

DOI: 10.24850/j-tyca-2024-03-06

Artículos

## **Desarrollo y aplicación del modelamiento de calidad del agua con GESCAL-AQUATOOL en el río Lurín-Lima-Perú**

## **Development and application of water quality modeling with GESCAL-AQUATOOL in the Lurín river-Lima-Peru**

Eleoven Arias-Aguila<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7824-1037>

Rosemary Vela-Cardich<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-7632-8729>

Lia Ramos-Fernandez<sup>3</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-3946-7188>

<sup>1</sup>Facultad de Ciencias, Departamento Académico de Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú, 20140128@lamolina.edu.pe

<sup>2</sup>Facultad de Ciencias, Departamento Académico de Ingeniería Ambiental, Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú, rvela@lamolina.edu.pe

<sup>3</sup>Facultad de Ingeniería Agrícola, Departamento Académico de Recursos Hídricos, Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú, liarf@lamolina.edu.pe



Autor para correspondencia: Eleoven Arias-Aguila,  
20140128@lamolina.edu.pe

## Resumen

La cuenca baja del río Lurín es una de las últimas grandes extensiones de áreas verdes en Lima, capital de Perú, sin embargo es afectada por diversas actividades antrópicas. Ante esta situación, y con el objetivo de mejorar el manejo de los recursos hídricos, se implementó un modelo de calidad del agua con el módulo GESCAL del sistema de soporte a la decisión AQUATOOL. La construcción de la red hidrográfica del río se hizo a partir de los datos recogidos en salidas de reconocimiento, mientras que para modelar la calidad del agua del tramo bajo del río se desarrolló un programa de monitoreo que tuvo como principales parámetros al oxígeno disuelto,  $DBO_5$  y *Escherichia coli*. Con la información obtenida se determinaron primero los coeficientes de degradación de materia orgánica, desoxigenación y reaeración de las secciones del río, y finalmente se parametrizó el modelo. La calibración del modelo en oxígeno disuelto obtuvo un rendimiento de "bueno" a "muy bueno", con valores de 0.77, 0.23 y 0.8058 para E, RSR y  $r^2$ , respectivamente; para el caso de la  $DBO_5$ , se obtuvieron valores de 0.99, 0.01 y 0.9995 para E, RSR y  $r^2$ , respectivamente; y para la *Escherichia coli*, valores de 0.99, 0.01 y 0.9993 para E, RSR y  $r^2$ , respectivamente. Finalmente, se simularon cuatro escenarios, a partir de los cuales se determinó que para alcanzar los objetivos ambientales es necesario mejorar los procesos de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) Manchay y San Bartolo; clausurar el canal de regadío proveniente de la capilla de la zona,

e implementar una PTAR en el distrito de Pachacámac. El estudio demuestra la utilidad del sistema AQUATOOL/GESCAL en la toma de decisiones informadas para la gestión de los recursos hídricos a nivel de cuenca.

**Palabras clave:** AQUATOOL, GESCAL, sistema de soporte a la decisión, modelamiento, simulación, calidad del agua.

### Abstract

The lower basin of the Lurin River is one of the last large extensions of green areas in Lima, the capital of Peru, however, it is affected by different anthropic activities. Due to this situation, and with the objective of improving management of water resources, a water quality model was implemented with the GESCAL module of the AQUATOOL decision support system. The construction of hydrographic network of the river was made from data collected in field trips, while it was developed a monitoring program for modeling water quality of the river's lower section. The main parameters evaluated were dissolved oxygen, BOD5 and *Escherichia coli*. The collected information helped to determine coefficients of organic matter degradation, deoxygenation and re-aeration of the river sections, and finally, helped to parameterize the model. The calibration of model for dissolved oxygen showed a performance from "good" to "very good" with values of 0.77, 0.23 and 0.8058 for E, RSR and  $r^2$ , respectively; in the case of BOD5, values of 0.99, 0.01 and 0.9995 were obtained for E, RSR and  $r^2$ , respectively; and for *Escherichia coli*, values of 0.99, 0.01 and 0.9993 for E, RSR and  $r^2$ , were obtained respectively. Finally, four scenarios were simulated, from which it was determined that in order to

achieve the environmental objectives it is necessary to improve the processes of Manchay and San Bartolo wastewater treatment plants (WWTPs), close the irrigation channel from the chapel of the area and implement a WWTP in the district of Pachacamac. The study demonstrates the usefulness of the AQUATOOL/GESCAL system in making informed decisions for the management of water resources at the basin level.

**Keywords:** AQUATOOL, GESCAL, Decision Support System, modeling, simulation, water quality.

Recibido: 28/07/2021

Aceptado: 14/11/2022

Publicado Online: 12/12/2022

## Introducción

La disponibilidad del agua dulce se encuentra en una situación crítica en muchas regiones del planeta debido principalmente a factores como el aumento de la demanda de este recurso, producto del incremento poblacional, industrial y agrario; la contaminación de los recursos hídricos superficiales, y la deforestación de bosques (Agudelo, 2005; Dengshuai *et al.*, 2020). El deterioro de la calidad del agua impide su uso en distintas actividades humanas, lo que agudiza su escasez (Ma *et al.*, 2020; Van Vliet *et al.*, 2021), a la vez que impacta negativamente en los ecosistemas acuáticos (Bolinches, Paredes-Arquiola, Garrido, & De-Stefano, 2020).

En Perú, la calidad de los recursos hídricos es afectada por el vertimiento de aguas residuales sin tratar; manejo inapropiado de agroquímicos y residuos sólidos domésticos; presencia de pasivos ambientales mineros e hidrocarburíferos; minería informal e ilegal; actividades de deforestación; al igual que por factores ambientales y características naturales (ANA, 2016). El Lurín, principal río de la cuenca del mismo nombre, es un ejemplo de lo descrito antes. La subcuenca baja está sujeta a elevadas presiones tanto por la extracción de los recursos hídricos, un inadecuado manejo de las aguas residuales urbanas y drenajes agrícolas, así como por una ineficiente gestión de los residuos sólidos municipales (ANA, 2019; ANA, 2020; Momblanch, Paredes-Arquiola, Munné, & Manzano, 2015b; Vélez-Azañero, Lizárraga-Travaglini, Alvarado, & La-Rosa, 2016). Además, el régimen temporal e irregular con largos periodos de estiaje intensifica la degradación de la calidad de los recursos hídricos (ANA, 2019). La cuenca del río Lurín está ubicada entre las provincias de Lima y Huarochirí, posee la última gran extensión de áreas verdes de la ciudad de Lima, capital del Perú, la cual cumple un rol fundamental en el suministro de alimentos de la población urbana. En términos de provisión de agua potable, Lurín tiene menor importancia que las cuencas colindantes del Rímac y del Chillón, sin embargo presenta una función crucial en la recarga del acuífero, que es aprovechado mediante pozos para el consumo humano (FFLA, 2015).

La problemática de contaminación en la cuenca de río Lurín hasta ahora se ha enfocado a partir de la identificación de las fuentes contaminantes de los recursos hídricos y el monitoreo de la calidad del agua (ANA, 2019); sin embargo, este último proceso proporciona

información limitada porque se realiza con poca frecuencia y en un área de extensión reducida, especialmente en el caso de las aguas superficiales (ANA, 2020). Otra medida de control de la contaminación del agua que se aplica es el tratamiento parcial de las aguas residuales urbanas, existiendo proyectos nuevos y de ampliación de la capacidad de tratamiento (ANA, 2019). Asimismo, la modelización a escala de cuenca es señalada como una estrategia significativa para mejorar la gestión de la calidad de los recursos hídricos en la cuenca del río Lurín (Momb Blanch *et al.*, 2015a).

Los modelos computacionales permiten simular los procesos de autodepuración de los ríos y evaluar los impactos provocados por las fuentes de contaminación (Nakamura, Salla, De-Jesus, & Da-Silva, 2019). Además, estas herramientas permiten emular y cuantificar los resultados de la aplicación de diversas políticas y escenarios de gestión (Bolinches, De-Stefano, & Paredes-Arquiola, 2020b; Bolinches, De-Stefano, & Paredes-Arquiola, 2020c). El modelo GESCAL forma parte de los módulos del sistema de soporte a la decisión AQUATOOL. GESCAL es una herramienta para simular la calidad del agua a partir de la modelación del comportamiento de recursos hídricos y los efectos de diferentes estructuras como embalses y plantas de tratamiento de aguas residuales, entre otros (Paredes-Arquiola, Andreu, & Solera, 2010b). Principalmente, permite predecir la evolución de una fuente de contaminación puntual (Bolinches, De-Stefano, & Paredes-Arquiola, 2020a), siendo una herramienta fundamental para evaluar el impacto de vertimientos en las masas de agua. Este modelo de calidad de agua ha sido reconocido por sus aplicaciones en lagos, como el lago Albufera en Valencia, España,

donde se simuló la evolución de la calidad de sus aguas y se plantearon estrategias de remediación luego de evaluar datos de 50 años de eutrofización (Martín, Hernández-Crespo, Andrés-Doménech, & Benedito-Durá, 2020). También se ha aplicado al estudio de ríos, tales como el Júcar (Paredes-Arquiola, Andreu, Martín, & Solera, 2010a), Manzanares (Paredes-Arquiola *et al.*, 2010b), Turia (Paredes-Arquiola *et al.*, 2016), Guadiana (Palop-Donat, Paredes-Arquiola, Solera, & Andreu, 2020) y Tagus (Bolinches *et al.*, 2020a), donde se demostró la importancia de esta herramienta de modelado en la planificación de los recursos hídricos de sus respectivas cuencas y su utilidad en la toma de decisiones informadas. En el ámbito de América Latina, sin embargo, se reportan muy pocas investigaciones respecto a la aplicación del sistema AQUATOOL/SIMGES. De hecho, Sánchez-Céspedes, Rodríguez-Miranda y Ramos-Sandoval (2020), como producto del análisis que realizaron sobre el desarrollo de los sistemas de soporte a la decisión, incluidos AQUATOOL y sus diferentes módulos, concluyen que principalmente estos sistemas se han implementado en EUA y en los países europeos. En Brasil se ha aplicado en el estudio de los ríos Araguari (Salla *et al.*, 2014a) y Uberaba (Salla, Ferreira, Pereira, Marcio, & Schmidt, 2014b); mientras que en Perú, hasta el momento no existen publicaciones que muestren resultados concluyentes relacionados con el uso de AQUATOOL/GESCAL en la cuenca del río Lurín ni en ninguna otra cuenca del país.

