00	0.08	0.08	27.59	27.80	0.00	0.12	0.12	14.58	14.58	45.86	0.12	1.50	9.84	9.89
EF-L11	0.04	1.98	21.91	8.40	0.10	0.33	0.01	1.30	1.01	1.00	0.85	2.53	0.00	0.23	0.39	41.84	42.48	0.00	0.00	0.15	6.89		9.98	0.01		6.24	
CR9	1.24	3.22	21.91	8.40	0.01	0.04	0.05	1.22	1.03	0.72	0.85	2.53	0.00	0.30	0.44	3.16	3.34	0.02	0.36	0.51	6.56		8.47	0.71		7.69	
CR8	0.15	3.37	21.91	8.40	0.71	0.36	0.01	1.05	1.01	1.00	0.85	2.53	0.00	0.27	0.29	61.81	63.18	0.14	0.00	0.51	6.22		8.46	0.01		8.39	
Q1	0.85	4.22	21.91	8.40	0.01	0.77	0.12	1.08	1.01	1.00	0.85	2.53	0.00	0.09	0.11	12.25	12.41	0.00	0.01	0.53	6.22		17.15	0.02		8.39	
CR7	1.31	5.53	21.91	8.40	0.02	0.23	0.01	1.03	1.03	1.00	0.85	2.53	0.00	0.10	0.11	35.26	37.30	0.13	0.07	0.59	6.65		16.89	0.04		8.36	
CR6	0.38	5.91	21.91	8.40	0.04	0.22	0.01	1.13	1.01	1.00	0.85	2.53	0.17	0.10	0.13	33.72	34.37	20.81	0.02	0.61	4.37		11.12	0.02		8.38	
CR5	2.56	8.47	21.91	8.40	0.02	0.26	0.08	1.14	1.01	1.00	0.85	2.53	0.15	0.18	0.23	5.95	6.09	2.01	0.11	0.72	5.11		8.62	0.16		8.24	
L10	0.14	8.61	19.30	8.82	0.16	0.15	0.01	1.02	1.01	1.00	0.85	2.53	0.00	0.25	0.25	22.99	22.91	0.00	0.01	0.74	6.16	6.16	8.59	0.02		8.80	5.52
EF-L9	0.23	8.84	21.14	8.52	0.02	0.17	0.03	1.04	1.02	0.91	1.02	2.53	0.10	0.00	0.00	17.76	18.13	3.33	0.02	0.75	7.58		7.58	0.00		7.12	
CR4	0.25	9.09	21.14	8.52	0.00	0.59	0.07	1.10	1.02	1.00	0.85	2.53	0.01	0.13	0.14	15.24	15.59	0.14	0.00	0.76	3.57		7.57	0.01		8.51	
CR3	2.15	11.24	21.14	8.52	0.01	0.32	0.01	1.09	1.03	1.00	0.85	2.53	0.09	0.30	0.33	44.38	45.82	10.00	0.08	0.83	2.63		3.39	0.02		8.50	
L8	0.07	11.60	21.14	8.52	0.05	0.06	0.07	1.03	1.04	1.00	1.36	2.53	0.00	0.00	0.00	5.65	5.89	0.01	0.01	0.91	2.55		39.30	0.00		8.46	
L7	0.08	11.68	20.40	8.64	0.00	0.19	0.02	1.31	1.01	1.00	0.85	2.53	0.03	3.00	3.34	14.62	14.65	1.67	0.00	0.92	38.35	38.40	38.35	0.60		8.04	4.36
CR2	0.56	12.24	20.40	8.64	0.60	0.22	0.02	1.26	1.03	1.00	0.85	2.53	0.00	0.25	0.28	18.71	18.90	0.00	0.03	0.95	27.22		38.04	0.24		8.40	
L6	0.28	12.52	18.90	8.89	0.24	0.12	0.01	1.31	1.02	0.50	0.85	2.53	0.00	0.37	0.28	56.09	55.06	0.00	0.03	0.98	31.82	31.90	37.76	0.15	3.60	12.35	12.55
CR1	2.22	14.74	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.00	0.00		0.00	
L5	0.09	14.83	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00		0.00	0.00
CD	0.10	14.93	0.00	14.06	0.00	0.28	0.01	1.17	1.02	1.00	0.85	2.53	0.00	0.00	0.00	42.92	29.14	0.00	0.00	0.00	400.00		481.12	0.01		0.00	
L4	4.36	19.29	17.60	9.12	0.01	0.05	0.13	1.23	1.02	0.85	1.46	4.37	0.12	0.00	0.00	6.79	6.43	0.90	1.01	1.01	223.18	223.11	340.12	4.26		4.86	4.88
EF-L3	0.01	19.30	19.00	8.87	4.26	0.85	0.07	1.21	1.02	1.00	0.85	2.53	0.02	0.01	0.01	20.62	20.23	0.33	0.00	1.01	414.22		509.60	0.00		2.13	
L2	0.31	19.61	19.00	8.87	0.00	0.30	0.21	1.31	1.01	0.87	0.85	2.53	0.00	0.50	0.38	3.35	3.32	0.00	0.01	1.03	465.64	1500.00	507.28	2.27		6.61	
CD	0.02	19.63	19.00	8.87	2.27	0.45	0.14	1.05	1.03	0.86	0.85	2.53	0.00	0.24	0.23	6.79	6.61	0.00	0.00	1.03	462.30	3.62	662.82	0.08		6.61	
L1	0.50	20.13	18.10	9.03	0.08	0.36	0.23	1.02	1.04	1.00	0.85	2.53	0.09	0.74	0.71	3.18	2.96	0.39	0.02	1.04	634.96	635.11	651.14	7.25		1.78	1.71