En el presente estudio se propone desarrollar y aplicar el módulo GESCAL para el modelado de la calidad del agua del río Lurín, que genere información detallada del estado actual de los recursos hídricos de la cuenca y permita plantear alternativas de gestión, como optimizar el



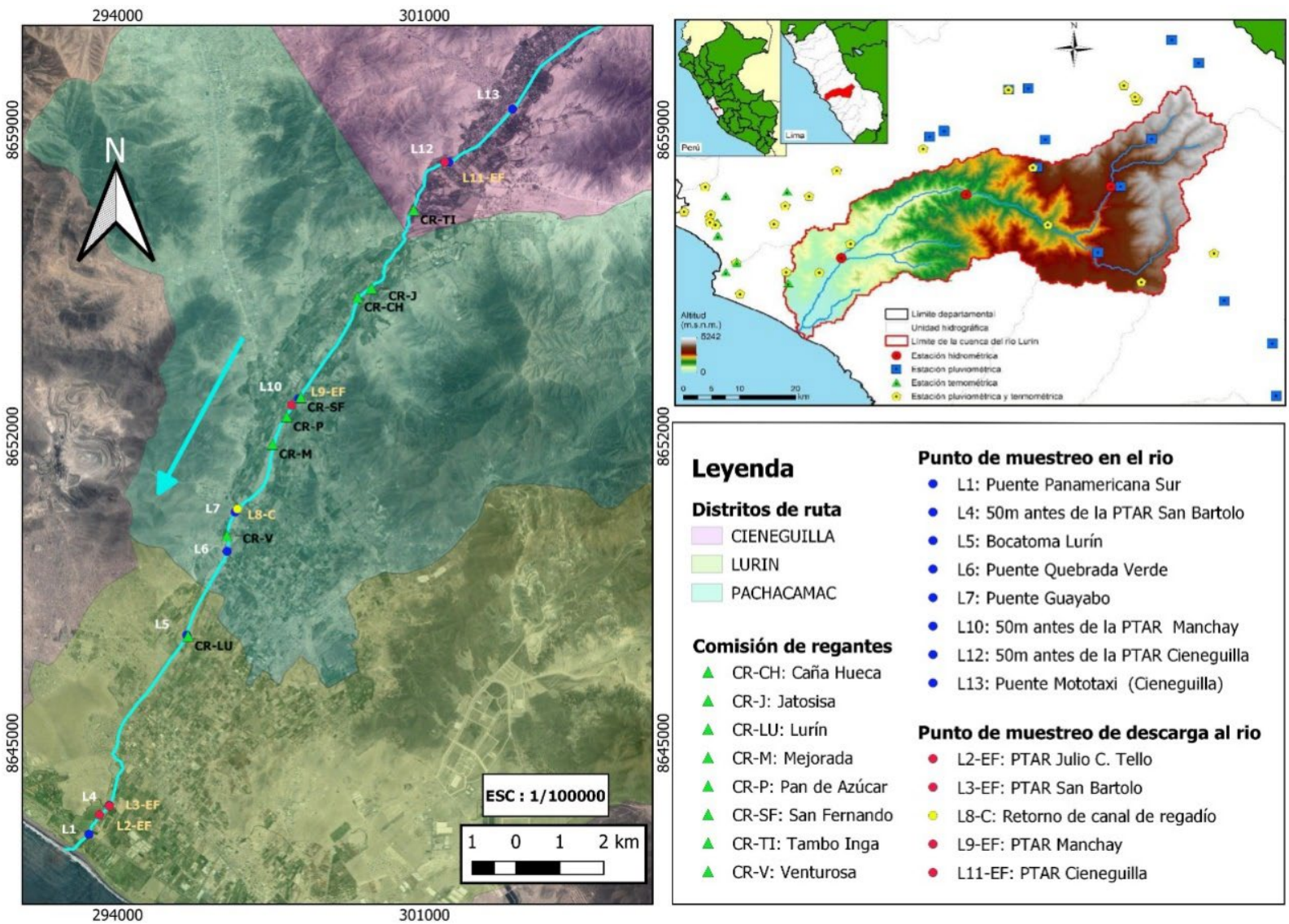
desempeño de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) existentes o implementar nuevas infraestructuras, entre ellas embalses y PTAR adicionales, para finalmente evaluar la calidad del agua frente a los diferentes escenarios propuestos y determinar las principales alternativas que conduzcan a su mejora.

## Materiales y métodos

El río Lurín está ubicado al sur de la ciudad de Lima y abarca los distritos de Pachacámac, Cieneguilla y Lurín. A lo largo de la cuenca existen zonas arqueológicas, áreas agrícolas, sistemas de siembra y cosecha de agua. Del total de la población que habita en la cuenca, el 98 % ocupa la parte baja, siendo la producción agrícola y ganadera la principal fuente de ingreso para sus habitantes (FFLA, 2015). Asimismo, sobre el tramo bajo del río se ejercen grandes presiones, producto de la extracción de recursos hídricos, del vertimiento de aguas residuales urbanas y por la formación de botaderos, todo esto origina una progresiva escasez de agua y pérdida de su calidad (Momblanch *et al.*, 2015a). Por ello, la zona de estudio se delimitó a la subcuenca baja del río Lurín. El inicio del recorrido se determinó geográficamente desde el puente paradero mototaxi, cuyas coordenadas son 309197.4 E y 8665616.1 N hasta su desembocadura en el océano Pacífico, abarcando los distritos de Cieneguilla, Pachacámac y Lurín (Figura 1). En dicha área se estableció el programa de monitoreo de la calidad del agua, definido temporalmente desde julio de 2018 hasta agosto de 2019 con 13 puntos de monitoreo, distribuidos ocho en el río,



cuatro en los efluentes de las PTAR y uno en el aporte de un canal de regadío, los cuales se georreferenciaron y se muestran en la Tabla 1.

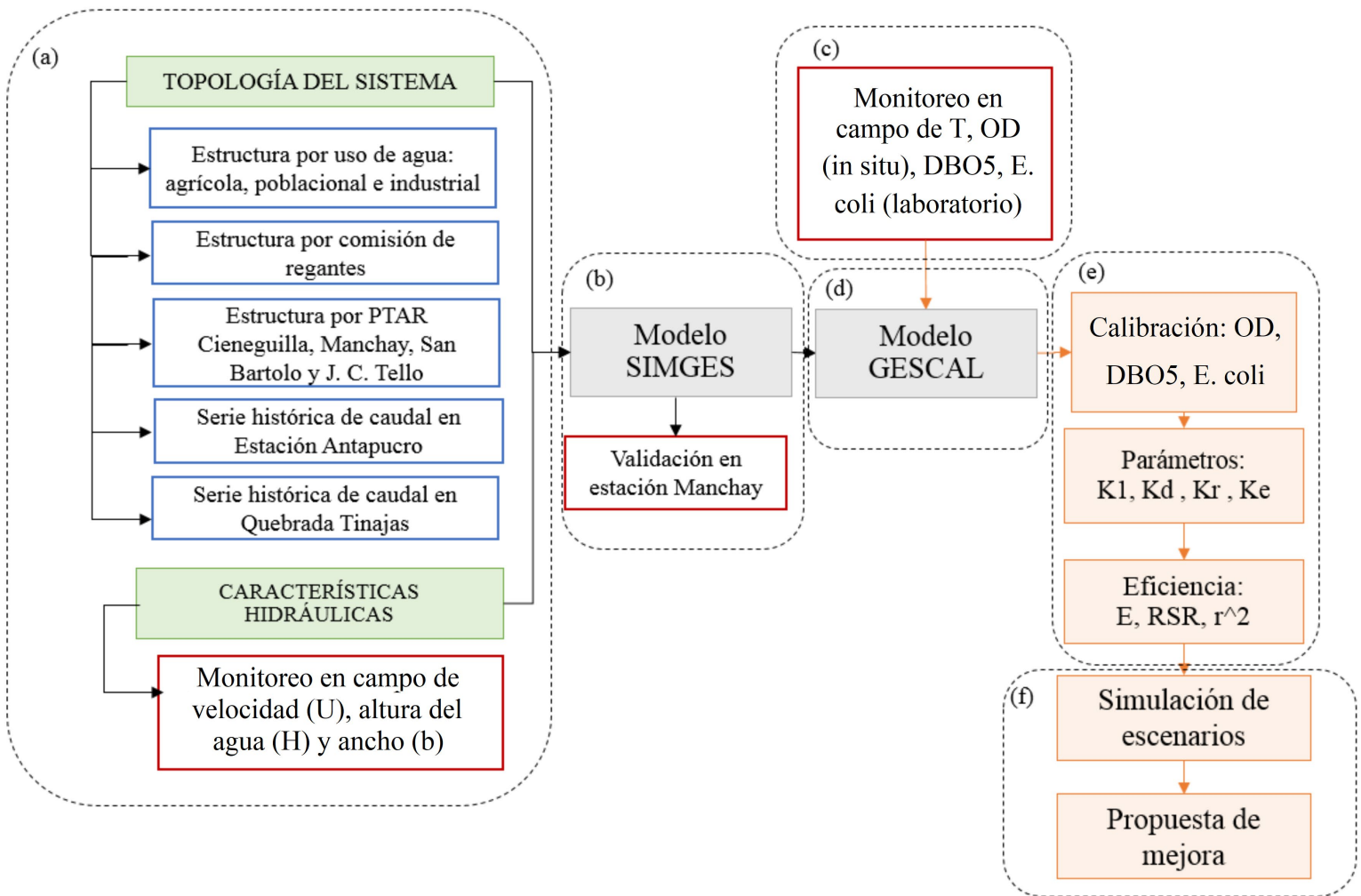


**Figura 1.** Ubicación de las estaciones de monitoreo de la calidad del agua en la parte baja del río Lurín.

**Tabla 1.** Ubicación de los puntos de monitoreo.

Estación	Este	Norte	Altitud (msnm)	Descripción
L13	302998	8659488	262	Puente mototaxi en Cieneguilla
L12	301554	8658257	237	Río antes de salida de PTAR Cieneguilla
L11-EF	301460	8658260	233	Salida PTAR Cieneguilla
L10	298106	8652873	124	Río 50 m antes de salida de PTAR Manchay
L9-EF	297968	8652715	123	Válvula 3 de PTAR Manchay
L8-C	296722	8650368	91	Canal de regadío proveniente de la capilla
L7	296682	8650270	90	Puente Guayabo
L6	296521	8649476	74	Puente Quebrada Verde
L5	295576	8647464	48	Bocatoma Lurín
L4	293809	8643592	10	Río 50 m antes de PTAR San Bartolo
L3-EF	293806	8643587	9	PTAR San Bartolo
L2-EF	293585	8643360	7	Salida PTAR-Julio C. Tello
L1	293337	8642920	2	Puente Panamericana Sur

El enfoque metodológico se realizó considerando seis pasos: 1) trabajo de campo; 2) construcción de la red hidráulica en el módulo SIMGES; 3) evaluación de la calidad del agua; 4) modelado del modelo de calidad de agua en el módulo GESCAL; 5) calibración del modelo, y 6) simulación de escenarios (Figura 2).

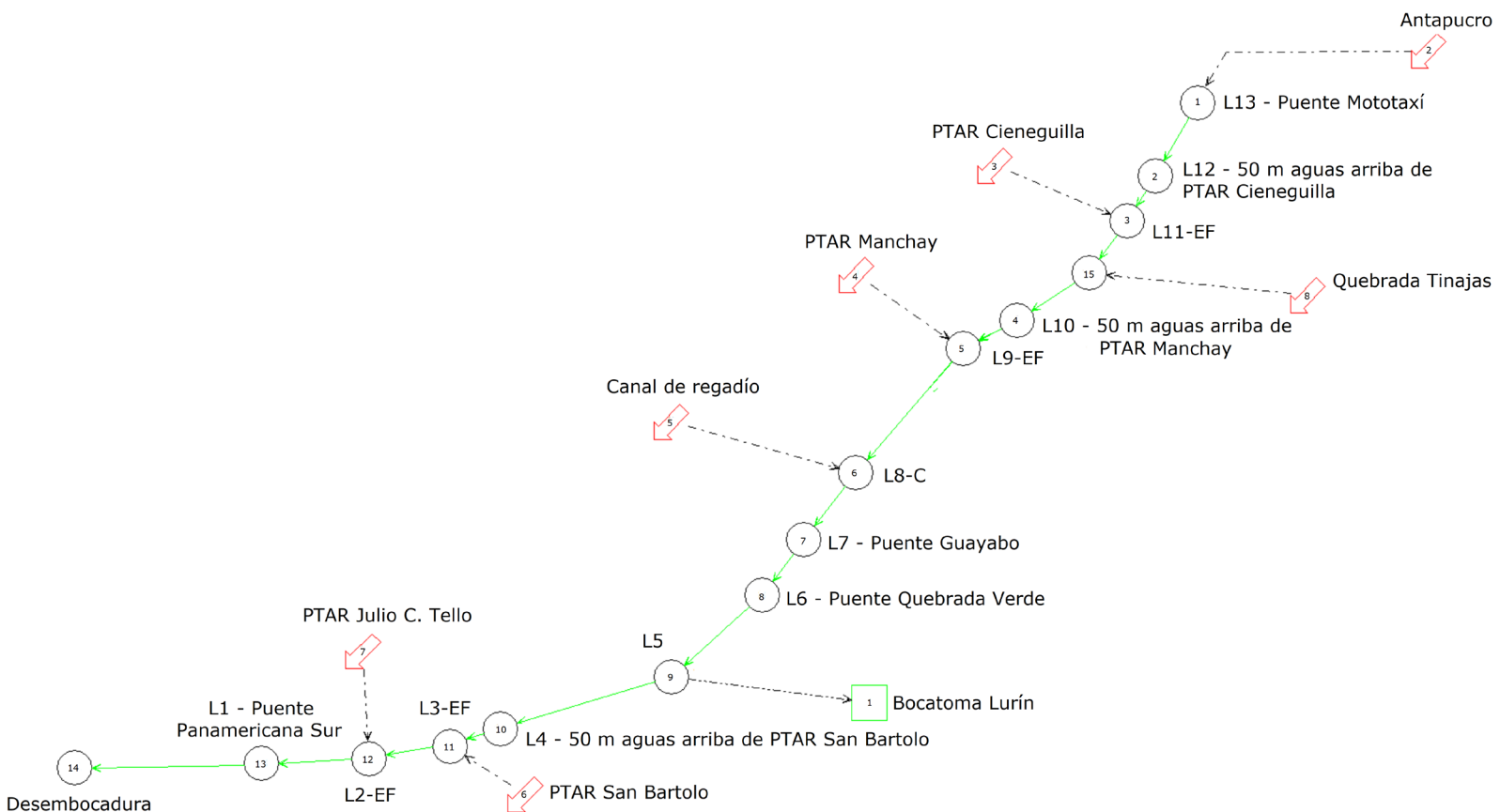


**Figura 2.** Esquema de la metodología.

Durante el trabajo en campo se recopilaron los datos hidráulicos del río. Con esta información se formuló la red hidrográfica en el módulo SIMGES, perteneciente al entorno de desarrollo del sistema de soporte a la decisión AQUATOOL+. Esto, debido a la facilidad con la que el sistema permite manejar e ingresar información, como el suministro, déficit,

reservas, retornos, caudales y otras variables relacionadas con la gestión del agua de una cuenca hidrográfica (Palop *et al.*, 2020). En este módulo se ingresó la información de la topología del sistema a través de una red que tiene elementos de entrada (aportación de la subcuenca Antapucro y quebrada Tinajas; y descarga de 4 PTAR); elementos de salida, como los canales de regadío para las tierras agrícolas de las comunidades campesinas (13); y demandas poblacionales, puntos de unión, acuíferos, elementos de recarga artificial e instalaciones de bombeo (Figura 3). Se consideraron como los principales aportantes al río Lurín los caudales de las quebradas de Antapucro y Tinajas, los cuales se obtuvieron usando el modelo hidrológico EVALHID, previamente calibrado y validado a escala mensual de 1969 a 2019 (Olortegui, 2020).





**Figura 3.** Esquema simplificado de la red hidrográfica del río Lurín desarrollado en el módulo SIMGES.

Para determinar la calidad del tramo bajo del río Lurín se realizaron 12 monitoreos. Los parámetros analizados fueron oxígeno disuelto (OD), según lo indicado en SMEWW parte 4500-O-G; demanda bioquímica de oxígeno (DBO<sub>5</sub>), según lo señalado en SMEWW parte 5210-D y *Escherichia coli* (EC), a través del uso de placas Petrifilm con el método NMKL 147.1993, validado por Minnesota Mining and Manufacturing Company (2003) (3M). Los resultados de la medición de estos parámetros fueron las entradas para iniciar el modelado de la calidad de agua dentro

del módulo GESCAL. Para modelar el OD y la DBO se utilizó la metodología de la pendiente de Thomas (Raffo & Ruiz, 2014), de donde se halló la constante de degradación de materia orgánica en el laboratorio a 20 °C ( $k_1$ ). Por otra parte, la constante de reaireación ( $k_2$ ) se obtuvo con las ecuaciones recopiladas por Holguín (2003). Ambas constantes se adaptaron a las condiciones hidráulicas y de temperatura del río, donde  $k_1$  pasó a ser la constante de desoxigenación en el río ( $k_d$ ) y  $k_2$  se convirtió en la constante de reaireación atmosférica ( $k_r$ ). Para el modelamiento de la EC, la calibración de la constante cinética de degradación de primer orden ( $k_e$ ) se realizó mediante la metodología de prueba y error hasta que se obtuviera una adecuada calibración del modelo (Salla *et al.*, 2014b).

A fin de demostrar que los valores simulados son lo suficientemente consistentes como para representar la realidad, se utilizaron herramientas estadísticas como el índice de eficiencia Nash-Sutcliffe ( $E$ ), el ratio entre la raíz del error cuadrático medio y la desviación estándar de las observaciones (RSR), y el coeficiente de determinación ( $r^2$ ). Para los índices de  $E$  y  $r^2$ , los valores superiores a 60 indicaron un ajuste satisfactorio del modelo, mientras que para el RSR los valores inferiores a 60 fueron los que señalaron el ajuste satisfactorio.

Finalmente, con el modelo calibrado y gracias a la facilidad del módulo GESCAL para modificar la composición y características de los vertimientos a lo largo de la zona en evaluación, se simularon cuatro escenarios, donde se consideró como escenario 1 el correcto funcionamiento de las PTAR Manchay y San Bartolo, es decir, mejorar la eficiencia en sus procesos con la consiguiente disminución de la

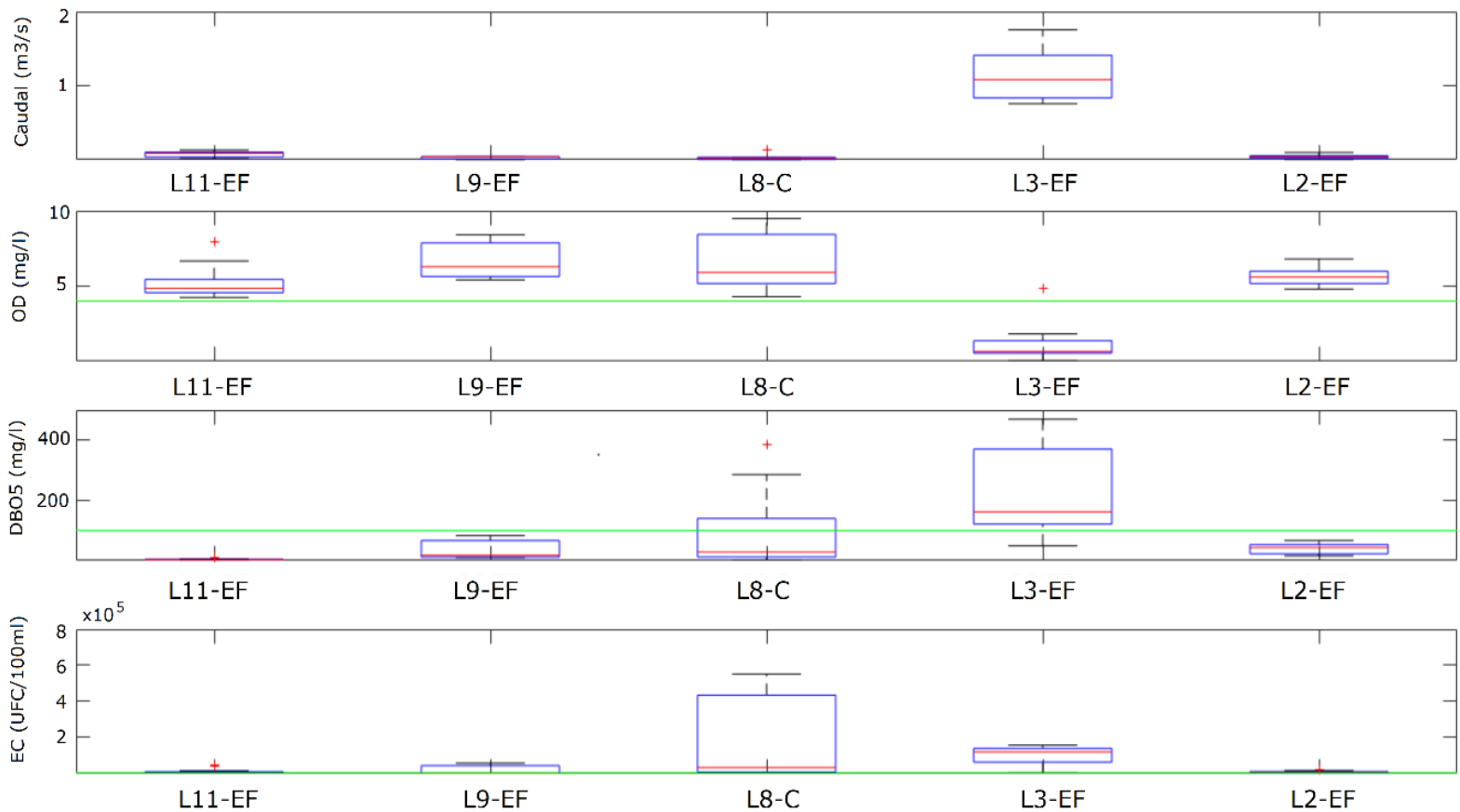
concentración de contaminantes en sus efluentes; para la PTAR Manchay, la concentración de EC se limitó a un valor máximo de 3 000 UFC (100 ml)<sup>-1</sup>, mientras que en la PTAR San Bartolo se consideraron reducciones en la concentración de DBO<sub>5</sub> desde 16 hasta 97 %; del mismo modo, el valor de la EC se disminuyó entre 12.9 y 99.5 % (de 0.06 a 2.34 unidades logarítmicas). El escenario 2 simula el cierre del canal de regadío proveniente de la capilla de la zona debido a que durante la caracterización de la calidad del agua se determinó que el aporte de la estación L8-C producía cambios significativos en las concentraciones de los parámetros analizados; en este escenario se pretende disminuir la contaminación de los puntos de monitoreo ubicados aguas abajo. En el escenario 3 se considera, además de las medidas aplicadas en los escenarios anteriores, que los efluentes crudos de la población del distrito de Pachacámac son tratados en una PTAR. Por último, en el escenario 4 se evalúa el efecto de construir los embalses Chanape y Huilcapampa ubicados en la parte alta de la cuenca, los cuales son parte de un proyecto presentado por la Mancomunidad Municipal de la cuenca del río Lurín (Sánchez, s.f., diapositiva 13).

## Resultados y discusiones

En la Figura 4 se presentan los resultados de los parámetros medidos en los vertidos a lo largo del río. Se observa que la mayoría de los efluentes cumple con los límites máximos permisibles establecidos en la normativa peruana para la DBO<sub>5</sub> ( $DBO_5 < 100 \text{ mg.l}^{-1}$ ), sin embargo, se debe remarcar que los límites para autorización de vertimiento no



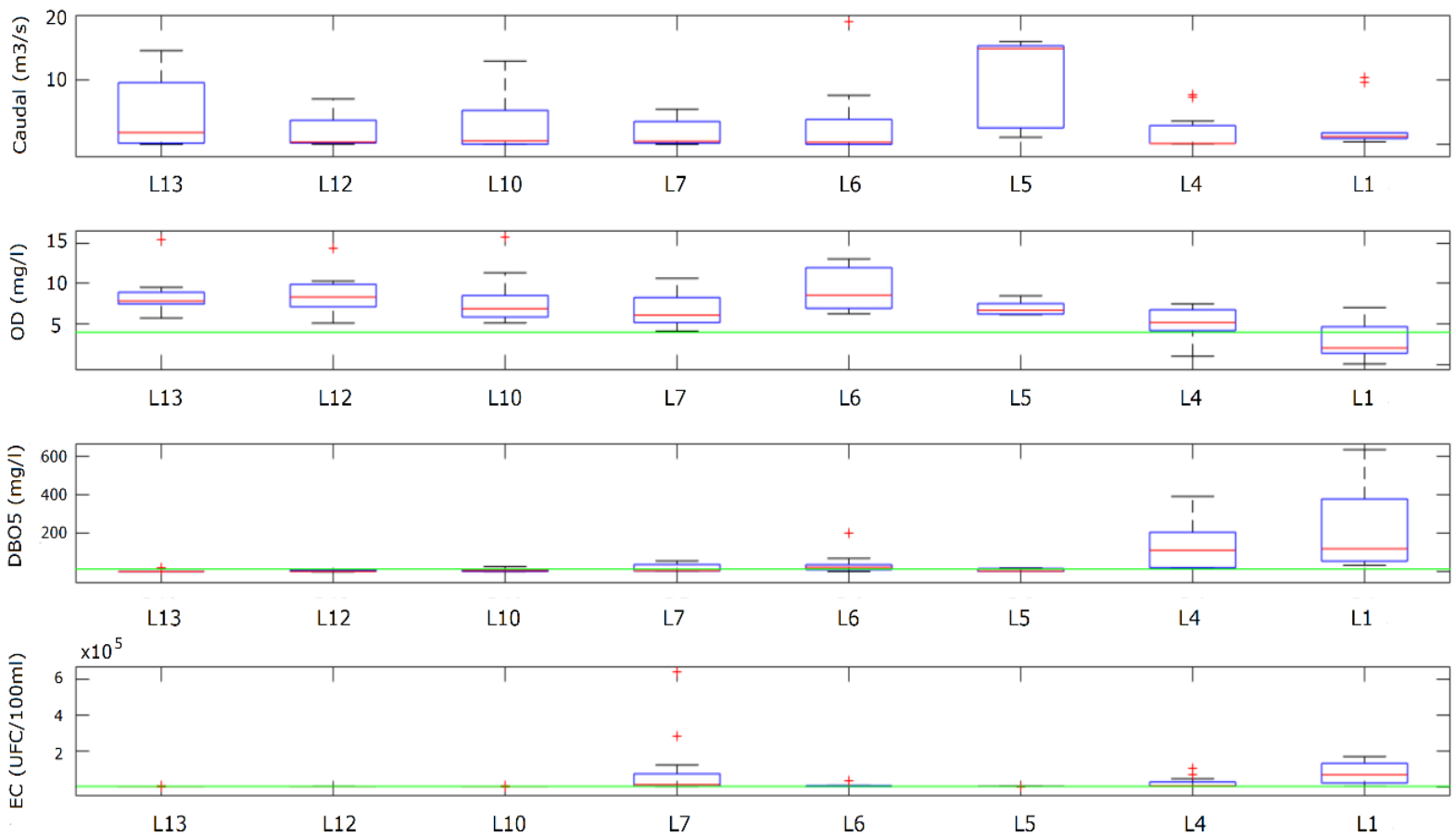
necesariamente garantizan el buen estado del cuerpo receptor, en especial en las cuencas en donde la principal fuente de contaminación son las aguas residuales urbanas (Bolinches *et al.*, 2020a; Salla *et al.*, 2014b; Paredes-Arquiola *et al.*, 2010a). El caso de vertimiento contaminante más representativo en el río Lurín son los efluentes de la PTAR San Bartolo (L3-EF), donde se presentan los valores más críticos entre las cuatro PTAR monitoreadas durante el periodo de estudio, con valores para el OD menores a  $4 \text{ mg.l}^{-1}$ ; altas concentraciones para la  $\text{DBO}_5$  ( $> 100 \text{ mg.l}^{-1}$ ); y proporciones elevadas para la EC, las cuales van desde  $1.6 \times 10^3 \text{ UFC (100 ml)}^{-1}$  hasta  $1.5 \times 10^5 \text{ UFC (100 ml)}^{-1}$ . Además, si bien los efluentes de la PTAR Manchay no tienen problemas con respecto al OD y a la  $\text{DBO}_5$ , sí se observan elevadas concentraciones de EC, con un valor máximo de  $5.4 \times 10^4 \text{ UFC (100 ml)}^{-1}$ . Por otro lado, de acuerdo con el análisis de las muestras de los vertidos del canal de regadío proveniente de la capilla (L8-C), se infiere que estas aguas residuales son vertidas sin ningún tratamiento, ya que presentan altas concentraciones de  $\text{DBO}_5$  y EC, con valores máximos de  $386 \text{ mg.l}^{-1}$  y  $1.3 \times 10^6 \text{ UFC (100 ml)}^{-1}$ , respectivamente. El establecimiento de valores estándares que limiten la concentración de los contaminantes en un vertimiento es un importante instrumento para la gestión, sin embargo estos límites se deben definir a partir de su relación con los objetivos ambientales que se deben alcanzar en las aguas receptoras (Bolinches *et al.*, 2020a).



**Figura 4.** Resultados de los parámetros de calidad de los efluentes de PTAR y un canal de regadío que descarga al río Lurín.

Respecto a los parámetros estudiados, la legislación peruana establece como objetivos de calidad ambiental para el agua (ECA) las siguientes concentraciones:  $OD \geq 4 \text{ mg.l}^{-1}$ ,  $DBO_5 \leq 15 \text{ mg.l}^{-1}$  y  $EC \leq 1000 \text{ UFC (100 ml)}^{-1}$ . En la Figura 5 se representa la variabilidad de los parámetros medidos en las estaciones de monitoreo ubicadas en el río Lurín. Se aprecia que el parámetro OD va disminuyendo gradualmente desde la estación L5 hasta la desembocadura del río, en donde se

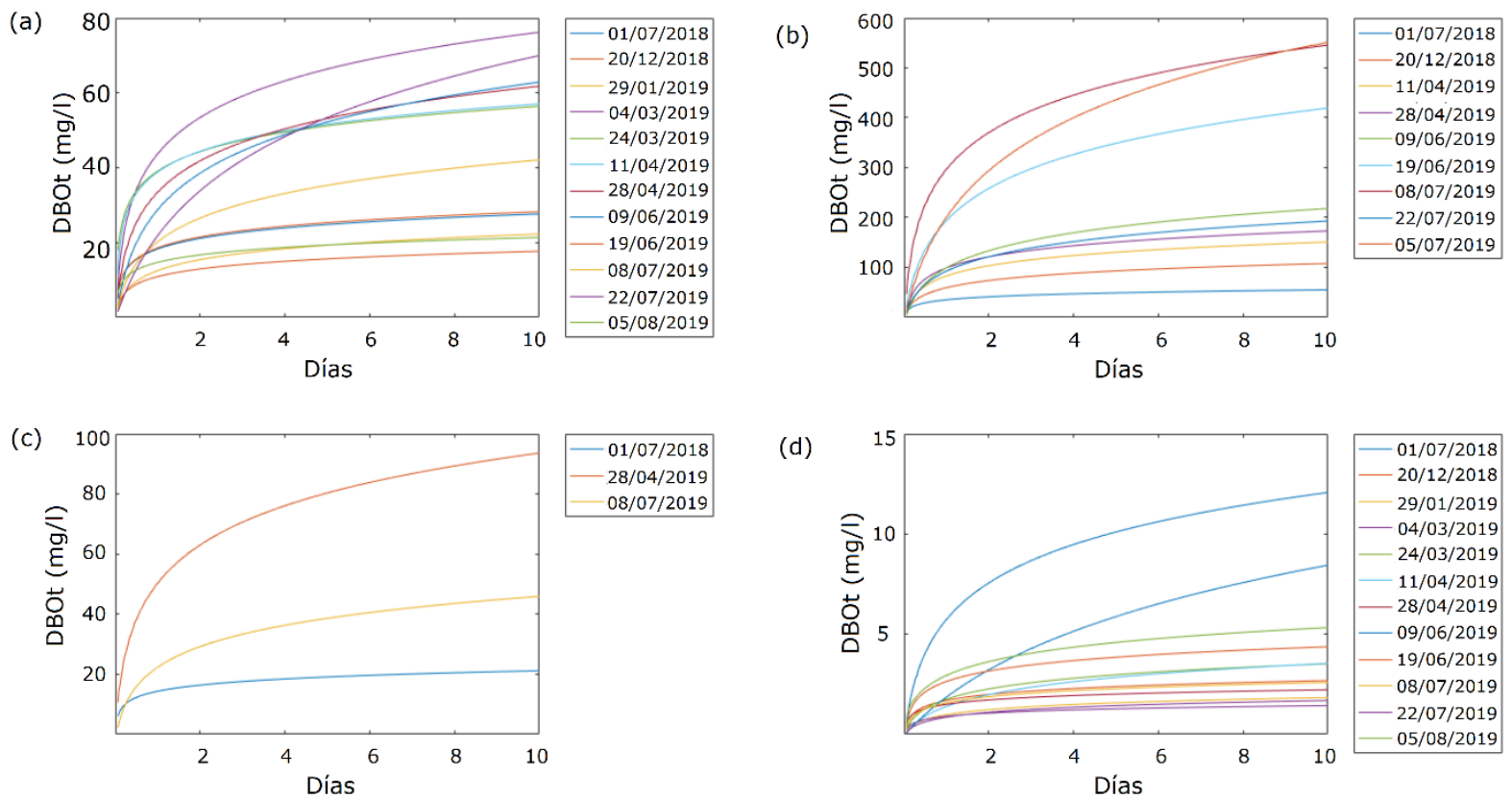
presentan valores por debajo de lo deseado. La DBO<sub>5</sub>, por su parte, muestra un aumento progresivo desde la estación L7 hasta alcanzar un valor máximo de 635 mg.l<sup>-1</sup> en la estación L1, punto donde siempre se superó el valor estándar de calidad. Este resultado está de acuerdo con lo reportado por Momblanch *et al.* (2015a), quienes hallaron concentraciones de DBO<sub>5</sub> igualmente muy altas en esta estación de monitoreo para distintos meses del año, cercanas a 250 y 450 mg.l<sup>-1</sup>.



**Figura 5.** Resultados de los parámetros de calidad en las estaciones de monitoreo ubicadas en el río Lurín.

Para la EC (Figura 5), las concentraciones más elevadas se encuentran en las estaciones L7 y L1, con valores de  $6.4 \times 10^5$  UFC (100 ml)<sup>-1</sup> y  $1.7 \times 10^5$  UFC (100 ml)<sup>-1</sup>, respectivamente. Estos valores críticos se presentan sobre todo en el periodo de estiaje, donde la dilución de los contaminantes no es suficiente como para reducir los impactos ambientales; tal situación ha sido identificada en distintos ríos en donde la escasez del agua no permite satisfacer las necesidades humanas y ambientales (Momblanch *et al.*, 2015b); Chang & Wang, 2013; Sušnik, Vamvakeridou-Lyroudia, Savic, & Kapelan, 2012). Otro estudio realizado por Salla *et al.* (2014a) determinó que el río Uberabinha presenta problemas de contaminación especialmente en los periodos de sequía debido a la menor capacidad de autodepuración natural.

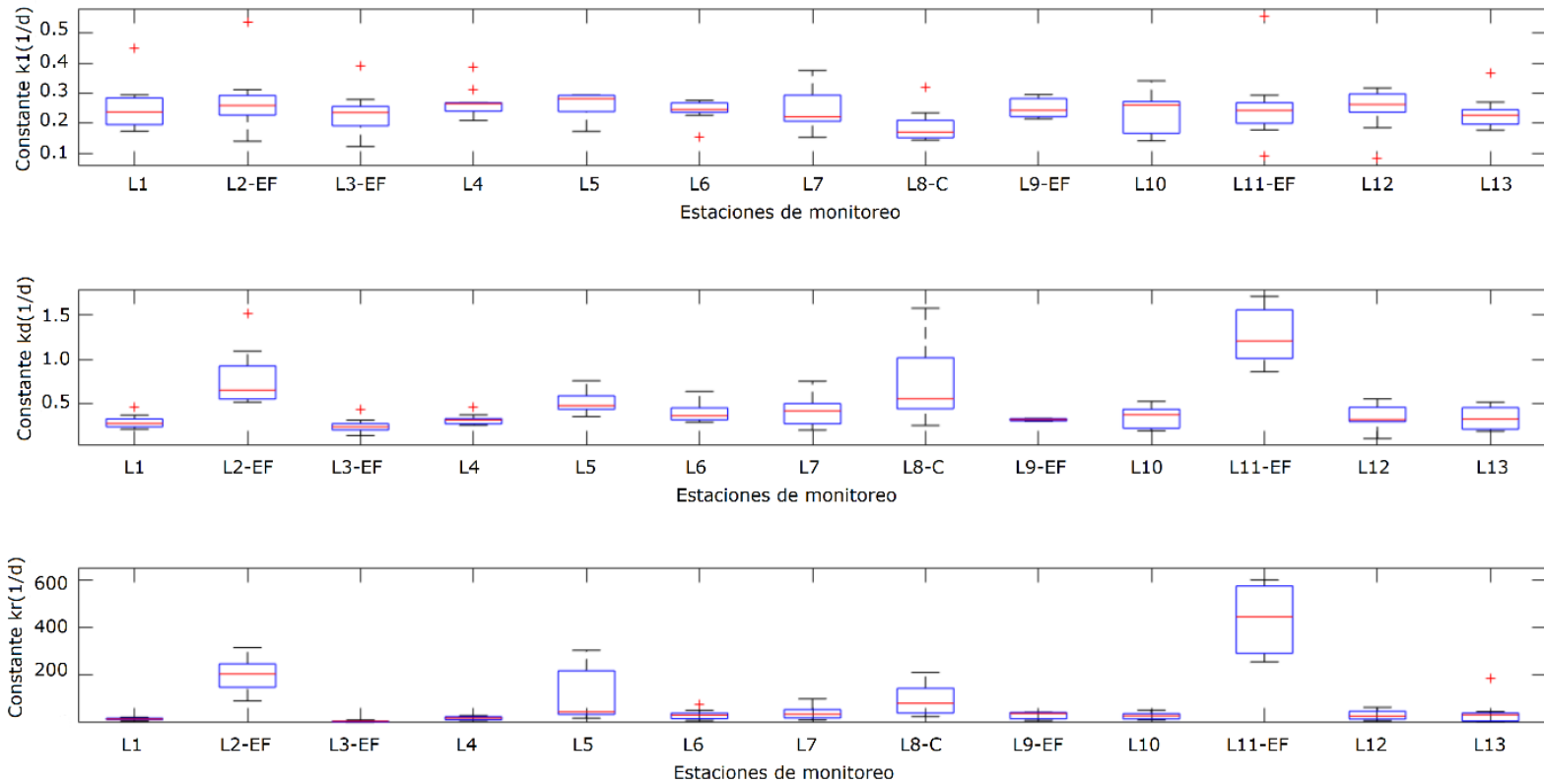
En la Figura 6 se presentan las curvas de DBO para los efluentes de las cuatro PTAR ubicadas a lo largo de la subcuenca baja del río Lurín; en todos los casos se observó que en promedio la DBO<sub>5</sub> representaba del 70 al 80 % de la DBO última (DBOu). A partir de estas curvas se calcularon los valores de k1 a 20 °C.



**Figura 6.** Curva de la DBO de efluentes de cuatro PTAR domésticas que descargan al río Lurín; la PTAR Julio C. Tello está representada en (a), San Bartolo en (b), Manchay en (c) y Cieneguilla en (d). Periodo de análisis: julio de 2018 a agosto de 2019.

En la Figura 7 se observa que los valores promedio de  $k_1$  fueron 0.24, 0.26, 0.26, 0.24, 0.23, 0.22, 0.24 y 0.23  $d^{-1}$ , para las estaciones de monitoreo en el río L1, L4, L5, L6, L7, L10, L12 y L13, en ese mismo orden. Von Sperling (2007) indica que para ríos con aguas limpias, el valor de  $k_1$  oscila entre 0.08 y 0.20  $d^{-1}$ , y para aguas residuales tratadas entre 0.12 y 0.40  $d^{-1}$ ; asimismo, señala que este último rango se observa

en cuerpos de agua que reciben efluentes, como es el caso del río Lurín. Los valores medios de  $k_1$  calculados para las estaciones L2-EF, L3-EF, L9-EF y L11-EF en los efluentes de las PTAR fueron 0.26, 0.22, 0.25 y 0.23  $d^{-1}$ , respectivamente, estando dentro del rango reportado para aguas residuales tratadas (von Sperling, 2007);  $k_d$ , la cual representa la constante de descomposición en el río, muestra valores similares a los obtenidos para  $k_1$  en las dos primeras estaciones de monitoreo (L13 y L12); sin embargo, aguas abajo los valores de  $k_d$  son superiores a  $k_1$ , esto se atribuye a las características hidráulicas del río, en particular a la poca profundidad de calado en las estaciones L10, L7, L6, L4 y L1. La constante de reaeración atmosférica ( $k_r$ ) indica la velocidad a la cual se oxigena un cuerpo de agua. Como se observa en la Figura 7, a lo largo del río se presentan valores medios de 15.16, 18.86, 102.99, 30.85, 39.95, 90.01, 28.57, 28.29 y 38.30  $d^{-1}$  para las estaciones de monitoreo, L1, L4, L5, L6, L7, L10, L12 y L13, respectivamente. Estos valores relativamente altos se deben a las características hidráulicas de las secciones del río, a la poca profundidad de calado y a las elevadas velocidades con las que fluye la masa de agua, lo cual favorece un rápido intercambio gaseoso entre la atmósfera y el río.



**Figura 7.** Variación espacial y temporal de los parámetros de degradación de materia orgánica obtenidos en el laboratorio ( $k_1$ ), desoxigenación atmosférica ( $k_d$ ) y reoxigenación ( $k_2$ ) del río Lurín representado en diagrama de cajas (Boxplot).

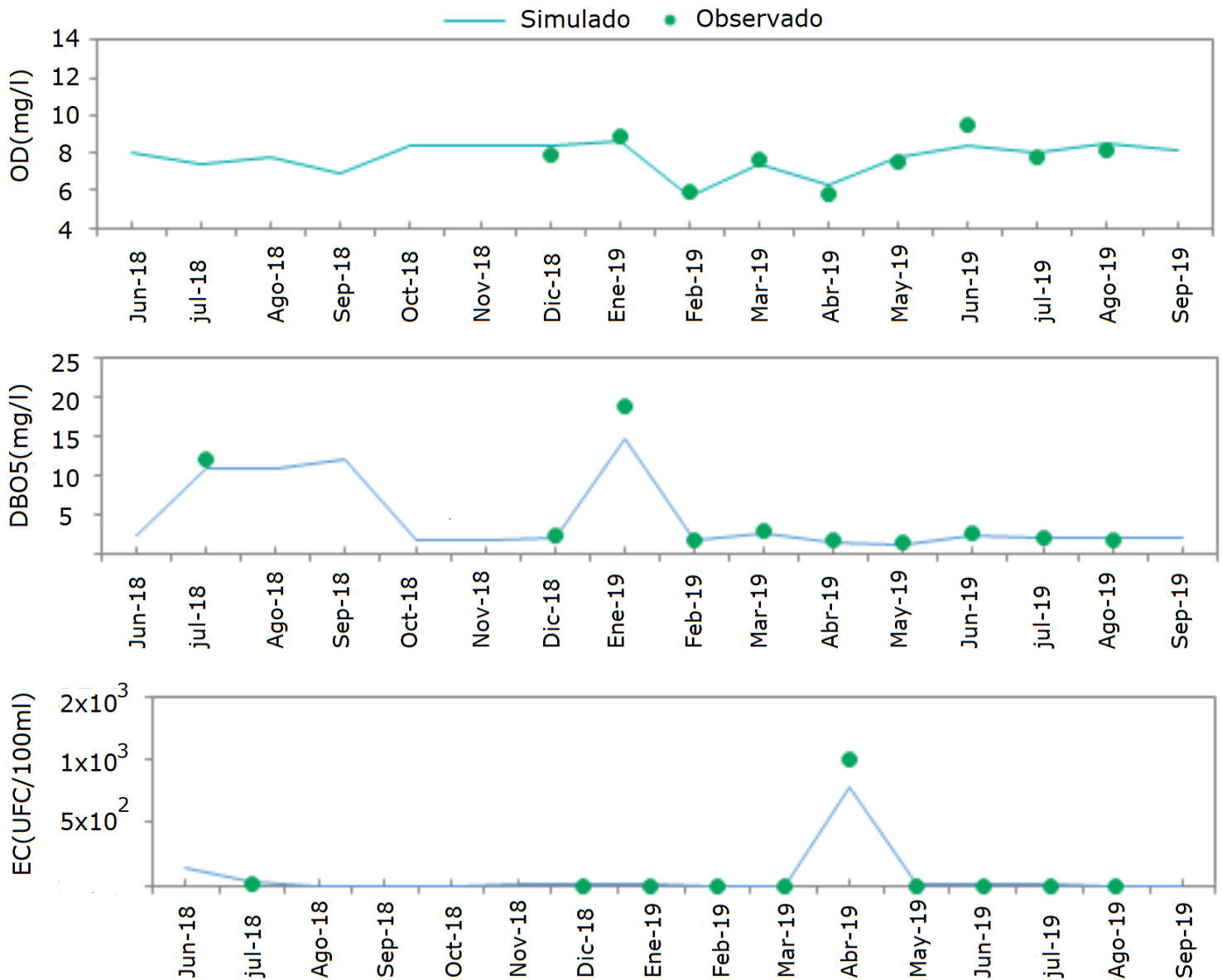
Debido a que GESCAL únicamente permite ingresar un valor de  $k_d$ ,  $k_r$  y  $k_e$  por sección de estudio, se seleccionaron aquellos valores que permitían el mejor ajuste durante la calibración, los cuales se presentan en la Tabla 2.



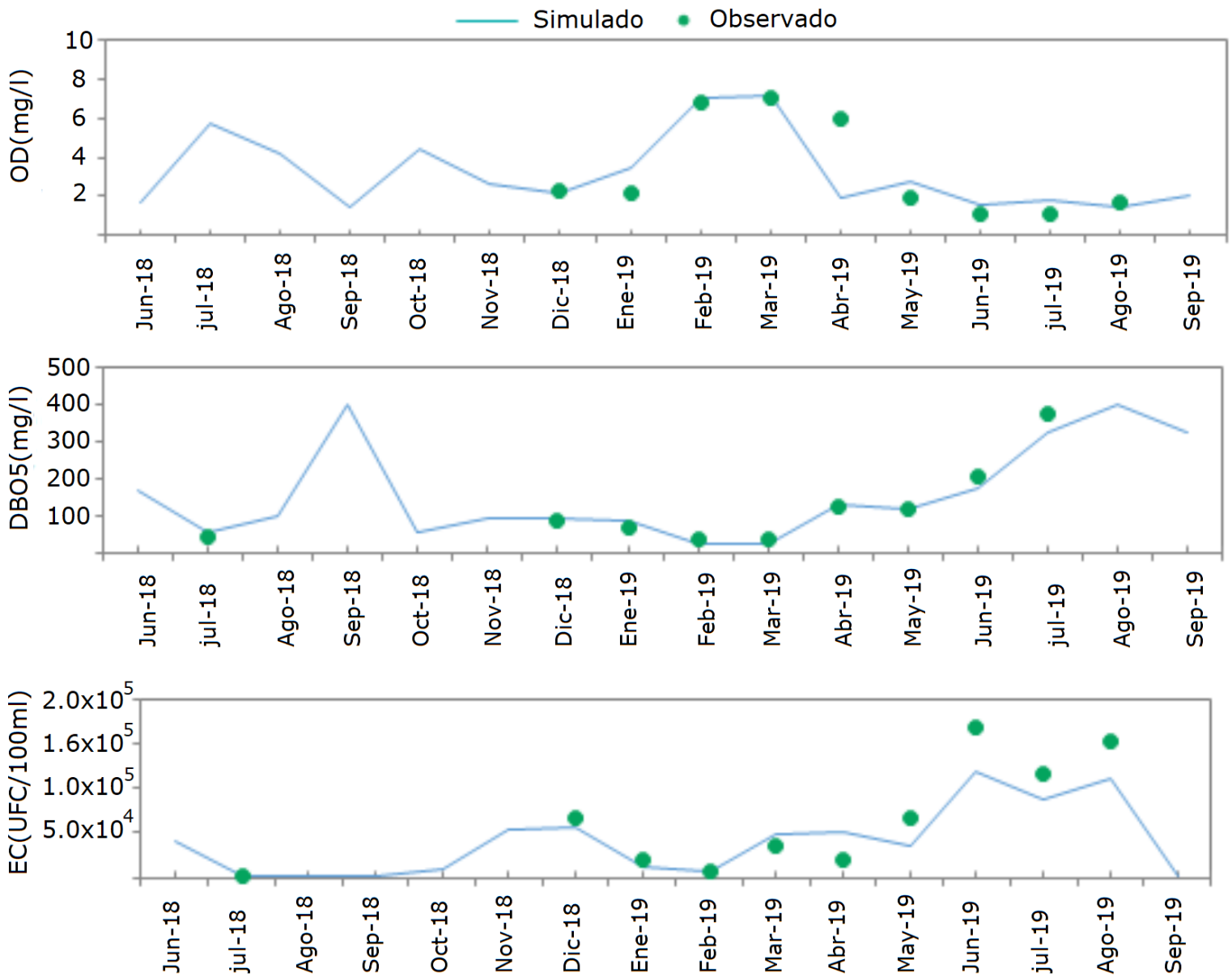
**Tabla 2.** Parámetros de calibración para el OD, DBO<sub>5</sub> y *Escherichia coli* del tramo bajo del río Lurín.

Tramo de río	Constantes de desoxigenación		Constantes de reaireación		Constantes durante la calibración		
	k1 (d <sup>-1</sup> )	kd (d <sup>-1</sup> )	k2 (d <sup>-1</sup> )	kr (d <sup>-1</sup> )	kd (d <sup>-1</sup> )	kr (d <sup>-1</sup> )	ke (d <sup>-1</sup> )
L13: Puente mototaxi	0.18	0.19	2.91	3.31	0.18	3.00	0.50
L12: 50 m aguas arriba de la PTAR Cieneguilla	0.08	0.11	8.24	8.54	0.08	13.00	1.00
L10: 50 m aguas arriba de la PTAR Manchay	0.26	0.40	9.70	11.59	0.40	10.00	0.10
L7: Puente Guayabo	0.30	0.74	7.15	8.42	0.74	8.00	1.00
L6: Puente Quebrada Verde	0.25	0.64	8.99	9.12	0.64	8.00	1.80
L4: 50 m aguas arriba de la PTAR San Bartolo	0.39	0.47	26.08	24.81	0.47	25.00	0.50
L1: Puente Panamericana Sur	0.24	0.32	16.55	16.51	0.32	17.00	1.00

En la Figura 8 se presentan los resultados de la calibración del OD, DBO<sub>5</sub> y EC en la estación L13, punto inicial de evaluación de la calidad del agua; se aprecia que existe correspondencia entre los valores simulados y observados. En tanto, la Figura 9 muestra el resultado al final del recorrido (estación L1: Puente Panamericana Sur), donde también existe una buena correlación entre los valores observados y los simulados.



**Figura 8.** Resultados de la calibración del OD, DBO<sub>5</sub> y EC en la estación L13: puente mototaxi.



**Figura 9.** Resultados de la calibración del OD, DBO<sub>5</sub> y EC en la estación L1: Puente Panamericana Sur.

En la Tabla 3 se muestran los índices de rendimiento obtenidos al comparar los valores de OD, DBO<sub>5</sub> y EC observados con los simulados. En

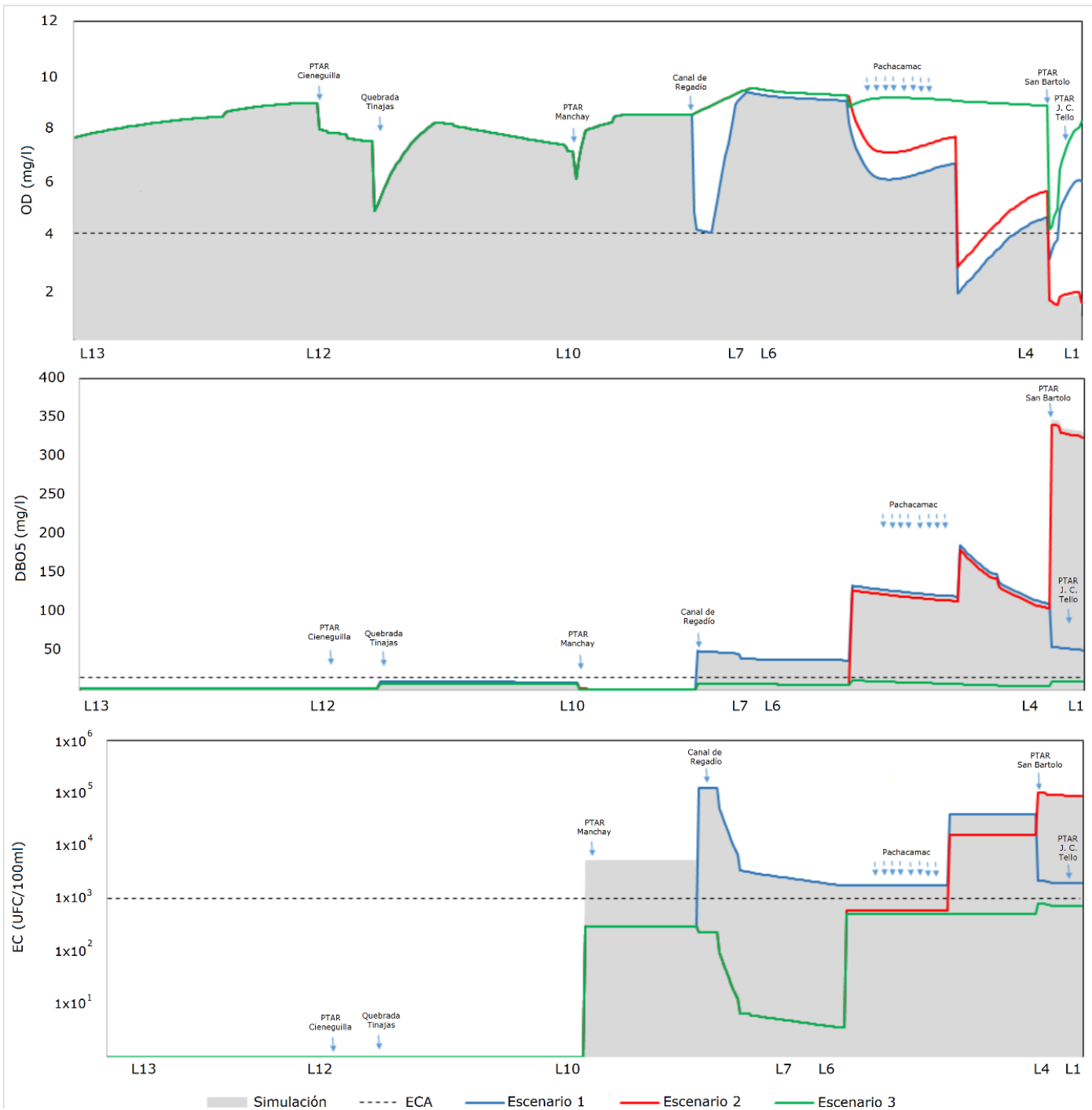
relación con OD, se aprecia que el mejor ajuste se da en la estación L13: puente mototaxi, con valores de 0.81, 0.19 y 0.8116 para el E, RSR y  $r^2$ , en ese orden. Mientras que en la estación L7: Puente Guayabo, se presentan los mejores resultados para la DBO<sub>5</sub> (E = 0.99, RSR = 0.01 y  $r^2$  = 0.9995) y EC (E = 0.99, RSR = 0.01 y  $r^2$  = 0.9993).

**Tabla 3.** Índices de rendimiento entre los valores observados y simulados para el oxígeno disuelto, DBO<sub>5</sub> y *Escherichia coli*.

Tramo de río	Oxígeno disuelto			DBO <sub>5</sub>			<i>Escherichia coli</i>		
	E	RSR	$r^2$	E	RSR	$r^2$	E	RSR	$r^2$
L13: Pte. mototaxi	0.81	0.19	0.8116	0.94	0.06	0.9937	0.95	0.05	0.9995
L12: 50 m antes PTAR Cieneguilla	0.73	0.27	0.8155	0.74	0.26	0.7569	0.87	0.13	0.8993
L10: 50 m antes PTAR Manchay	0.62	0.38	0.6656	0.81	0.19	0.8906	0.94	0.06	0.9714
L7: Pte. Guayabo	0.77	0.23	0.8058	0.99	0.01	0.9995	0.99	0.01	0.9993
L6: Pte. Quebrada Verde	0.66	0.34	0.9678	0.97	0.03	0.9768	0.98	0.02	0.9875
L4: 50 m antes PTAR San Bartolo	0.71	0.29	0.7255	0.88	0.12	0.8837	0.97	0.03	0.9737
L1: Pte. Panamericana Sur	0.60	0.40	0.6182	0.84	0.16	0.9593	0.79	0.21	0.89

En lugares donde el deterioro de la calidad del agua amenaza la sostenibilidad del ecosistema, las autoridades del agua deben identificar las causas y prescribir acciones correctivas (Bolinches *et al.*, 2020b). Los resultados de los monitoreos de calidad del agua demostraron el deterioro en el tramo estudiado del río, por lo que de acuerdo con los objetivos del trabajo se analizaron diversos escenarios que permitieran identificar las acciones más adecuadas para restaurar la calidad del agua del río Lurín.

En la Figura 10 se observa la evolución espacial de los valores simulados para el OD, DBO<sub>5</sub> y EC ante los distintos escenarios aplicados en la época de estiaje, esto es, en las condiciones más críticas (agosto de 2019). El área sombreada de color gris indica los valores simulados a las condiciones actuales y las líneas de diversos colores representan los resultados de las simulaciones de los escenarios.



**Figura 10.** Evolución espacial de los valores simulados para el OD, DBO<sub>5</sub> y EC totales en periodo de estiaje.

Con las medidas implementadas en el escenario 1, los mayores aumentos en la concentración de OD se dan a 50 m antes de los vertimientos de la PTAR San Bartolo (L4) y en el Puente Panamericana Sur (L1), alcanzando los valores de 4.60 y 6.03 mg.l<sup>-1</sup>, respectivamente. Para el escenario 2 se observan valores de OD de 8.88, 5.60 y 1.79 mg.l<sup>-1</sup> en el puente Guayabo (L7), la estación L4 y en L1, respectivamente. Aplicando el escenario 3 se obtienen concentraciones de 8.88, 8.83 y 8.03 mg.l<sup>-1</sup> de OD para estas mismas estaciones, cumpliéndose en todos los casos con el valor estándar para este parámetro.

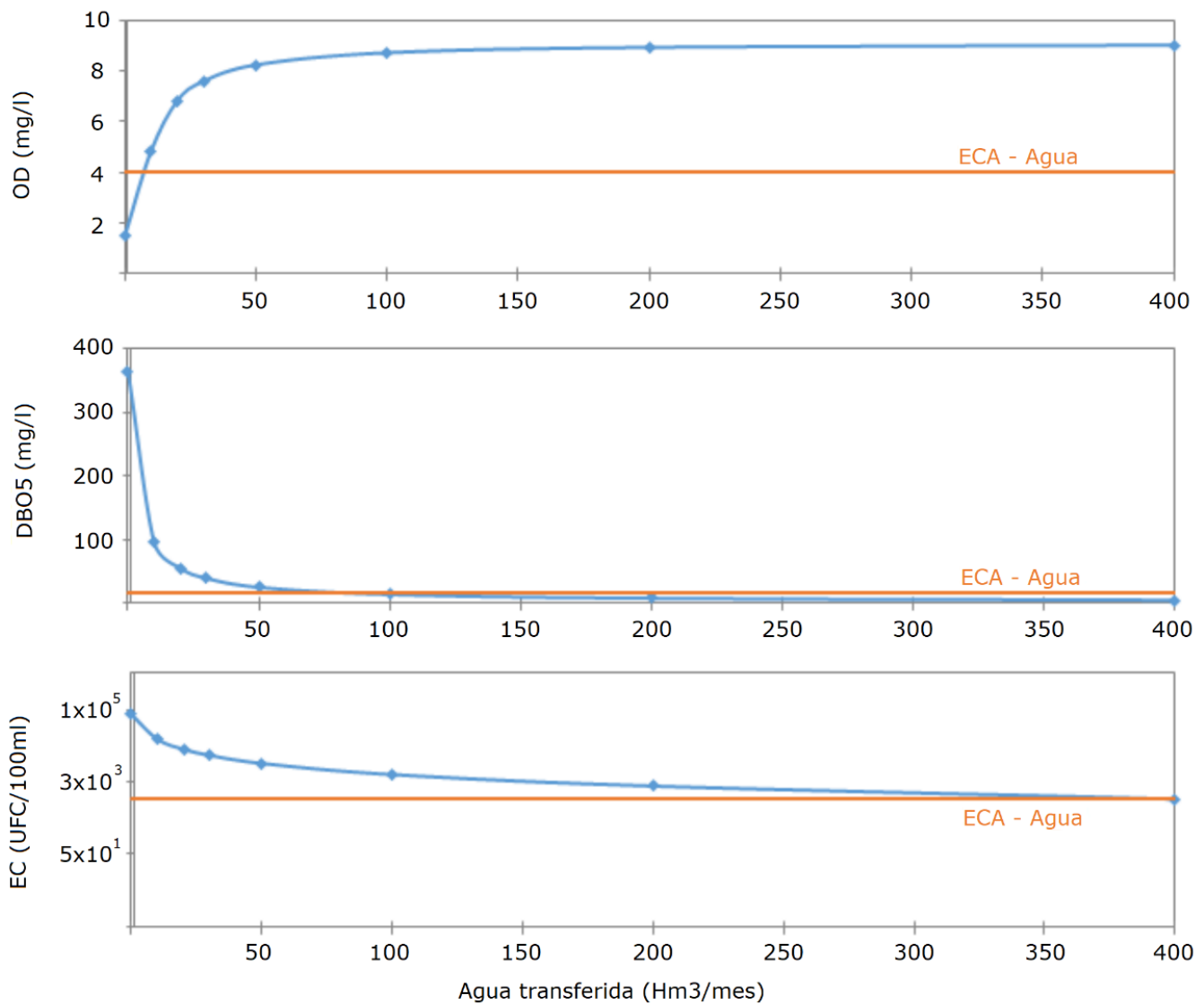
Para la DBO<sub>5</sub>, con las medidas tomadas en el escenario 1 se presentan valores de 48.96, 39.34, 110.47 y 51.57 mg.l<sup>-1</sup> en las estaciones L7, L6, L4 y L1, respectivamente. En el escenario 2 se obtienen los siguientes resultados: 6.81, 6.80, 104.47 y 326.25 mg.l<sup>-1</sup> en las estaciones L7, L6, L4 y L1, respectivamente. En el escenario 3 se obtiene una disminución hasta 4.20 y 10.26 mg.l<sup>-1</sup> de DBO<sub>5</sub> para las estaciones L4 y L1, respectivamente; así se verifica el cumplimiento del valor estándar de DBO<sub>5</sub> ≤ 15 mg.l<sup>-1</sup>.

Por último, para la EC se observa que el escenario 1 produce un descenso en las concentraciones hasta valores de 121 450, 3 248, 39 613 y 1 927 UFC (100 ml)<sup>-1</sup> para las estaciones L7, L6, L4 y L1, respectivamente. El escenario 2 produce una disminución hasta 225, 6, 15 845 y 89 285 UFC (100 ml)<sup>-1</sup> para las estaciones L7, L6, L4 y L1, respectivamente. En tanto que en el escenario 3 se obtienen descensos hasta los 523 y 715 UFC (100 ml)<sup>-1</sup> para las estaciones L4 y L1.



Los resultados descritos hasta aquí indican que aumentar la eficiencia de los procesos de las PTAR existentes, con deficiencias en sus procesos de tratamiento, e implementar una nueva PTAR puede ser una alternativa eficaz para mejorar el estado de las aguas receptoras en este caso particular.

Paredes-Arquiola *et al.* (2016) mencionan que en ríos de régimen irregular se deben construir embalses para aprovechar la oferta de agua durante los periodos de avenida y asegurar un flujo de agua mínimo durante los periodos de sequía que permita satisfacer la demanda de la población, y mantener la calidad del agua en las fechas críticas. Asimismo, Bolinches *et al.* (2020b) proponen como una alternativa para la disminución de los contaminantes en un cuerpo de agua la dilución de éstos por medio de trasvases de agua. En relación con ello, en la Figura 11 se representa el último escenario de gestión, en el cual se evalúa el efecto del trasvase de agua. Se observa que para el caso del OD, una descarga de  $10 \text{ Hm}^3.\text{mes}^{-1}$  ya eleva la concentración hasta  $4.83 \text{ mg.l}^{-1}$ , con lo que se alcanzaría el objetivo ambiental para este parámetro. La  $\text{DBO}_5$  y la EC, sin embargo, se reducirían a concentraciones por debajo del estándar de calidad ambiental solo si el volumen del trasvase fuera por lo menos  $100 \text{ Hm}^3/\text{mes}$  en el primer caso y  $400 \text{ Hm}^3.\text{mes}^{-1}$  en el segundo. Estos resultados indican que la capacidad de trasvase máximo de aproximadamente  $15 \text{ Hm}^3.\text{mes}^{-1}$  que aportaría la construcción de los embalses Chanape (7 MMC) y Huilcapampa (8 MMC) (Sánchez, s.f., diapositiva 13) no sería suficiente para restaurar la calidad del agua en el tramo bajo del río Lurín.



**Figura 11.** Simulación del OD, DBO<sub>5</sub> y EC por transferencia de volumen de agua en periodo seco (agosto 2019) al cauce del río Lurín. Lugar de análisis: Puente Panamericana.

Los resultados de la evaluación de los diferentes escenarios indican que la calidad del agua está estrechamente relacionada con las medidas de gestión que se implementen. Momblanch *et al.* (2015b), en su estudio

acerca del modelado integrado de la cuenca del río Lloregat en España, usando AQUATOOL/SIMGES/GESCAL, concluyen que las capacidades predictivas de este tipo de modelo integrado permite experimentar con diversas alternativas de gestión sin implementarlas realmente, lo que ha sido evidenciado dentro del presente trabajo, pues el modelo ha proporcionado el posible comportamiento de la calidad del agua ante los diversos escenarios planteados.

## Conclusiones

En este estudio se encontró que la subcuenca baja del río Lurín es afectada por efluentes no controlados (contaminación difusa) y descargas de PTAR urbanas que contribuyen al deterioro de la calidad del agua del río, lo que se evidencia por el incumplimiento de los valores estándar establecidos en la normativa peruana para los parámetros analizados, OD, DBO<sub>5</sub> y *Escherichia coli*; especialmente en los periodos de sequía.

Se formuló un modelo de calidad del agua utilizando el módulo GESCAL del sistema del soporte a la decisión AQUATOOL, que se calibró satisfactoriamente a partir de los datos obtenidos del programa de monitoreo de calidad de agua desarrollado. El modelo demostró su utilidad en el análisis del comportamiento de los parámetros de calidad considerados en el presente estudio, OD, DBO<sub>5</sub> y *Escherichia coli*, los cuales fueron emulados con un buen grado de exactitud en el tramo bajo del río Lurín. Gracias a ello, los resultados de las simulaciones realizadas han permitido estimar los beneficios de las diferentes alternativas de gestión propuestas para una mejor toma de decisiones. El escenario 3,

donde se simula la mejora en la eficiencia de las PTAR Manchay y San Bartolo, la clausura del canal de regadío proveniente de la capilla de la zona y el tratamiento de las aguas grises de la población del distrito de Pachacámac resultó ser la mejor alternativa de gestión, pues permite alcanzar los objetivos ambientales en cuanto a calidad del agua.

Es necesario promover en el ámbito Latinoamericano en general y en Perú, en particular, el uso de sistemas de soporte a la decisión como el utilizado en la presente investigación, a fin de favorecer a la toma de decisiones informadas en la gestión de los recursos hídricos a nivel de cuenca.

### Agradecimientos

Los autores agradecen el financiamiento otorgado por el CONCYTEC-FONDECYT en el marco de la convocatoria para Proyectos de Investigación Básica y Aplicada, 2017-02 (Convenio N° 0157-2017-FONDECYT).

### Referencias

- Agudelo, R. M. (2005). El agua, recurso estratégico del siglo XXI. *Revista Facultad Nacional de Salud Pública*, 23(1), 91-102. Recuperado de [http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0120-386X2005000100009&lng=en&tlng=es](http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-386X2005000100009&lng=en&tlng=es)
- ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2016). *Estrategia nacional para el mejoramiento de la calidad de los recursos hídricos*. Recuperado de <https://hdl.handle.net/20.500.12543/210>

ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2019). *Diagnóstico inicial para el plan de gestión de recursos hídricos de las cuencas Chillón, Rímac, Lurín y Chilca*. Recuperado de <https://repositorio.ana.gob.pe/handle/20.500.12543/3901>

ANA, Autoridad Nacional del Agua. (2020). *Estado situacional de los recursos hídricos en las cuencas Chillón-Rímac-Lurín-2017/2018*. Recuperado de <https://hdl.handle.net/20.500.12543/4742>

Bolinches, A., De-Stefano, L., & Paredes-Arquiola, J. (2020a). 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

Bolinches, A., De-Stefano, L., & Paredes-Arquiola, J. (2020b). Designing river water quality policy interventions with scarce data: Case of the Middle Tajo Basin, Spain. *Hydrological Sciences Journal*. DOI: <https://doi.org/10.1080/02626667.2019.1708915>

Bolinches, A., De-Stefano, L., & Paredes-Arquiola, J. (2020c). Too expensive to be worth it? A methodology to identify disproportionate costs of environmental measures as applied to the Middle Tagus River, Spain. *Journal of Environmental Planning and Management*, 63(13), 2402-2424. DOI: 10.1080/09640568.2020.1726731

Bolinches, A., Paredes-Arquiola, J., Garrido, A., & De-Stefano, L. (2020). A comparative analysis of the application of water quality exemptions in the European Union: The case of nitrogen. *Science of the Total Environment*, 739(139891). DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.139891

- Chang, F., & Wang, K. (2013). A systematical water allocation scheme for drought mitigation. *Journal of Hydrology*, 507, 124-133. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2013.10.027
- Dengshuai, C., Jing, L., Xiaonan, Y., Zixiang, Z., Yuqi, P., & Manchun, L. (2020). Quantifying water provision service supply, demand and spatial flow for land use optimization: A case study in the YanHe watershed. *Ecosystem Services*, 43(101117). DOI: 10.1016/j.ecoser.2020.101117
- FFLA, Fundación Futuro Latinoamericano. (2015). *Proceso de conformación del Consejo de Recursos Hídricos de la Cuenca Interregional Chillón, Rímac y Lurín, Perú. Una experiencia de gobernanza. Quito-Ecuador.* Recuperado de [https://aquafondo.org.pe/wp-content/uploads/2016/11/sistematizacion\\_GA\\_cuencas-lima.pdf](https://aquafondo.org.pe/wp-content/uploads/2016/11/sistematizacion_GA_cuencas-lima.pdf)
- Holguín, J. (2003). *Determinación de la tasa de reaireación en un río de montaña colombiano mediante el uso de trazadores* (tesis de pregrado). Universidad de los Andes, Colombia. Recuperado de <https://repositorio.uniandes.edu.co/handle/1992/9089>
- Ma, T., Sun, S., Fu, G., Hall, J. W., Ni, Y., He, L., Yi, J., Zhao, N., Du, Y., Pei, T., Cheng, W., Song, C., Fang, C., & Zhou, C. (2020). Pollution exacerbates China's water scarcity and its regional inequality. *Nature Communications*, 11, 650. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-020-14532-5>

- Martín, M., Hernández-Crespo, C., Andrés-Doménech, I., & Benedito-Durá, V. (2020) Fifty years of eutrophication in the Albufera lake (Valencia, Spain): Causes, evolution and remediation strategies. *Ecological Engineering*, 155. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105932>
- Minnesota Mining and Manufacturing Company. (2003). *Guía de Interpretación-3M Petrifilm Placas para Recuento de Aerobios. Madrid: 3M Microbiology.* Recuperado de [https://jornades.uab.cat/workshopmrama/sites/jornades.uab.cat/workshopmrama/files/Petrifilm\\_guias.pdf](https://jornades.uab.cat/workshopmrama/sites/jornades.uab.cat/workshopmrama/files/Petrifilm_guias.pdf)
- Momblanch, A., Paredes-Arquiola, J., Andreu, J, Ramos, L., Baldeón, W., & García, J. (2015a). *Análisis de medidas para la mejora de la calidad del agua en el tramo bajo del río Lurín (Perú).* Recuperado de [https://www.researchgate.net/publication/283624754\\_Analisis\\_de\\_medidas\\_para\\_la\\_mejora\\_de\\_la\\_calidad\\_del\\_agua\\_en\\_el\\_tramo\\_bajo\\_del\\_rio\\_Lurin\\_Peru](https://www.researchgate.net/publication/283624754_Analisis_de_medidas_para_la_mejora_de_la_calidad_del_agua_en_el_tramo_bajo_del_rio_Lurin_Peru)
- Momblanch, A., Paredes-Arquiola, J., Munné, A., & Manzano, A. (2015b). Managing water quality under drought conditions in the Llobregat River Basin. *Science of the Total Environment*, 503(504), 300-318. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.069>
- Nakamura, C. H., Salla, M. R., De-Jesus, J. A. O., & Da-Silva, G. H. R. (2019). Calibration of mathematical water quality modeling in a river basin under critical conditions. *Water Environment Research*, 91(12), 1678-1691. DOI: 10.1002/wer.1175



- Olortegui, C. (2020). *Modelación hidrológica y de asignación del recurso hídrico para obtener garantías de satisfacción de las demandas. Caso de estudio río Lurín* (tesis de pregrado). Universidad Nacional Agraria La Molina, Perú.
- Palop-Donat, C., Paredes-Arquiola, J., Solera, A., & Andreu, J. (2020). Comparing performance indicators to characterize the water supply to the demands of the Guadiana River basin (Spain). *Hydrological Sciences Journal*, 65(7), 1060-1074. DOI: 10.1080/02626667.2020.1734812
- Paredes-Arquiola, J., Andreu, J., Martín, M., & Solera, A. (2010). Water quantity and quality models applied to the Jucar River Basin, Spain. *Water Resources Management*, 24, 2759-2779. DOI: 10.1007/s11269-010-9578-z
- Paredes-Arquiola, J., Andreu, J., & Solera, A. (2010). A decision support system for water quality issues in the Manzanares River (Madrid, Spain). *Science of the Total Environment*, 408(12), 2576-2589. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2010.02.037
- Paredes-Arquiola, J., Macián-Cervera, V., Pedro-Monzonís, M., Belda, E., Momblanch, A., & Andreu, J. (2016). River water quality modelling under drought situations – the Turia River case. *Proceedings of the International Association of Hydrological Sciences*, 374, 187-192. DOI: 10.5194/piahs-374-187-2016
- Raffo, E., & Ruiz, E. (2014). Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. *Revista de la Facultad de Ingeniería Industrial de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos*, 17(1), 71-80. DOI: 10.15381/idata.v17i1.12035

- Salla, M. R., Paredes-Arquiola, J., Solera, A., Álvarez, J. A., Pereira, C. E., Alamy, J. E., & De-Oliveira, A. L. (2014a). Integrated modeling of water quantity and quality in the Araguari River basin, Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(1), 224-244. DOI: 103856/vol42-issue1-fulltext-19
- Salla, M. R., Ferreira, A. M., Pereira, C. E., Marcio, A. R., & Schmidt, M. A. R. (2014b). Self-cleaning ability of the middle and lower courses of the Uberaba river UPGRH-GD8. *Journal of Urban and Environmental Engineering*, 8(1), 118-133. DOI: <https://doi.org/10.4090/juee.2014.v8n1.118133>
- Sánchez, J. (s.f.). *La experiencia de la Mancomunidad Municipal de la cuenca Lurín y su aporte a la legislación (diapositiva de Power Point)*. Recuperado de <https://smia.munlima.gob.pe/uploads/documento/144a8f3f15c86fe0.pdf>
- Sánchez-Céspedes, J. M., Rodríguez-Miranda, J. P., & Ramos-Sandoval, O. L. (2020). Decision Support Systems (DSS) applied to de formulation of agricultural public policies. *Tecnura*, 24(66), 95-108. DOI: <https://doi.org/10.14483/22487638.15768>
- Sušnik, J., Vamvakeridou-Lyroudia, L., Savic, D., & Kapelan, Z. (2012) Integrated system dynamics modelling for water scarcity assessment: Case study of the Kairouan region. *Science of the Total Environment*, 440, 290-306. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2012.05.085

- Van Vliet, M. T. H., Jones, E. R., Flörke, M., Franssen, W. H. P., Hanasaki, N., Wada, Y., & Yearsley, J. R. (2021). Global water scarcity including surface water quality and expansions of clean water technologies. *Environmental Research Letters*, 16, 02402. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abbfc3>
- Vélez-Azañero, A., Lizárraga-Travaglini, A., Alvarado, J., & La-Rosa, V. (2016). Insectos epigeos de la cuenca baja del río Lurín, Lima, Perú. *The Biologist*, 14(2), 387-399. DOI: <https://doi.org/10.24039/rtb2016142115>
- von Sperling, M. (2007) Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Volume 7. Em: *Estudos e modelagem da qualidade da água de rios*. Belo Horizonte, Brasil: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais.