

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

**ESCUELA DE POSGRADO
MAESTRÍA EN RECURSOS HÍDRICOS**



**“CAMBIO CLIMÁTICO Y CALIDAD DEL AGUA DE LA
PARTE BAJA DEL RÍO LURÍN, EMPLEANDO EL
SISTEMA AQUATOOL”**

Presentada por:

KÁTHERINE JEANNETTE OSORIO DÍAZ

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE MAESTRO
MAGISTER SCIENTIAE EN RECURSOS HÍDRICOS**

Lima – Perú

2022

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

**ESCUELA DE POSGRADO
MAESTRÍA EN RECURSOS HÍDRICOS**

**“CAMBIO CLIMÁTICO Y CALIDAD DEL AGUA DE LA
PARTE BAJA DEL RÍO LURÍN, EMPLEANDO EL SISTEMA
AQUATOOL”**

**TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE MAESTRO
MAGISTER SCIENTIAE**

Presentada por:

KÁTHERINE JEANNETTE OSORIO DÍAZ

Sustentada y aprobada ante el siguiente jurado:

Ph.D. Eusebio Ingol Blanco
PRESIDENTE

Dra. Lía Ramos Fernández
ASESOR

Mg.Sc. Ricardo Apacla Nalvarte
MIEMBRO

Mg.Sc. Teresa Velásquez Bejarano
MIEMBRO

Dra. Rosemary Vela Cardich
CO-ASESOR

DEDICATORIA

Dedico esta tesis de investigación, a mi papá y a mi mamá quienes permanecen a mi lado en las buenas y en las malas, motivándome día a día a la superación personal y profesional.

Además, dedico esta tesis de investigación a mis abuelos, abuelas, tíos, tías, primas, hermana y sobrino por sus palabras de aliento y voluntad de progresar.

AGRADECIMIENTO

Le doy gracias a Dios todopoderoso quien en su inmensa bondad y sabiduría, me guía para ser mejor que mi yo del pasado y por darme la oportunidad de desafiarme a mí misma realizando esta investigación.

Agradezco a mis padres y familiares por su motivación, confianza y gran actitud frente a los desafíos que se presentan día a día, que son superados gracias a la unión entre los miembros. Gracias a la Dra. Lía Ramos Fernández por su apoyo para realizar esta maestría y esta investigación, gracias por las enseñanzas y consejos. Agradezco a la Dra. Rosemary Vela Cardich por sus comentarios, sugerencias y soporte a la investigación.

Además, le doy gracias a las instituciones y profesionales que generaron y brindaron la información necesaria para esta investigación, especialmente a aquellos que me facilitaron su acceso.

Un muy sincero agradecimiento por la ayuda y asesoría desinteresada de amigos, amigas, compañeros y compañeras, que agilizaron en gran medida el desarrollo de esta investigación y permitieron su culminación. Les deseo lo mejor.

Mi gratitud al FONDECYT (Fondo Nacional de Desarrollo Científico y Tecnológico) que apoyó, mediante financiamiento, la realización del 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); del cual, esta investigación es parte.



ÍNDICE GENERAL

I.	INTRODUCCIÓN	1
1.1.	GENERALIDADES	1
1.2.	OBJETIVO GENERAL.....	3
1.3.	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	4
II.	REVISIÓN DE LITERATURA	5
2.1.	MODELO HIDROLÓGICO DISTRIBUIDO TETIS	5
2.1.1.	Calibración del modelo TETIS	7
2.1.2.	Aplicaciones con el modelo TETIS	8
2.2.	CAMBIO CLIMÁTICO	8
2.2.1.	Trayectorias de concentración representativas	8
2.2.2.	Modelos climáticos	10
2.2.3.	Proyección de precipitación y temperatura en Perú frente al cambio climático.....	10
2.3.	CALIDAD DE AGUA.....	12
2.3.1.	Características físicas, químicas y biológicas.....	13
2.3.2.	Estándares de calidad ambiental para agua.....	14
2.3.3.	Límites máximos permisibles	15
2.3.4.	Modelación de calidad de agua.....	16
2.4.	ANTECEDENTES	19
2.4.1.	Implementación del sistema de soporte a la decisión AQUATOOL.....	20
III.	MATERIALES Y MÉTODOS	32
3.1.	ZONA DE ESTUDIO	32
3.2.	MATERIALES	33
3.2.1.	Información climática e hidrométrica histórica	33
3.2.2.	Información climática grillada del CMIP5 proyectada al 2020-2050	37
3.2.3.	Información geográfica grillada.....	38
3.3.	PROCEDIMIENTO.....	40
3.3.1.	Proyección del caudal en Antapucro bajo diferentes escenarios en el marco del cambio climático.....	40
3.3.2.	Proyección de la calidad de agua bajo diferentes escenarios en el marco del cambio climático.....	44
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	45
4.1.	PROYECCIÓN DEL CAUDAL EN ANTAPUCRO BAJO DIFERENTES ESCENARIOS EN EL MARCO DEL CAMBIO CLIMÁTICO	45
4.1.1.	Proyección de la precipitación, temperatura y ETo al 2020-2050.....	45

4.1.2.	Formulación del modelo TETIS	52
4.1.3.	Proyección de caudal en Antapucro al 2020-2050	54
4.2.	PROYECCIÓN DE LA CALIDAD DE AGUA BAJO DIFERENTES ESCENARIOS EN EL MARCO DEL CAMBIO CLIMÁTICO	60
4.3.	DISCUSIONES FINALES	70
V.	CONCLUSIONES	74
VI.	RECOMENDACIONES.....	76
VII.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	77
VIII.	ANEXOS	91

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1: Factores correctores y los respectivos parámetros ajustados del modelo TETIS....	7
Tabla 2: Características principales de las RCP 2.6, 4.5, 6.0 y 8.5	9
Tabla 3: Categoría 3 (riego de vegetales y bebida de animales) de los ECA para agua	15
Tabla 4: Límites máximos permisibles para los efluentes de PTAR.....	16
Tabla 5: Zonas de influencia de un vertido de agua residual en un río	16
Tabla 6: Estaciones de monitoreo de calidad de agua en la cuenca baja del río Lurín	23
Tabla 7: Ecuaciones predictivas de las tasas de reaireación en ríos	27
Tabla 8: Parámetros de calibración del OD, DBO ₅ y <i>E. coli</i> en la cuenca baja del río Lurín.....	29
Tabla 9: Índices de eficiencia de la calibración del OD, DBO ₅ y <i>E. coli</i>	31
Tabla 10: Información disponible en las estaciones de la zona de estudio para 1950-2018	34
Tabla 11: Descripción de los GCM usados en la presente investigación	38
Tabla 12: Tipos de cobertura vegetal en la cuenca del río Lurín	39
Tabla 13: Factores correctores de parámetros calibrados a nivel mensual en San Damián.....	53
Tabla 14: Grados de significancia de la variación de caudal proyectado.....	57
Tabla 15: Grado de significancia de la variación del caudal anual proyectado al 2020-2050 respecto del histórico (1968-2018) en Antapucro	59
Tabla 16: Caudal histórico (1968-2018) y proyectado al 2020-2050 a nivel estacional en Antapucro	94
Tabla 17: Grado de significancia de la variación del caudal mensual proyectado al 2020-2050 respecto del histórico (1968-2018) en Antapucro	95
Tabla 18: Parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L13 (Puente Mototaxi).....	96
Tabla 19: Parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L12 (50 m antes de PTAR Cieneguilla).....	97
Tabla 20: Parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L11-EF (PTAR Cieneguilla).....	98
Tabla 21: Parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L10 (50 m aguas arriba de PTAR Manchay)	99
Tabla 22: Parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L9-EF (PTAR Manchay)	100

Tabla 23: Parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L8-C (canal de regadío)	101
Tabla 24: Parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L7 (Puente Guayabo).....	102
Tabla 25: Parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L6 (Puente Quebrada Verde).....	103
Tabla 26: Parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L5 (Bocatoma Lurín)	104
Tabla 27: Parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L4 (50 m aguas arriba de PTAR San Bartolo)	105
Tabla 28: Parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L3-EF (PTAR San Bartolo)	106
Tabla 29: Parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L2-EF (PTAR-Julio C. Tello)	107
Tabla 30: Parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L1 (Puente Panamericana Sur)	108

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Esquema conceptual de tanques a nivel de celda del modelo TETIS	6
Figura 2: Movimiento horizontal propuesto por el modelo TETIS (simplificación 2D)	6
Figura 3: Emisiones antropógenas de CO ₂ y cambio de temperatura, según RCP	9
Figura 4: Evolución de los modelos climáticos globales	11
Figura 5: <i>Downscaling</i> estadístico.....	11
Figura 6: <i>Downscaling</i> dinámico.....	12
Figura 7: Procesos en la evolución de la concentración de un contaminante en ríos.....	17
Figura 8: Topología de la asignación del recurso hídrico por comisión de regantes	21
Figura 9: Validación del módulo SIMGES en la estación hidrométrica Manchay	22
Figura 10: Red hidrográfica de la cuenca baja del río Lurín desarrollado en el módulo SIMGES (esquema simplificado)	23
Figura 11: Parámetros de calidad de los efluentes de PTAR y un canal de regadío en la cuenca baja del río Lurín (la línea verde es el ECA)	24
Figura 12: Parámetros de calidad en estaciones de monitoreo en la cuenca baja del río Lurín (la línea verde es el ECA)	25
Figura 13: Curvas de la DBO en efluentes de las cuatro PTAR en la cuenca baja del río Lurín.....	26
Figura 14: Parámetros k_1 , k_d y k_r en la cuenca baja del río Lurín	28
Figura 15: Calibración del OD, DBO ₅ y <i>E. coli</i> en la estación de monitoreo L13 (Puente Mototaxi).....	30
Figura 16: Calibración del OD, DBO ₅ y <i>E. coli</i> en la estación de monitoreo L1 (Puente Panamericana Sur)	30
Figura 17: Distribución espacial de altitudes, estaciones hidrometeorológicas, parámetros hidrológicos y físicos de la cuenca del río Lurín	32
Figura 18: Distribución espacial de la precipitación, temperatura y ETO histórica anual en la cuenca del río Lurín.....	33
Figura 19: Factor de vegetación (λ) en la cuenca del río Lurín.....	39
Figura 20: Diagrama de flujo de la metodología empleada en la presente investigación ...	40
Figura 21: Representación gráfica de la corrección del error por <i>distribution mapping</i> (<i>eQM</i>)	42
Figura 22: Eficiencia de la información simulada GCM, luego del <i>downscaling</i> estadístico, respecto de la observada para 1977-2005	46
Figura 23: Precipitación, temperatura máxima y mínima anual según 18 simulaciones para 1977-2005	47

Figura 24: Anomalía anual de precipitación, temperatura máxima y mínima según proyecciones al 2020-2050 respecto del observado 1977-2005	45
Figura 25: Distribución espacial de la variación de la precipitación proyectada al 2020-2050 respecto de la histórica 1963-2018	49
Figura 26: Distribución espacial de la variación de la temperatura proyectada al 2020-2050 respecto de la histórica 1950-2018	50
Figura 27: Distribución espacial de la variación ETo proyectada al 2020-2050 respecto de la histórica 1950-2018.....	51
Figura 28: Calibración y validación mensual del modelo TETIS	53
Figura 29: Caudal mensual histórico (1968-2018) y proyectado al 2020-2050 en Antapucro.....	55
Figura 30: Variación del caudal mensual proyectado al 2020-2050 respecto del histórico (1968-2018) en Antapucro	56
Figura 31: Diagrama de cajas del caudal mensual histórico (1968-2018) y proyectado al 2020-2050 en Antapucro según RCP	57
Figura 32: Parámetros de calidad de agua proyectados al 2020-2050 en la estación de monitoreo L13 (Puente Mototaxi).....	61
Figura 33: Parámetros de calidad de agua proyectados al 2020-2050 en la estación de monitoreo L12 (50 m antes de PTAR Cieneguilla)	62
Figura 34: Parámetros de calidad de agua proyectados al 2020-2050 en la estación de monitoreo L10 (50 m aguas arriba de PTAR Manchay).....	63
Figura 35: Parámetros de calidad de agua proyectados al 2020-2050 en la estación de monitoreo L7 (Puente Guayabo).....	64
Figura 36: Parámetros de calidad de agua proyectados al 2020-2050 en la estación de monitoreo L6 (Puente Quebrada Verde).....	66
Figura 37: Parámetros de calidad de agua proyectados al 2020-2050 en la estación de monitoreo L5 (Bocatoma Lurín)	67
Figura 38: Parámetros de calidad de agua proyectados al 2020-2050 en la estación de monitoreo L4 (50 m aguas arriba de PTAR San Bartolo).....	68
Figura 39: Parámetros de calidad de agua proyectados al 2020-2050 en la estación de monitoreo L1 (Puente Panamericana Sur)	70
Figura 40: Distribución espacial de la precipitación histórica (1963-2018) y proyectada al 2020-2050	91
Figura 41: Distribución espacial de la temperatura histórica (1950-2018) y proyectada al 2020-2050	92

Figura 42: Distribución espacial de la ETo histórica (1950-2018) y proyectada al 2020-2050	93
Figura 43: Calibración del OD, DBO ₅ y <i>E. coli</i> en la estación de monitoreo L12 (50 m antes de PTAR Cieneguilla).....	109
Figura 44: Calibración del OD en la estación de monitoreo L10 (50 m aguas arriba de PTAR Manchay)	110
Figura 45: Calibración del OD en la estación de monitoreo L7 (Puente Guayabo)	111
Figura 46: Calibración del OD en la estación de monitoreo L6 (Puente Quebrada Verde).....	112
Figura 47: Calibración del OD en la estación de monitoreo L4 (50 m aguas arriba de PTAR San Bartolo)	113
Figura 48: Calibración de los coliformes totales y termotolerantes en la estación de monitoreo L13 (Puente Mototaxi).....	114
Figura 49: Calibración de los coliformes totales y termotolerantes en la estación de monitoreo L12 (50 m antes de PTAR Cieneguilla)	115
Figura 50: Calibración de los coliformes totales y termotolerantes en la estación de monitoreo L10 (50 m aguas arriba de PTAR Manchay).....	116
Figura 51: Calibración de los coliformes totales y termotolerantes en la estación de monitoreo L7 (Puente Guayabo).....	117
Figura 52: Calibración de los coliformes totales y termotolerantes en la estación de monitoreo L6 (Puente Quebrada Verde).....	118
Figura 53: Calibración de los coliformes totales y termotolerantes en la estación de monitoreo L4 (50 m aguas arriba de PTAR San Bartolo).....	119
Figura 54: Calibración de los coliformes totales y termotolerantes en la estación de monitoreo L1 (Puente Panamericana Sur)	120

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1: Proyección de la precipitación, temperatura y ETo	91
Anexo 2: Caudal proyectado en Antapucro al 2020-2050	94
Anexo 3: Monitoreo de calidad de agua en la cuenca baja del río Lurín durante 2018-2019	96
Anexo 4: Calibración del OD, DBO ₅ y <i>E. coli</i> durante 2018-2019.....	109
Anexo 5: Calibración de los coliformes totales y termotolerantes durante 2018-2019.....	114

ABREVIATURAS

Abreviatura	Descripción
δ	Coefficiente de variación
ANA	Autoridad Nacional del Agua del Perú
CC	Coefficiente de correlación
CDF	Función de distribución acumulada
CE	Conductividad eléctrica
CMIP5	Proyecto de Comparación de Modelos Acoplados Quinta Fase (<i>Coupled Model Intercomparison Project Fifth Phase</i>)
DBO	Demanda bioquímica de oxígeno
DBO ₅	Demanda bioquímica de oxígeno medida al quinto día
DBO _u	Demanda bioquímica de oxígeno medida al degradarse toda materia orgánica
DE	Desviación estándar
DQO	Demanda química de oxígeno
DS	Diferencias significativas
<i>E. coli</i>	<i>Escherichia coli</i>
ECA	Estándares de calidad ambiental
eQM	<i>Empirical quantile mapping</i>
ESA CCI	<i>Climate Change Initiative led by the European Space Agency</i>
ESM	Modelo del sistema Tierra
ET _o	Evapotranspiración de referencia
Ev	Error en volumen
FAO	Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura
FC	Factor corrector
GCM	Modelo climático global (<i>Global climatic model</i>)
GEI	Gases de efecto invernadero
IPCC	Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático
k ₁	Constante de degradación de materia orgánica en laboratorio a 20 °C
k ₂	Constante de reaireación
k _d	Constante de desoxigenación en el río
k _e	Constante cinética de degradación de primer orden

k_r	Constante de reaireación atmosférica
LMP	Límites máximos permisibles
ln NSE	Índice de logaritmo de Nash-Sutcliffe
LP DAAC	<i>Land Processes Distributed Active Archive Center</i>
MED	Modelo de elevación digital
NPM	Número más probable
NSE	Índice de Nash-Sutcliffe
OD	Oxígeno disuelto
PE	Promedio estacional
pH	Potencial de hidrógeno
PTAR	Plantas de tratamiento de aguas residuales domésticas o municipales
R	Correlación de Pearson
r^2	Coefficiente de determinación
RCP	Trayectorias de concentración representativas (<i>representative concentration pathways</i>)
RCM	Modelo climático regional
RMSE	Raíz del error cuadrático medio
RSR	Error cuadrático medio normalizado
SCE-UA	<i>Shuffled Complex Evolution-University of Arizona</i>
SENAMHI	Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú
SNHT	<i>Standard Normal Homogeneity Test</i>
SS	Sólidos suspendidos
SST	Sólidos suspendidos totales
ST	Sólidos totales
T	Temperatura

RESUMEN

La cuenca costera y árida del río Lurín presenta dificultades en la gestión del recurso hídrico, afectando la agricultura y ganadería, principales actividades económicas. El objetivo del estudio fue evaluar los efectos del cambio climático en la calidad del agua de la cuenca baja del río, bajo diferentes escenarios al 2020-2050. El *downscaling* estadístico de las proyecciones de precipitación y temperatura de seis modelos climáticos globales del CMIP5, bajo tres escenarios de emisión (RCP 2.6, 4.5 y 8.5) junto con información geográfica, se ingresaron al modelo hidrológico distribuido TETIS; resultando en caudales proyectados que fueron ingresados al sistema AQUATOOL para proyectar la calidad de agua según RCP. Para el 2020-2050, se espera en las cuencas baja y media que: la precipitación aumente a 94-472 mm, la temperatura aumente hasta 3 °C y la evapotranspiración se reduzca a 988-1191 mm y 1036-1311 mm con históricos de 985-1203 mm y 1111-1243 mm, respectivamente. En el caudal anual proyectado en la cuenca media, se espera en el periodo seco (con histórico 0,2-2,8 m³/s) un aumento a: 0,4-11,4 m³/s; 0,4-11,9 m³/s y 0,4-11,1 m³/s para los RCP 2.6, 4.5 y 8.5, respectivamente. Además, la calidad de agua del río Lurín proyectada disminuiría en el recorrido aguas abajo por mayor presencia de contaminantes, con julio-septiembre como el periodo más crítico por el menor caudal proyectado durante el año; sin embargo, respecto al histórico (2018-2019), dicha calidad de agua proyectada mejoraría debido al aumento de caudal en el periodo seco, con variaciones máximas en: la OD de 4 mg/l; la DBO₅, de -386 mg/l (RCP 2.6); la *E. coli*, de -9,3x10⁴ NMP/100 ml (RCP 4.5); los coliformes termotolerables, de -3,3x10⁵ NMP/100 ml y los coliformes totales, de -1,8x10⁶ NMP/100 ml (RCP 8.5); pero sin cumplir el estándar de calidad ambiental para agua de riego de vegetales y bebida de animales.

Palabras clave: CMIP5, *downscaling* estadístico, *Escherichia coli*, módulo GESCAL, oxígeno disuelto.

SUMMARY

Lurin's river basin, a coastal arid basin, hinders water resources management in quantity and quality, affecting the development of its main economic activities: agriculture and cattle. Climate change effects on water quality in basin's lower zone under different scenarios to 2020-2050, were analyzed. The statistical downscaling of precipitation and temperature projections of six global climate models (GCM) from the CMIP5, under three representative concentration pathways (RCP 2.6, 4.5 and 8.5) together with geographic information, were TETIS distributed hydrological model's inputs; then, the projected river flow outputs were entered into AQUATOOL's system modules to get projected water quality under different scenarios. By 2020-2050, it is expected in the lower and middle basin's zones that: rainfall would increase (94-472 mm), temperature would increase until 3 °C and evapotranspiration would decrease (988-1191 mm and 1036-1311 mm in comparison with historical data 985-1203 mm and 1111-1243 mm, respectively). In the projected annual river flow in the middle zone, an increase is expected mainly at dry period (with historical data 0,2-2,8 m³/s) with values for: RCP 2.6, from 0,4 to 11,4 m³/s; RCP 4.5, from 0,4 to 11,9 m³/s and RCP 8.5, from 0,4 to 11,1 m³/s. Furthermore, the closer to the river mouth you get, the lower is the water quality during the year due to the higher number of pollution dumpings; besides, the most critical period would be july-september because it has the lower projected river flow among the year. However, in comparison to the historical data (2018-2019), downstream projected water quality would show an improvement thanks to the increased river flow at dry period, with maximum variations at: DO, of 4 mg/l; BOD₅, of -386 mg/l (RCP 2.6); *E. coli*, of -9,3x10⁴ CFU/100 ml (RCP 4.5); thermotolerant coliforms, of -3,3x10⁵ NMP/100 ml and total coliforms, of -1,8x10⁶ NMP/100 ml (RCP 8.5); but without satisfying environmental quality standards for vegetable irrigation and cattle drinking water.

Keywords: CMIP5, statistical downscaling, *Escherichia coli*, GESCAL module, dissolved oxygen

I. INTRODUCCIÓN

1.1. GENERALIDADES

Las variaciones de precipitación y temperatura, especialmente en regiones áridas, son vulnerables a futuro bajo escenarios de cambio climático. La ocurrencia del cambio climático se evidencia con el calentamiento de la atmósfera, el aumento del nivel del mar y la reducción de la masa glaciaria; por ende, el riesgo de inundaciones, la pérdida de fuentes de agua dulce en zonas costeras y la inseguridad alimentaria son temas de análisis en la actualidad (IPCC 2018). Perú está muy expuesto a los impactos negativos del cambio climático, debido a factores como una base productiva afectada por el clima, pobreza, poca articulación institucional y debilidad en la gobernanza del desarrollo (MINAM 2016).

La cuenca del río Lurín que nace en la cordillera de los Andes, se localiza en la costa central del Perú cuyo clima árido con escasez de lluvia e inadecuado manejo de fuentes de agua, ocasionan un ineficiente desarrollo de la agricultura y ganadería, principales actividades económicas en la cuenca (Chapple & Montero 2016). La poca información hidrometeorológica disponible, genera dificultad para planificar una buena gestión del recurso hídrico (Asurza *et al.* 2018; Hamel *et al.* 2020). La disponibilidad de agua es fundamental para la producción de alimentos, la generación de energía hidroeléctrica y el desarrollo sostenible (Anjum *et al.* 2019).

El valle de Lurín ha perdido una tercera parte de su área agrícola debido a la presión del uso de suelo para fines industriales y residenciales; además del riesgo medio de sequía en el 56 por ciento de la superficie, la ocurrencia del 93 por ciento de la precipitación anual sólo en diciembre-abril, la escasez de caudal en el periodo seco con 0,9 m³/s frente a 10,4 m³/s en el periodo húmedo (valores para la cuenca media) y de la inexistencia de obras de regulación que eviten la pérdida de agua al Océano Pacífico (ANA 2019); se han convertido en amenazas para las condiciones hídricas y ambientales que podrían conducir a impactos agro-económicos severos. Por lo tanto, la proyección de los recursos hídricos bajo el contexto de

cambio climático, es un requisito previo para la planificación, la gestión y la explotación de estructuras hídricas (Anjum *et al.* 2019) en la cuenca del río Lurín a futuro.

En los últimos años, diferentes autores han usado información simulada de varios GCM del CMIP5, que son representaciones del sistema climático de la Tierra, como entrada para las proyecciones hidrológicas, a fin de evaluar los impactos del cambio climático en diversas cuencas fluviales en todo el mundo (Anjum *et al.* 2019). Sin embargo, la información climática de los GCM es menos precisa a escala local por su baja resolución espacial; por lo que, es necesario mejorarla por medio del *downscaling* estadístico o dinámico (Xue *et al.* 2014). El *downscaling* estadístico brinda resultados de alta resolución espacial a escala de cuenca, mediante una relación empírica entre la información simulada del GCM y la obtenida a escala de cuenca, a través de estaciones meteorológicas (Mahmood & Jia 2016).

Ya que los modelos hidrológicos utilizan esta información climática como entrada para vincular el cambio climático y la respuesta hidrológica de una cuenca, el modelo hidrológico distribuido TETIS puede proyectar los caudales incorporando los impactos inducidos por el clima a escala de cuenca. Este modelo presenta ventajas como parámetros físicamente basados, usa información geográfica grillada (altitud, pendiente, cobertura vegetal, conductividad hidráulica, etc) y conceptualiza cada celda como un esquema de siete tanques de almacenamiento que representa el proceso hidrológico; siendo el modelo una herramienta de gestión del recurso hídrico (Orozco *et al.* 2018; Puertes *et al.* 2020).

Además de proyectar el caudal del río bajo escenarios de cambio climático, se puede proyectar la calidad de agua usando módulos de simulación de gestión y de evaluación de calidad de agua a nivel de cuenca (SIMGES y GESCAL, respectivamente), pertenecientes al sistema de soporte a la decisión AQUATOOL; debido a que este sistema permite ingresar información como suministros, déficits, reservas, retornos, caudales y otras variables relacionadas a la gestión del agua de una cuenca y; simular la evolución de contaminantes de agua en tramos de río y embalses (Momblanch *et al.* 2015; Palop-Donat *et al.* 2020).

Ambos módulos del sistema AQUATOOL trabajan en conjunto permitiendo analizar íntegramente las relaciones entre gestión y calidad de agua (Momblanch *et al.* 2015; Palop-

Donat *et al.* 2020), con resultados satisfactorios de calibración y validación en las cuencas del río Araguari (Brasil), Llobregat y Júcar (España), pese a la escasa y dispersa información observada; permitiendo por ende, simular la gestión del agua para condiciones actuales y propuestas en la cuenca, además del análisis espacio-temporal de parámetros de calidad de agua (como OD, DBO₅, conductividad, nitrógeno, fósforo, etc), especialmente durante periodos de escasez hídrica, en los cuales, los efectos del cambio climático se percibirían con mayor notoriedad (Hunink *et al.* 2019; Momblanch *et al.* 2014; Salla *et al.* 2014).

El objetivo de la investigación fue evaluar los efectos en la calidad del agua de la cuenca baja del río Lurín durante 2020-2050 bajo diferentes escenarios en el marco del cambio climático, resultado de seis GCM y tres RCP (2.6, 4.5 y 8.5) del CMIP5; obteniendo 45 proyecciones de caudal en la estación Antapucro (cuenca media) con el modelo TETIS calibrado y validado; luego, se estimó el caudal promedio por RCP y gracias a los módulos de gestión y calidad de agua del sistema AQUATOOL (calibrado y validado), se proyectaron cinco parámetros de calidad de agua (OD, DBO₅, coliformes totales, coliformes termotolerantes y *E. coli*) según RCP en ocho puntos del cauce principal de la cuenca baja del río Lurín. Las conclusiones de esta investigación serán útiles para los responsables políticos y gestores del recurso hídrico en la cuenca.

La calidad de agua en la cuenca baja del río Lurín no es la adecuada, agravándose en periodos secos debido al vertimiento de efluentes de cuatro PTAR y de un canal de regadío, que se congregan en esta zona con mayor densidad poblacional; por lo tanto, surgen las siguientes interrogantes: ¿mejorará la calidad del agua la cuenca baja del río Lurín bajo futuros escenarios en el marco del cambio climático?, ¿cómo afectará el caudal y la temperatura en la calidad de agua futura? y ¿cómo se describiría espacio-temporalmente, la calidad de agua en la cuenca baja del río Lurín?

1.2. OBJETIVO GENERAL

Evaluar los efectos en la calidad del agua de la cuenca baja del río Lurín bajo diferentes escenarios en el marco del cambio climático durante el periodo 2020-2050.

1.3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Proyectar el caudal en Antapucro bajo escenarios de cambio climático, con información climática de seis GCM (CanESM2, CCSM4, CNRM-CM5, CSIRO-Mk3.6, MPI-ESM-MR y MRI-CGCM3) y tres RCP (2.6, 4.5 y 8.5), ingresada en el modelo hidrológico distribuido TETIS.
- Evaluar la calidad de agua en la cuenca baja del río Lurín, con los parámetros OD, DBO₅, coliformes totales, coliformes termotolerantes y *E. coli*; bajo escenarios de cambio climático, usando como herramienta de análisis el sistema de soporte a la decisión AQUATOOL.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. MODELO HIDROLÓGICO DISTRIBUIDO TETIS

Es un modelo de tipo conceptual cuyo objetivo es obtener la respuesta hidrológica ocasionada por la precipitación de lluvia o nieve, teniendo en cuenta los diferentes procesos físicos involucrados. “La producción de la escorrentía se basa en la realización de un balance hídrico en cada celda, asumiendo que el agua se distribuye en seis niveles o tanques de almacenamiento conceptuales y conectados entre sí (más un séptimo de cauces cuando lo haya en la celda)”, como puede observarse en la Figura 1 (Francés *et al.* 2014).

La conceptualización del modelo TETIS es una malla interconectada en tres dimensiones (Figura 2): los tres tanques inferiores drenan hacia el correspondiente tanque aguas abajo, siguiendo las direcciones del flujo propuestas por el MED, hasta alcanzar la red de drenaje constituida por cárcavas y cauces (Francés *et al.* 2014).

La modelación hidrológica es afectada por errores en las variables de entrada, en las variables de estado observadas (usualmente el caudal de salida de la cuenca), en la estimación de parámetros y la conceptualización del modelo; además, están los efectos de la escala espacial y temporal (Butts *et al.* 2004; Francés *et al.* 2007). Por ello, el uso de parámetros efectivos permite corregir errores que generan incertidumbre en la modelación; para el modelo TETIS, los parámetros efectivos se ajustan a través de nueve factores correctores que se exponen en la Tabla 1 (Ramos 2013).

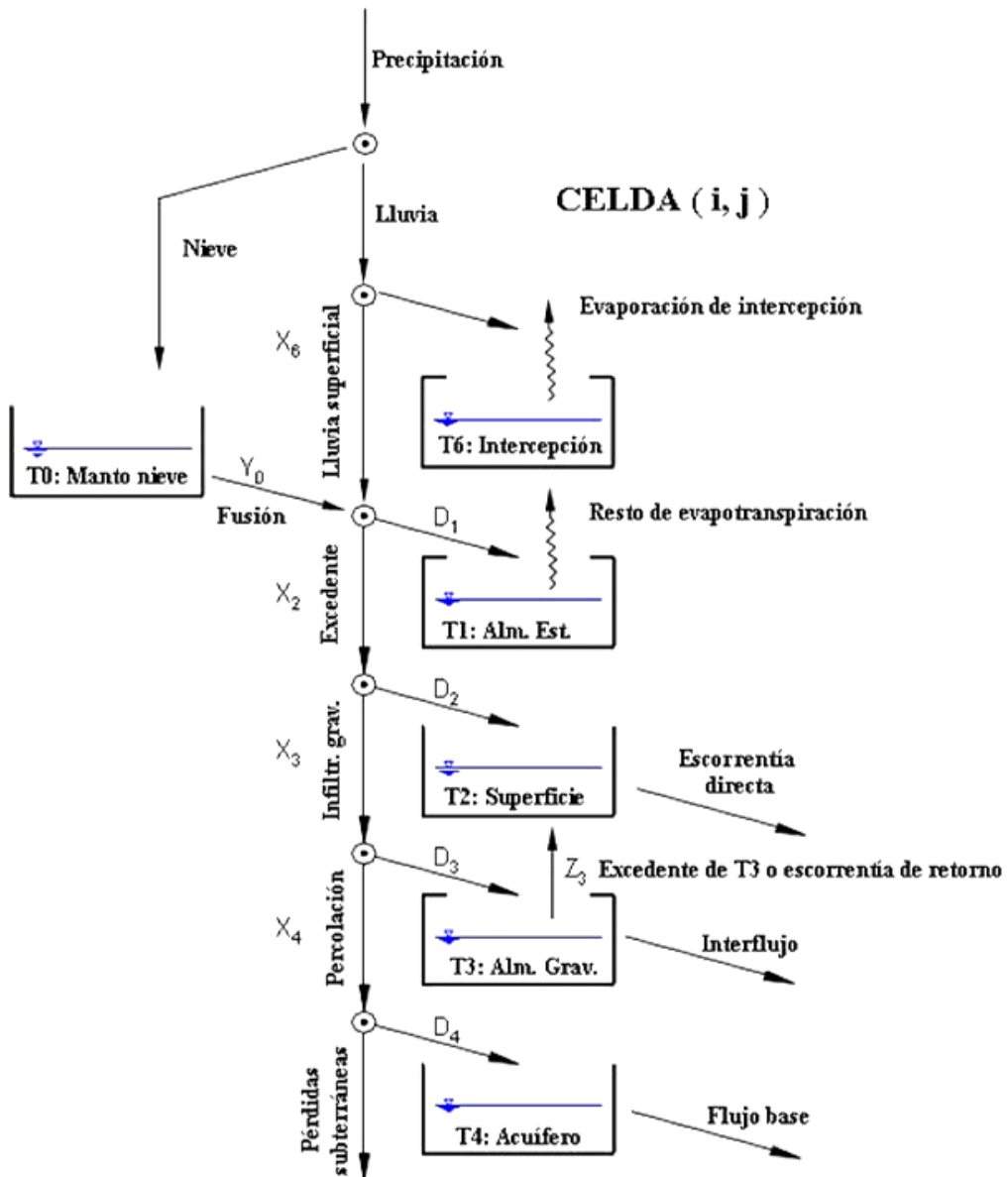


Figura 1: Esquema conceptual de tanques a nivel de celda del modelo TETIS

FUENTE: Francés *et al.* (2014)

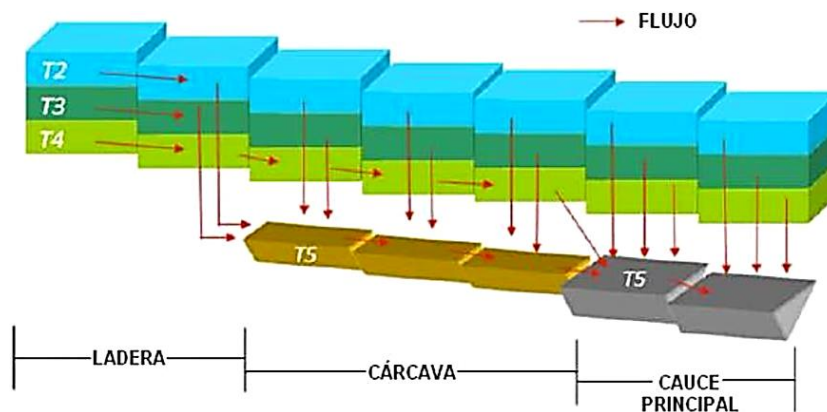


Figura 2: Movimiento horizontal propuesto por el modelo TETIS (simplificación 2D)

FUENTE: Francés *et al.* (2014)

Tabla 1: Factores correctores y los respectivos parámetros ajustados del modelo TETIS

Factor corrector	Parámetro del modelo	Símbolo
FC-1	Almacenamiento capilar del suelo	Hu
FC-2	Factor de vegetación	λ
FC-3	Capacidad de infiltración	Ks
FC-4	Velocidad en ladera	μ
FC-5	Capacidad de percolación	Kp
FC-6	Conductividad hidráulica del interflujo	Kss
FC-7	Capacidad de pérdidas del acuífero	Kps
FC-8	Conductividad hidráulica del acuífero	Ksa
FC-9	Velocidad en los cauces	v

FUENTE: Ramos (2013)

2.1.1. Calibración del modelo TETIS

“La calidad en los resultados de salida de un modelo conceptual lluvia-escorrentía depende de la calidad de los datos de entrada, de la estructura del modelo y del proceso de calibración (Duan *et al.* 1992; Lidén & Harlin 2000; Madsen 2000)”; sin embargo, “los modelos conceptuales tienen una gran capacidad de compensación de los errores en los datos de entrada y son difíciles de calibrar porque han sido creados para unas condiciones muy específicas” (Francés *et al.* 2014).

La calibración automática se realiza con el método SCE-UA; el cual, según Duan *et al.* (1992), obtiene parámetros más agrupados, requiere de un número menor de evaluaciones de la función objetivo y los criterios de estimación son más bajos; además, de acuerdo con Gan & Biftu (1996), es ideal para ser operado por usuarios que no conocen el modelo y obtiene resultados en una sola ejecución (Francés *et al.* 2014).

En la presente investigación, se evaluó la eficiencia del modelo TETIS con el NSE, el RSR y el Ev; siendo la eficiencia *muy buena* para el primer índice, con valor cercano a uno y para los dos últimos, con valor cercano a cero (Donigian 2002; Francés *et al.* 2014; Moriasi *et al.* 2007; Nash & Sutcliffe 1970; Ramos 2013).

2.1.2. Aplicaciones con el modelo TETIS

En Perú, en la cuenca Chancay-Huaral (costa central) se evaluaron los efectos del cambio climático en la oferta hídrica, tomando como información de entrada, las proyecciones de precipitación y temperatura bajo diferentes escenarios de cambio climático. Se usó el modelo TETIS para simular el ciclo hidrológico y obtener la producción de la escorrentía a nivel mensual para cada uno de los escenarios, obteniéndose como resultados, una variación promedio entre -9 y 70 por ciento en la oferta anual de agua y la presencia de un déficit hídrico cada 5 años en promedio hasta el 2045 (Palomino 2015).

En Ecuador, se evaluó la disponibilidad hídrica de la cuenca del río Pindo (zona sur ecuatoriana) realizando un balance hídrico, por lo que se usó el modelo TETIS para examinar los procesos del ciclo hidrológico en dicha cuenca. Como resultados se obtuvieron que la infiltración y el interflujo afectan directamente a la escorrentía; y que en la cuenca alta del río Pindo existe mayor precipitación, infiltración, escorrentía directa e interflujo; mientras que la cuenca baja presenta mayor evapotranspiración y flujo base (Tapia 2016).

2.2. CAMBIO CLIMÁTICO

2.2.1. Trayectorias de concentración representativas

Según el IPCC (2014), “las emisiones antropógenas de GEI dependen principalmente del tamaño de la población, la actividad económica, el estilo de vida, el uso de la energía, los patrones de uso del suelo, la tecnología y la política climática”; basándose en estos factores, las RCP describen cuatro proyecciones en el siglo XXI de emisiones y concentraciones atmosféricas de GEI, emisiones de contaminantes atmosféricos y uso del suelo, en función del forzamiento radiativo, que es una medida de la variación neta del balance energético del sistema Tierra en respuesta a determinadas perturbaciones externas: cuando es positivo conduce a un calentamiento y cuando es negativo, a un enfriamiento (Tabla 2).

Tabla 2: Características principales de las RCP 2.6, 4.5, 6.0 y 8.5

RCP	Forzamiento radiativo al 2100 (W/m ²)	Tipo de mitigación	CO ₂ al 2100 (ppm)	Rango de cambio de temperatura superficial media (°C)	
				2046-2065	2081-2100
RCP 2.6	2,6	Estricta (mantener calentamiento global a menos de 2 °C)	421	0,4 - 1,6	0,3 - 1,7
RCP 4.5	4,5	Escenario intermedio	538	0,9 - 2,0	1,1 - 2,6
RCP 6.0	6,0	Escenario intermedio	670	0,8 - 1,8	1,4 - 3,1
RCP 8.5	8,5	Nivel muy alto de emisiones GEI	936	1,4 - 2,6	2,6 - 4,8

FUENTE: Elaborado con información del IPCC (2013) e IPCC (2014)

Existe una relación casi lineal sólida y continua entre las emisiones de CO₂ acumuladas y la proyección del cambio en la temperatura global al 2100 en las RCP (Figura 3, donde el cambio de temperatura es respecto de 1986-2005). Es prácticamente seguro que se produzcan temperaturas extremas calientes más frecuentes y frías menos frecuentes en la mayoría de las zonas continentales, conforme vaya aumentando la temperatura global en la superficie (IPCC 2014).

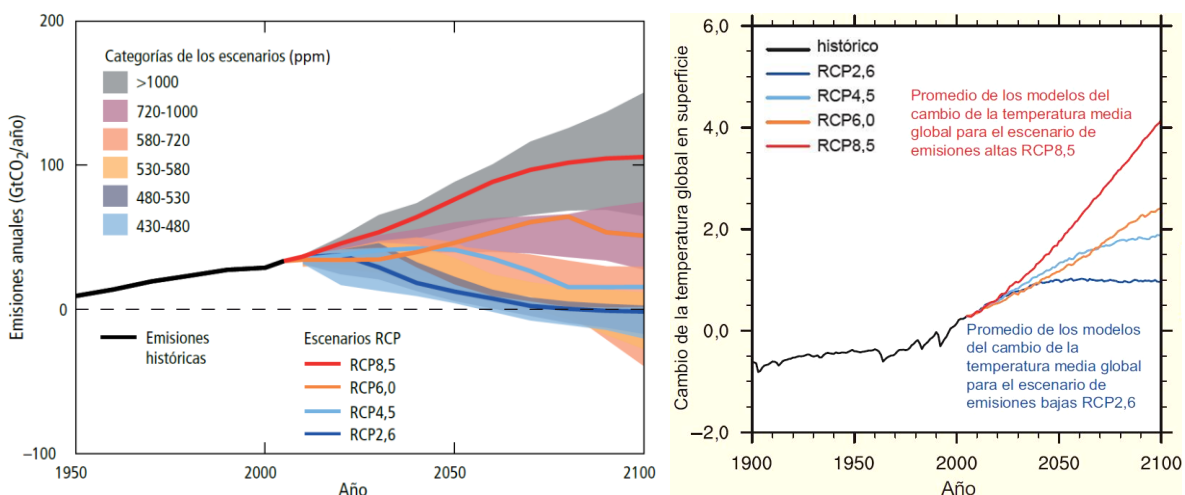


Figura 3: Emisiones antropógenas de CO₂ y cambio de temperatura, según RCP

FUENTE: IPCC (2013); IPCC (2014)

Además, los cambios en la precipitación no serán uniformes: en el RCP 8.5, es probable que en las latitudes altas se experimente un aumento en la precipitación promedio anual (en un 50 por ciento al final el siglo XXI), también es probable que la precipitación promedio disminuya en muchas regiones secas de latitud media y subtropicales (en un 30 por ciento

para finales del siglo XXI, aumentando el riesgo de sequías y expansión de los desiertos) y que en muchas regiones húmedas de latitud media, la precipitación promedio aumente (IPCC 2013; IPCC 2014).

2.2.2. Modelos climáticos

Son representaciones matemáticas de procesos importantes en el sistema climático de la Tierra, utilizan información de los escenarios de emisiones de GEI, contaminantes atmosféricos y uso de tierra, para reproducir patrones observados de temperatura en superficie a escala continental y las tendencias de múltiples decenios (IPCC 2014); haciendo uso de programas informáticos sofisticados que reúnen el conocimiento sobre el sistema climático y simulan las interacciones entre atmósfera, océano, superficie terrestre, nieve, hielo, ecosistema global y una variedad de procesos químicos y biológicos (IPCC 2013).

Los GCM simulan aspectos climáticos como temperatura atmosférica y oceánica, precipitación, vientos, nubes, corrientes oceánicas y extensión del hielo marino (IPCC 2014). Los ESM incluyen la representación de ciclos biogeoquímicos importantes para el cambio climático como: ciclo del carbono en tierra y océano, ciclo del azufre y ozono (IPCC 2013). En la Figura 4 se expone la evolución de los modelos climáticos desde mediados de los setentas hasta el 2013, representado en cilindros que denotan el incremento en el rango y complejidad de los procesos involucrados.

2.2.3. Proyección de precipitación y temperatura en Perú frente al cambio climático

La resolución espacial de los GCM va de 200 a 300 km por lo que, para investigar a nivel local, se usan métodos de *downscaling* que mejoran la resolución de 20 a 60 km (SENAMHI 2005b).

El *downscaling* estadístico (Figura 5), usa las relaciones calibradas de las observaciones para deducir la relación entre el GCM y el clima local; determinándose relaciones empíricas entre observaciones de variables del GCM (predictores) y variables a alta resolución (predictandos) provenientes de un banco de datos de referencia del pasado, aplicando dichas relaciones a los predictores simulados por el GCM (SENAMHI 2005b).

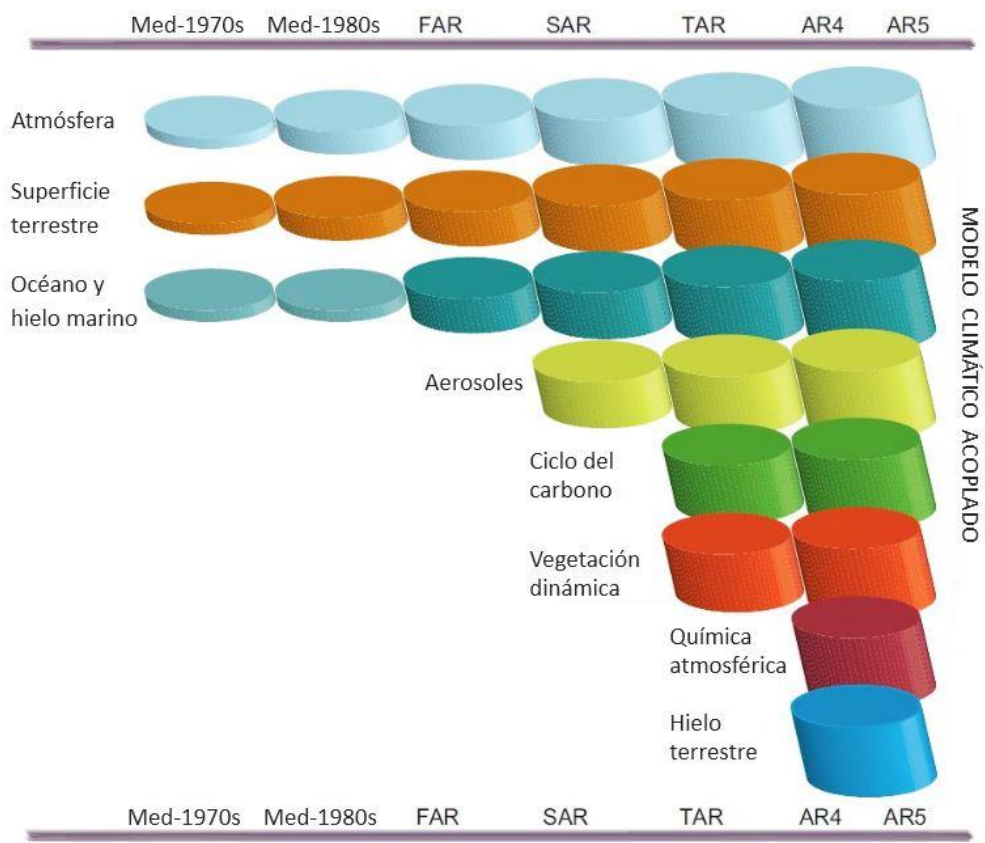


Figura 4: Evolución de los modelos climáticos globales

FUENTE: IPCC (2013)

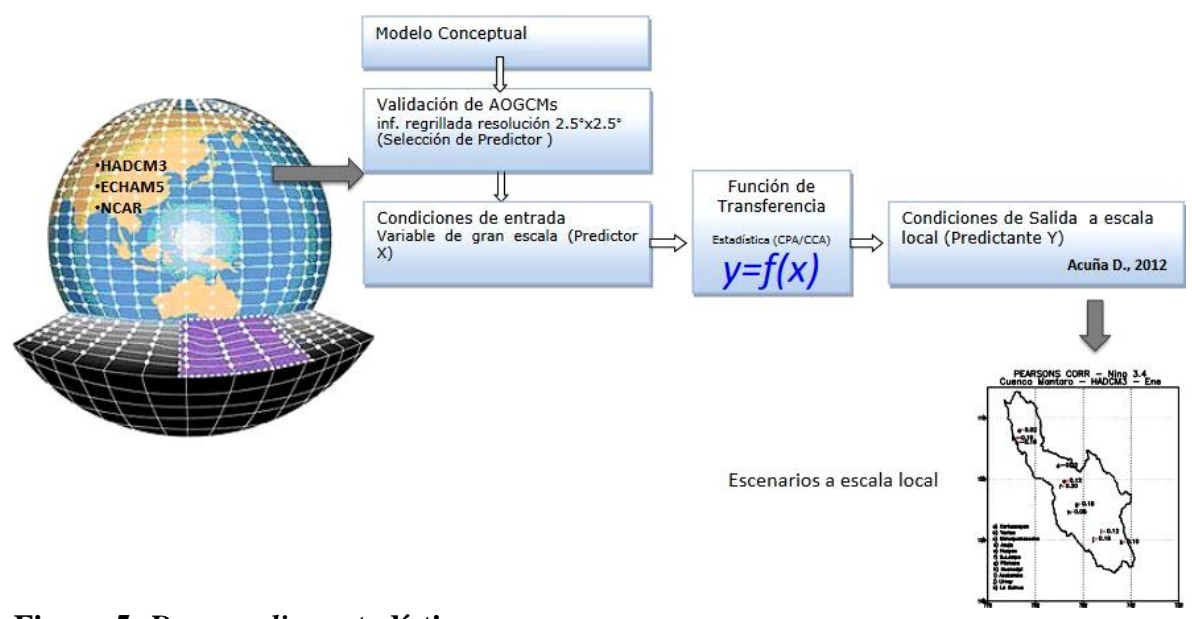


Figura 5: Downscaling estadístico

FUENTE: SENAMHI (2017)

El *downscaling* dinámico (Figura 6) se lleva a cabo mediante un RCM con mayor resolución espacial (WRF-SENAMHI, por ejemplo), determinado por condiciones de contorno dadas por el GCM y el acoplamiento entre ambos modelos es llevado a cabo con el establecimiento de las variables de estado: viento, temperatura, densidad y humedad (SENAMHI 2005b).

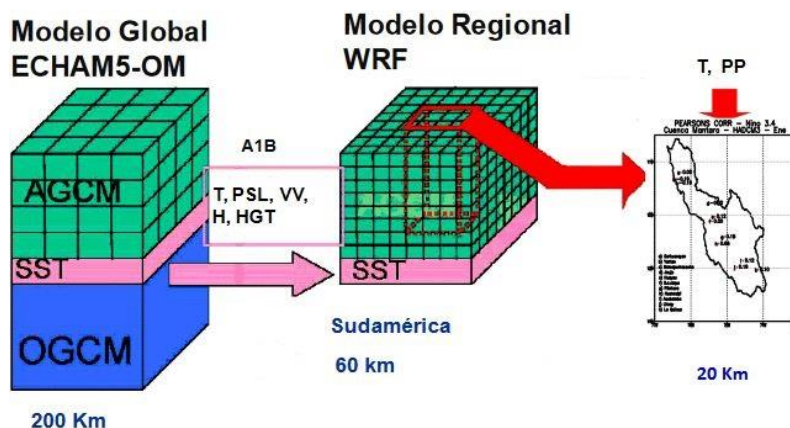


Figura 6: Downscaling dinámico

FUENTE: SENAMHI (2017)

El *downscaling* estadístico es más rápido, con menor costo computacional y es usado por la comunidad científica en investigaciones climáticas alrededor del mundo; su principal ventaja es proveer información a nivel local; por otro lado, su principal desventaja es requerir de un amplio registro histórico en estaciones climáticas para establecer adecuadas relaciones empíricas; además, se asume que éstas relaciones entre escalas globales y locales, se mantienen permanentes en el tiempo (Mahmood & Babel 2013).

2.3. CALIDAD DE AGUA

Está determinada por las características físicas, químicas y biológicas de una muestra de agua comparadas con un estándar establecido; el cual, varía según el tipo de uso como consumo humano, suministro público, agricultura, acuicultura, industria, recreación y producción eléctrica; cabe precisar que el estándar más exigente de calidad de agua se da para el consumo humano y la exigencia es menor para el uso industrial, por ejemplo. La calidad de agua es variable en el espacio y en el tiempo y no puede ser determinada por un sólo parámetro, por eso se requiere de un monitoreo rutinario (UNEP GEMS 2008).

La calidad de agua superficial o subterránea está influenciada por factores naturales y/o

antropogénicos, entre los naturales: meteorización de los minerales del lecho rocoso, procesos atmosféricos (evapotranspiración y viento que deposita polvo y sales), materia orgánica y nutrientes del suelo, factores hidrológicos y biológicos. A menudo, la influencia humana degrada la calidad del agua de forma gradual y la adaptación de los ecosistemas acuáticos a estos cambios, puede que pasen desapercibidos hasta la ocurrencia de un cambio dramático en dicho ecosistema (UNEP GEMS 2008).

Según UNEP GEMS (2008), algunas características que determinan la calidad de agua son:

2.3.1. Características físicas, químicas y biológicas

a. Temperatura

Afecta la velocidad de las reacciones químicas, la fotosíntesis de las algas y plantas acuáticas, el metabolismo de otros organismos y la interacción de contaminantes, parásitos y otros patógenos con los organismos acuáticos.

b. Oxígeno disuelto

Es requerido en el metabolismo de organismos aeróbicos e influye en las reacciones químicas inorgánicas. Su cantidad es inversamente proporcional a la temperatura del agua. Ingresa oxígeno al agua por difusión gracias a movimientos rápidos de flujo como cascadas, corrientes rápidas o resultado de la fotosíntesis.

c. Acidez y alcalinidad

El pH es una escala establecida por la proporción entre iones hidrógeno (H^+) e hidróxido (OH^-) disociados de la molécula de agua (H_2O), si es mayor la cantidad de hidrógeno el agua es ácida; de lo contrario, es alcalina. El pH está relacionado con la producción biológica.

d. Turbidez y sólidos suspendidos totales

La turbidez se refiere a la claridad del agua, causada por el fitoplancton, arcillas, limos, detritos orgánicos, etc. Los SST son sedimentos transportados en los flujos de agua cuyos orígenes son naturales y antropogénicos como la erosión por agricultura, construcción, escorrentía urbana, efluentes industriales, etc (US EPA 1997).

e. Salinidad y conductividad eléctrica

La salinidad es importante para las plantas y animales acuáticos que pueden sobrevivir sólo con cierto rango (Friedl *et al.* 2004), indica la concentración de sales disueltas y la determina iones como cationes mayores (calcio, magnesio, sodio y potasio) y aniones mayores (carbonatos, sulfatos y cloruros). La conductividad mide la capacidad del agua de conducir corriente eléctrica y es proporcional a la concentración de iones.

f. Nitrógeno y fósforo

Macronutrientes necesarios para el metabolismo y crecimiento de organismos; son los principales componentes en las células. La concentración de nitrógeno depende de la actividad biológica; y la de fósforo, de los minerales de la cuenca, la descomposición biológica y la escorrentía de actividades humanas en zonas urbanas y agrícolas.

g. Demanda bioquímica de oxígeno

Refleja el grado de contaminación por materia orgánica. Mide la cantidad de oxígeno removido por los microorganismos aeróbicos para su metabolismo durante la descomposición de materia orgánica: altos niveles de DBO tienden a reflejar bajas concentraciones de OD (UNESCO *et al.* 1996).

h. Microorganismos

Bacterias, protistas, virus y hongos cuya mayoría requiere de carbono orgánico para metabolismo (bacterias y hongos son importantes descomponedores de materia orgánica). La mayoría son beneficiosas para el ser humano y ecosistema acuático; sin embargo, los que causan enfermedades son los patógenos, que son detectados parcialmente por indicadores fecales (animales o humanos) como coliformes totales, coliformes fecales (también llamados coliformes termotolerantes o termotolerables) y *E. coli* (Ashbolt *et al.* 2001).

2.3.2. Estándares de calidad ambiental para agua

Son medidas que establecen el nivel de concentración de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos, presentes en el agua en su condición de cuerpo receptor, que no representa riesgo significativo para la salud de las personas ni al ambiente, según Decreto Supremo N° 004-2017-MINAM. Los ECA constan de cuatro categorías (mencionadas a

continuación) con sus respectivas subcategorías e indicadores.

- Categoría 1: poblacional y recreacional
- Categoría 2: extracción, cultivo y otras actividades marino costeras y continentales
- Categoría 3: riego de vegetales y bebida de animales
- Categoría 4: conservación del ambiente acuático

En la presente investigación se analiza la calidad del agua únicamente con la Categoría 3 (Tabla 3); ya que, son la agricultura y la ganadería, las principales actividades económicas en la zona baja de la cuenca del río Lurín.

Tabla 3: Categoría 3 (riego de vegetales y bebida de animales) de los ECA para agua

Parámetros	Unidad de medida	D1: Riego de vegetales		D2
		Agua para riego no restringido	Agua para riego restringido	Bebida de animales
Físico-químicos				
Conductividad	μS/cm	2500		5000
DBO ₅	mg/l	15		15
OD (valor mínimo)	mg/l	≥ 4		≥ 5
pH	-	6,5 - 8,5		6,5 - 8,4
Temperatura	°C	Δ 3		Δ 3
Microbiológicos y parasitológicos				
Coliformes termotolerantes	NMP/100 ml	1000	2000	1000
<i>E. coli</i>	NMP/100 ml	1000	No aplica	No aplica

FUENTE: MINAM (2017) Decreto Supremo N° 004-2017

2.3.3. Límites máximos permisibles

Son las medidas de concentración o grado de elementos, sustancias o parámetros físicos, químicos y biológicos características de una emisión, que al ser excedida puede causar daños a la salud, al bienestar humano y al ambiente, según Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM. En la presente investigación, se toman en cuenta los LMP para efluentes de PTAR, que son infraestructuras y procesos que permiten la depuración de las aguas residuales domésticas o municipales (Tabla 4); ya que, realizan vertimientos de contaminantes en la cuenca baja del río Lurín.

Tabla 4: Límites máximos permisibles para los efluentes de PTAR

Parámetro	Unidad	LMP de efluentes para vertidos a cuerpos de agua
Aceites y grasas	mg/l	20
Coliformes termotolerantes	NMP/100 ml	10000
DBO	mg/l	100
DQO	mg/l	200
pH	-	6,5 - 8,5
SST	ml/l	150
Temperatura	°C	< 35

FUENTE: Decreto Supremo N° 003-2010-MINAM

2.3.4. Modelación de calidad de agua

a. Vertido de aguas residuales en ríos

Al producirse un vertido de agua residual en un río, se observan variaciones en las concentraciones de algunos parámetros químicos y biológicos, a lo largo de la trayectoria aguas abajo del punto de vertido; los cambios químicos están relacionadas con los de los micro y macroorganismos que habitan en un río. Se puede establecer cuatro zonas de influencia explicadas en la Tabla 5 (Boluda 2015).

Tabla 5: Zonas de influencia de un vertido de agua residual en un río

Zona	Descripción
Degradación	<ul style="list-style-type: none"> • Zona inmediata al vertido de aguas residuales contaminadas. • Existen mayores concentraciones de contaminantes.
Descomposición activa	<ul style="list-style-type: none"> • El oxígeno disuelto desciende a niveles mínimos, cercanos a cero.
Recuperación	<ul style="list-style-type: none"> • Aumento en los niveles de oxígeno disuelto. • El agua en esta zona es más clara. • Reaparecen seres acuáticos macroscópicos. • Disminución en la cantidad de hongos. • Aparecen las algas.
Agua limpia	<ul style="list-style-type: none"> • Se manifiestan condiciones de corriente natural. • Nivel de oxígeno disuelto cercano a la saturación (el máximo que se puede encontrar en un cuerpo de agua natural). • Existen bacterias patógenas y compuestos metálicos no alterados por procesos bioquímicos.

FUENTE: Boluda (2015)

b. Modelo del vertido de aguas residuales en ríos

Según Boluda (2015), una de las ecuaciones más utilizadas en el estudio de la evolución de los contaminantes a partir del punto de vertido, es la de conservación de materia o de continuidad para un constituyente A (Ecuación 1, donde la densidad del fluido se considera constante); la cual, considera los procesos mostrados en la Figura 7.

$$\frac{dC_A}{dt} = -\left(U_x \frac{dC_A}{dx} + U_y \frac{dC_A}{dy} + U_z \frac{dC_A}{dz}\right) + D_L \left(\frac{d^2C_A}{dx^2} + \frac{d^2C_A}{dy^2} + \frac{d^2C_A}{dz^2}\right) + \sum r_i + S \quad \text{Ecuación 1}$$

donde: C_A es la concentración del constituyente A en $[M/L^3]$; t , el tiempo en $[T]$; U_x , U_y y U_z , las velocidades del agua en las direcciones x , y , z , respectivamente en $[L/T]$; D_L , el coeficiente de dispersión; r_i , la velocidad de producción del constituyente A según el proceso de transformación i en $[M/TL^3]$ y S , las fuentes externas o sumideros en $[M/TL^3]$.

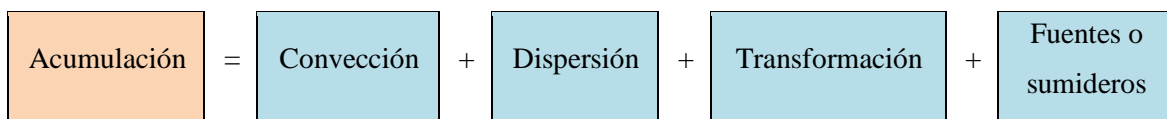


Figura 7: Procesos en la evolución de la concentración de un contaminante en ríos

FUENTE: Boluda (2015)

c. Sistema de soporte a la decisión AQUATOOL

Es un entorno de trabajo para el desarrollo y análisis de sistemas de ayuda a la decisión en planificación y gestión de los recursos hídricos de cuencas hidrográficas. Consta de varios módulos que son programas integrados y coordinados que realizan funciones específicas relacionadas con el análisis de la gestión de una cuenca (Solera *et al.* 2015); de los cuales, se usarán dos en la presente investigación: módulos SIMGES y GESCAL.

• Módulo SIMGES

Es un módulo para la simulación de la gestión de cuencas o sistemas de recursos hidráulicos complejos, que considera elementos de regulación o almacenamiento superficiales y subterráneos, de captación, de transporte, de utilización y/o consumo, y de dispositivos de recarga artificial (Andreu *et al.* 2007).

La simulación es a nivel mensual y a escala espacial definida por el usuario para el flujo del agua a través del sistema. El flujo en subsistemas superficiales es estimado por continuidad o balance y el flujo en subsistemas subterráneos o acuíferos, mediante modelos de celda (uni

o pluricelulares) o distribuidos de flujo lineal. Se tiene en cuenta las pérdidas por evaporación y filtración en embalses y cauces, y las relaciones entre agua superficial y subterránea. Se hace uso de un algoritmo de optimización de redes de flujo conservativo que determina el flujo en el sistema, tratando de satisfacer al máximo los objetivos múltiples de minimización de déficits, y de máxima adaptación a las curvas de volumen objetivo de embalses y objetivos de producción hidroeléctrica (Andreu *et al.* 2007).

- **Módulo GESCAL**

Es un modelo de calidad del agua a escala de cuenca, refleja su evolución espacio-temporal en los sistemas modelados, como consecuencia de las diferentes alternativas de gestión, depuración, contaminación y uso del recurso. Permite la modelación en sistemas de recursos completos y también a pequeña escala (tramos de río o un único embalse), debido a la completa consideración de procesos que se realiza en su formulación (Paredes *et al.* 2013).

Permite el desarrollo de modelos de calidad del agua sobre modelos de simulación de sistemas de recursos hídricos previamente desarrollados con el módulo SIMGES. Considera la calidad de agua en todos los elementos de la modelación; pero los procesos físicos, químicos y biológicos que afectan a la calidad, los considera exclusivamente en los elementos de tramos de río (o canales) y embalses (o lagos); integrándolos con el resto de elementos del sistema modelado (Paredes *et al.* 2013).

La Ecuación 2 se usó para simular la evolución de la calidad del agua en el tramo de río para cualquier constituyente (Paredes *et al.* 2013):

$$0 = \frac{d}{dx} \left(E \frac{dC}{dx} \right) - \frac{d(uC)}{dx} + \frac{S_d + C_e q_e - C q_s + V \sum W_i}{V} \quad \text{Ecuación 2}$$

donde: x es la distancia a lo largo del tramo de río (m); E, la dispersión (m²/día); C, la concentración del constituyente (mg/l); u, la velocidad (m/día); S_d, la cantidad de masa aportada de forma difusa al tramo de río (g/día); C_e, la concentración del constituyente en el acuífero al que está conectado el río (mg/l); q_e, el caudal que aporta el acuífero (m³/día); q_s, el posible caudal filtrante al acuífero (m³/día); V, el volumen de la masa de agua (m³) y ΣW_i, los procesos que eliminan o aportan materia al elemento del sistema modelado (depende del constituyente modelado).

2.4. ANTECEDENTES

Álvarez & Villaverde (2015) proyectaron balances hídricos al 2065 en la cuenca del río Lurín bajo el cambio climático con el modelo hidrológico STREAM; en el que se ingresó información climática de cuatro escenarios de cambio climático y se comparó con la histórica, resultando en un incremento de caudales y de variaciones térmicas para el 2065.

Cardich (2017) ejecutó en la cuenca baja del río Lurín, un modelamiento hidrológico e hidráulico para periodos de retorno de 100, 200 y 500 años con el fin de obtener caudales de máximas avenidas y áreas de inundación; se usaron los modelos HEC-HMS y HEC-RAS 2D en flujo no estacionario, obteniendo caudales de 97,4; 127,3 y 152,6 m³/s y áreas de inundación de 149; 174 y 189 ha, respectivamente; lo que representa pérdidas económicas en función de la pérdida de terreno de 2,9; 3,4 y 3,7 millones de dólares, respectivamente.

Se analizó la demanda hídrica en la cuenca del río Lurín bajo los efectos del cambio climático, usando seis escenarios para el 2020-2050 y comparándolo con el histórico; obteniéndose en la cuenca alta (mayor a 1500 m.s.n.m.), mayor demanda agrícola (99,2 por ciento de la demanda total) y en la cuenca baja (menor a 1500 m.s.n.m.), mayor demanda poblacional (50 por ciento de la demanda total); adicionalmente, se observaron cambios muy significativos a nivel anual en las demandas futuras (Gómez 2016).

Se proyectó bajo 72 escenarios de cambio climático al 2030, información climática e hidrométrica en la cuenca del río Lurín. Se obtuvo como resultados variaciones anuales en la estación Antapucro (1300 m.s.n.m.) de -11 y 6 por ciento para precipitación y evapotranspiración de referencia, respectivamente, y -5 por ciento para caudal (-42 por ciento en el de avenida y -12 en el de estiaje); además, el mayor déficit hídrico se daría en el quinquenio 2041-2045 y un leve incremento en 2031-2035 (SENAMHI 2016b).

Se evaluó la influencia del caudal en la calidad del agua de la cuenca baja del río Lurín, usando el modelo HEC-HMS y el balance hídrico para estimar el caudal en las estaciones de monitoreo; además de los ECA de uso agrícola y recreacional para analizar la calidad de agua. El tramo analizado no cumplía con los ECA superándolo en 100 por ciento, el máximo déficit de oxígeno disuelto fue de 7,5 mg/l en el periodo seco y éste se reduce en un 94 por

ciento en el periodo húmedo, interpretándose que a mayor caudal hay menor concentración de parámetros de calidad de agua (Pasapera 2019).

Olórtegui (2020), determinó indicadores de satisfacción de la demanda de agua agraria en la cuenca del río Lurín, mediante la simulación hidrológica de la oferta y demanda con los módulos del sistema AQUATOOL: EvalHid (evaluación del recurso hídrico) y SIMGES (asignación del recurso hídrico); obteniéndose que los máximos déficits mensuales de suministro de riego son de 0,5 a 2,2 hm³ y que los trece subsectores hidráulicos, presentaron déficits anuales de 1,0 a 10,2 hm³; lo cual, no cumple con los criterios de satisfacción de las demandas agrarias establecidas. En promedio anual, se observó un superávit de 40 hm³ (enero-marzo) y un déficit de 41 hm³ (abril-diciembre).

2.4.1. Implementación del sistema de soporte a la decisión AQUATOOL

a. Módulo SIMGES

Olórtegui (2020) recopiló información hidráulica de la cuenca baja del río Lurín para formular la red hidrográfica en el módulo SIMGES del sistema AQUATOOL; cuya topología estuvo compuesta por elementos de entrada (aportación de la estación hidrométrica Antapucro y quebrada Tinajas, y descarga de cuatro PTAR), elementos de salida por captaciones agrícolas de comisiones de riego (13) y demandas poblacionales, puntos de unión, acuíferos, elementos de recarga artificial e instalaciones de bombeo.

En la Figura 8, se observa la topología de la asignación del recurso hídrico según tipo de uso (agrario y poblacional, los más demandantes) y por comisión de riego, donde las fuentes de suministro son las aportaciones, los bombeos del acuífero Lurín y los retornos. Las aportaciones en Antapucro y quebrada Tinajas son resultado del modelo TETIS, calibrado y validado, y es importado al módulo SIMGES de manera directa (Olórtegui 2020).

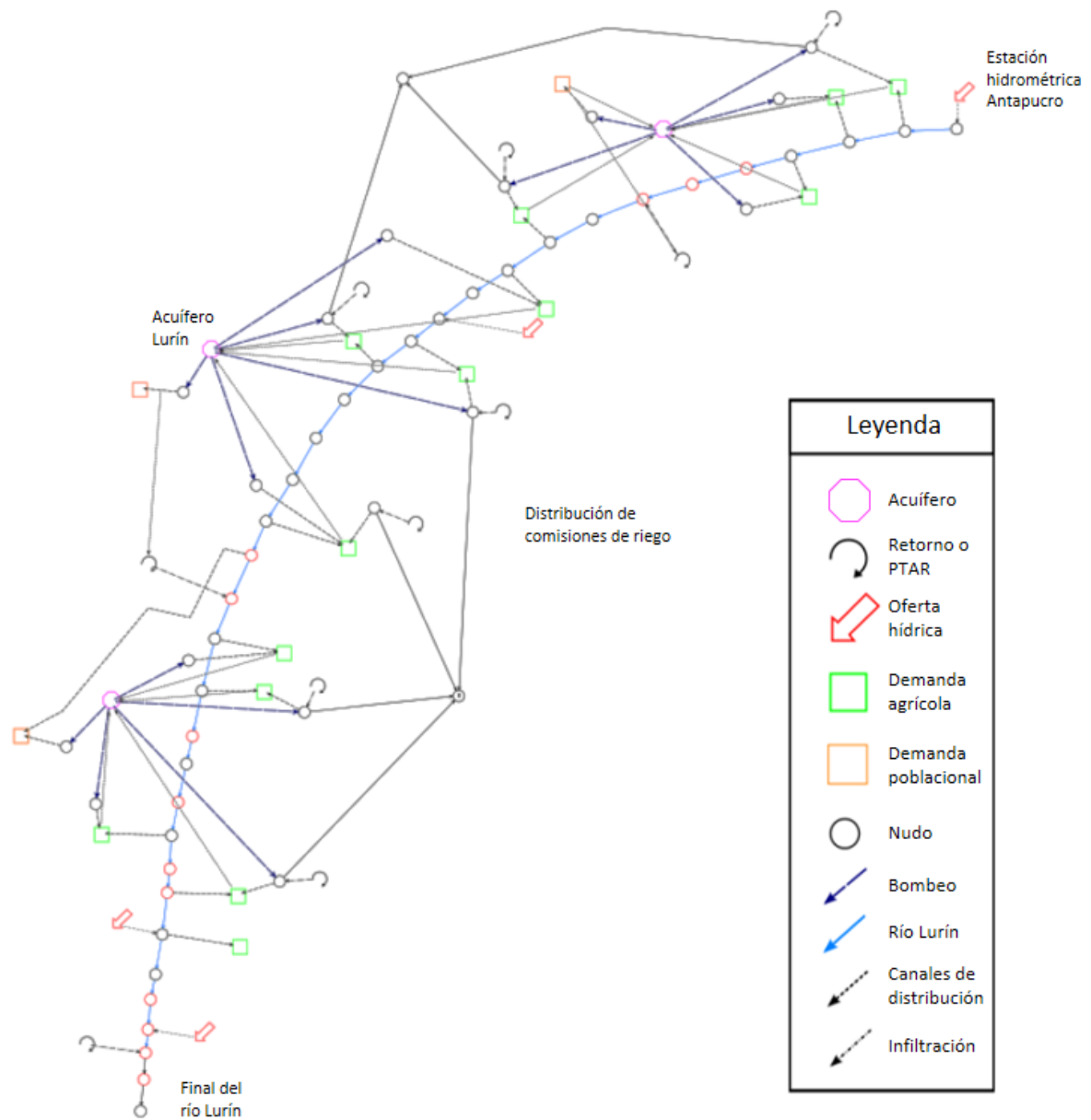


Figura 8: Topología de la asignación del recurso hídrico por comisión de regantes

FUENTE: Olórtegui (2020)

Olórtegui (2020), asignó las pérdidas y los retornos en las conducciones dirigidas a cada unidad de demanda según información de SEDAPAL (2014): para la demanda agraria, se estableció una eficiencia de riego de 40 por ciento y el 60 por ciento, retorna al acuífero Lurín por percolación profunda; sin embargo, del 40 por ciento de eficiencia, se estimó que 10 por ciento retorna como afloramientos que abastecen la demanda agraria, dejando un 30 por ciento como coeficiente de consumo para dicha demanda. La demanda poblacional se estimó un coeficiente de consumo de 80 por ciento y el resto (que retorna al río por medio de las PTAR) se estimó con los caudales de diseño de cada una de estas PTAR.

En el sistema AQUATOOL se estimó el coeficiente alfa adimensional (-0,00015) en la caracterización del acuífero (Andreu 1993), considerando la percolación por la eficiencia de riego y del lecho del río, con una recarga anual al acuífero de 52,76 hm³ (dicha eficiencia es producto de las de conducción, distribución y aplicación). A mayor eficiencia de riego, menor la recarga al acuífero y los flujos de retorno como manantiales (paradoja de Jevon); por ello, Pedro-Monzonís *et al.* (2015) recomiendan diseñar políticas y revisar derechos de uso de agua para evitar la disminución de la recarga al acuífero (Olórtegui 2020).

En la Figura 9, se muestra la validación del módulo SIMGES con los volúmenes mensuales de la estación hidrométrica Manchay durante 1972-1984; cuya eficiencia según los índices NSE y Ln NSE, fue de *buena a muy buena* según Moriasi *et al.* (2007). De acuerdo con el R y la prueba de t de Student, se observó que existe una correlación lineal estadísticamente significativa entre los valores observados y simulados (Olórtegui 2020).

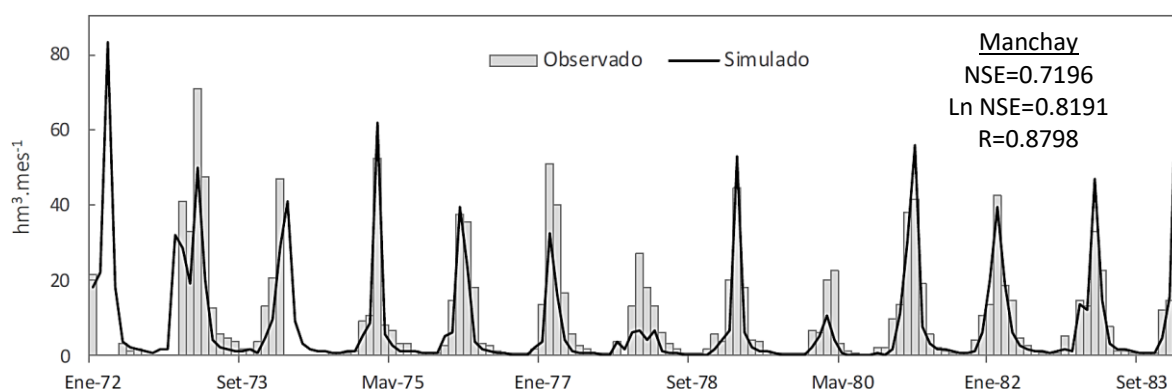


Figura 9: Validación del módulo SIMGES en la estación hidrométrica Manchay

FUENTE: Olórtegui (2020)

b. Módulo GESCAL

Arias (2021) realizó el monitoreo mensual de calidad de agua desde julio del 2018 a agosto del 2019 en 13 estaciones: ocho en el cauce del río, cuatro en los efluentes de PTAR y uno en el aporte de un canal de regadío; siendo las PTAR y el canal de regadío, fuentes de contaminación (Tabla 6 y Figura 10).

Los parámetros de calidad de agua evaluados por Arias (2021) fueron el OD, DBO₅, coliformes totales, coliformes termotolerantes y *E. coli*, cuyos resultados sirvieron como información de entrada para la formular el módulo GESCAL del sistema AQUATOOL.

Tabla 6: Estaciones de monitoreo de calidad de agua en la cuenca baja del río Lurín

Estación	Este	Norte	Altitud	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 que viene de 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

FUENTE: Arias (2021)

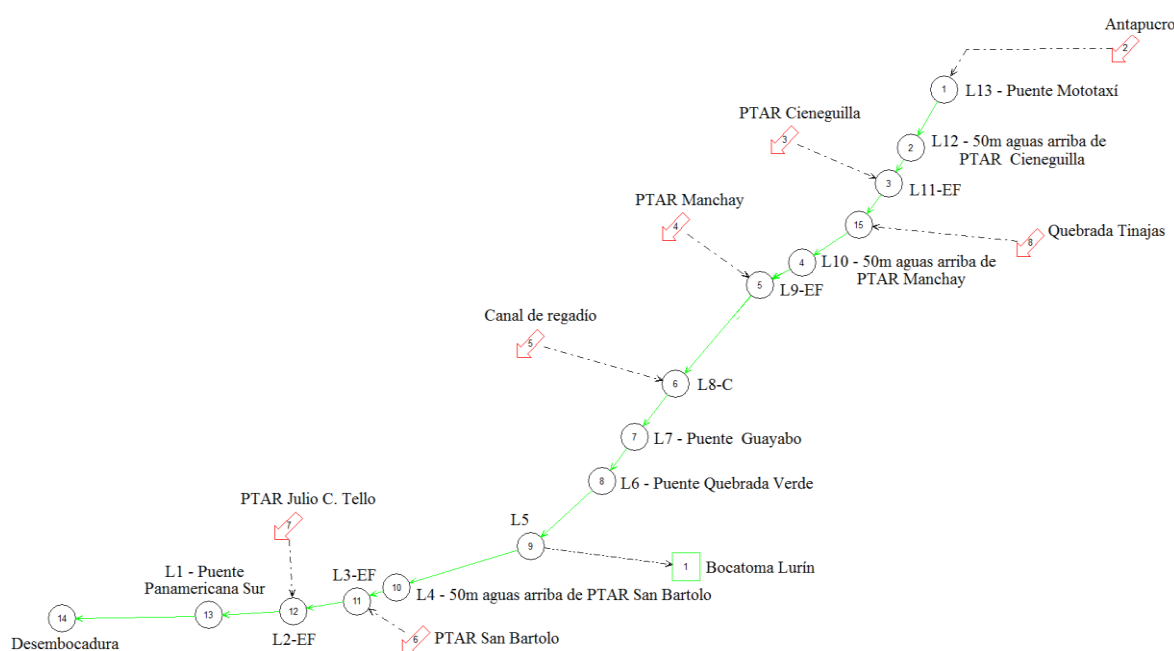


Figura 10: Red hidrográfica de la cuenca baja del río Lurín desarrollado en el módulo SIMGES (esquema simplificado)

FUENTE: Arias (2021)

En la Figura 11, Arias (2021) mostró los parámetros de calidad de los vertimientos de contaminantes en la cuenca baja del río Lurín (cuatro PTAR y un canal de regadío), cuya mayoría cumple con los LMP ($DBO < 100 \text{ mg/l}$); sin embargo, no se garantiza el buen estado del cuerpo receptor, especialmente con aguas residuales urbanas como principal fuente de contaminación (Bolinches *et al.* 2020; Paredes-Arquiola *et al.* 2010; Salla *et al.* 2014).

Según Arias (2021), los efluentes de la PTAR más crítica fue San Bartolo (L3-EF) con concentraciones de OD menores a 4 mg/l, altas concentraciones de DBO₅ (>100 mg/l) y de *E. coli* (con rango de $1,6 \times 10^3$ a $1,5 \times 10^5$ NMP/100 ml); además, los efluentes de la PTAR Manchay (L9-EF) presentaron adecuadas concentraciones de OD y DBO₅, mas no de *E. coli* con máximos de $5,4 \times 10^4$ NMP/100 ml. Se dedujo que los vertidos del canal de regadío proveniente de La Capilla (L8-C) fueron aguas residuales sin ningún tratamiento porque presentaron altas concentraciones de DBO₅ y *E. coli* con máximos de 386 mg/l y $1,3 \times 10^6$ NMP/100 ml, respectivamente.

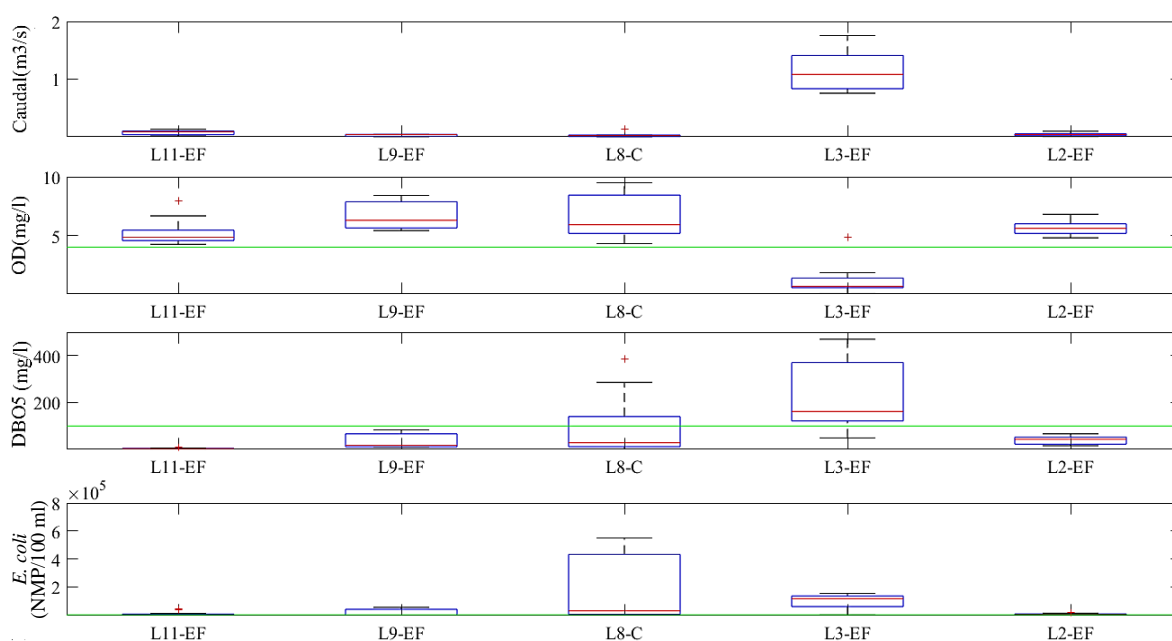


Figura 11: Parámetros de calidad de los efluentes de PTAR y un canal de regadío en la cuenca baja del río Lurín (la línea verde es el ECA)

FUENTE: Arias (2021)

En la Figura 12, Arias (2021) presentó los parámetros de calidad medidos en las estaciones de monitoreo en la cuenca baja del río Lurín: las concentraciones de OD disminuyeron desde L5 a la desembocadura, siendo menores de lo adecuado; las de DBO₅ aumentaron desde L7 a la desembocadura, con un máximo de 635 mg/l en L1; y las concentraciones más altas de *E. coli* fueron en L7 y L1 con $6,4 \times 10^5$ NMP/100 ml y $1,7 \times 10^5$ NMP/100 ml, respectivamente.

Estos valores críticos se dieron durante el periodo seco (mayo a septiembre); debido a que, por presentarse poco caudal en la cuenca baja del río Lurín, la dilución de contaminantes no es suficiente para reducir los impactos ambientales; sin embargo, no debe tomarse la dilución

como una solución a la contaminación de agua; ya que, los contaminantes pueden acumularse en cuerpos de agua lénticos o en sedimentos y tener impactos negativos significantes (UNEP GEMS 2008).

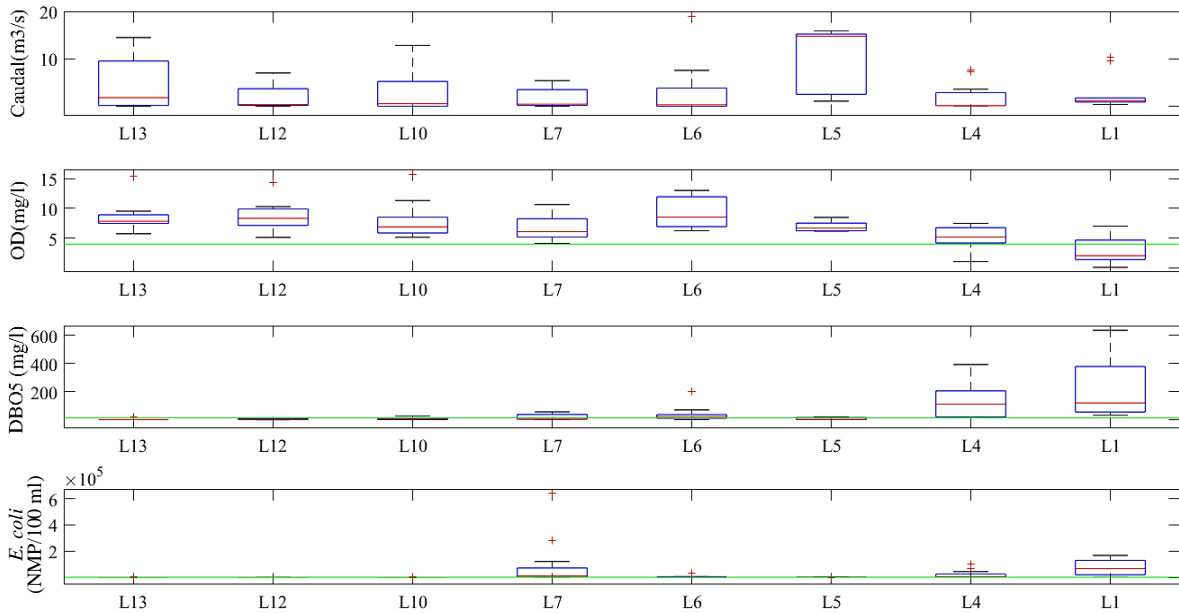


Figura 12: Parámetros de calidad en estaciones de monitoreo en la cuenca baja del río Lurín (la línea verde es el ECA)

FUENTE: Arias (2021)

Para la modelación del OD y la DBO, Arias (2021) obtuvo k_1 (constante de degradación de materia orgánica en laboratorio a 20 °C) con el método de la pendiente de Thomas (Raffo & Ruiz 2014); para lo cual, se registró la DBO de las muestras de agua tomadas del río cada 40 minutos durante 10 días; luego, con esta información se graficaron rectas t versus $\left(\frac{t}{DBO_t}\right)^{1/3}$, se obtuvieron ecuaciones lineales del tipo $Y = a + b * X$ y se compararon con la Ecuación 3, donde t es el tiempo en días.

$$\left(\frac{t}{DBO_t}\right)^{1/3} = (L * k_1)^{-1/3} + \left(\frac{k_1^{2/3}}{6 * L^{1/3}}\right) * t \quad \text{Ecuación 3}$$

Siendo:

$$a = (L * k_1)^{-1/3} \text{ y } b = \left(\frac{k_1^{2/3}}{6 * L^{1/3}}\right)$$

De esta forma, se obtuvo el k_1 y la DBO_u (que es igual a L):

$$k_1 = \frac{6 * b}{a} \text{ y } L = \frac{1}{(k_1 * a^3)}$$

En la Figura 13 se presentan las curvas de DBO para los efluentes de las cuatro PTAR en la cuenca baja del río Lurín desde julio del 2018 a agosto del 2019: en todos los casos se cumplió que en promedio, la DBO_5 representa del 70 a 80 por ciento de la DBO_u . De estas curvas, se obtuvieron los valores de k_1 (Arias 2021).

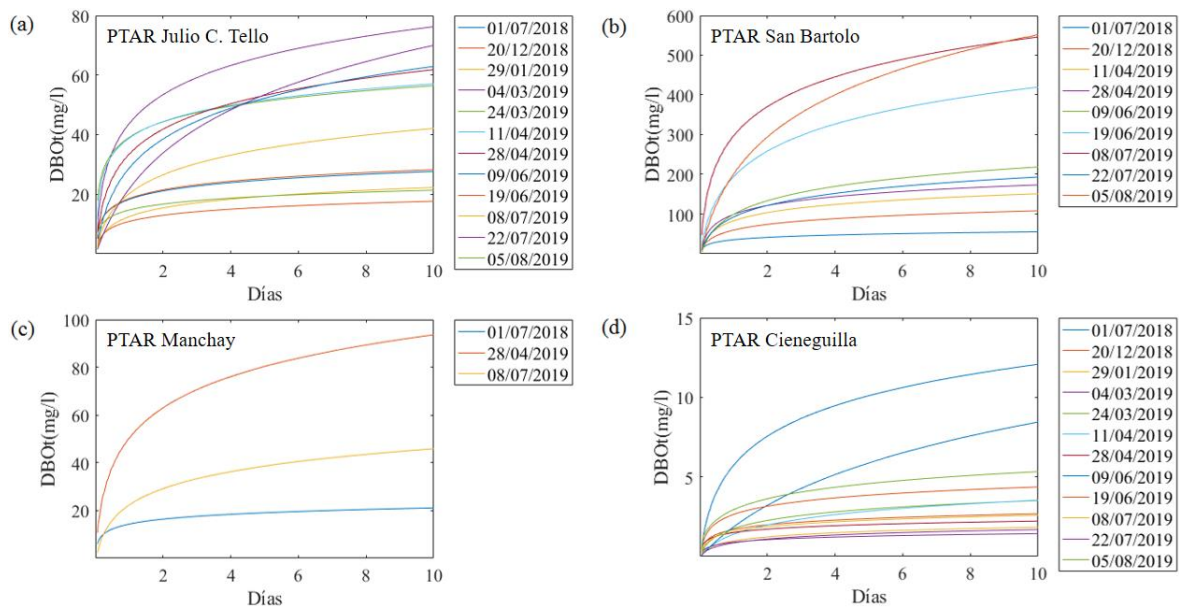


Figura 13: Curvas de la DBO en efluentes de las cuatro PTAR en la cuenca baja del río Lurín

FUENTE: Arias (2021)

Arias (2021) corrigió k_1 a la temperatura observada con la ecuación $k_T = k_{20} * \theta^{(T-20)}$, donde θ es el coeficiente de corrección de temperatura (1,135 y 1,056 para temperaturas de 4 a 20 °C y de 20 a 30 °C, respectivamente) según César & Vázquez (2003). Posteriormente, k_1 se adaptó a las condiciones hidráulicas y de temperatura del río, pasando a ser k_d (constante de desoxigenación en el río) que incorpora la descomposición de la materia orgánica por la biomasa suspendida en el cuerpo de agua y la biomasa en el lodo del fondo. Se determinó k_d de dos formas:

- En función de k_1 según Sierra (2011), adaptado para el río Lurín con la ecuación $k_d = k_1 + 0,1 \left(\frac{U}{H} \right)$; donde U es la velocidad de la corriente de agua (m/s) y H , el calado (m).

- En función de la profundidad de calado propuesta por Von Sperling (2007), sólo válido para profundidades menores a 2,5 m con la ecuación $k_d = 0,3 * \left(\frac{H}{2,5}\right)^{-0,434}$

Luego, Arias (2021) comparó k_d con k_1 de laboratorio y escogió el que cumpliera con la condición: k_d (oxidación de la DBO en el río) $\geq k_1$ (oxidación de la DBO en el laboratorio).

Por otro lado, Arias (2021) determinó k_2 (constante de reaireación) con las ecuaciones recopiladas por Holguín (2003) de la Tabla 7. Después, k_2 se adaptó a las condiciones hidráulicas y de temperatura del río, pasando a ser k_r (constante de reaireación atmosférica).

Tabla 7: Ecuaciones predictivas de las tasas de reaireación en ríos

Autor	Año	k_2 en base e (día ⁻¹ a 20 °C)	Unidad	Aplicabilidad
O'connor & Dobbins	1958	$k_2 = 3,93 \left(\frac{U^{0,5}}{H^{1,5}}\right)$	U = m/s H = m	Profundidad moderada a profunda: 0,305 m \leq H \leq 9,140 m 0,15 m/s \leq U \leq 0,49 m/s
Churchill <i>et al.</i>	1962	$k_2 = 5,026 \left(\frac{U^{0,969}}{H^{1,673}}\right)$	U = m/s H = m	0,61 m \leq H \leq 3,35 m 0,55 m/s \leq U \leq 1,5 m/s No aplicable a ríos con burbujas
Owens <i>et al.</i>	1964	$k_2 = 5,34 \left(\frac{U^{0,67}}{H^{1,85}}\right)$	U = m/s H = m	Con información de monitoreo de ríos de Inglaterra: 0,122 m \leq H \leq 3,350 m 0,0305 m/s \leq U \leq 1,52 m/s
		$k_2 = 6,935 \left(\frac{U^{0,73}}{H^{1,75}}\right)$	U = m/s H = m	Ríos rápidos y poco profundos: 0,122 m \leq H \leq 0,7315 m 0,0305 m/s \leq U \leq 0,549 m/s
Negulescu & Rojanski	1969	$k_2 = 10,9 \left(\frac{U}{H}\right)^{0,85}$	U = m/s H = m	Ríos con las siguientes características: H = 0,5 m U = 1,2 m/s

FUENTE: Elaborado con información de Holguin (2003)

Para la modelación de la *E. coli*, Arias (2021) realizó la calibración de k_e (constante cinética de degradación de primer orden) con la metodología de prueba y error hasta obtener una calibración óptima (Salla *et al.* 2014).

En la Figura 14 se presentan los resultados de k_1 , k_d y k_r obtenidos por Arias (2021): k_1 fue en promedio 0,24; 0,26; 0,26; 0,24; 0,23; 0,22; 0,24 y 0,23 día⁻¹ para las estaciones de

monitoreo L1, L4, L5, L6, L7, L10, L12 y L13, respectivamente; ante esto, Von Sperling (2007) indica que k_1 va de 0,08 a 0,20 día⁻¹ en ríos con agua limpia; por otro lado, k_1 va de 0,12 a 0,40 día⁻¹ en ríos que reciben efluentes; deduciéndose que en la cuenca baja del río Lurín, hay una cantidad considerable de materia orgánica proveniente de vertimientos controlados y no controlados. Para los efluentes de las PTAR, k_1 fue en promedio 0,26; 0,22; 0,25 y 0,23 día⁻¹ para los estaciones de monitoreo L2-EF, L3-EF; L9-EF y L11-EF, respectivamente; encontrándose dentro del rango de 0,12 a 0,40 día⁻¹ para aguas residuales tratadas (Von Sperling 2007).

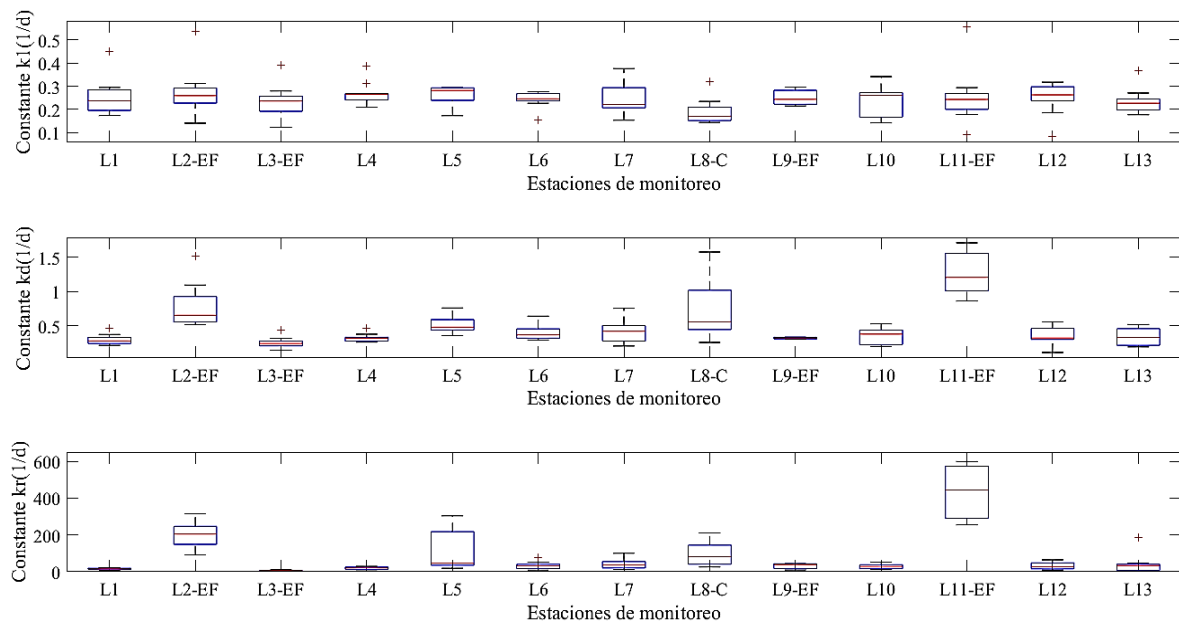


Figura 14: Parámetros k_1 , k_d y k_r en la cuenca baja del río Lurín

FUENTE: Arias (2021)

Por otra parte en la anteriormente mencionada figura, k_d (constante que indica la descomposición de la DBO) presentó valores similares a k_1 en las dos primeras estaciones de monitoreo (L13 y L12); sin embargo, aguas abajo fue superior a k_1 debido a las características hidráulicas del río, especialmente el calado en L10, L7, L6, L4 y L1 (Arias 2021).

Además, k_r (constante que indica la velocidad de oxigenación un cuerpo de agua) fue en promedio 15,16; 18,86; 102,99; 30,85; 39,95; 90,01; 28,57; 28,29 y 38,30 día⁻¹ para las estaciones de monitoreo L1, L4, L5, L6, L7, L10, L12 y L13, respectivamente; debido a las

características hidráulicas del río, el poco calado y las altas velocidades de flujo de agua, favoreciendo un rápido intercambio gaseoso entre la atmósfera y el río (Arias 2021).

En el módulo GESCAL, Arias (2021) usó un sólo valor de k_d , k_r y k_e (constante cinética de degradación de primer orden) por sección del tramo del río Lurín investigado y escogió los de mejor ajuste para la calibración (Tabla 8).

Tabla 8: Parámetros de calibración del OD, DBO₅ y *E. coli* en la cuenca baja del río Lurín

Tramo de río	Constantes de desoxigenación		Constantes de reaireación		Constantes durante la calibración		
	k_1 (días ⁻¹)	k_d (días ⁻¹)	k_2 (días ⁻¹)	k_r (días ⁻¹)	k_d (días ⁻¹)	k_r (días ⁻¹)	k_e (días ⁻¹)
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

FUENTE: Arias (2021)

La calibración del OD, DBO₅ y *E. coli* en las estaciones de monitoreo L13-Puente Mototaxi (Figura 15) y L1-Puente Panamericana Sur (Figura 16), presentaron buena correlación entre la información simulada y la observada desde julio del 2018 a agosto del 2019 (Arias 2021).

La eficiencia de la calibración de las modelaciones de OD, DBO₅ y *E. coli* fueron evaluados por Arias (2021) con el NSE, r^2 y RSR; siendo la eficiencia *muy buena* para los dos primeros índices con valor cercano a uno y para el último, con valor cercano a cero (Hernández 2014; Moriasi *et al.* 2007).

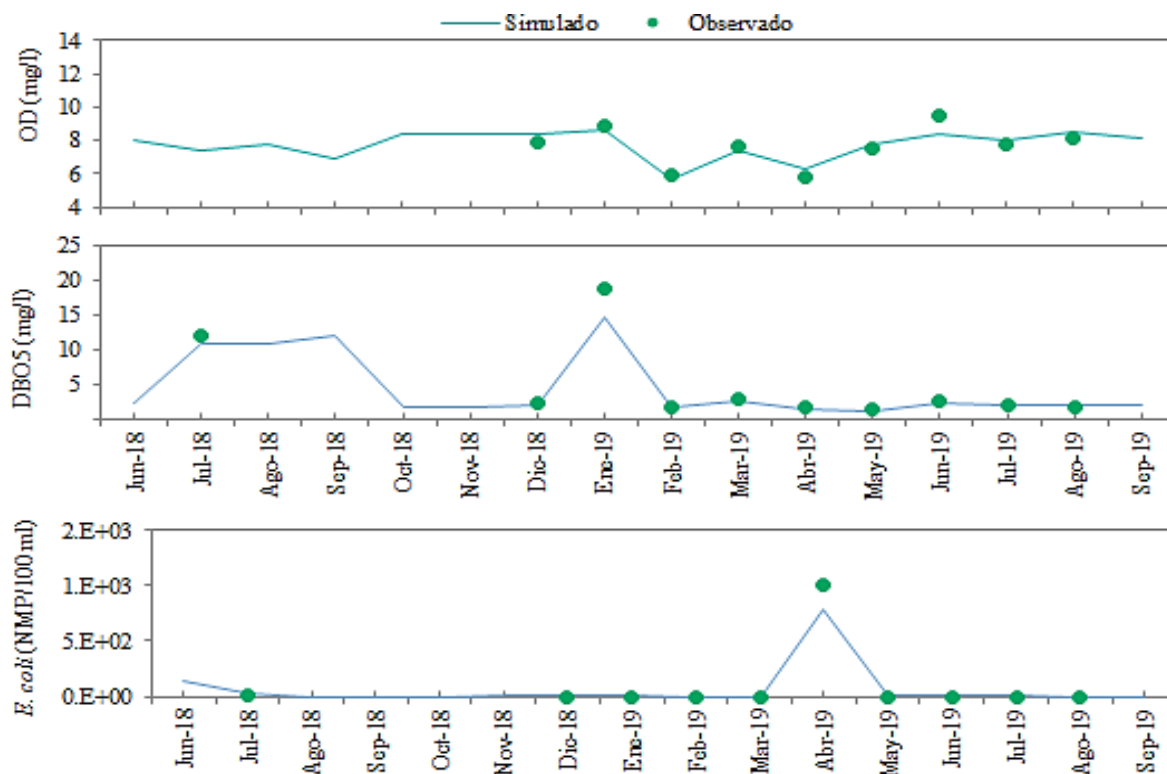


Figura 15: Calibración del OD, DBO₅ y *E. coli* en la estación de monitoreo L13 (Puente Mototaxi)

FUENTE: Arias (2021)

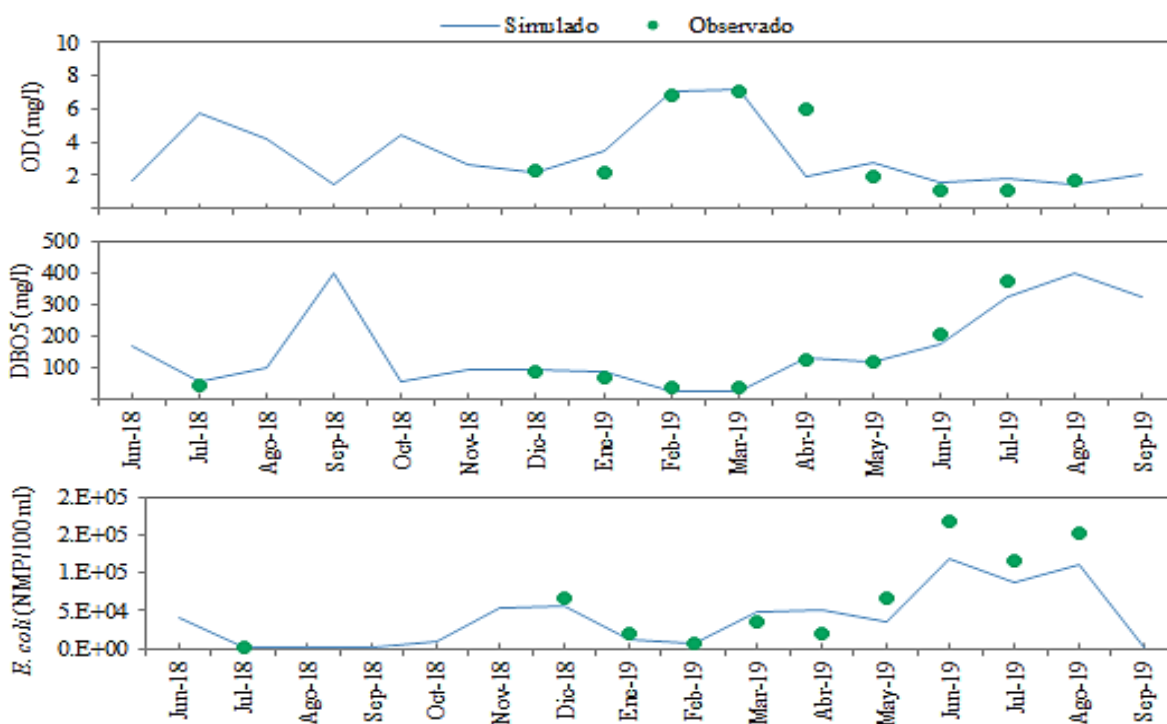


Figura 16: Calibración del OD, DBO₅ y *E. coli* en la estación de monitoreo L1 (Puente Panamericana Sur)

FUENTE: Arias (2021)

En la Tabla 9, Arias (2021) presentó los índices de eficiencia de la calibración del OD, DBO₅ y *E. coli* por tramo de río en la cuenca baja: la mejor eficiencia para el OD se observó en la estación de monitoreo L13 (Puente Mototaxi) con NSE, r² y RSR de 0,81; 0,8116 y 0,19, respectivamente; mientras que para la DBO₅ y la *E. coli*, en la estación L7 (Puente Guayabo) con NSE, r² y RSR de 0,99; 0,9995 y 0,01 para el primer parámetro de calidad y con NSE, r² y RSR de 0,99; 0,9993 y 0,01 para el segundo parámetro, respectivamente; cabe mencionar que el parámetro de calidad que manifestó menores índices de eficiencia fue la OD. La calibración de estos parámetros de calidad de agua en las 13 estaciones de monitoreo, fue de *bueno a muy bueno* según Hernández (2014) y Moriasi (2007).

Tabla 9: Índices de eficiencia de la calibración del OD, DBO₅ y *E. coli*

Tramo de río	OD			DBO ₅			<i>E. coli</i>		
	E	RSR	r ²	E	RSR	r ²	E	RSR	r ²
L13: Puente 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: Puente Guayabo	0,77	0,23	0,8058	0,99	0,01	0,9995	0,99	0,01	0,9993
L6: Puente 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: Puente Panamericana Sur	0,60	0,40	0,6182	0,84	0,16	0,9593	0,79	0,21	0,8900

FUENTE: Arias (2021)

Con el uso del sistema AQUATOOL que integra el módulo SIMGES validado por Olórtegui (2020) y el módulo GESCAL calibrado por Arias (2021), además de la capacidad de éste último para modificar la composición y características de los vertimientos de contaminantes en la cuenca baja del río Lurín, se simuló la calidad de agua bajo diferentes escenarios en el marco del cambio climático al 2020-2050.

III. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. ZONA DE ESTUDIO

La cuenca costera del río Lurín nace del deshielo del Nevado Surococha (5242 m.s.n.m.) y desemboca en el Océano Pacífico, se ubica en el departamento de Lima en Perú y tiene un área de 1645,7 km². La zona de estudio es la cuenca baja del río Lurín desde la única estación hidrométrica operativa Antapucro (322449 E y 8669492 N) hasta cercanías de la desembocadura (293337 E y 8642920 N) con longitud de cauce principal aproximada de 41,8 km, mayor densidad poblacional que fluctúa aproximadamente entre los 144 y 687 habitantes/km²; y además, recibe vertimientos contaminantes de cuatro PTAR, un canal de regadío y abastece la demanda de agua de 13 comisiones de riego (Figura 17).

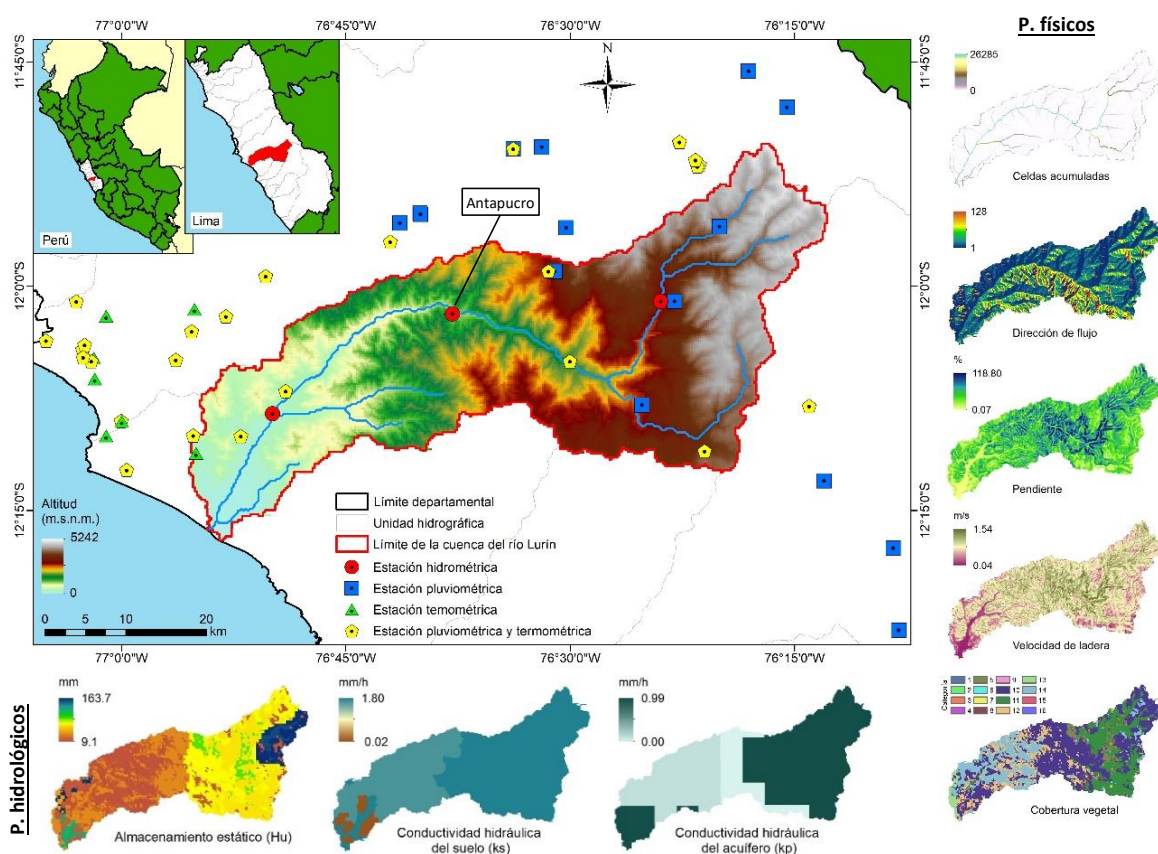


Figura 17: Distribución espacial de altitudes, estaciones hidrometeorológicas, parámetros hidrológicos y físicos de la cuenca del río Lurín

FUENTE: Elaborado con información de ANA (2017), ESA CCI (2010), Fetter (2001), Francés *et al.* (2014), Gleeson *et al.* (2011), Gleeson *et al.* (2014), HWSO (2012), LP DAAC (2011), Ramírez (2012), SENAMHI (2017)

Anualmente, la precipitación acumulada varía de 17 a 544 mm y la temperatura, de 9 a 20 °C. Además, la ETo acumulada anual en la cuenca está en un rango promedio de 985 a 1355 mm (Figura 18, con un periodo de análisis de 1950-2018).

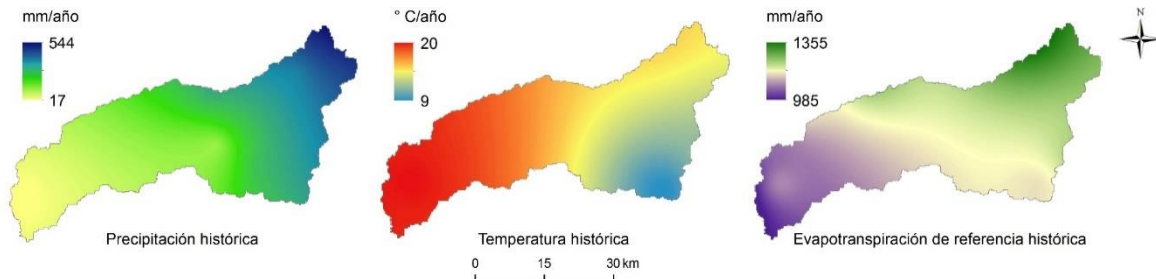


Figura 18: Distribución espacial de la precipitación, temperatura y ETO histórica anual en la cuenca del río Lurín

FUENTE: Elaborado con información del SENAMHI (2018)

3.2. MATERIALES

3.2.1. Información climática e hidrométrica histórica

Se recopiló información disponible del ANA y SENAMHI de precipitación, temperatura (máxima y mínima) y caudal a nivel diario de 43, 36 y 3 estaciones, respectivamente, para 1950-2018 (Tabla 10).

Se procesó la precipitación histórica horaria (7 y 19 horas) en milímetros de la siguiente manera: (a) se filtró la información incongruente y se consideraron las trazas con un valor de 0,05 mm; (b) se estimó el acumulado diario con la Ecuación 4; (c) se aplicó el análisis de consistencia anual con el método SNHT (Wijngaard *et al.* 2003), pero debido a la escasez de información, se consideraron todas las estaciones disponibles para la modelación hidrológica con TETIS porque es capaz de corregir errores en la información de entrada por medio de parámetros efectivos; (d) se determinó la precipitación acumulada mensual, considerando un porcentaje de vacíos máximo de 5 por ciento; y (e) se aplicó el análisis de consistencia a nivel multimensual, usando las pruebas F de Fisher para evaluar la variancia y T de Student, para la media.

$$P_d^i = P_{7h}^i + P_{19h}^{i-1} \quad \text{Ecuación 4}$$

donde P_d^i es la precipitación acumulada diaria; P_{7h}^i , la precipitación de las 7 horas y; P_{19h}^{i-1} , la precipitación de las 19 horas del día anterior.

Se procesó la temperatura histórica máxima y mínima diaria en grados Celsius como sigue: (a) se filtró la información incongruente; (b) se aplicó análisis de consistencia anual con el método SNHT (Wijngaard *et al.* 2003) considerándose todas las estaciones disponibles, por el mismo motivo mencionado para la precipitación; (c) se determinó la temperatura máxima y mínima promedio mensual, tomando un porcentaje máximo de vacíos de 5 por ciento; y (d) se aplicó el análisis de consistencia a nivel multimensual, usando las pruebas F de Fisher y T de Student.

Se procesó el de caudal histórico diario en metros cúbicos por segundo: (a) se filtró la información incongruente; (b) se determinó el promedio mensual, considerando un porcentaje de vacíos máximo de 5 por ciento; (c) se aplicó el análisis de consistencia a nivel multimensual con las pruebas F de Fisher y T de Student; y (d) se naturalizó el caudal promedio mensual sumando la demanda mensual agrícola (ya que, los demás tipos de demanda son satisfechas por extracciones del acuífero mediante pozos) procedente de las captaciones en fuente natural de las organizaciones de usuarios de agua para 2014-2015.

El caudal histórico naturalizado, además de la precipitación y temperatura histórica, fueron información de entrada al modelo TETIS para luego, proyectar el caudal al 2020-2050. Si bien se ingresó al modelo TETIS el caudal histórico naturalizado de la estación Antapucro, éste supera al caudal no naturalizado en 11 por ciento ($0,5 \text{ m}^3/\text{s}$) en promedio (aguas arriba de la estación Antapucro); sin embargo, aguas abajo de la estación Antapucro se consideraron las demandas de agua (agrícola y poblacional), obteniendo el caudal real para la simulación y proyección de la calidad de agua en la cuenca baja del río Lurín al 2020-2050.

3.2.2. Información climática grillada del CMIP5 proyectada al 2020-2050

Disponible en línea (<https://esgf-node.llnl.gov/search/cmip5/>): se recopiló información de precipitación y temperatura (máxima y mínima) simulada de los seis GCM seleccionados para bajas, medias y altas intensidades de emisión de GEI (2.6, 4.5 y $8.5 \text{ W}/\text{m}^2$) para el 2020-2050. Además, se obtuvo la información histórica simulada de cada GCM para aplicar los tres métodos de *downscaling* estadístico con corrección del error por *delta change*, *scaling* y *distribution mapping*.

Los seis GCM se escogieron en función a la disponibilidad de proyecciones climáticas en los RCP 2.6, 4.5 y 8.5 (ya que la mayoría cuentan sólo con los dos últimos RCP); además, se tomó en cuenta las investigaciones realizadas de cambio climático en cuencas peruanas (SENAMHI 2005a; SENAMHI 2016a) y el *dowscaling* estadístico aplicado en estaciones climáticas peruanas (SENAMHI 2014); las cuales, usaron algunos de los GCM descritos en la Tabla 11.

Tabla 11: Descripción de los GCM usados en la presente investigación

Código (GCM+RCP)	GCM	Instituto	Resolución espacial* (km en 12° S)
CANES 2.6 CANES 4.5 CANES 8.5	CanESM2	<i>Canadian Centre for Climate Modelling and Analysis (CCCMA)</i>	2,8°×2,8° (306×309) km
CCSM 2.6 CCSM 4.5 CCSM 8.5	CCSM4	<i>National Center for Atmospheric Research (NCAR)</i>	1,3°×0,9° (136×104) km
CNRM 2.6 CNRM 4.5 CNRM 8.5	CNRM-CM5	<i>Centre National de Recherches Météorologiques-Centre Européen de Recherche et Formation Avancée en Calcul Scientifique (CNRM-CERFACS)</i>	1,4°×1,4° (153×155) km
CSIRO 2.6 CSIRO 4.5 CSIRO 8.5	CSIRO-Mk3.6	<i>Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization (CSIRO)</i>	1,9°×1,9° (204×206) km
MPI 2.6 MPI 4.5 MPI 8.5	MPI-ESM-MR	<i>Max-Planck-Institut für Meteorologie (MPI-M)</i>	1,9°×1,9° (204×206) km
MRI 2.6 MRI 4.5 MRI 8.5	MRI-CGCM3	<i>Meteorological Research Institute (MRI)</i>	1,1°×1,1° (123×124) km

* FUENTE: ENES (2019), CSGNetwork (2021)

3.2.3. Información geográfica grillada

Se recopilaron y generaron la distribución espacial de parámetros físicos e hidrológicos de la cuenca del río Lurín, tales como el MED, celdas acumuladas, dirección de flujo, pendientes, velocidad de flujo, cobertura vegetal, almacenamiento estático, conductividad hidráulica del suelo y conductividad hidráulica del acuífero; en formato ráster con resolución espacial de 250 metros (Figura 17).

En la Tabla 12 se detallan los tipos de cobertura vegetal en la cuenca del río Lurín y en la Figura 19, los factores de vegetación por tipo de cobertura vegetal a tomarse en cuenta en el modelo TETIS.

Tabla 12: Tipos de cobertura vegetal en la cuenca del río Lurín

Categoría	Tipo de cobertura	Área (km ²)
1	Cultivo de secano	2,3
2	Cobertura herbácea	0,8
3	Mosaico de cultivos (>50%)/vegetación natural (árboles, arbustos y cobertura herbácea) (<50%)	3,9
4	Mosaico de vegetación natural (árboles, arbustos y cobertura herbácea) (>50%) / Cultivos (<50%)	2,0
5	Cobertura arbórea, latifoliada, perenne, cerrado a abierto (>15%)	53,6
6	Cobertura arbórea, latifoliada, caducifolio, cerrado (>40%)	2,1
7	Cobertura arbórea, latifoliada, caducifolio, abierto (15-40%)	0,2
8	Mosaico de árboles y arbustos (>50%)/cobertura herbácea (<50%)	21,8
9	Mosaico de cobertura herbácea (>50%)/árboles y arbustos (<50%)	7,7
10	Matorrales	701,7
11	Pastizal/prado/pastos	337,4
12	Vegetación escasa	196,3
13	Áreas urbanas	40,2
14	Suelo desnudo	273,2
15	Cuerpos de agua	0,1
16	Hielo y nieve permanente	2,6

FUENTE: Elaborado con información de ESA CCI (2010)

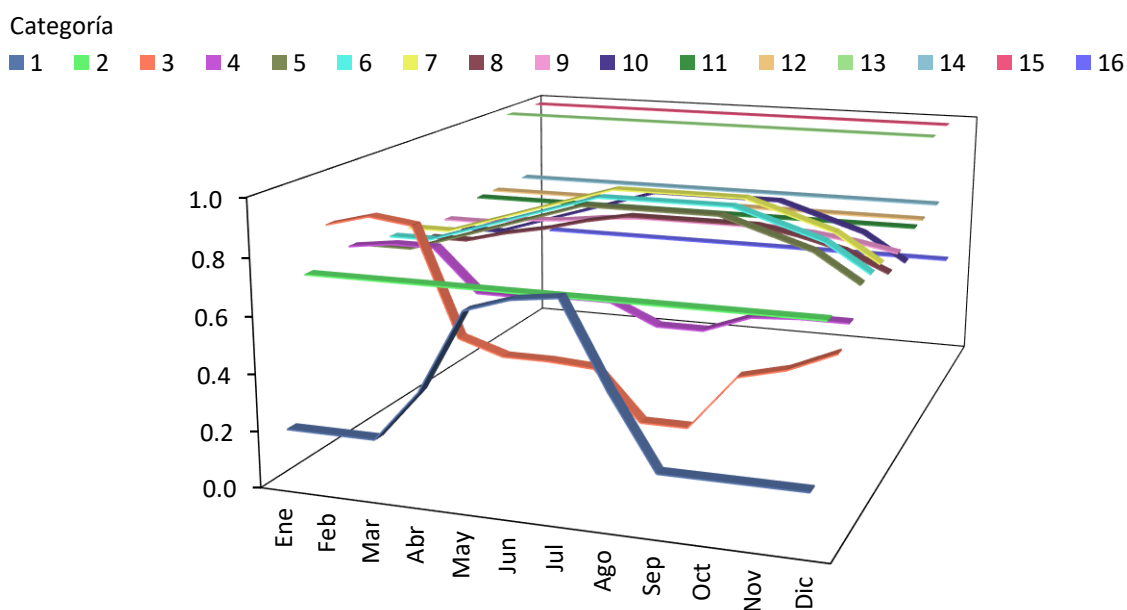


Figura 19: Factor de vegetación (λ) en la cuenca del río Lurín

FUENTE: Elaborado con información de ESA CCI (2010) y Ramírez (2012)

3.3. PROCEDIMIENTO

La metodología para evaluar los efectos en la calidad del agua en la cuenca baja del río Lurín bajo diferentes escenarios en el marco del cambio climático durante 2020-2050, se resume en dos partes: (a) proyección del caudal en Antapucro bajo escenarios de cambio climático, producto de seis GCM (CanESM2, CCSM4, CNRM-CM5, CSIRO-Mk3.6, MPI-ESM-MR y MRI-CGCM3) y tres RCP (2.6, 4.5 y 8.5), con el modelo hidrológico distribuido TETIS; y (b) evaluación de la calidad de agua con los parámetros OD, DBO₅, coliformes totales, coliformes termotolerantes y *E. coli*, bajo escenarios de cambio climático usando como herramienta de análisis el sistema de soporte a la decisión AQUATOOL (Figura 20).

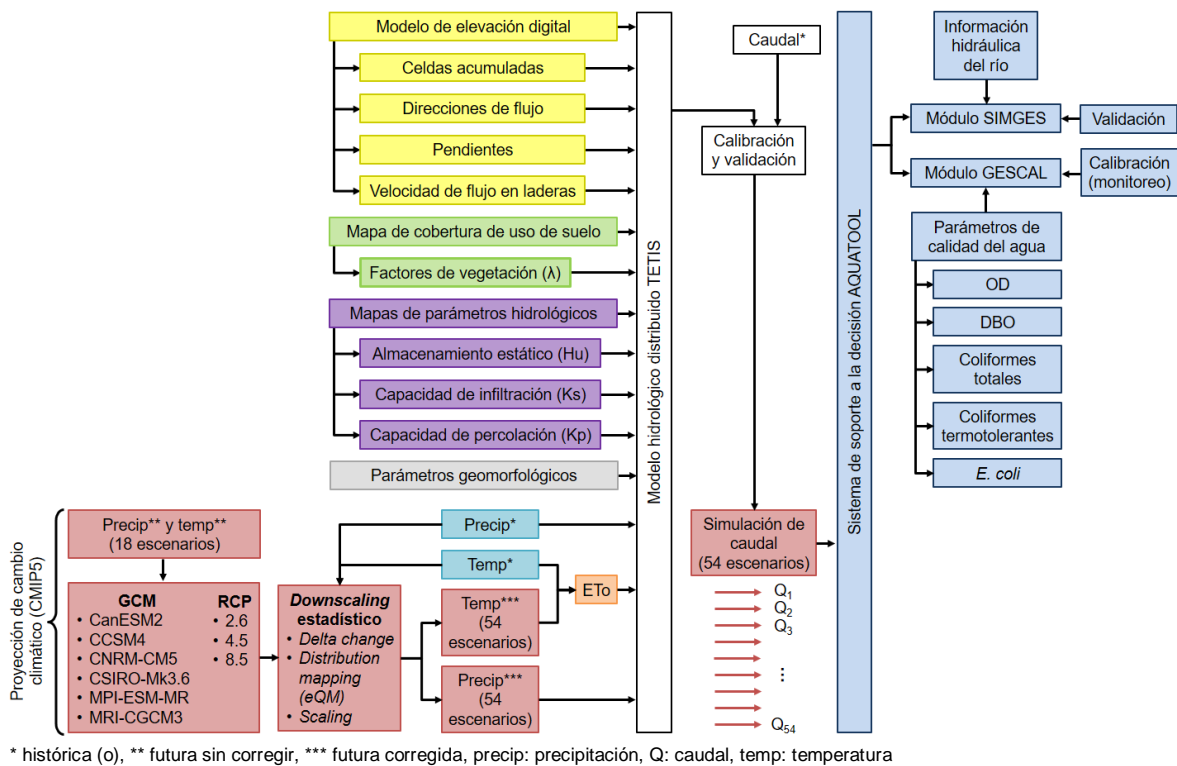


Figura 20: Diagrama de flujo de la metodología empleada en la presente investigación

3.3.1. Proyección del caudal en Antapucro bajo diferentes escenarios en el marco del cambio climático

Se realizó el *downscaling* estadístico con corrección del error por *delta change*, *distribution mapping (eQM)* y *scaling*, obteniéndose información climática mensual para el 2020-2050 en las estaciones de precipitación y temperatura mostradas en la Figura 17.

a. *Delta change*

Se usó un factor multiplicativo para la precipitación (Ecuación 5), uno aditivo para la temperatura (Ecuación 6) y se aplicaron a los valores diarios climáticos observados en el periodo de control:

$$P_{fut}^* = P_{obs} * \left[\frac{\mu_m(P_{fut})}{\mu_m(P_{con})} \right] \quad \text{Ecuación 5}$$

$$T_{fut}^* = T_{obs} + [\mu_m(T_{fut}) - \mu_m(T_{con})] \quad \text{Ecuación 6}$$

donde P_{fut}^* es la precipitación futura corregida; P_{obs} , la precipitación observada en el periodo de control; $\mu_m(P_{fut})$, el promedio mensual de la precipitación futura sin corregir y $\mu_m(P_{con})$, de la precipitación simulada en el periodo de control; T_{fut}^* , la temperatura futura corregida; T_{obs} , la temperatura observada en el periodo de control; $\mu_m(T_{fut})$, el promedio mensual de la temperatura futura sin corregir y $\mu_m(T_{con})$, de la temperatura simulada en el periodo de control (Amengual *et al.* 2012; Teutschbein & Seibert 2012).

b. *Scaling*

Se usó un factor multiplicativo para la precipitación (Ecuación 7), uno aditivo para la temperatura (Ecuación 8) y se aplicaron a los valores diarios climáticos observados durante el periodo de control:

$$P_{fut}^* = P_{fut} * \left[\frac{\mu_m(P_{obs})}{\mu_m(P_{con})} \right] \quad \text{Ecuación 7}$$

$$T_{fut}^* = T_{fut} + [\mu_m(T_{obs}) - \mu_m(T_{con})] \quad \text{Ecuación 8}$$

donde P_{fut}^* es la precipitación futura corregida; P_{fut} , la precipitación futura sin corregir; $\mu_m(P_{obs})$, el promedio mensual de la precipitación observada en el periodo de control y $\mu_m(P_{con})$, de la precipitación simulada en el periodo de control; T_{fut}^* , la temperatura futura corregida; T_{fut} , la temperatura futura sin corregir; $\mu_m(T_{obs})$, el promedio mensual de la temperatura observada en el periodo de control y $\mu_m(T_{con})$, de la temperatura simulada en el periodo de control (Teutschbein & Seibert 2012; Wetterhall *et al.* 2012).

c. *Distribution mapping (eQM)*

Se aplicó un factor aditivo a cada cuantil i de la CDF observada, dicho factor consistió en la diferencia entre cuantiles de la CDF futura sin corregir y la simulada en el periodo de control, obteniendo la CDF futura corregida (Ecuación 9 para precipitación, Ecuación 10 para

temperatura y Figura 21, donde las líneas verticales son los promedios respectivos).

Luego, se obtuvo los factores aditivos de los 99 percentiles para realizar la interpolación lineal entre dos percentiles y obtener resultados de otros cuantiles; a los valores extremos (mayores al percentil 99) se aplicó extrapolación lineal con lo obtenido en los dos últimos percentiles:

$$P_{fut}^*(i) = P_{obs}(i) + [P_{fut}(i) - P_{con}(i)] \quad \text{Ecuación 9}$$

$$T_{fut}^*(i) = T_{obs}(i) + [T_{fut}(i) - T_{con}(i)] \quad \text{Ecuación 10}$$

donde P_{fut}^* es la precipitación futura corregida; P_{obs} , la precipitación observada en el periodo de control; P_{fut} , la precipitación futura sin corregir y P_{con} , la precipitación simulada en el periodo de control; T_{fut}^* , la temperatura futura corregida; T_{obs} , la temperatura observada en el periodo de control; T_{fut} , la temperatura futura sin corregir y T_{con} , la temperatura simulada en el periodo de control (Amengual *et al.* 2012; Déqué 2007; Teutschbein & Seibert 2012).

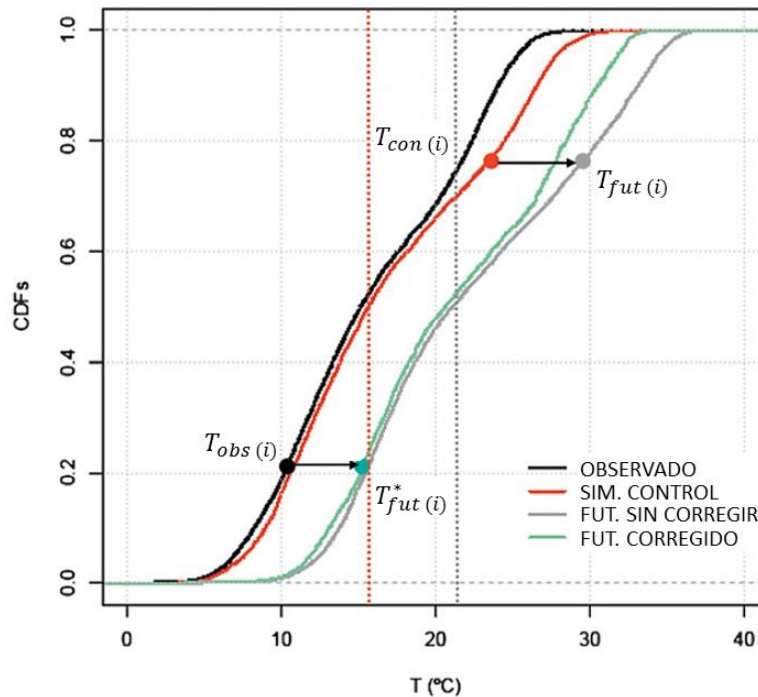


Figura 21: Representación gráfica de la corrección del error por *distribution mapping* (*eQM*)

FUENTE: Elaborado con información de Amengual *et al.* (2012)

Luego del *downscaling* estadístico, la ETo se estimó con el método de Hargreaves (Ecuación 11), previamente ajustado el factor C para la cuenca seca (≤ 2000 m.s.n.m.) y cuenca húmeda (> 2000 m.s.n.m.) con información resultante del método de FAO-Penman-Monteith.

$$ETo = C * Ra * (Tm + 17,8) * \sqrt{TD} \quad \text{Ecuación 11}$$

donde ETo es la evapotranspiración del cultivo de referencia en mm/día; C , el factor de Hargreaves; Ra , la radiación extraterrestre en mm/día (determinado respecto a la latitud y al mes según tablas para el método); Tm , la temperatura media diaria en °C y TD , la diferencia entre la temperatura máxima y la mínima diaria en °C (Hargreaves & Allen 2003).

Posteriormente, se obtuvo la distribución espacial de la precipitación, temperatura y ETo proyectada al 2020-2050 según 54 proyecciones en el marco del cambio climático: 6 GCM x 3 RCP x 3 métodos *downscaling* (Figuras 40 a 42 del Anexo 1).

Meléndez (2019) y Meléndez *et al.* (2021), calibraron el modelo TETIS a nivel diario en las estaciones hidrométricas Antapucro (1300 m.s.n.m., cuenca media) y Manchay (229 m.s.n.m., cuenca baja), presentando una eficiencia del modelo de *muy bueno*; respecto a la validación del modelo, fue en las estaciones hidrométricas San Damián (2842 m.s.n.m., cuenca alta) y Manchay con eficiencias de *bueno* y *muy bueno*, respectivamente (los índices de eficiencia usados fueron el NSE, RSR y Ev expuestos por Donigian 2002; Francés *et al.* 2014; Moriasi *et al.* 2007; Nash & Sutcliffe 1970; Ramos 2013).

Según lo anteriormente explicado, se decidió calibrar el modelo TETIS a nivel mensual en San Damián por encontrarse en la cuenca alta del río Lurín con menor intervención antropogénica (pocas comisiones de riego y vertimientos de contaminantes), durante el periodo de enero de 1969 a diciembre de 1972, obteniéndose nueve factores correctores de parámetros calibrados y dos parámetros adicionales. Antapucro y Manchay pudieron ser otras opciones para la calibración, pero se le dio más importancia a la estación con menor influencia humana, dando mayor fiabilidad, pese a la menor cantidad de información.

Después, se validó espacio-temporalmente en Manchay de enero de 1985 a diciembre de 2005, que se encontraba en la cuenca baja con mayor intervención antropogénica. Con el modelo TETIS calibrado y validado, se ingresó la información climática mensual resultante

del *downscaling* estadístico, obteniéndose 54 proyecciones de caudal en la estación Antapucro y en la quebrada Tinajas bajo diferentes escenarios en el marco del cambio climático al 2020-2050.

3.3.2. Proyección de la calidad de agua bajo diferentes escenarios en el marco del cambio climático

La información de caudal proyectado al 2020-2050 en la estación Antapucro y en la quebrada Tinajas bajo diferentes escenarios en el marco del cambio climático, se promedió por RCP (2.6, 4.5 y 8.5) y se ingresó en la red hidrográfica del módulo SIMGES validado por Olórtegui (2020), en las ofertas hídricas que corresponden (Figura 10). Se mantuvo la demanda histórica agrícola, poblacional y demás elementos, constantes a futuro.

Al estar el módulo SIMGES enlazado con el módulo GESCAL, calibrado por Arias (2021), se corrió este módulo con el caudal proyectado promedio por RCP, obteniéndose proyecciones de parámetros de calidad de agua (OD, DBO₅, coliformes totales, coliformes termotolerantes y *E. coli*). Finalmente, con dichos resultados, se analizó la calidad de agua al 2020-2050 en la parte baja del río Lurín, según RCP.

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. PROYECCIÓN DEL CAUDAL EN ANTAPUCRO BAJO DIFERENTES ESCENARIOS EN EL MARCO DEL CAMBIO CLIMÁTICO

4.1.1. Proyección de la precipitación, temperatura y ETo al 2020-2050

Para cuantificar el grado de similitud entre la información observada y la histórica simulada GCM durante el periodo de control 1977-2005, luego del *downscaling* estadístico con corrección del error por *delta change*, *distribution mapping (eQM)* y *scaling*, se usó el diagrama de Taylor que grafica en coordenadas polares, la información de referencia (observada) y la de prueba (GCM) en términos de estadísticos como la desviación estándar (DE), la raíz del error cuadrático medio (RMSE) y el coeficiente de correlación (CC), representados por líneas punteadas negras, verdes y azules, respectivamente (Taylor 2001).

En la Figura 22, la precipitación, temperatura máxima y mínima diaria en la estación Matucana corregida por *delta change* y *distribution mapping (eQM)* mostraron eficiencias similares en los seis GCM con DE de 1,7 a 2,3; CC de 0,1 a 0,3 y RMSE de 2,1 a 3,1; evidenciando que la información observada y la GCM compartieron dispersiones altas, correlación débil (a lo más el 30 por ciento es representativo) y un error alto, según Ratner (2009), Singh (2004) y Zambrano (2019). Por otro lado, *scaling* mostró mejores eficiencias para la precipitación con CNRM (DE de 0,6; CC de 0,2 y RMSE de 2,2), para la temperatura máxima con CSIRO (DE de 1,8; CC de 0,4 y RMSE de 2,0) y para la temperatura mínima con CCSM (DE de 1,9; CC de 0,6 y RMSE de 1,7); indicando dispersiones altas y bajas, correlaciones débil y moderado, y errores altos según Ratner (2009), Singh (2004) y Zambrano (2019).

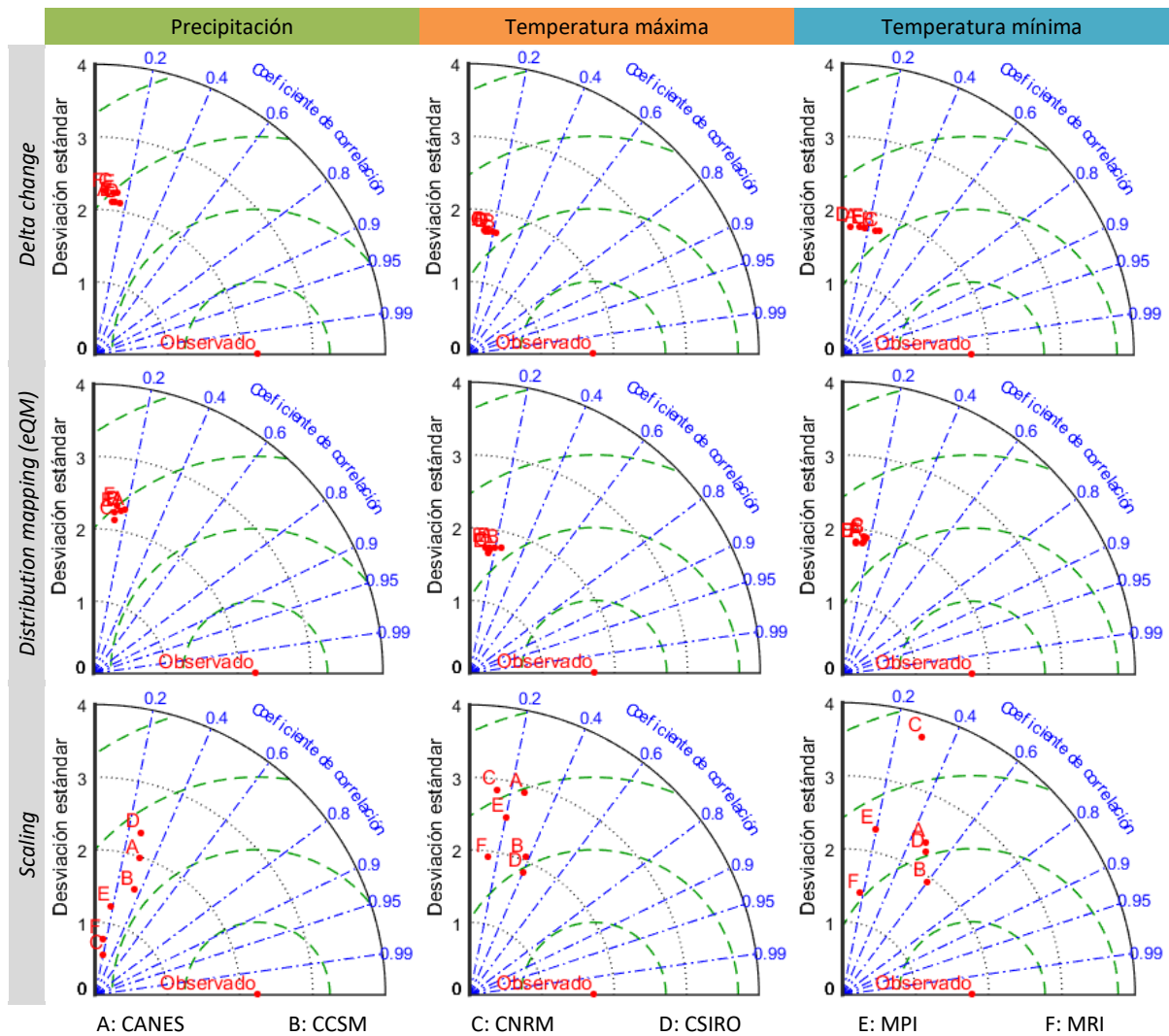


Figura 22: Eficiencia de la información simulada GCM, luego del *downscaling* estadístico, respecto de la observada para 1977-2005

En la Figura 23, se presenta el ensamble de las 18 simulaciones (seis GCM y tres métodos *downscaling*) anuales de precipitación, temperatura máxima y mínima para 1977-2005 en la estación Matucana, con asignación de pesos según el CC (teniendo mayor peso la proyección de mejor correlación); también se muestra el rango de valores implicados (áreas sombreadas) que indican la incertidumbre a lo largo del periodo, siendo mayor en los picos como puede verse en la temperatura mínima para el 1999; además, se observó la dispersión de las simulaciones cuyos máximos y mínimos coinciden con los del observado, excepto en la precipitación para el 1978 y 1982.

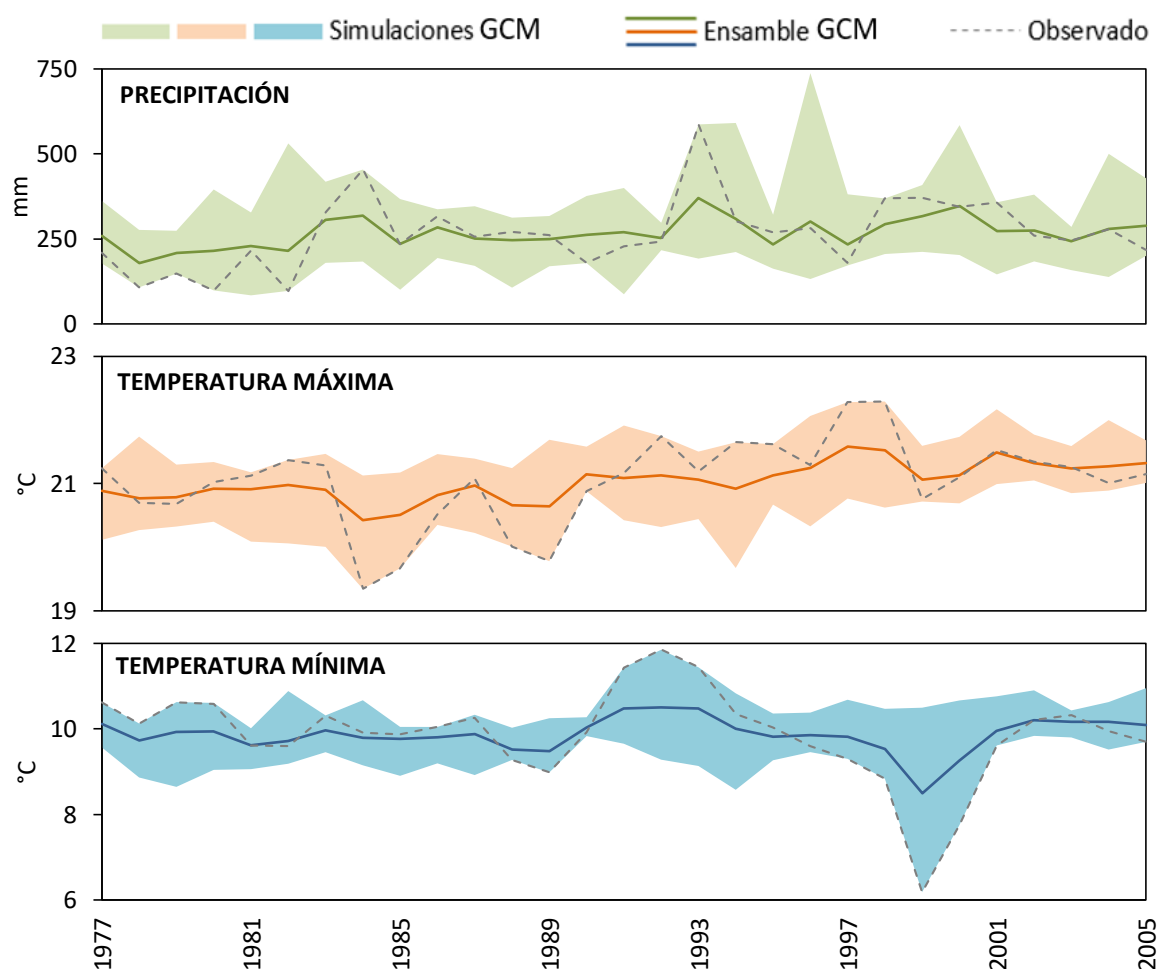


Figura 23: Precipitación, temperatura máxima y mínima anual según 18 simulaciones para 1977-2005

La precipitación proyectada con el GCM CSIRO sería en promedio, tres veces mayor que los demás; siendo CSIRO (scaling) el de menor eficiencia según el diagrama de Taylor; por ello, se decidió excluir este GCM a fin de reducir la incertidumbre (obteniéndose 45 proyecciones: cinco GCM, tres RCP y tres métodos *downscaling*). Al respecto, Salas *et al.* (2020) y Penduf *et al.* (2018) indican que el uso de los GCM a escala de cuenca, generalmente resulta en grandes incertidumbres debido a la dinámica de la circulación atmosférica, la hidrodinámica inestable en el océano y la grosera resolución de los GCM, que impide simular procesos climáticos locales.

En la Figura 24, se observa el ensamble (asignando pesos a cada proyección según el CC estimado para el diagrama de Taylor) y rango de las anomalías anuales de precipitación, temperatura máxima y mínima de las 45 proyecciones al 2020-2050 respecto del histórico (1977-2005): las anomalías en la precipitación serían de -70 a 275 por ciento para el RCP

2.6, de -75 a 518 por ciento para el RCP 4.5 y de -73 a 314 por ciento para el RCP 8.5; en la temperatura máxima, de -1 a 3 °C para el RCP 2.6 y de -1 a 4 °C para los RCP 4.5 y 8.5; y en la temperatura mínima, de -2 a 4 °C para el RCP 2.6 y de -3 a 5 °C para los RCP 4.5 y 8.5; evidenciándose un mayor aumento en la temperatura mínima.

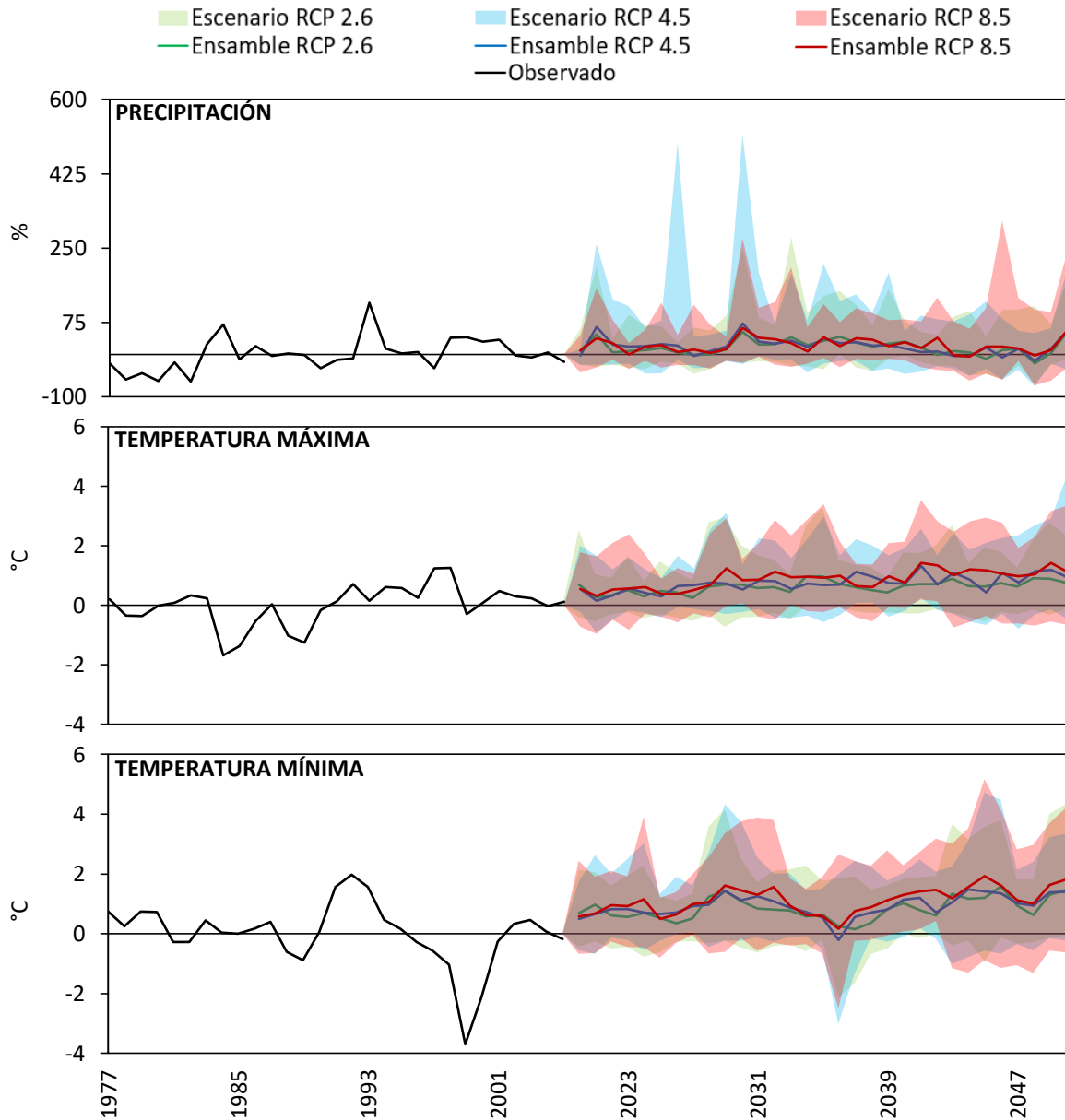


Figura 24: Anomalía anual de precipitación, temperatura máxima y mínima según 45 proyecciones al 2020-2050 respecto del observado 1977-2005

De acuerdo con la Figura 25, en la cuenca baja del río Lurín, la precipitación anual proyectada aumentaría respecto de la histórica (17 a 142 mm) en 45 proyecciones, siendo de 95 a 300 mm para el RCP 2.6, de 95 a 315 mm para el RCP 4.5 y de 94 a 304 mm para el RCP 8.5; en la cuenca media, aumentaría respecto de la histórica (79 a 264 mm) en 45

proyecciones, siendo de 101 a 436 mm para el RCP 2.6, de 101 a 472 mm para el RCP 4.5 y de 100 a 434 mm para el RCP 8.5 y; en la cuenca alta, se reduciría respecto de la histórica (132 a 544 mm) en 27 proyecciones, siendo de 134 a 539 mm para el RCP 2.6, de 133 a 504 mm para el RCP 4.5 y de 136 a 523 mm para el RCP 8.5. En la cuenca baja se concentraría la mayor variación de precipitación proyectada (Figura 40 del Anexo 1).

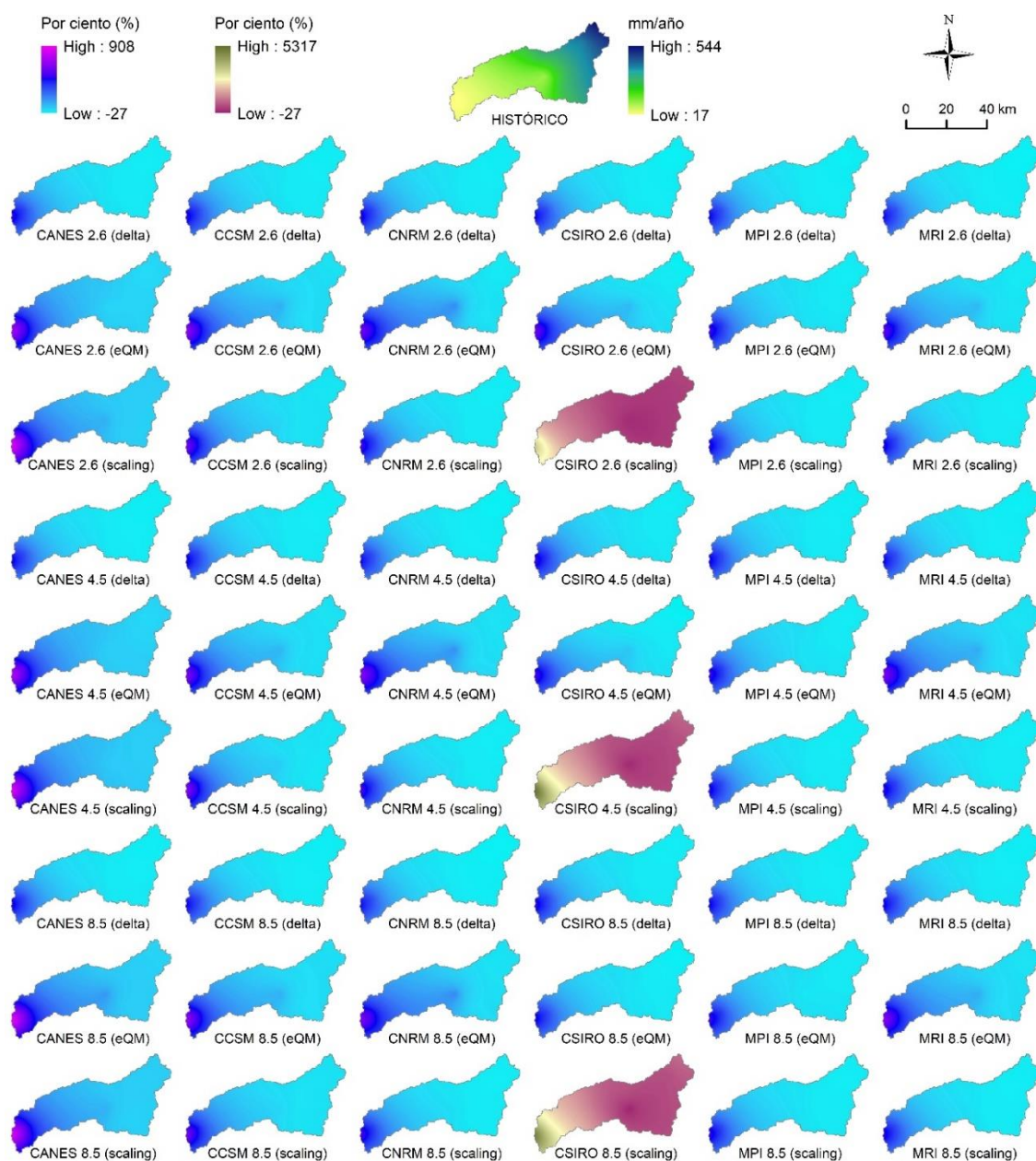


Figura 25: Distribución espacial de la variación de la precipitación proyectada al 2020-2050 respecto de la histórica 1963-2018

Según la Figura 26, en la cuenca baja del río Lurín, la temperatura anual proyectada se mantendría o aumentaría respecto de la histórica (18 a 20 °C) en 41 proyecciones (en las

demás, se reduciría en unas centésimas), siendo de 18 a 21 °C para el RCP 2.6 y de 18 a 22 °C para los RCP 4.5 y 8.5; en la cuenca media, aumentaría respecto de la histórica (12 a 19 °C) en 45 proyecciones, siendo de 15 a 21 °C para los tres RCP y; en la cuenca alta, aumentaría respecto de la histórica (9 a 16 °C) en 45 proyecciones, siendo de 13 a 19 °C para los tres RCP. En la cuenca alta se concentraría la mayor variación de temperatura proyectada (Figura 41 del Anexo 1).

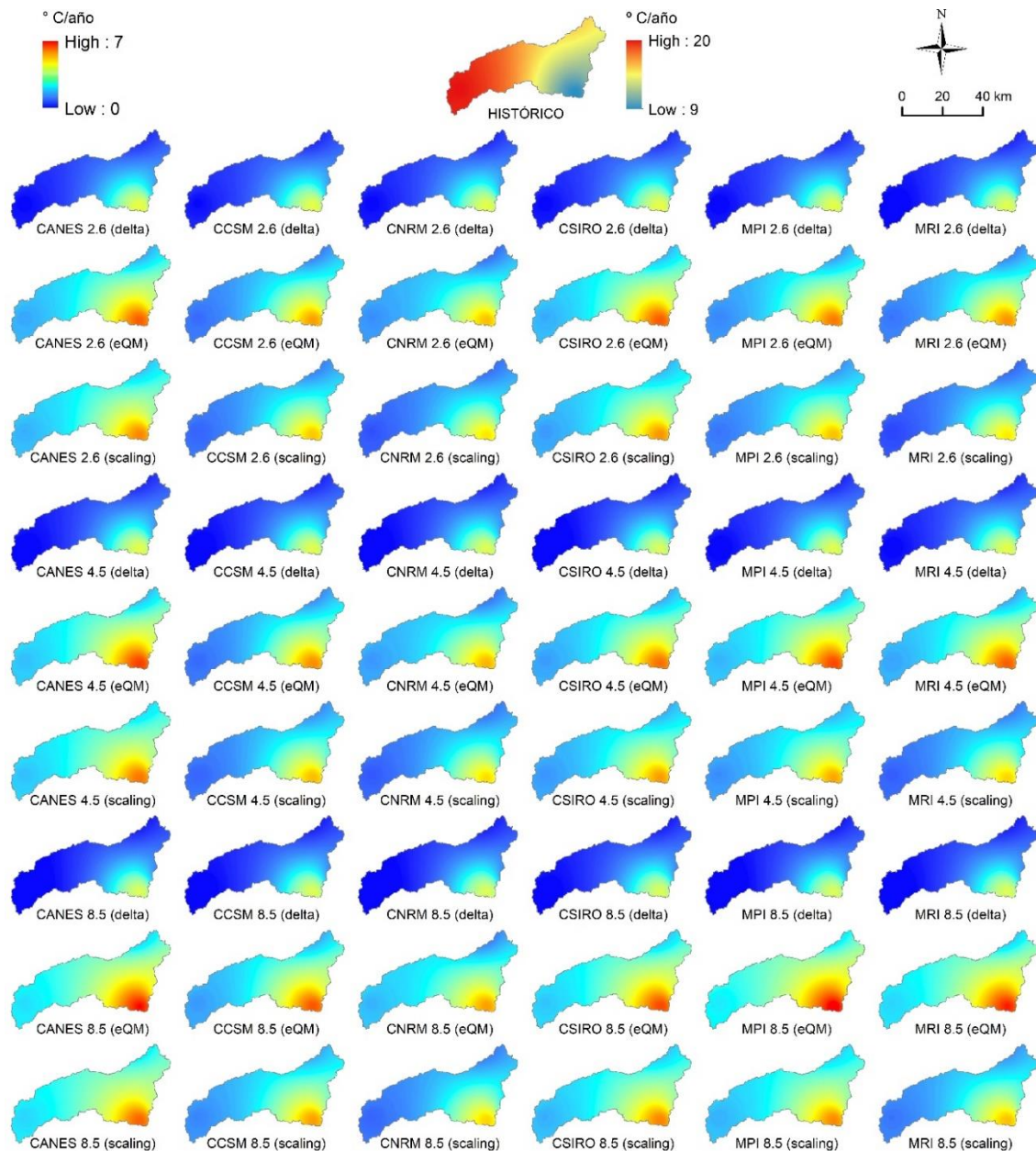


Figura 26: Distribución espacial de la variación de la temperatura proyectada al 2020-2050 respecto de la histórica 1950-2018

Según la Figura 27, en la cuenca baja del río Lurín, la ETo anual proyectada se reduciría

respecto de la histórica (985 a 1203 mm) en 31 proyecciones, siendo de 988 a 1172 mm para el RCP 2.6, de 996 a 1191 mm para el RCP 4.5 y de 990 a 1181 mm para el RCP 8.5; en la cuenca media, se reduciría respecto de la histórica (1111 a 1243 mm) en 31 proyecciones, siendo de 1036 a 1241 mm para el RCP 2.6, de 1046 a 1311 mm para el RCP 4.5 y de 1040 a 1304 mm para el RCP 8.5 y; en la cuenca alta, se mantendría o aumentaría respecto de la histórica (1157 a 1355 mm) en 44 proyecciones, siendo de 1157 a 1425 mm para el RCP 2.6, de 1166 a 1445 mm para el RCP 4.5 y de 1158 a 1452 mm para el RCP 8.5. En la cuenca alta se concentraría la mayor variación de ETo proyectada (Figura 42 del Anexo 1).

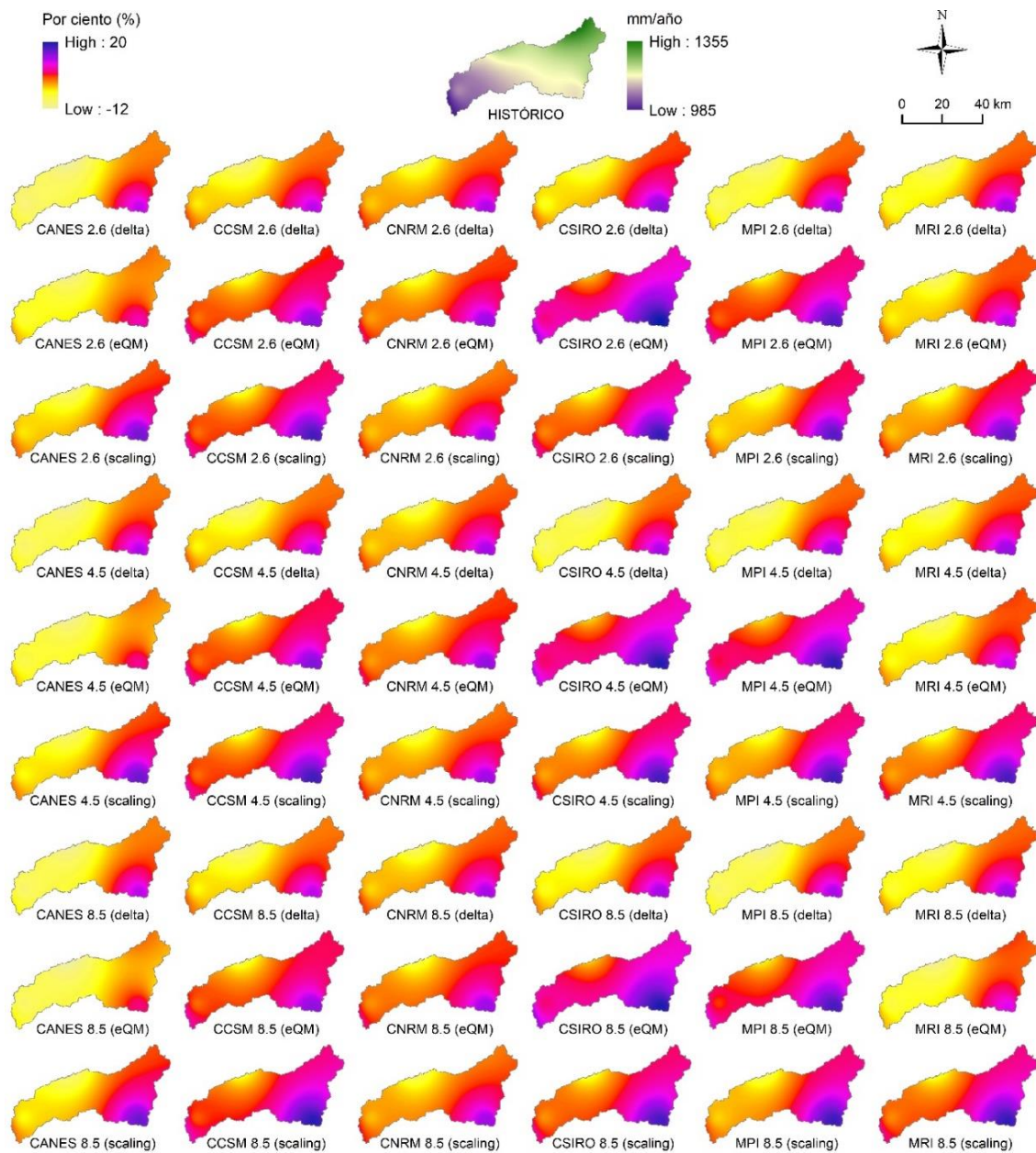


Figura 27: Distribución espacial de la variación ETo proyectada al 2020-2050 respecto de la histórica 1950-2018

El aumento de temperatura proyectada al 2020-2050 produciría un aumento en la evaporación oceánica, afectando las cuencas baja y media del río Lurín (más cercanas al océano) con un aumento de precipitación y una reducción de la ETo, éste último debido a la mayor humedad atmosférica y pese al aumento de temperatura (Snyder *et al.* 2011).

Por otro lado, parece que dicha evaporación oceánica no afectaría en mayor medida la cuenca alta, por ser más lejana al océano, lo que conllevaría a una reducción de la precipitación y aumento de la ETo como consecuencia del aumento de temperatura y menor humedad atmosférica. Sin embargo, pese al aumento de la precipitación en las cuencas baja y media, y a la reducción en la cuenca alta, la precipitación anual seguiría siendo creciente, partiendo desde la cuenca baja (de 94 a 315 mm) a la cuenca alta (de 133 a 539 mm).

Además, la ETo es afectada por el aumento de las emisiones de CO₂, ocasionando que menos estomas de la planta se abran por exceso de CO₂ necesario para la fotosíntesis, conllevando a una menor transpiración y, por ende, una menor ETo (Luo *et al.* 2013). Se observa que en la cuenca del río Lurín, la humedad atmosférica influyó más que las emisiones de CO₂ en contrarrestar la teórica relación directamente proporcional entre la temperatura y la ETo.

4.1.2. Formulación del modelo TETIS

La calibración del modelo TETIS se realizó a nivel mensual en la estación hidrométrica San Damián (2842 m.s.n.m.), que se encontraba en la cuenca alta con menor intervención antropogénica (pocas comisiones de riego y vertimientos de contaminantes), de enero de 1969 a diciembre de 1972.

La validación espacio-temporal se realizó a nivel mensual en Manchay (229 m.s.n.m., cuenca baja), de enero de 1985 a diciembre de 2005. La calibración y la validación presentaron, una eficiencia de *buena a muy buena*, según los parámetros mencionados en el apartado 2.1.1 (Figura 28 y Tabla 13).

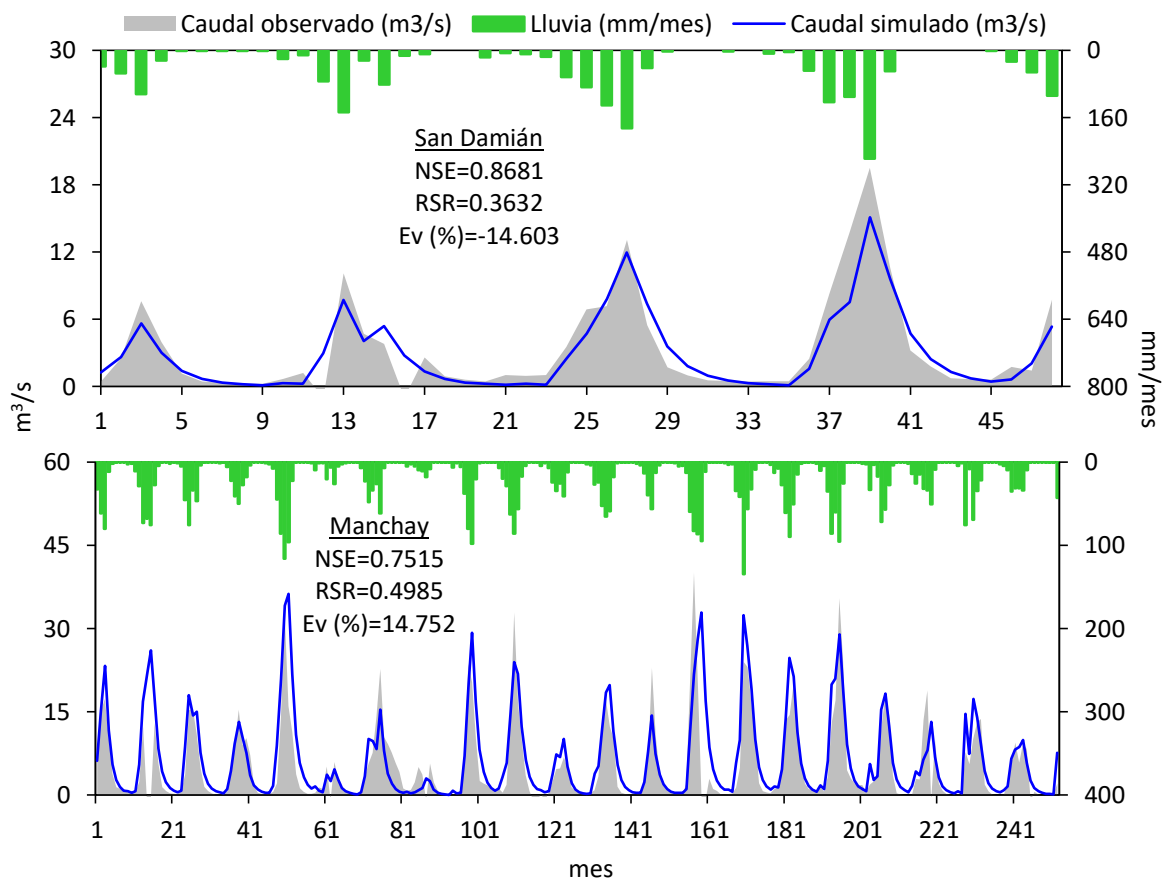


Figura 28: Calibración y validación mensual del modelo TETIS

Tabla 13: Factores correctores de parámetros calibrados a nivel mensual en San Damián

Factores correctores		
FC-1	Almacenamiento estático	0,334000
FC-2	Evapotranspiración	0,382200
FC-3	Infiltración	0,030600
FC-4	Escorrentía directa	0,000100
FC-5	Percolación	0,001400
FC-6	Interflujo	326,848389
FC-7	Pérdidas subterráneas	0,000000
FC-8	Flujo subterráneo	440,239685
FC-9	Velocidad en los cauces	0,934100
	Exponente de infiltración al tanque estático	0,000000
	Factor de interpolación de la lluvia con la cota (mm/m)	0,000030

Meléndez (2019) y Meléndez *et al.* (2021), calibraron el modelo TETIS a nivel diario en las estaciones hidrométricas Antapucro (1300 m.s.n.m., cuenca media) y Manchay, respectivamente, con una eficiencia de *muy bueno*; y validaron el modelo TETIS en las estaciones hidrométricas San Damián y Manchay, con eficiencias de *bueno* y *muy bueno*,

respectivamente. Al tener eficiencias de *bueno* a *muy bueno* en las tres estaciones hidrométricas mencionadas, se decidió calibrar el modelo TETIS a nivel mensual en la estación San Damián por encontrarse en la cuenca alta del río Lurín con menor intervención antropogénica (pocas comisiones de riego y vertimientos de contaminantes) en comparación con las estaciones Antapucro y Manchay.

Una vez calibrado y validado el modelo TETIS a nivel mensual en las estaciones hidrométricas San Damián y Manchay, se realizó 45 proyecciones de caudal al 2020-2050 en la estación hidrométrica de Antapucro (inicio del tramo del río Lurín investigado, en la cuenca baja) bajo diferentes escenarios en el marco del cambio climático, con la información de precipitación y evapotranspiración de referencia resultado del *downscaling* estadístico.

4.1.3. Proyección de caudal en Antapucro al 2020-2050

a. Análisis hidrométrico a nivel estacional

En la Figura 29, para los tres RCP a nivel estacional, el caudal proyectado en la estación Antapucro durante el periodo 2020-2050 respecto del histórico 1968-2018, mostraría variaciones porcentuales promedio negativas en otoño (con histórico de 0,7 a 44,6 m³/s): para el RCP 2.6 fue de -33 por ciento con rango de 0,4 a 93,5 m³/s; para el RCP 4.5, de -30 por ciento con rango de 0,2 a 87,4 m³/s y para el RCP 8.5, de -31 por ciento con rango de 0,5 a 69,8 m³/s (Figura 29 y Tabla 16 del Anexo 2).

En verano, invierno y primavera (con históricos de 0,6 a 23,4 m³/s; 0,0 a 1,4 m³/s y de 0,0 a 2,4 m³/s, respectivamente), el caudal proyectado al 2020-2050 en la estación Antapucro aumentaría respecto del histórico (1968-2018) en 9 por ciento (con caudales de 0,1 a 122,7 m³/s), 258 por ciento (de 0,1 a 15,8 m³/s) y 324 por ciento (0,1 a 22,3 m³/s), respectivamente para el RCP 2.6; en 11 por ciento (de 0,1 a 82,6 m³/s), 266 por ciento (de 0,1 a 17,0 m³/s) y 306 por ciento (0,1 a 26,9 m³/s), respectivamente para el RCP 4.5; y, en 14 por ciento (de 0,1 a 87,5 m³/s), 268 por ciento (de 0,1 a 18,6 m³/s) y 309 por ciento (0,1 a 24,1 m³/s), respectivamente para el RCP 8.5.

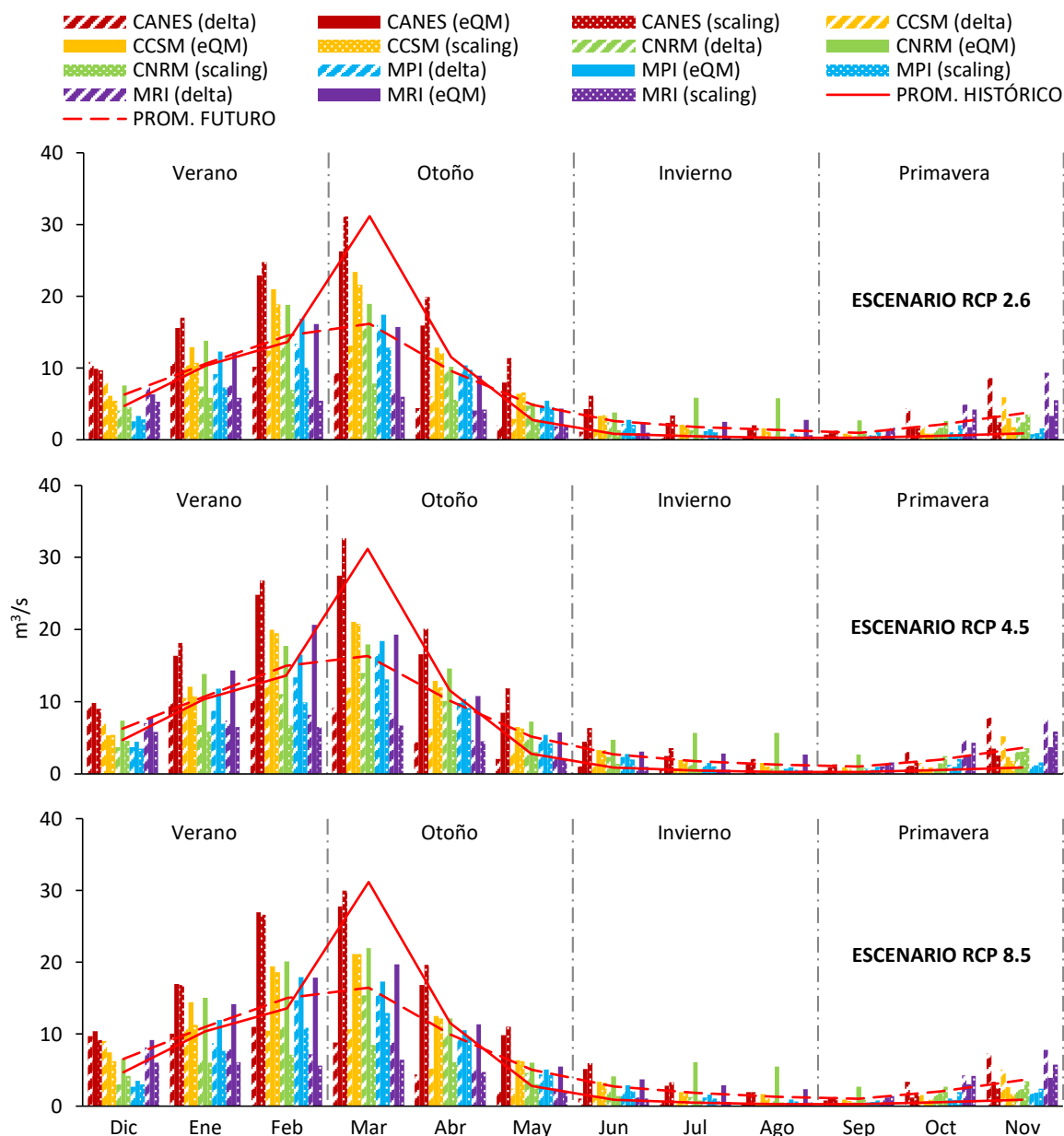


Figura 29: Caudal mensual histórico (1968-2018) y proyectado al 2020-2050 en Antapucro

En la Figura 30, se observa que en el periodo seco (mayo a septiembre) con caudal histórico de $0,2$ a $2,8 m^3/s$, en los tres RCP existiría mayor variación positiva del caudal proyectado al 2020-2050 respecto del histórico: para el RCP 2.6, de 254 por ciento con rango de $0,4$ a $11,4 m^3/s$; para el RCP 4.5, de 259 por ciento con rango de $0,4$ a $11,9 m^3/s$ y para el RCP 8.5, de 256 por ciento con rango de $0,4$ a $11,1 m^3/s$. Por otra parte, en el periodo húmedo (octubre a abril) con caudal histórico de $0,5$ a $31,2 m^3/s$, en los tres RCP la variación positiva del caudal proyectado respecto del histórico sería: para el RCP 2.6, de 90 por ciento con rango de $0,7$ a $31,1 m^3/s$; para el RCP 4.5, de 84 por ciento con rango de $0,6$ a $32,6 m^3/s$ y

para el RCP 8.5, de 88 por ciento con rango de 0,7 a 30,0 m³/s.

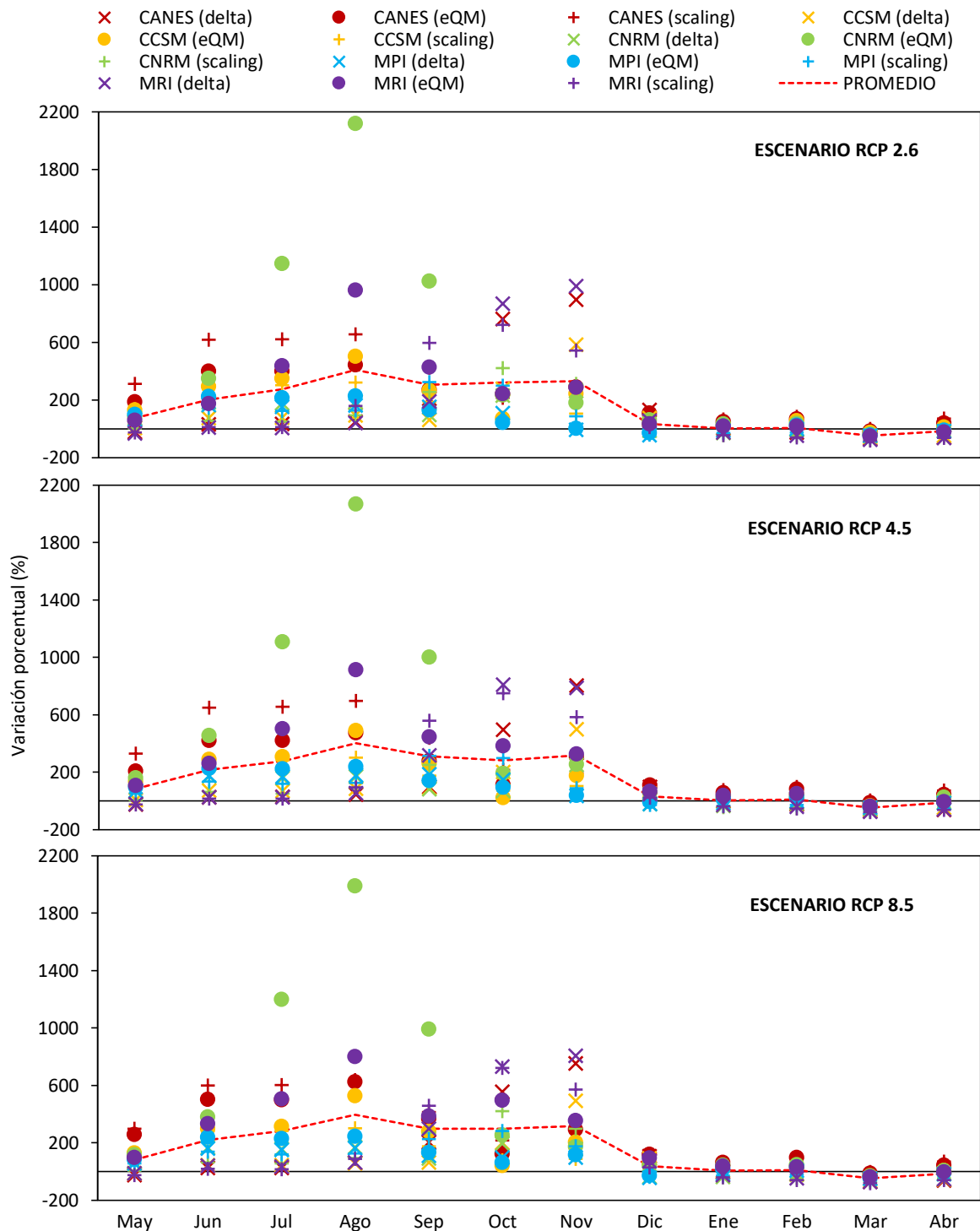


Figura 30: Variación del caudal mensual proyectado al 2020-2050 respecto del histórico (1968-2018) en Antapucro

En la Figura 31, se presenta el diagrama de cajas del caudal mensual histórico (1968-2018) y proyectado al 2020-2050: el caudal mensual histórico fue de 0,1 a 44,6 m³/s y el proyectado

para el RCP 2.6 sería de 0,1 a 122,7 m³/s; para el RCP 4.5, de 0,1 a 87,4 m³/s; y para el RCP 8.5, de 0,1 a 87,5 m³/s. Para los tres RCP, el caudal mensual proyectado al 2020-2050 aumentaría respecto del histórico en 0,4; 0,5 y 0,6 m³/s en promedio, respectivamente.

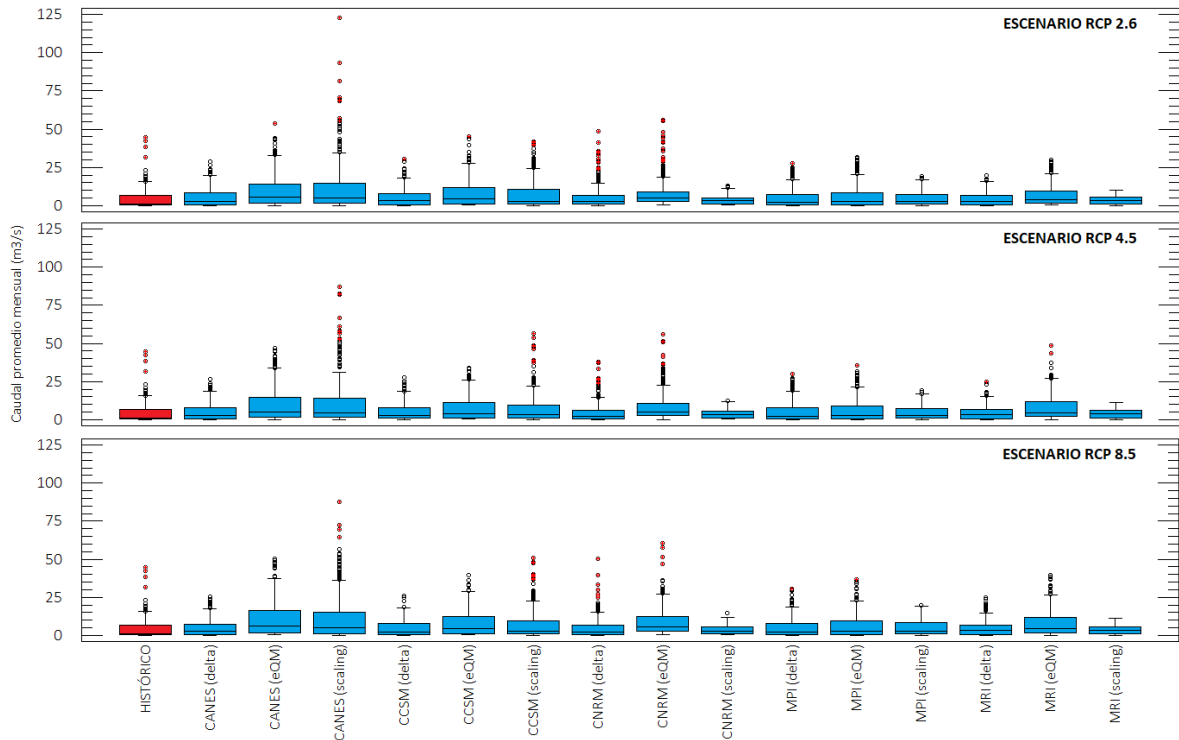


Figura 31: Diagrama de cajas del caudal mensual histórico (1968-2018) y proyectado al 2020-2050 en Antapucro según RCP

Se realizó un análisis del grado de significancia de las variaciones porcentuales del caudal mensual proyectado al 2020-2050, haciendo uso del coeficiente de variación (δ) del caudal histórico (Ecuación 12, donde S es la desviación estándar y \bar{x} es el promedio) y asignando tres clasificaciones (Tabla 14).

$$\delta = S/\bar{x} \quad \text{Ecuación 12}$$

Tabla 14: Grados de significancia de la variación de caudal proyectado

Color	Clasificación	Rango
	Variación no significativa	$x \in [-\delta, +\delta]$
	Variación significativa	$x \in [-2\delta, -\delta > U < +\delta, +2\delta]$
	Variación muy significativa	$x \in < -\infty, -2\delta > U < +2\delta, +\infty >$

Según el grado de significancia de las variaciones porcentuales del caudal mensual

proyectado al 2020-2050, se identificaron como los mejores escenarios (idóneos para proyectar caudales), a los que proyectarían un máximo de siete meses con variaciones no significativas (a excepción del RCP 8.5 con ocho meses); caso contrario, los peores, serían los que posean la menor cantidad de meses con variación no significativa. De acuerdo con lo anterior, en la Tabla 17 del Anexo 2 para los tres RCP al 2020-2050, los mejores escenarios serían CCSM (delta) y MRI (delta), y los peores serían CANES (eQM) y CANES (scaling). Para los RCP 2.6 y 4.5, el mejor escenario sería MRI (delta) y el peor sería CANES (scaling) y para el RCP 8.5, el mejor sería CCSM (delta) con ocho meses de variaciones no significativas y el peor sería CANES (eQM).

b. Análisis hidrométrico a nivel anual

El caudal anual histórico (1968-2018) fue de 2,0 a 11,9 m³/s y el proyectado al 2020-2050 sería: para el RCP 2.6, de 0,7 a 30,2 m³/s; para el RCP 4.5, de 1,4 a 23,5 m³/s y para el RCP 8.5, de 0,9 a 23,0 m³/s; observándose para los tres RCP, un aumento del caudal anual proyectado respecto del histórico de 0,8; 0,9 y 1,0 m³/s en promedio, respectivamente. La variación porcentual del caudal anual proyectado respecto del histórico, sería en promedio: para el RCP 2.6, de 14 por ciento (con un rango de -88 a 455 por ciento); para el RCP 4.5, de 16 por ciento (con un rango de -75 a 333 por ciento) y para el RCP 8.5, de 17 por ciento (con un rango de -84 a 322 por ciento).

En la Tabla 15, se presenta la variación porcentual del caudal anual proyectado al 2020-2050 respecto del histórico; se identificaron como los mejores escenarios (idóneos para proyectar caudales), a los que posean variaciones no significativas; caso contrario, los peores serían los que posean variaciones muy significativas.

Para los tres RCP al 2020-2050, los mejores escenarios para proyectar caudales serían CANES (delta), CCSM (delta), CCSM (eQM), CCSM (scaling), CNRM (delta), CNRM (eQM), CNRM (scaling), MPI (delta), MPI (eQM), MPI (scaling), MRI (delta), MRI (eQM) y MRI (scaling); los cuales, mostrarían variación porcentual positiva y negativa del caudal; por otro lado, ningún escenario presentaría variación muy significativa del caudal. Siendo el rango histórico del caudal anual de 2,0 a 11,9 m³/s y los mejores escenarios para proyectar caudales al 2020-2050 en la estación Antapucro, los 13 escenarios mencionados anteriormente; entonces para el RCP 2.6, la variación porcentual promedio del caudal sería

de 3 por ciento con rango de 0,7 a 20,0 m³/s; para el RCP 4.5, de 4 por ciento con rango de 1,4 a 19,4 m³/s y para el RCP 8.5, de 5 por ciento con rango de 1,3 a 20,0 m³/s.

Tabla 15: Grado de significancia de la variación del caudal anual proyectado al 2020-2050 respecto del histórico (1968-2018) en Antapucro

Variación no significativa		Variación significativa		Variación muy significativa	
$x \in [-\delta, +\delta]$		$x \in [-2\delta, -\delta > U < +\delta, +2\delta]$		$x \in < -\infty, -2\delta > U < +2\delta, +\infty >$	
Detalle	Caudal mínimo anual (m ³ /s)	Caudal máximo anual (m ³ /s)	Caudal promedio anual (m ³ /s)	$\Delta\%$ promedio anual	
Histórico	2,0	11,9	5,4	$\delta = 63$	
CANES 2.6 (delta)	2,3	8,4	5,3	-2	
CANES 2.6 (eQM)	4,7	15,6	9,4	73	
CANES 2.6 (scaling)	1,9	30,2	10,9	100	
CCSM 2.6 (delta)	2,8	9,3	5,3	-2	
CCSM 2.6 (eQM)	4,5	13,6	7,9	45	
CCSM 2.6 (scaling)	0,7	14,9	7,1	30	
CNRM 2.6 (delta)	1,9	15,9	5,4	0	
CNRM 2.6 (eQM)	3,9	20,0	8,0	48	
CNRM 2.6 (scaling)	2,7	5,3	3,6	-34	
MPI 2.6 (delta)	1,8	8,7	5,2	-5	
MPI 2.6 (eQM)	1,9	10,1	6,1	12	
MPI 2.6 (scaling)	2,0	6,9	4,6	-15	
MRI 2.6 (delta)	2,0	7,3	4,3	-21	
MRI 2.6 (eQM)	3,1	10,1	6,5	19	
MRI 2.6 (scaling)	2,3	4,4	3,5	-35	
CANES 4.5 (delta)	2,4	8,7	4,9	-10	
CANES 4.5 (eQM)	4,2	15,4	9,8	80	
CANES 4.5 (scaling)	1,7	23,5	11,3	109	
CCSM 4.5 (delta)	2,7	8,6	5,1	-6	
CCSM 4.5 (eQM)	3,8	11,1	7,4	36	
CCSM 4.5 (scaling)	1,4	17,2	7,0	29	
CNRM 4.5 (delta)	1,6	14,1	4,9	-10	
CNRM 4.5 (eQM)	3,9	19,4	8,5	56	
CNRM 4.5 (scaling)	2,5	5,8	3,6	-34	
MPI 4.5 (delta)	2,7	9,3	5,4	-1	
MPI 4.5 (eQM)	3,0	11,9	6,2	15	
MPI 4.5 (scaling)	3,0	7,3	4,6	-16	
MRI 4.5 (delta)	2,2	9,3	4,4	-18	
MRI 4.5 (eQM)	4,4	15,9	7,9	45	
MRI 4.5 (scaling)	2,6	5,1	3,8	-29	
CANES 8.5 (delta)	2,4	8,2	5,0	-9	
CANES 8.5 (eQM)	6,0	16,7	10,4	91	
CANES 8.5 (scaling)	0,9	23,0	10,8	99	
CCSM 8.5 (delta)	1,9	7,7	4,8	-11	
CCSM 8.5 (eQM)	3,9	13,0	7,7	42	
CCSM 8.5 (scaling)	1,5	17,0	7,1	30	
CNRM 8.5 (delta)	1,3	14,0	4,9	-10	
CNRM 8.5 (eQM)	4,3	20,0	8,7	60	
CNRM 8.5 (scaling)	2,6	5,1	3,7	-32	
MPI 8.5 (delta)	2,5	9,2	5,3	-3	
MPI 8.5 (eQM)	3,0	11,5	6,2	15	
MPI 8.5 (scaling)	3,1	6,8	4,8	-12	
MRI 8.5 (delta)	2,0	8,3	4,6	-15	
MRI 8.5 (eQM)	4,2	12,9	7,9	45	
MRI 8.5 (scaling)	2,6	5,3	3,7	-32	

4.2. PROYECCIÓN DE LA CALIDAD DE AGUA BAJO DIFERENTES ESCENARIOS EN EL MARCO DEL CAMBIO CLIMÁTICO

Con las 45 proyecciones de caudal al 2020-2050 en la estación Antapucro y en la Quebrada Tinajas, se estimó el caudal promedio por RCP; luego, se ingresó el caudal en el módulo GESCAL ya calibrado en los cinco parámetros de calidad de agua (OD, DBO₅, *E. coli*, coliformes totales y termotolerables) y se mantuvo el registro de demanda de agua poblacional y agrícola constante a futuro; obteniéndose proyecciones de calidad de agua al 2020-2050 en la cuenca baja del río Lurín.

En la Figura 32 se presentan los parámetros de calidad de agua proyectados al 2020-2050 en la estación de monitoreo L13 (Puente Mototaxi) donde se observa que en promedio, se cumpliría con los ECA en el OD (≥ 4 mg/l), la DBO₅ (≤ 15 mg/l) y la *E. coli* (≤ 1000 NMP/100 ml); sin embargo, los coliformes termotolerables superarían el ECA de 1000 NMP/100 ml de enero a marzo; y además en enero, se observarían los valores más altos de coliformes totales. De forma similar ocurriría en la estación de monitoreo L12 (50 m antes de PTAR Cieneguilla) como se muestra en la Figura 33. Se deduce que en las dos anteriormente mencionadas estaciones de monitoreo, los coliformes no serían todos de origen intestinal humano o animal, sino que se tratarían de otras especies de microorganismos presentes en la naturaleza o de origen desconocido. No se notarían grandes diferencias en los parámetros de calidad de agua entre RCP.

Por otro lado, la calidad de agua proyectada al 2020-2050 en L13 (Puente Mototaxi) respecto de la histórica (2018-2019), se observa a groso modo, que la concentración de oxígeno y microorganismos se reduciría y aumentaría, respectivamente (reduciéndose la calidad de agua pero cumpliendo los ECA), con mayor variación: en la OD, de -4 mg/l; en la DBO₅, de -5 mg/l (ambos en los tres RCP); en la *E. coli*, de 228 NMP/100 ml en el RCP 8.5 (los tres parámetros anteriores, en julio); en los coliformes termotolerables, de 1920 NMP/100 ml en el RCP 8.5 en febrero y los coliformes totales, de $-1,3 \times 10^4$ NMP/100 ml en el RCP 2.6 en junio.

En L12 (50 m antes de PTAR Cieneguilla), la calidad de agua proyectada al 2020-2050 respecto de la histórica (2018-2019), manifiesta en general, que la concentración de oxígeno

y microorganismos aumentaría y se reduciría, respectivamente (mejorando la calidad de agua y cumpliendo los ECA), con mayor variación: en la OD, de 2 mg/l en abril; en la DBO₅, de -13 mg/l en agosto; en la *E. coli*, de $-1,0 \times 10^3$ NMP/100 ml en febrero; en coliformes termotolerables, de $-2,6 \times 10^3$ NMP/100 ml en diciembre (los cuatro parámetros, en los tres RCP) y los coliformes totales, de -4×10^4 NMP/100 en el RCP 4.5 en diciembre.

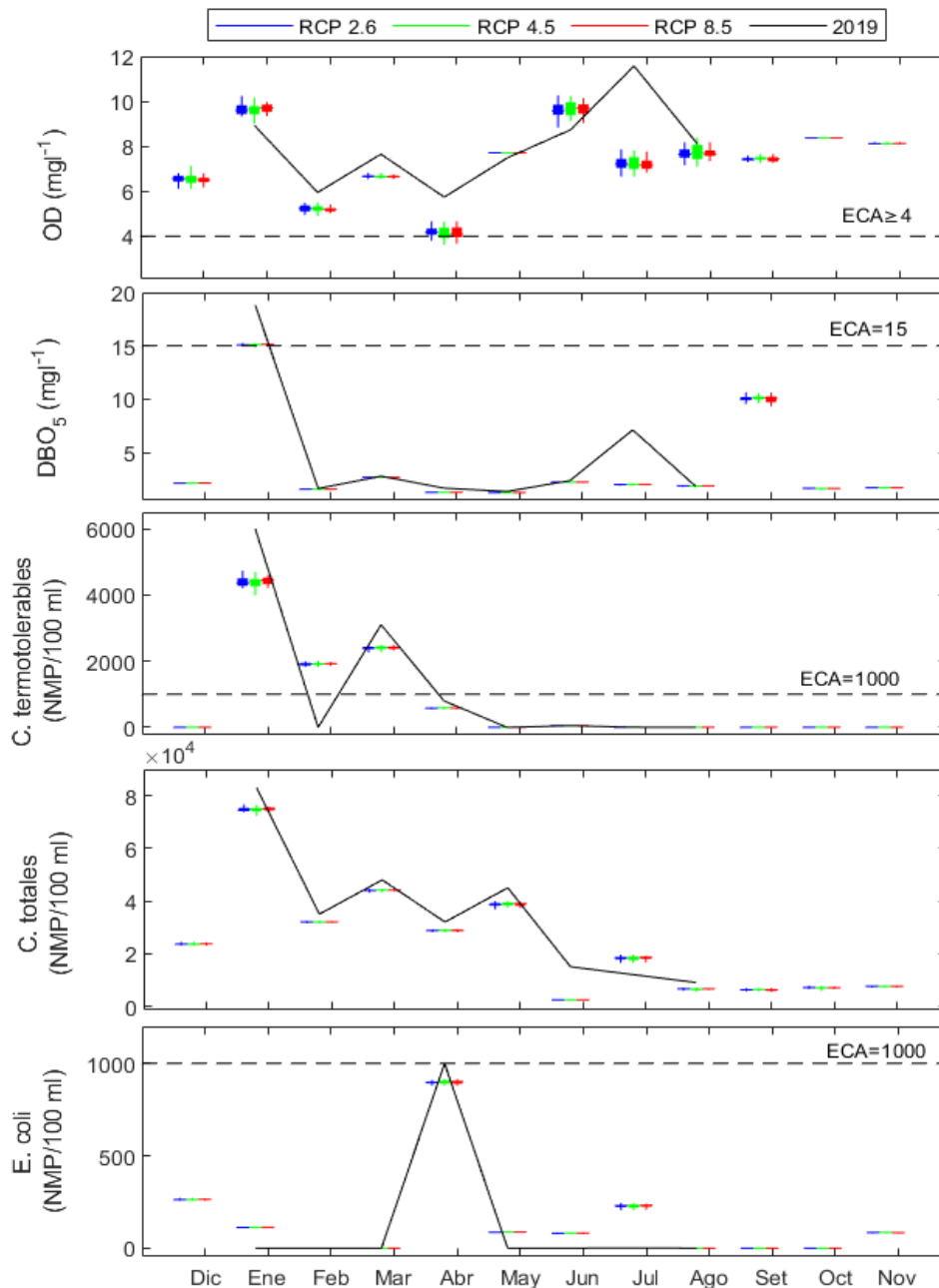


Figura 32: Parámetros de calidad de agua proyectados al 2020-2050 en la estación de monitoreo L13 (Puente Mototaxi)

En la Figura 34 se presentan los parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo

L10 (50 m aguas arriba de PTAR Manchay) donde se observa que en promedio, se cumpliría con los ECA en el OD (≥ 4 mg/l), la DBO₅ (≤ 15 mg/l) y *E. coli* (≤ 1000 NMP/100 ml); sin embargo, los coliformes termotolerables superarían el ECA de 1000 NMP/100 ml de enero a marzo y en julio; además, en mayo, los valores de coliformes totales serían más altos. Se deduce que los coliformes no serían todos de origen intestinal humano o animal, sino otras especies de microorganismos presentes en la naturaleza o de origen desconocido. No se notarían grandes diferencias en los parámetros de calidad de agua entre RCP.

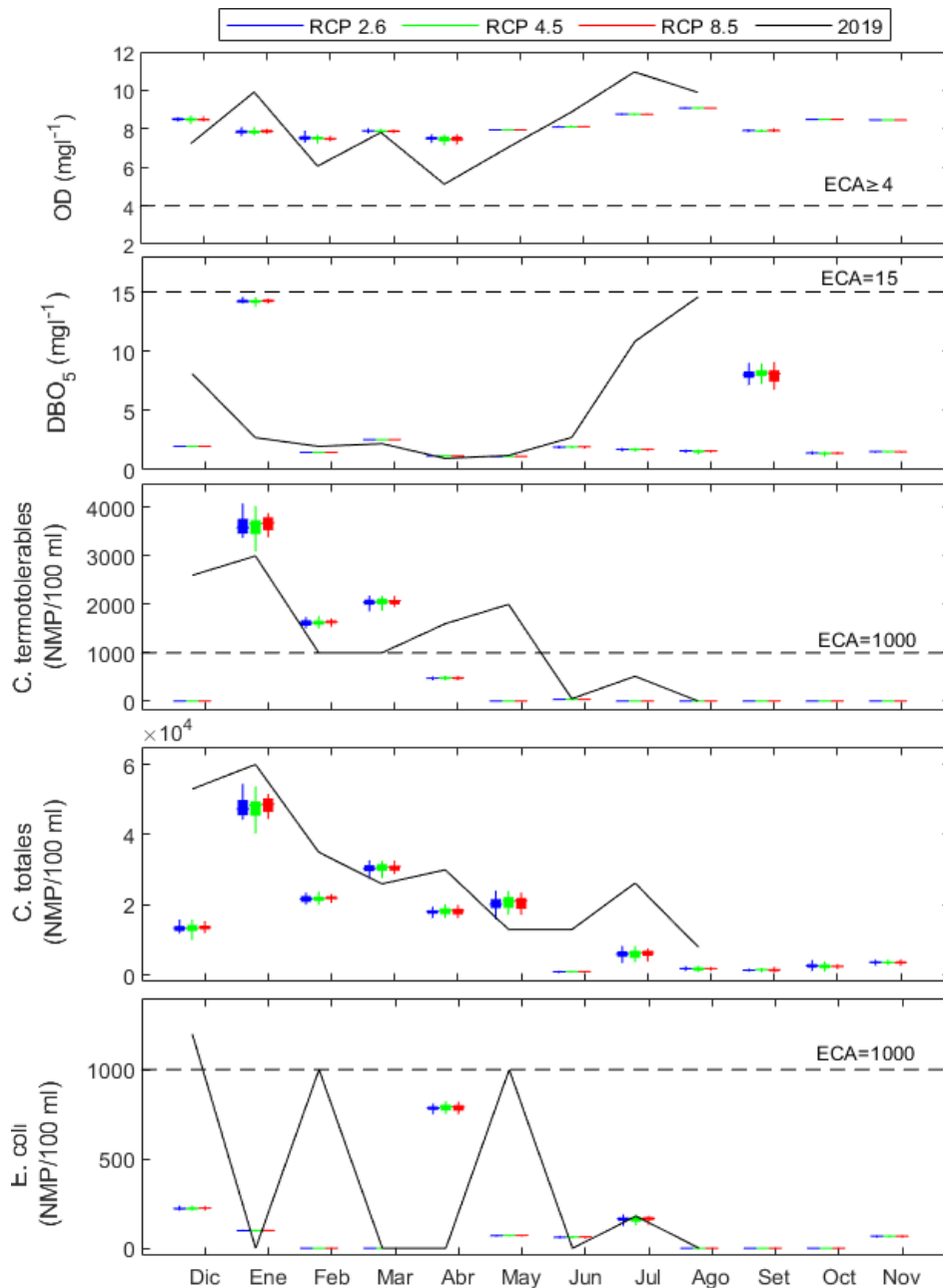


Figura 33: Parámetros de calidad de agua proyectados al 2020-2050 en la estación de monitoreo L12 (50 m antes de PTAR Cieneguilla)

Además, la calidad de agua proyectada al 2020-2050 en L10 (50 m aguas arriba de PTAR Manchay) respecto a la histórica (2018-2019), se observa a grosso modo, que la concentración de oxígeno y microorganismos aumentaría (mejorando la calidad de agua en oxígeno pero no en microorganismos), con mayor variación: en la OD, de 3 mg/l en agosto; en la DBO₅, de -21 mg/l en abril (ambos en los tres RCP); en la *E. coli*, de -579 NMP/100 ml en los RCP 2.6 y 8.5 en febrero; en los coliformes termotolerables, de 828 NMP/100 ml en el RCP 2.6 en junio y los coliformes totales, de 5.7x10⁵ NMP/100 ml en el RCP 8.5 en mayo.

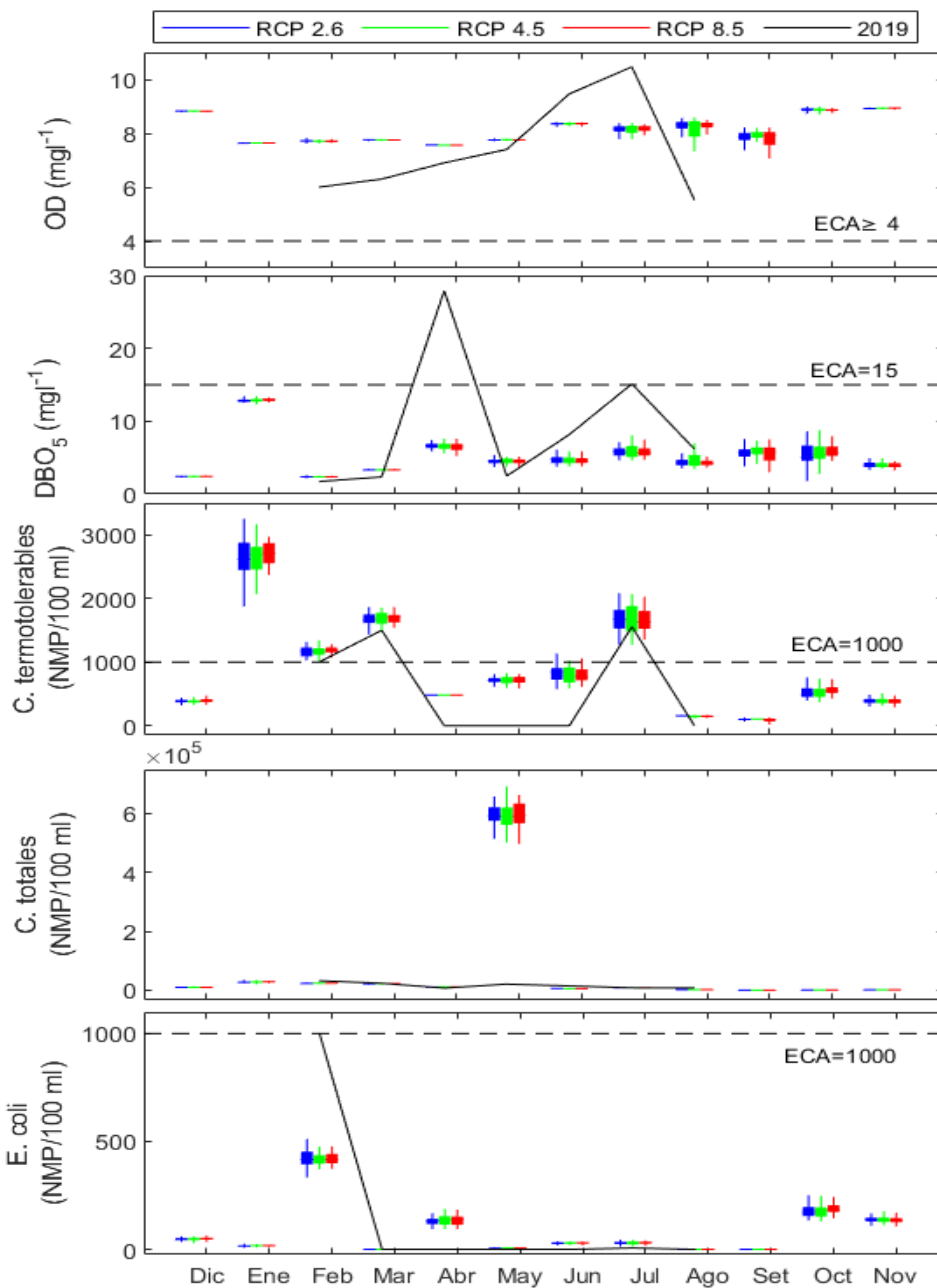


Figura 34: Parámetros de calidad de agua proyectados al 2020-2050 en la estación de monitoreo L10 (50 m aguas arriba de PTAR Manchay)

En la Figura 35 se presentan los parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L7 (Puente Guayabo) donde se observa que en promedio, se cumpliría con los ECA sólo en el OD (≥ 4 mg/l); sin embargo, la DBO₅ superaría el ECA de 15 mg/l de junio a septiembre; la *E. coli*, el ECA de 1000 NMP/100 ml en junio y agosto; los coliformes termotolerables, el ECA de 1000 NMP/100 ml en febrero, marzo, mayo, junio y agosto; siendo en éste último mes, los coliformes totales con los valores más altos. Agosto sería el mes más crítico en calidad de agua en L7 (Puente Guayabo) con mayor dispersión estadística en el RCP 4.5.

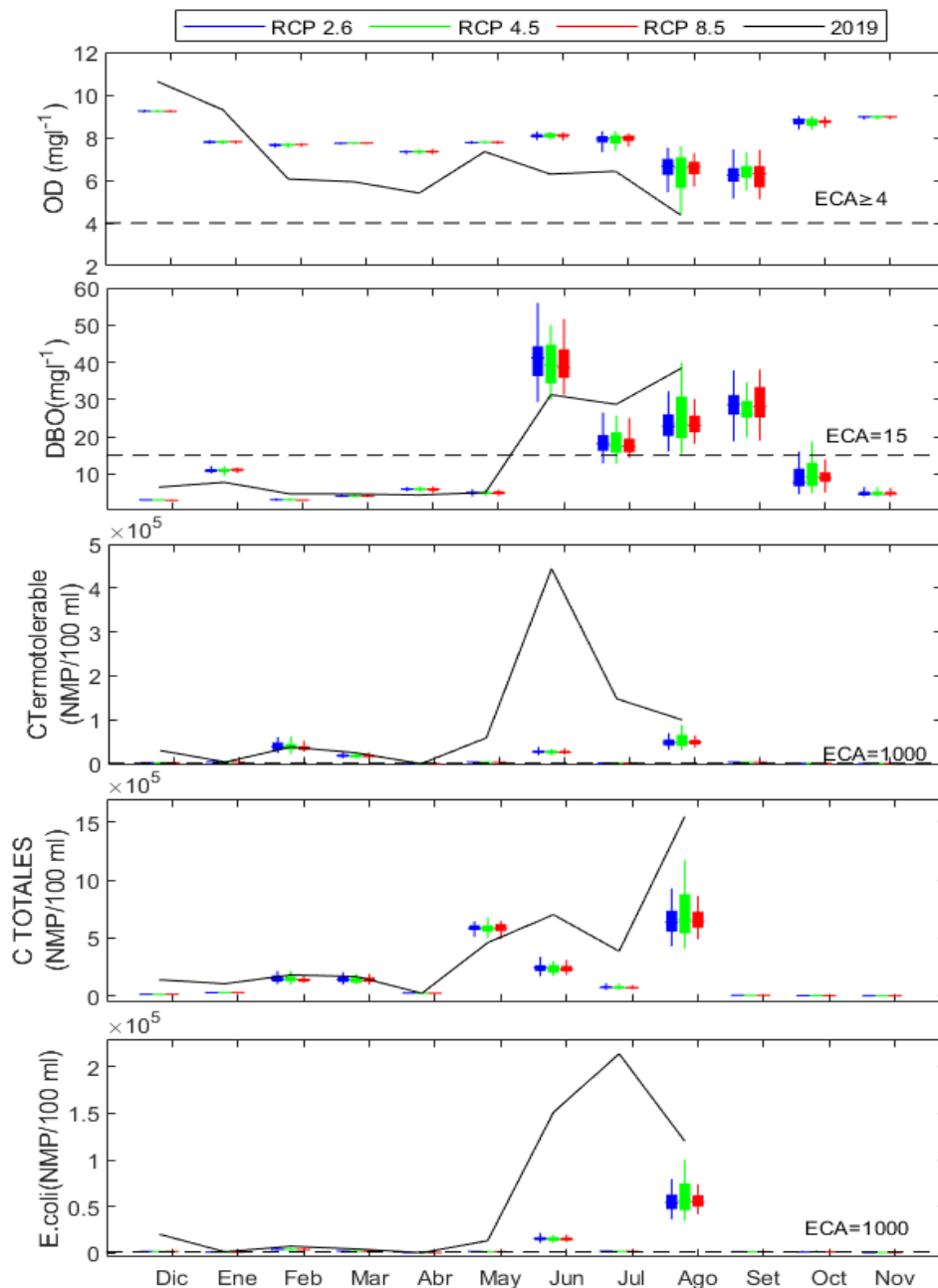


Figura 35: Parámetros de calidad de agua proyectados al 2020-2050 en la estación de monitoreo L7 (Puente Guayabo)

Además, la calidad de agua proyectada al 2020-2050 en L7 (Puente Guayabo) respecto a la histórica (2018-2019), se observa en general, que la concentración de oxígeno y microorganismos aumentaría y se reduciría, respectivamente (mejorando la calidad de agua pero no cumpliendo todos los ECA), con mayor variación: en la OD, de 2 mg/l; en la DBO₅, de -14 mg/l (ambos en los tres RCP en agosto); en la *E. coli*, de $-2,1 \times 10^5$ NMP/100 ml en el RCP 8.5 en julio; en los coliformes termotolerables, de $-4,2 \times 10^5$ NMP/100 ml en el RCP 4.5 en junio y los coliformes totales, de $-8,7 \times 10^5$ NMP/100 ml en el RCP 2.6 en agosto.

En la Figura 36 se presentan los parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L6 (Puente Quebrada Verde) donde se observa que en promedio, se cumpliría con los ECA sólo en el OD (≥ 4 mg/l); sin embargo, la DBO₅ superaría el ECA de 15 mg/l en enero, febrero y de julio a septiembre; la *E. coli*, el ECA de 1000 NMP/100 ml en febrero, junio y agosto; los coliformes termotolerables, el ECA de 1000 NMP/100 ml de enero a junio; siendo en éste último mes los coliformes totales con los valores más altos. Junio sería el mes más crítico en presencia de microorganismos dañinos para la salud en L6 (Puente Quebrada Verde) con mayor dispersión estadística en el RCP 4.5.

Además, la calidad de agua proyectada al 2020-2050 en L6 respecto a la histórica (2018-2019), se observa en general, que la concentración de microorganismos se reduciría y la de oxígeno, diversas tendencias (mejorando la calidad de agua en microorganismos), con mayor variación: en la OD, de -4 mg/l en los tres RCP en agosto; en la DBO₅, de -66 mg/l en los RCP 4.5 y 8.5 en julio; en la *E. coli*, de $-1,6 \times 10^4$ NMP/100 ml; en los coliformes termotolerables, de $-2,8 \times 10^4$ NMP/100 ml (los dos parámetros anteriores, en el RCP 4.5 en junio) y los coliformes totales, de $-2,3 \times 10^5$ NMP/100 ml en el RCP 2.6 en mayo.

En la Figura 37 se presentan los parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L5 (Bocatoma Lurín) donde se observa que en promedio, se cumpliría con los ECA sólo en el OD (≥ 4 mg/l); sin embargo, la DBO₅ superaría el ECA de 15 mg/l en enero, febrero y de junio a septiembre; la *E. coli*, el ECA de 1000 NMP/100 ml en febrero y junio; los coliformes termotolerables, el ECA de 1000 NMP/100 ml en febrero, marzo y junio; siendo en éste último mes los coliformes totales con los valores más altos. Junio sería el mes más crítico en presencia de microorganismos dañinos para la salud en L5 (Bocatoma Lurín) con mayor dispersión estadística en los RCP 2.6 y 4.5 en la DBO₅.

La calidad de agua proyectada al 2020-2050 en L5 (Bocatoma Lurín) respecto a la histórica (2018-2019), se observa en forma general, que la concentración de microorganismos se reduciría y la de oxígeno, diversas tendencias (mejorando la calidad de agua en microorganismos), con mayor variación: en la OD, de 1 mg/l en los tres RCP en marzo; en la DBO₅, de 15 mg/l en el RCP 2.6 en enero; en la *E. coli*, de $-2,8 \times 10^3$ NMP/100 ml en el RCP 8.5 en enero; en los coliformes termotolerables, de $-1,2 \times 10^4$ NMP/100 ml en el RCP 2.6 en febrero y los coliformes totales, de $-2,1 \times 10^5$ NMP/100 ml en el RCP 8.5 en febrero.

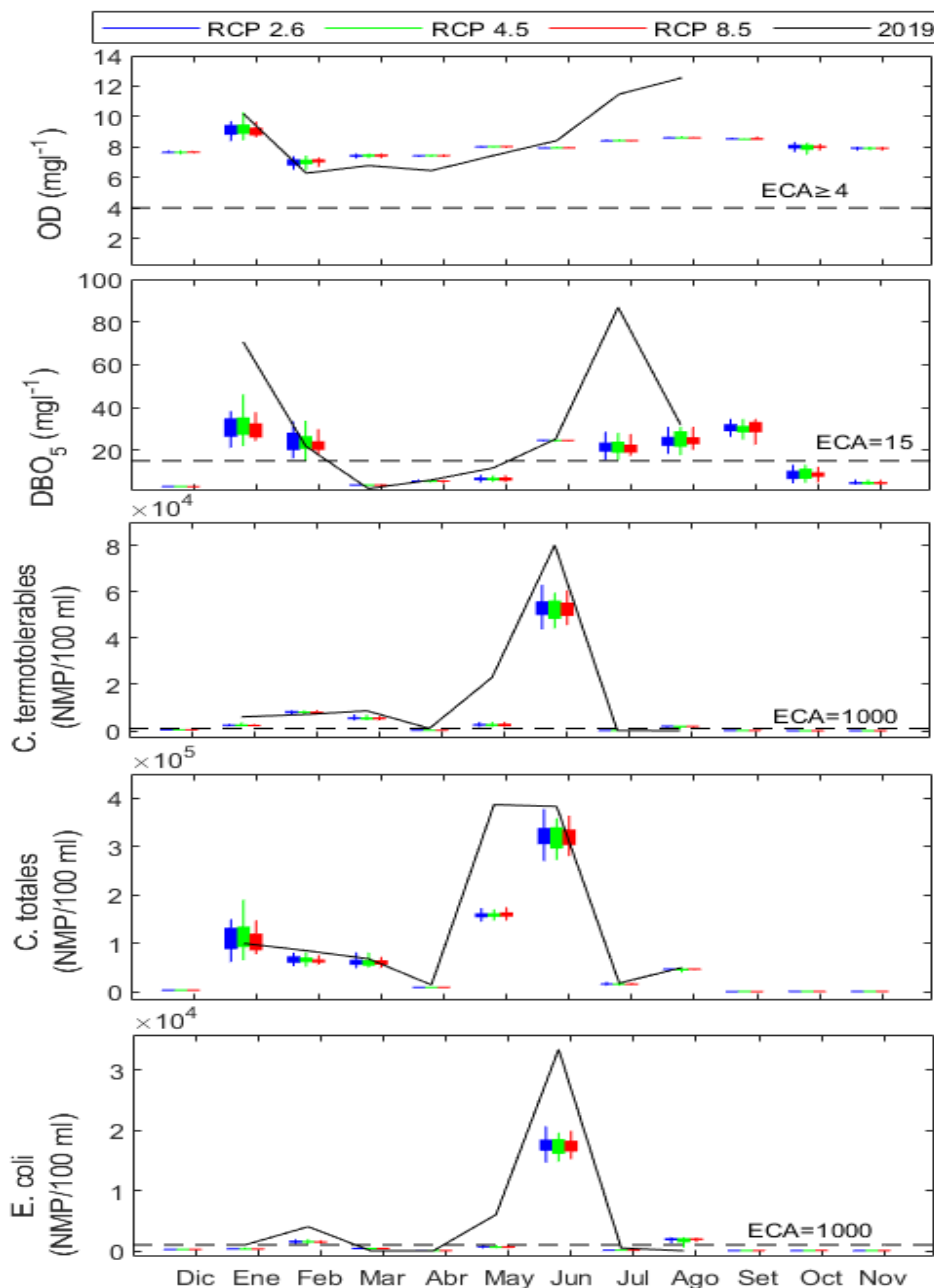


Figura 36: Parámetros de calidad de agua proyectados al 2020-2050 en la estación de monitoreo L6 (Puente Quebrada Verde)

En la Figura 38 se presentan los parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L4 (50 m aguas arriba de PTAR San Bartolo) donde se observa que en promedio, se cumpliría con los ECA sólo en el OD (≥ 4 mg/l); sin embargo, la DBO₅ superaría el ECA de 15 mg/l de diciembre a febrero y de junio a noviembre; la *E. coli*, el ECA de 1000 NMP/100 ml de junio a noviembre (excluyendo septiembre); los coliformes termotolerables, el ECA de 1000 NMP/100 ml en diciembre, enero, julio y agosto; siendo en éste último mes los coliformes totales con los valores más altos.

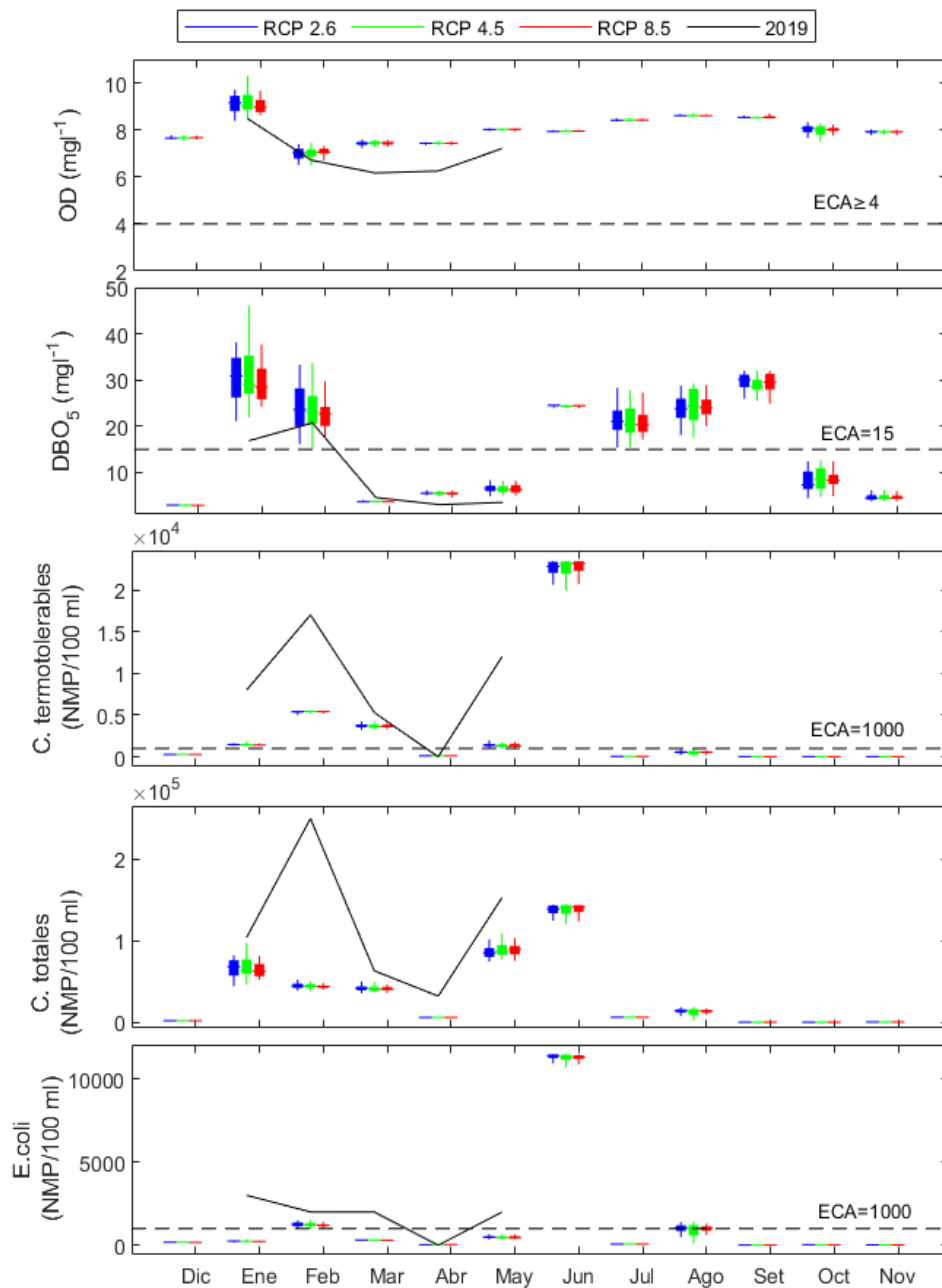


Figura 37: Parámetros de calidad de agua proyectados al 2020-2050 en la estación de monitoreo L5 (Bocatoma Lurín)

Al menos cuatro meses (enero y de julio a septiembre) serían críticos en L4 (50 m aguas arriba de PTAR San Bartolo) al no cumplir con los ECA en ninguno de los cinco parámetros analizados (OD, DBO₅, *E. coli*, coliformes totales y termotolerables); por otra parte, se presentaría mayor dispersión estadística en los RCP 2.6 y 4.5 en todos los parámetros de calidad de agua mencionados previamente.

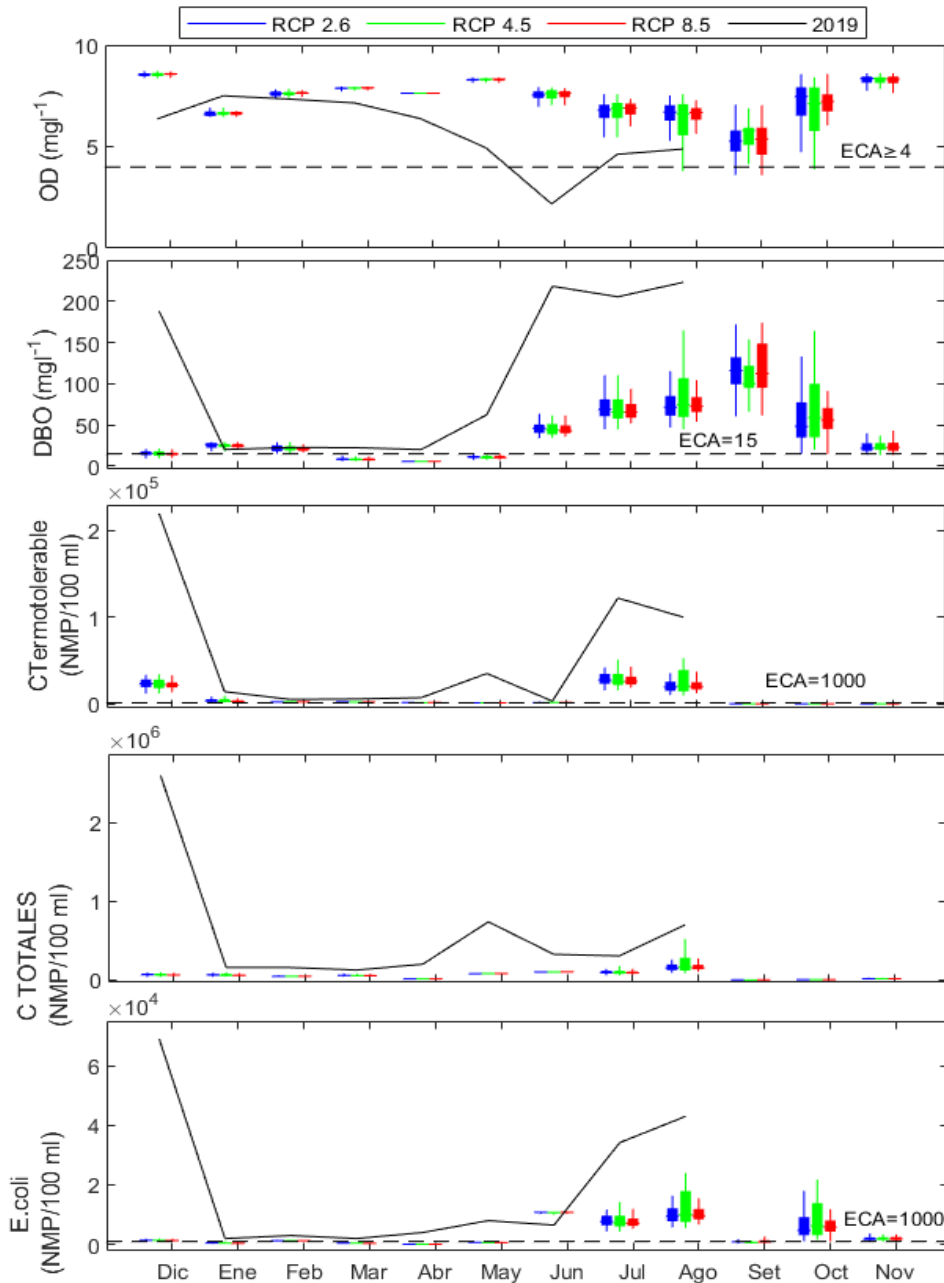


Figura 38: Parámetros de calidad de agua proyectados al 2020-2050 en la estación de monitoreo L4 (50 m aguas arriba de PTAR San Bartolo)

Además, la calidad de agua proyectada al 2020-2050 en L4 (50 m aguas arriba de PTAR San Bartolo) respecto a la histórica (2018-2019), se observa en forma general, que la concentración de oxígeno y microorganismos aumentaría y se reduciría, respectivamente (mejorando la calidad de agua pero no cumpliendo todos los ECA), con mayor variación: en la OD, de 5 mg/l en los tres RCP en junio; en la DBO₅, de -173 mg/l en los RCP 2.6 y 8.5 en diciembre y en el RCP 4.5 en junio; en la *E. coli*, de $-6,8 \times 10^4$ NMP/100 ml; en los coliformes termotolerables, de $-2,0 \times 10^5$ NMP/100 ml y los coliformes totales, de $-2,5 \times 10^6$ NMP/100 ml (los tres parámetros anteriores, en el RCP 8.5 en diciembre).

En la Figura 39 se presentan los parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L1 (Puente Panamericana Sur) donde se observa que en promedio, el OD no cumpliría con el ECA (≥ 4 mg/l) en enero y de julio a septiembre; la DBO₅ superaría el ECA de 15 mg/l en enero y de mayo a noviembre; la *E. coli*, el ECA de 1000 NMP/100 ml en todo el año (excluyendo septiembre); los coliformes termotolerables, el ECA de 1000 NMP/100 ml en diciembre, enero y de mayo a noviembre (excluyendo septiembre); siendo en noviembre los coliformes totales con los valores más altos.

Además, la calidad de agua proyectada al 2020-2050 en L1 (Puente Panamericana Sur) respecto a la histórica (2018-2019), se observa a groso modo, que la concentración de oxígeno y microorganismos, aumentaría y se reduciría, respectivamente (mejorando la calidad de agua pero sin cumplir los ECA), con mayor variación: en la OD, de 4 mg/l en los tres RCP en mayo; en la DBO₅, de -386 mg/l en el RCP 2.6 en agosto; en la *E. coli*, de $-9,3 \times 10^4$ NMP/100 ml en el RCP 4.5 en junio; en los coliformes termotolerables, de $-3,3 \times 10^5$ NMP/100 ml y los coliformes totales, de $-1,8 \times 10^6$ NMP/100 ml (los dos parámetros anteriores, en el RCP 8.5 en diciembre).

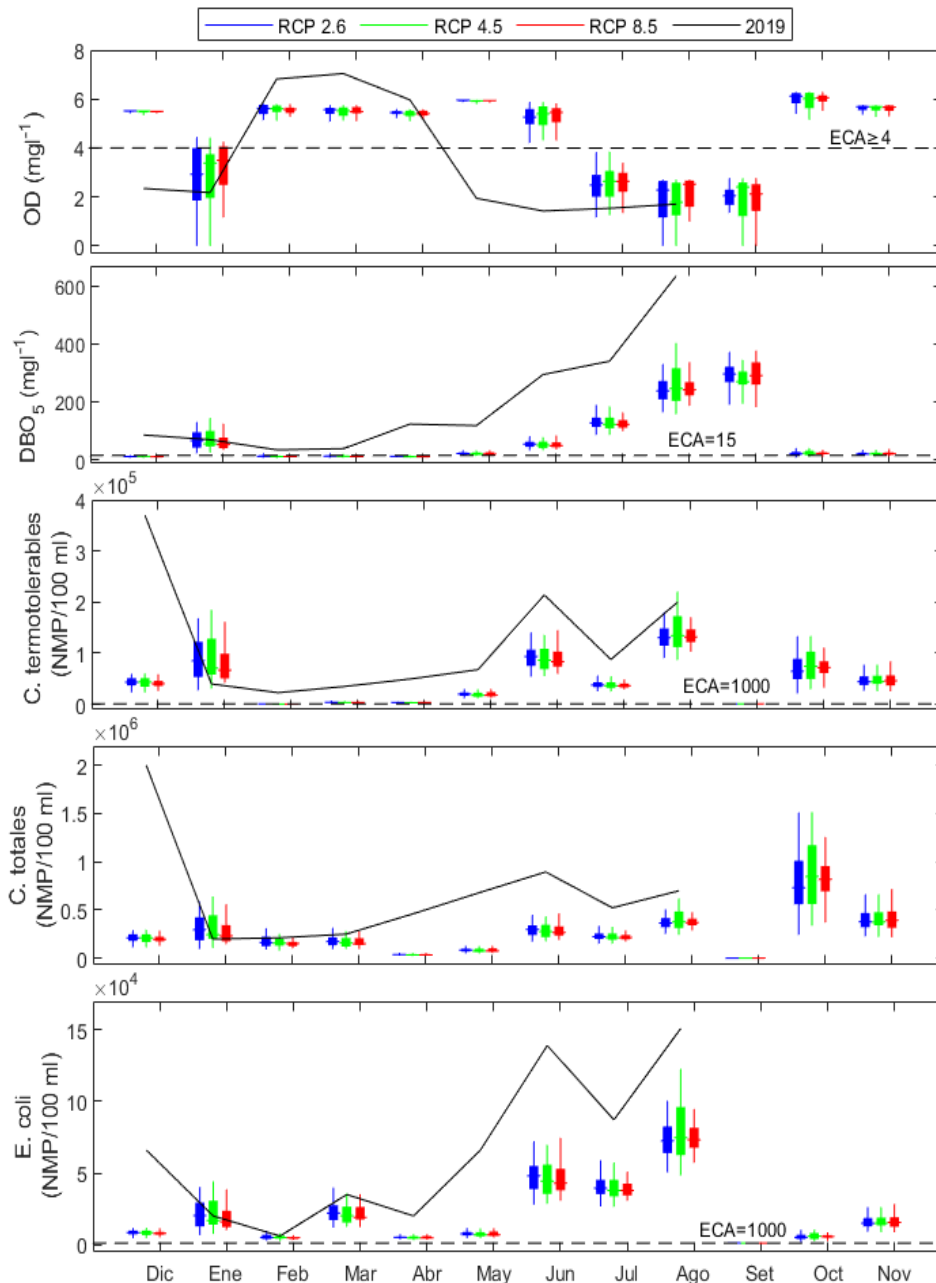


Figura 39: Parámetros de calidad de agua proyectados al 2020-2050 en la estación de monitoreo L1 (Puente Panamericana Sur)

4.3. DISCUSIONES FINALES

Frente a la evidente ocurrencia del cambio climático y sus posibles efectos en los recursos hídricos de la cuenca baja del río Lurín (una cuenca árida con inadecuado manejo hídrico), cuyas actividades económicas más importantes como la agricultura y la ganadería, y gran concentración poblacional, requieren del uso de agua constante. En consecuencia, se evaluó la cantidad y calidad de agua en la cuenca baja del río Lurín bajo diferentes escenarios en el marco del cambio climático al 2020-2050; según los cuales, respecto del histórico (1950-

2018), se espera en las cuencas media y baja que la precipitación aumente a 94-472 mm, la temperatura aumente hasta 3 °C y la evapotranspiración se reduzca (por la mayor humedad atmosférica debido a la evaporación oceánica incrementada por el aumento de temperatura) a 988-1191 mm y 1036-1311 mm, respectivamente; conllevando en la estación hidrométrica Antapucro, que el caudal proyectado al 2020-2050 respecto del histórico 1968-2018, aumente durante el periodo seco (mayo a septiembre) con valores de 0,4 a 11,9 m³/s y una reducción en otoño (marzo-mayo) con valores de 0,2 a 93,5 m³/s.

Arias (2021) instaló 13 estaciones de monitoreo de calidad de agua con el fin de evaluar cinco parámetros como el OD, DBO₅, *E. coli*, coliformes totales y termotolerables durante el 2018-2019; comenzando en la estación Antapucro (cuenca media) hasta las cercanías de la desembocadura; de las cuales, ocho estaciones se encontraron en el cauce del río y las demás, fueron cuatro PTAR y un canal de regadío. En general en el cauce de la cuenca baja del río Lurín, se espera que la calidad de agua proyectada al 2020-2050 cumpla con el ECA: de OD (≥ 4 mg/l) en las ocho estaciones de monitoreo menos en L1 (desembocadura); de DBO₅, desde la estación L13 a L10 y el resto del tramo (más cercano a la desembocadura) supere los 15 mg/l; de *E. coli* (≤ 1000 NMP/100 ml), desde la estación L13 a L10 y; de coliformes termotolerables y totales, con diferentes tendencias a lo largo del cauce y del año.

Según las proyecciones al 2020-2050, en la estación de monitoreo L1 (Puente Panamericana Sur) se cumpliría los ECA para el OD durante el periodo húmedo (octubre-abril) y durante el periodo seco (mayo-septiembre), aumentaría respecto del histórico (2018-2019) sin cumplir los ECA; sin embargo, para la DBO₅, los coliformes termotolerables y la *E. coli* no cumplirían los ECA en todo el año (siendo el periodo seco el más crítico), pese a una reducción de sus valores respecto del histórico. En la estación de monitoreo L4 (50 m aguas arriba de PTAR San Bartolo), sólo cumpliría los ECA la OD, siendo el periodo seco el más crítico para el resto de parámetros de calidad (DBO₅, *E. coli*, coliformes termotolerables y totales).

Según las proyecciones al 2020-2050, en la estación de monitoreo L5 (Bocatoma Lurín) se cumplirían los ECA para el OD; por otro lado, los coliformes termotolerables y la *E. coli* cumplirían los ECA para casi todo el año y en junio se darían los valores más extremos. En la estación monitoreo L6 (Puente Quebrada Verde) los cinco parámetros de calidad de agua

proyectada al 2020-2050 seguirían la misma tendencia que el histórico (2018-2019), resaltando una mayor reducción de OD y DBO₅ en julio.

En la estación monitoreo L7 (Puente Guayabo) los cinco parámetros de calidad de agua proyectados al 2020-2050 seguirían la misma tendencia que el histórico (2018-2019), resaltando una gran reducción de coliformes termotolerables y *E. coli* para junio y julio. Según las proyecciones al 2020-2050, en la estación de monitoreo L10 (50 m aguas arriba de PTAR Manchay) se cumplirían los ECA para todos los parámetros de calidad en todo el año, excepto en coliformes termotolerables que no cumplirían los ECA durante el periodo húmedo y en julio.

Según las proyecciones al 2020-2050, en la estación de monitoreo L12 (50 m antes de PTAR Cieneguilla) se cumplirían los ECA para todos los parámetros de calidad proyectada en todo el año. También según las proyecciones al 2020-2050, en la estación de monitoreo L13 (Puente Mototaxi) se cumplirían los ECA para todos los parámetros de calidad proyectada en todo el año, excepto para coliformes termotolerables de enero a marzo.

Se espera que sea julio-septiembre, el periodo crítico respecto a calidad de agua proyectada al 2020-2050 en la cuenca baja del río Lurín; además, mientras se recorre el cauce aguas abajo (de L7 a L1) por la presencia de mayores efluentes de PTAR, canal de regadío y otras formas de intervención antropogénica, se espera que continúen afectando negativamente la calidad de agua. Tomando en cuenta que se mantuvo la demanda de agua y número de vertimientos constantes en la simulación de la calidad de agua proyectada al 2020-2050, suponemos un agravamiento de la calidad de agua proyectada por una posible futura mayor demanda de agua y vertimiento de contaminantes en la cuenca baja del río Lurín.

En consecuencia, es importante el establecimiento de estándares que limiten las concentraciones de los contaminantes en un vertimiento para una buena gestión; sin embargo, éstos deben ser definidos por medio de evaluaciones que definan las concentraciones adecuadas para alcanzar los objetivos ambientales (Bolinches *et al.* 2020).

Respecto a la temperatura del agua, en el módulo GESCAL no se ha considerado la relación

entre la temperatura del aire con la del agua, que según Luo *et al.* (2013) es directamente proporcional; sin embargo la proyección de temperatura en las cuencas baja y media, prevé un incremento de hasta 3 °C, lo que conllevaría a un aumento de la temperatura del agua y por ende, una reducción del OD; pero hay que tomar en cuenta que el OD se ve influenciado también por la baja altura del agua que permite mayor reaeración atmosférica sobre todo en el periodo seco, además del efecto de dilución debido al aumento de caudal por causa del incremento de la precipitación en la cuenca baja y media. Un aumento en la precipitación podría reducir el impacto de la temperatura del aire en la temperatura del agua como consecuencia del aumento de caudal (Ficklin *et al.* 2012; Luo *et al.* 2013).

Respecto al efecto de dilución mencionado, según UNEP GEMS (2008), la cantidad de agua puede afectar las características químicas y biológicas de un ecosistema acuático y limita el área en el cual ocurre la producción biológica; además, la cantidad y velocidad de flujo tienen influencia en la susceptibilidad a ser contaminado: flujos grandes y rápidos pueden recibir descarga de contaminante y verse poco afectados gracias a la dilución; en cambio, flujos pequeños y lentos pueden reducir su capacidad a degradar contaminantes; sin embargo, la dilución no es solución a la contaminación, ya que, los contaminantes pueden acumularse en cuerpos de agua lénticos o en sedimentos y tener impactos negativos significativos.

V. CONCLUSIONES

1. Se realizó 45 proyecciones de caudal en Antapucro (cuenca media del río Lurín) al 2020-2050 bajo diferentes escenarios en el marco del cambio climático, con cinco GCM del CMIP5 y escenarios yendo desde bajas (RCP 2.6) a altas (RCP 8.5) emisiones de gases de efecto invernadero, gracias a un modelo hidrológico distribuido calibrado y validado con precipitación y ETo (estimado en base a la temperatura) como entradas.
 - a. La precipitación proyectada en las cuencas baja y media, aumentaría en promedio respecto del histórico (1963-2018, de 17 a 264 mm) con valores de 95 a 436 mm para el RCP 2.6, de 95 a 472 mm para el RCP 4.5 y de 94 a 434 mm para el RCP 8.5. La temperatura proyectada aumentaría en promedio respecto del histórico (1950-2018, de 12 a 20 °C) con valores de 15 a 21 °C para el RCP 2.6, de 15 a 22 °C para los RCP 4.5 y 8.5. La ETo proyectada se reduciría en promedio respecto del histórico (1950-2018, de 985 a 1243 mm) con valores de 988 a 1241 mm para el RCP 2.6, de 996 a 1311 mm para el RCP 4.5 y de 990 a 1304 mm para el RCP 8.5.
 - b. El caudal anual proyectado en Antapucro aumentaría respecto del histórico (1968-2018, de 2,0 a 11,9 m³/s) en mayor parte del año, mostrando reducción sólo en marzo y abril; con valores de 0,7 a 30,2 m³/s para el RCP 2.6; de 1,4 a 23,5 m³/s para el RCP 4.5 y de 0,9 a 23,0 m³/s para el RCP 8.5. En el periodo seco (mayo a septiembre), se evidenciaría mayor aumento del caudal respecto del histórico (de 0,2 a 2,8 m³/s) siendo de 0,4 a 11,4 m³/s para el RCP 2.6; de 0,4 a 11,9 m³/s para el RCP 4.5 y de 0,4 a 11,1 m³/s para el RCP 8.5.
2. Se proyectó la calidad de agua en la cuenca baja del río Lurín al 2020-050 en ocho estaciones de monitoreo desde las cercanías de la estación hidrométrica Antapucro hasta la desembocadura al Océano Pacífico, gracias a los módulos calibrados y validados del sistema AQUATOOL, referentes a gestión y calidad de agua (la demanda de agua y número de vertimientos de contaminantes se mantuvieron constantes a futuro).
 - a. Las proyecciones al 2020-2050 indican que mientras más cercana la estación de monitoreo a la desembocadura, serían menos los parámetros de calidad de agua proyectados que cumplirían los ECA en menor parte del año, debido a la mayor presencia

de vertimientos contaminantes en el tramo aguas abajo. Por ejemplo, en el periodo seco y húmedo la estación de monitoreo L1 (Puente Panamericana Sur) cercana a la desembocadura, no cumpliría los ECA para DBO₅, *E. coli* y coliformes termotolerables, con valores más críticos en el periodo seco. Sin embargo, en el periodo húmedo el OD cumple el ECA por 5,3 mg/l en promedio para los tres RCP; además, los coliformes totales alcanzarían valores máximos. En cambio, en el periodo seco, la estación más lejana a la desembocadura L13 (Puente Mototaxi), cumpliría los ECA para OD, DBO₅, *E. coli* y coliformes termotolerables; sin embargo, en el periodo húmedo no cumplirían el ECA para coliformes termotolerables, resultado de la resuspensión de material sedimentable con alta carga de coliformes; alcanzando valores máximos de enero a marzo. Se entiende que el periodo húmedo, el nivel de caudal es mayor, ocasionando una mayor dilución del contaminante; sin embargo en algunos tramos, el mayor caudal puede ocasionar resuspensión del sedimento con alta carga de coliformes.

- b. El periodo más crítico en calidad de agua sería julio-septiembre por ser el de menor caudal proyectado al 2020-2050 en el río Lurín durante el año. Sin embargo, en comparación con la calidad de agua histórica (2018-2019), la proyectada mostraría una mejoría debido al aumento de caudal (generando un efecto de dilución) sobre todo durante el periodo seco, causado por el aumento de la precipitación en las cuencas baja y media.
- c. Con una mayor densidad poblacional proyectada al 2020-2050, se incrementaría la demanda de agua poblacional e incrementaría las áreas agrícolas, resultando en mayor demanda de agua agrícola; con lo cual, el balance de agua se modificaría, disminuyendo el caudal en la cuenca baja y por ende, reduciéndose la dilución de contaminantes y posiblemente perjudicando la calidad del agua.
- d. En las proyecciones de parámetros de calidad de agua al 2020-2050, no se ha considerado la relación entre la temperatura del aire con la del agua; la cual teóricamente, es directamente proporcional. La proyección de temperatura en las cuencas baja y media, prevé un incremento de hasta 3 °C, lo que conllevaría a un aumento de la temperatura del agua y por consiguiente, una reducción del OD; pero el OD es influenciado también por la baja altura del agua que permite mayor reaeración atmosférica sobre todo en el periodo seco; además del efecto de dilución debido al aumento de caudal por causa del incremento de la precipitación en la cuenca baja y media. Un aumento en la precipitación y su consecuente aumento de caudal, pueden reducir el impacto de la temperatura del aire en la del agua.

VI. RECOMENDACIONES

1. Proyectar la demanda de agua (principalmente poblacional y agrícola) al 2020-2050 y obtener el balance hídrico para optimizar el sistema AQUATOOL, evitando usar la demanda de agua histórica constante a futuro.
2. Realizar el análisis de incertidumbre estadístico a las proyecciones GCM para describir cuantitativamente el rango de valores de las variables climáticas e hidrométricas proyectadas al 2020-2050 y así, seleccionar los escenarios más viables.
3. Aplicar el *downscaling* dinámico con el uso de RCM (modelos climáticos regionales) con mejor resolución espacial que los GCM, representando la dinámica climática a escala local con condiciones de contorno tales como viento, temperatura, humedad dadas por el GCM; tomando en cuenta la incertidumbre generada por la baja resolución espacial de los GCM.
4. Relacionar la temperatura del aire con la del agua y proyectar la temperatura de agua al 2020-2050 para analizar su influencia en el OD proyectado.
5. Continuar con la investigación de la calidad de agua en el resto del tramo aguas arriba en las cuencas media y alta del río Lurín para el periodo presente y futuro.

VII. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Álvarez, T. & Villaverde, R. 2015. Balance hídrico futuro en la cuenca del río Lurín a través de la modelación hidrológica ante el cambio climático. Trabajo de Titulación. Lima, Perú. Universidad Nacional Agraria La Molina. Disponible en <http://repositorio.lamolina.edu.pe/bitstream/handle/UNALM/2157/P10-A48-T.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Amengual, A.; Homar, V.; Romero, R.; Alonso, S. & Ramis, C. 2012. A statistical adjustment of regional climate model outputs to local scales: Application to Platja de Palma, Spain. *Journal of Climate*, 25(3): 939-957. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-10-05024.1>
- ANA (Autoridad Nacional del Agua, PE). 2019. Diagnóstico inicial para el plan de gestión de recursos hídricos de las cuencas Chillón, Rímac, Lurín y Chilca. Observatorio del Agua Chillón Rímac Lurín (OA CHIRILU). <http://repositorio.ana.gob.pe/handle/20.500.12543/3901>
- Andreu, J. 1993. Conceptos y métodos para la planificación hidrológica. España: Centro Internacional de Métodos Numéricos en Ingeniería. 391 p.
- Andreu, J.; Solera, A.; Capilla, J. & Ferrer, J. 2007. Modelo SIMGES de simulación de la gestión de recursos hídricos- Manual de usuario v3.03.01. Disponible en <https://aquatool.webs.upv.es/files/manuales/aquatool/ManualSimGesEsp.pdf>
- Anjum, M.N.; Ding, Y. & Shangguan, D. 2019. Simulation of the projected climate change impacts on the river flow regimes under CMIP5 RCP scenarios in the westerlies dominated belt, northern Pakistan. *Atmospheric Research*, 227: 233–248. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2019.04.010>

- Arias, E.A. 2021. Aplicación del modelo GESCAL para la evaluación de la calidad del agua de la subcuenca baja del río Lurín. Tesis de Pregrado. Lima, Perú. Universidad Nacional Agraria La Molina.
- Ashbolt, N.J.; Grabow, W.O.K. & Snozzi, M. 2001. Indicators of microbial water quality. In L. Fewtrell & J. Bartram (Eds.), *Water Quality-Guidelines, Standards and Health* (1st ed., pp. 289–316). WHO (World Health Organization), IWA Publishing. https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/whoiwa/en/
- Asurza, F.; Ramos, C. & Lavado, W. 2018. Evaluación de los productos Tropical Rainfall Measuring Mission (TRMM) y Global Precipitation Measurement (GPM) en el modelamiento hidrológico de la cuenca del río Huancané, Perú. *Scientia Agropecuaria*, 9(1), 53–62. <https://doi.org/10.17268/sci.agropecu.2018.01.06>
- Bolinches, A.; De Stefano, L. & 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(19), 1–17. <https://doi.org/10.1007/s12665-020-09184-z>
- Boluda, N. 2015. Modelización de vertidos de aguas residuales en sistemas fluviales. Universidad de Alicante. Disponible en http://iq.ua.es/MedioAmbiente/Agua,_tecnologias_de_tratamiento_y_medio_ambiente/Aguas_Naturales_files/Vertido_ARU_rio.pdf
- Butts, M.B.; Payne, J.T.; Kristensen, M. & Madsen, H. 2004. An evaluation of the impact of model structure on hydrological modelling uncertainty for streamflow simulation. *Journal of Hydrology*, 298(1–4), 242–266. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.03.042>

- Cardich, K.A. 2017. Modelación de máximas avenidas en la cuenca del río Lurín utilizando modelos hidrológicos e hidráulicos. Tesis de Pregrado. Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM), Perú. <http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/UNALM/3732>
- César, E. & Vázquez, A.B. 2003. Ingeniería de los sistemas de tratamiento y disposición de aguas residuales. En Fundación Ica. México D.F., México. Disponible en http://siar.minam.gob.pe/puno/sites/default/files/archivos/public/docs/ingenieria_de_los_sistemas_de_tratamiento_y_disposicion_de_aguas_residuales_civilgeeks.pdf
- Chapple, K. & Montero, S. 2016. From learning to fragile governance: Regional economic development in rural Peru. *Journal of Rural Studies*, 44, 143–152. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2016.01.009>
- CSGNetwork (Computer Support Group Network). 2021. Length of a degree of latitude and longitude calculator. Consultado el 25 de febrero del 2021. <http://www.csghnetwork.com/degreenllavcalc.html>
- Déqué, M. 2007. Frequency of precipitation and temperature extremes over France in an anthropogenic scenario: Model results and statistical correction according to observed values. *Global and Planetary Change*, 57(1-2): 16-26. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2006.11.030>
- Donigian, A.S. 2002. Watershed model calibration and validation: The HSPF experience. *Proceedings of the Water Environment Federation*, 2002(8), 44–73. <https://doi.org/10.2175/193864702785071796>
- Duan, Q.; Sorooshian, S. & Gupta, V. 1992. Effective and Efficient Global Optimization. *Water Resources Research*, 28(4), 1015–1031. <https://doi.org/10.1029/91WR02985>

- ENES (European Network for Earth System Modelling). 2019. CMIP5 models and grid resolution. Consultado el 25 de febrero del 2021. <https://portal.enes.org/data/enes-model-data/cmip5/resolution>
- ESA CCI (Climate Change Initiative led by the European Space Agency). 2010. Climate change initiative: land cover. Belgium. <http://maps.elie.ucl.ac.be/CCI/viewer/index.php>
- Fetter, C.W. 2001. Property of aquifers. In P. Lynch (Ed.), *Applied hydrogeology*. 4th ed. (p. 85). New Jersey, EE.UU: Prentice-Hall. http://www.unimasr.net/ums/upload/files/2011/May/UniMasr.com_e7ce669a880a8c4c70b4214641f93a02.pdf
- Ficklin, D.L.; Luo, Y.; Stewart, I.T. & Maurer, E.P. 2012. Development and application of a hydroclimatological stream temperature model within the Soil and Water Assessment Tool. *Water Resources Research*, 48(1), 1–16. <https://doi.org/10.1029/2011WR011256>
- Francés, F.; Vélez, J. I. & Vélez, J. J. 2007. Split-parameter structure for the automatic calibration of distributed hydrological models. *Journal of Hydrology*, 332(1–2), 226–240. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.06.032>
- Francés, F.; Vélez, J.; Múnera, J.; Medici, Ch. & Bussi, G. 2014. Descripción del modelo conceptual distribuido de simulación hidrológica TETIS v.8. España: Universidad Politécnica de Valencia. 86 p.
- Friedl, G.; Teodoru, C. & Wehrli, B. 2004. Is the iron gate I reservoir on the Danube river a sink for dissolved silica? *Biogeochemistry*, 68, 21–32. <https://doi.org/10.1023/B:BIOG.0000025738.67183.c0>
- Gan, T.Y. & Biftu, G.F. 1996. Automatic calibration of conceptual rainfall-runoff models. *Water Resources Research*, 32(12), 3513–3524. <https://doi.org/10.1029/>

- Gleeson, T.; Smith, L.; Moosdorf, N.; Hartmann, J.; Dürr, H.H.; Manning, A.H. & Jellinek, A.M. 2011. Mapping permeability over the surface of the Earth. *Geophysical Research Letters*, 38(2): 1–6. <https://doi.org/10.1029/2010GL045565>
- Gleeson, T.; Moosdorf, N.; Hartmann, J. & Beek, L.P.H. 2014. A glimpse beneath earth's surface: GLobal HYdrogeology MaPS (GLHYMPS) of permeability and porosity. *Geophysical Research Letters*, 41: 3891–3898. <https://doi.org/10.1002/2014GL059856>
- Gómez, H. M. 2016. Impacto del cambio climático en la demanda hídrica de las cuencas Chancay-Lambayeque y Lurín (tesis de pregrado). Universidad Nacional Agraria La Molina (UNALM), Perú. <http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/UNALM/1954>
- Hamel, P.; Valencia, J.; Schmitt, R.; Shrestha, M.; Piman, T.; Sharp, R.P.; Francesconi, W. & Guswa, A.J. 2020. Modeling seasonal water yield for landscape management: Applications in Peru and Myanmar. *Journal of Environmental Management*, 270(October 2019). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110792>
- Hargreaves, G.H. & Allen, R.G. 2003. History and evaluation of Hargreaves evapotranspiration equation. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 129, 53–63. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(2003\)129:1\(53\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2003)129:1(53))
- Hernández, J. 2014. Evaluación del efecto del cambio climático sobre la gestión de la cantidad y calidad de un sistema de recursos hídricos desarrollado, caso cuenca del río Grande de Morelia. Tesis de Maestría. México. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Disponible en <https://posgrado-mcia.umich.mx/tesis/2014/2014-1706.pdf>

- Holguín, J.E. 2003. Determinación de la tasa de reaireación en un río de montaña colombiano mediante el uso de trazadores. Tesis de Maestría. Colombia. Universidad de los Andes. Disponible en <https://repositorio.uniandes.edu.co/handle/1992/9089>
- Hunink, J.; Simons, G.; Suárez-Almiñana, S.; Solera, A.; Andreu, J.; Giuliani, M.; Zamberletti, P.; Grillakis, M.; Koutroulis, A.; Tsanis, I.; Schasfoort, F.; Contreras, S.; Ercin, E. & Bastiaanssen, W. 2019. A simplified water accounting procedure to assess climate change impact on water resources for agriculture across different European river basins. *Water*, 11(10), 1976. <https://doi.org/10.3390/w11101976>
- HWSD (Harmonized World Soil Database). 2012. Harmonized World Soil Database v 1.2. Laxenburg, Austria: International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA). <http://webarchive.iiasa.ac.at/Research/LUC/External-World-soil-database/HTML/index.html?sb=1>
- IPCC (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático). 2013. Cambio climático 2013: Bases físicas. Reino Unido y Estados Unidos. 204 p. Disponible en <https://www.ipcc.ch/report/ar5/wg1/>
- IPCC (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático). 2014. Cambio climático 2014: Informe de síntesis. Suiza. 157 p. Disponible en <http://www.ipcc.ch/report/ar5/syr/>
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change). 2018. Global Warming of 1.5°C. Incheon, South Korea. 616 p. <https://www.ipcc.ch/sr15/>
- Lidén, R. & Harlin, J. 2000. Analysis of conceptual rainfall-runoff modelling performance in different climates. *Journal of Hydrology*, 238, 231–247. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00330-9](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00330-9)

- LP DAAC (Land Processes Distributed Active Archive Center). 2011. Land Processes DAAC (LP DAAC). USA: National Aeronautics and Space administration (NASA). Disponible en <https://earthdata.nasa.gov/eosdis/daacs/lpdaac>
- Luo, Y.; Ficklin, D.L.; Liu, X. & Zhang, M. 2013. Assessment of climate change impacts on hydrology and water quality with a watershed modeling approach. *Science of the Total Environment*, 450–451, 72–82. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.02.004>
- Madsen, H. 2000. Automatic calibration of a conceptual rainfall-runoff model using multiple objectives. *Journal of Hydrology*, 235, 276–288. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00279-1](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00279-1)
- Mahmood, R. & Babel, M.S. 2013. Evaluation of SDSM developed by annual and monthly sub-models for downscaling temperature and precipitation in the Jhelum basin, Pakistan and India. *Theoretical and Applied Climatology*, 113(1–2), 27–44. <https://doi.org/10.1007/s00704-012-0765-0>
- Mahmood, R. & Jia, S. 2016. Assessment of impacts of climate change on the water resources of the transboundary Jhelum River Basin of Pakistan and India. *Water*, 8(6), 18. <https://doi.org/10.3390/W8060246>
- Meléndez, D.A. 2019. Modelación hidrológica distribuida de la cuenca del Río Lurín a escala diaria (tesis de pregrado). Lima, Perú. Universidad Nacional Agraria La Molina. Disponible en <http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/UNALM/3993>
- Meléndez, D.; Ramos, L.; Velásquez, T. & Altamirano, L. 2021. Simulación con un modelo hidrológico distribuido de tipo conceptual a escala diaria en una cuenca semiárida del río Lurín, Perú. *Idesia (Arica)*, 39(1), 17–26. <https://doi.org/10.4067/s0718-34292021000100017>

- MINAM (Ministerio del Ambiente, PE). 2016. El Perú y el cambio climático: tercera comunicación nacional del Perú a la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre cambio climático. 1° ed. Lima, Perú. Disponible en <http://www.minam.gob.pe/wpcontent/uploads/2016/05/Tercera-Comunicación.pdf>
- Momblanch, A.; Paredes-Arquiola, J.; Munné, A.; Manzano, A.; Arnau, J. & Andreu, J. 2014. Managing water quality under drought conditions in the Llobregat River Basin. *Science of the Total Environment*, 503–504, 300–318. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.069>
- Momblanch, A.; Paredes-Arquiola, J.; Andreu, J.; Ramos, L.; Baldeón, W. & García, J. 2015. Análisis de medidas para la mejora de la calidad del agua en el tramo bajo del río Lurín (Perú). IV Jornadas de Ingeniería Del Agua: la precipitación y los procesos erosivos, Octubre, 11. Disponible en <https://www.researchgate.net/publication/283624754>
- Moriasi, D.N.; Arnold, J.G.; Van Liew, M.W.; Bingner, R.L.; Harmel, R.D. & Veith, T.L. 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, 50(3), 885–900. <https://doi.org/10.13031/2013.23153>
- Nash, J.E. & Sutcliffe, J.V. 1970. River flow forecasting through conceptual models part I - A discussion of principles. *Journal of Hydrology*, 10, 282–290. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)
- Olórtogui, 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. Lima, Perú. Universidad Nacional Agraria La Molina. Disponible en <http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/UNALM/4598>
- Orozco, I.; Ramírez, A.I. & Francés, F. 2018. Modelación de los impactos del cambio climático sobre los flujos y almacenamientos en una cuenca de alta montaña.

Ingeniería Del Agua, 22(3), 125–139. <https://doi.org/10.4995/ia.2018.8931>

Palomino, H. 2015. Efecto del cambio climático en la hidrología de la cuenca Chancay-Huaral. Tesis de Pregrado. Lima, Perú. Universidad Nacional Agraria La Molina. Disponible en <http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/UNALM/1870>

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. <https://doi.org/10.1080/02626667.2020.1734812>

Paredes, J.; Solera, A. & Andreu, J. 2013. Modelo GESCAL para la simulación de la calidad del agua en sistemas de recursos hídricos-Manual de usuario v2.0. Disponible en <https://aquatool.webs.upv.es/files/manuales/aquatool/ManualGescal.pdf>

Paredes-Arquiola, J.; Andreu-Álvarez, J.; Martín-Monerris, M. & Solera, A. 2010. Water quantity and quality models applied to the Jucar river basin, Spain. *Water Resources Management*, 24(11), 2759–2779. <https://doi.org/10.1007/s11269-010-9578-z>

Pasapera, L.A. 2019. Influencia del caudal en la calidad del agua en la parte baja del río Lurín (tesis de pregrado). Lima, Perú. Universidad Nacional Agraria La Molina. Disponible en <http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/UNALM/4099>

Pedro-Monzonís, M.; Solera, A.; Ferrer, J.; Estrela, T. & Paredes-Arquiola, J. 2015. A review of water scarcity and drought indexes in water resources planning and management. *Journal of Hydrology*, 527, 482–493. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.05.003>

Penduff, T.; Sérazin, G.; Leroux, S.; Close, S.; Molines, J.-M.; Barnier, B.; Bessières, L.; Terray, L. y Maze, G. 2018. Chaotic variability of ocean heat content: climate-relevant features and observational implications. *Oceanography*, 31(2), 63–71.

<https://doi.org/https://doi.org/10.5670/oceanog.2018.210>

- Puertes, C.; González-Sanchis, M.; Lidón, A.; Bautista, I.; del Campo, A.D.; Lull, C. & Francés, F. 2020. Improving the modelling and understanding of carbon-nitrogen-water interactions in a semiarid Mediterranean oak forest. *Ecological Modelling*, 420, 108976. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.108976>
- Raffo, E. & Ruiz, E.C. 2014. Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. *Revista de la Facultad de Ingeniería Industrial*, 17(1), 71–80. <https://doi.org/10.15381/idata.v17i1.12035>
- Ramírez, L. 2012. Análisis de la implementación de un modelo hidrológico distribuido con información estándar en España. Tesis de Maestría. Universidad Politécnica de Valencia.
- Ramos, L. 2013. Estudio de la utilidad de la lluvia estimada de satélite en la modelación hidrológica distribuida. Tesis de Doctorado. España. Universidad Politécnica de Valencia Universidad Politécnica de Valencia
- Ratner, B. 2009. The correlation coefficient: its values range between +1/-1, or do they? *Journal of Targeting, Measurement and Analysis for Marketing*, 17(2), 139–142. <https://doi.org/10.1057/jt.2009.5>
- Salas, J.D.; Anderson, M.L.; Papalexiou, S.M. y Francés, F. 2020. PMP and climate variability and change: a review. *Journal of Hydrologic Engineering*, 25(12), 03120002. [https://doi.org/10.1061/\(asce\)he.1943-5584.0002003](https://doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0002003)
- Salla, M.R.; Paredes-Arquiola, J.; Solera, A.; Álvarez, J.; Pereira, C.E.; Alamy, J.E. & De Oliveira, A.L. 2014. Integrated modeling of water quantity and quality in the Araguari River basin, Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(1), 224–244. <https://doi.org/10.3856/vol42-issue1-fulltext-19>

- SEDAPAL (Servicio de Agua Potable y Alcantarillado de Lima). 2014. Modelo matemático del acuífero Lurín.
- SENAMHI (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología, PE). 2005a. Escenarios climáticos futuros y disponibilidad del recurso hídrico en la cuenca del río Santa. 1° ed. Lima, Perú: Consejo Nacional del Ambiente. 32 p. Disponible en <http://sinia.minam.gob.pe/documentos/escenarios-climaticos-futuros-disponibilidad-recurso-hidrico-cuenca>
- SENAMHI (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología, PE). 2005b. Escenarios del cambio climático en el Perú al 2050: cuenca del río Piura. 2° ed. Lima, Perú: Programa de Cambio Climático y Calidad de Aire (PROCLIM). 182 p.
- SENAMHI (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología, PE). 2014. Regionalización estadística de escenarios climáticos en Perú. 1° ed. Lima, Perú: Evaluación de los impactos del cambio climático para reforzar la seguridad alimentaria familiar con enfoque de adaptación de los medios de subsistencia (AMICAF); Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). 24 p. Disponible en <http://www.fao.org/3/a-bt558s.pdf>
- SENAMHI (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología, PE). 2016a. Oferta hídrica superficial del río Coata-Puno bajo escenarios de cambio climático. Lima, Perú: Ministerio del Ambiente (MINAM, PE). 86 p. Disponible en <https://repositorio.senamhi.gob.pe/handle/20.500.12542/117>
- SENAMHI (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología, PE). 2016b. Vulnerabilidad climática de los recursos hídricos en las cuencas de los ríos Chillón, Rímac, Lurín y parte alta del Mantaro. Lima, Perú: Ministerio del Ambiente (MINAM, PE). 250 p. Disponible en <https://www.senamhi.gob.pe/load/file/01401SENA-38.pdf>
- SENAMHI (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología, PE). 2017. Clima y escenarios de cambio climático en Perú. Lima, Perú: Ministerio del Ambiente (MINAM, PE).

48 p. Disponible en <https://tu-dresden.de/bu/umwelt/forst/inter/tropen/ressourcen/dateien/forschung/INCA/workshops/pres2013/Dacuna-SENAMHI.pdf?lang=en>

Sierra, C.A. 2011. Calidad del agua: evaluación y diagnóstico. En L. D. López (Ed.), *Journal of Chemical Information and Modeling* (1° ed., Vol. 53, Issue 9). Medellín, Colombia: Universidad de Medellín, Ediciones de la U. https://www.academia.edu/9511155/Calidad_del_agua_evaluaci%C3%B3n_y_diagn%C3%B3stico?pop_sutd=false

Singh, J.; Knapp, H.V. & Demissie, M. 2004. Hydrological modeling of the Iroquois River watershed using HSPF and SWAT. In Illinois State water Survey Contract Report 2004-08. Champaign, Illinois, USA: Department of Natural Resources and the Illinois State Geological Survey. 24 p. <https://swat.tamu.edu/media/90101/singh.pdf>

Snyder, R.L.; Moratiel, R.; Song, Z.; Swelam, A.; Jomaa, I. & Shapland, T. 2011. Evapotranspiration response to climate change. *Acta Horticulturae*, 922, 91–98. <https://doi.org/10.17660/ActaHortic.2011.922.11>

Solera, A.; Paredes, J. & Andreu, J. 2015. Aquatool +, entorno de desarrollo de sistemas de ayuda a la decisión en materia de planificación de gestión de cuencas hidrográficas incluyendo utilización conjunta y criterios de calidad de aguas-Manual de usuario v1.0. Disponible en <https://aquatool.webs.upv.es/files/manuales/aquatool/ManualAquaToolPlus.pdf>

Tapia, A. 2016. Balance hídrico usando un modelo hidrológico distribuido en la unidad hidrográfica río Pindo, provincias de Loja y El Oro, Ecuador. Tesis de Maestría. Lima, Perú. Universidad Nacional Agraria La Molina.

Taylor, K.E. 2001. Summarizing multiple aspects of model performance in a single diagram. *Journal of Geophysical Research*, 106(D7), 7183–7192. <https://doi.org/10.1029/2000JD900719>

- Teutschbein, C. & Seibert, J. 2012. Bias correction of regional climate model simulations for hydrological climate-change impact studies: Review and evaluation of different methods. *Journal of Hydrology*, 456–457: 12–29. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.05.052>
- UNEP GEMS (United Nations Environment Programme Global Environment Monitoring System/Water Programme). 2008. Water quality for ecosystem and human health. In UNEP GEMS/Water Programme. 2nd ed. UNEP GEMS/Water Programme. <https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/12217>
- UNESCO (United Nations Educational Scientific and Cultural Organization), WHO (World Health Organization) & UNEP (United Nations Environment Programme). 1996. Water quality assessments-A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring (D. Chapman (ed.); 2nd ed.). E&FN Spon. https://www.who.int/water_sanitation_health/resourcesquality/watqualassess.pdf
- US EPA (United States Environmental Protection Agency). 1997. Volunteer stream monitoring: a methods manual. In US EPA. US EPA. <https://www.epa.gov/nps/nonpoint-source-volunteer-monitoring>
- Von Sperling, M. 2007. Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. 7° ed. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Belo Horizonte, Brasil.
- Wetterhall, F.; Pappenberger, F.; He, Y.; Freer, J. & Cloke, H. L. 2012. Conditioning model output statistics of regional climate model precipitation on circulation patterns. *Nonlinear Processes in Geophysics*, 19(6): 623–633. <https://doi.org/10.5194/npg-19-623-2012>
- Wijngaard, J.; Klein Tank, A. y Können, G. 2003. Homogeneity of 20th century european daily temperature and precipitation series. *International Journal of Climatology*, 23, 679–692. <https://doi.org/10.1002/joc.906>

Xue, Y.; Janjic, Z.; Dudhia, J.; Vasic, R. & De Sales, F. 2014. A review on regional dynamical downscaling in intraseasonal to seasonal simulation/prediction and major factors that affect downscaling ability. *Atmospheric Research*, 147–148, 68–85. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2014.05.001>

Zambrano, C.M.; Pertuz, V.; Pérez, A. & Straccia, D.C. 2019. Transfer mechanisms and strategic knowledge management in health and safety companies. *Ingeniería y Competitividad*, 21(1), 91–102. <https://doi.org/10.25100/iyc.v21i1.7669>

VIII. ANEXOS

Anexo 1: Proyección de la precipitación, temperatura y ETo

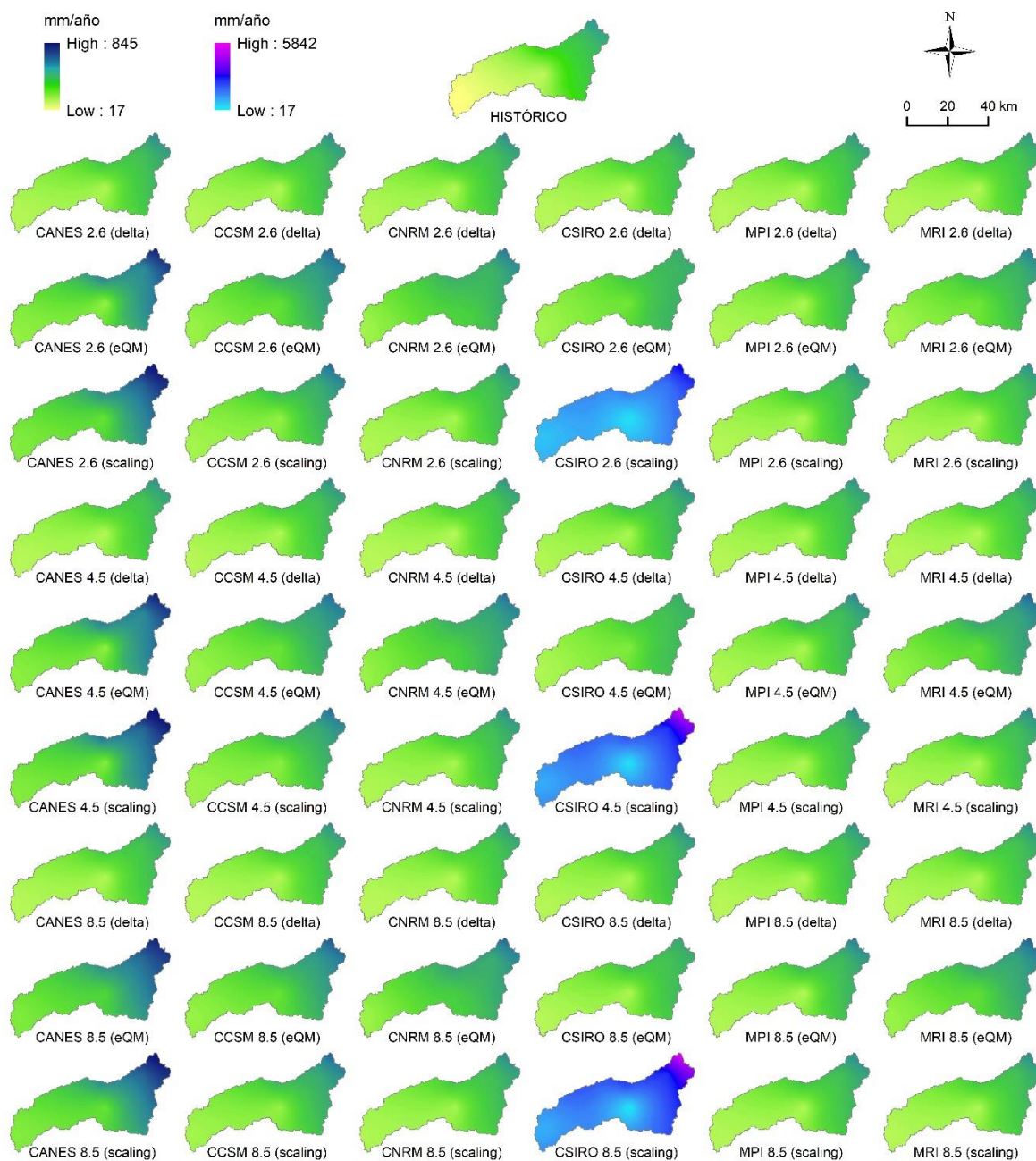


Figura 40: Distribución espacial de la precipitación histórica (1963-2018) y proyectada al 2020-2050

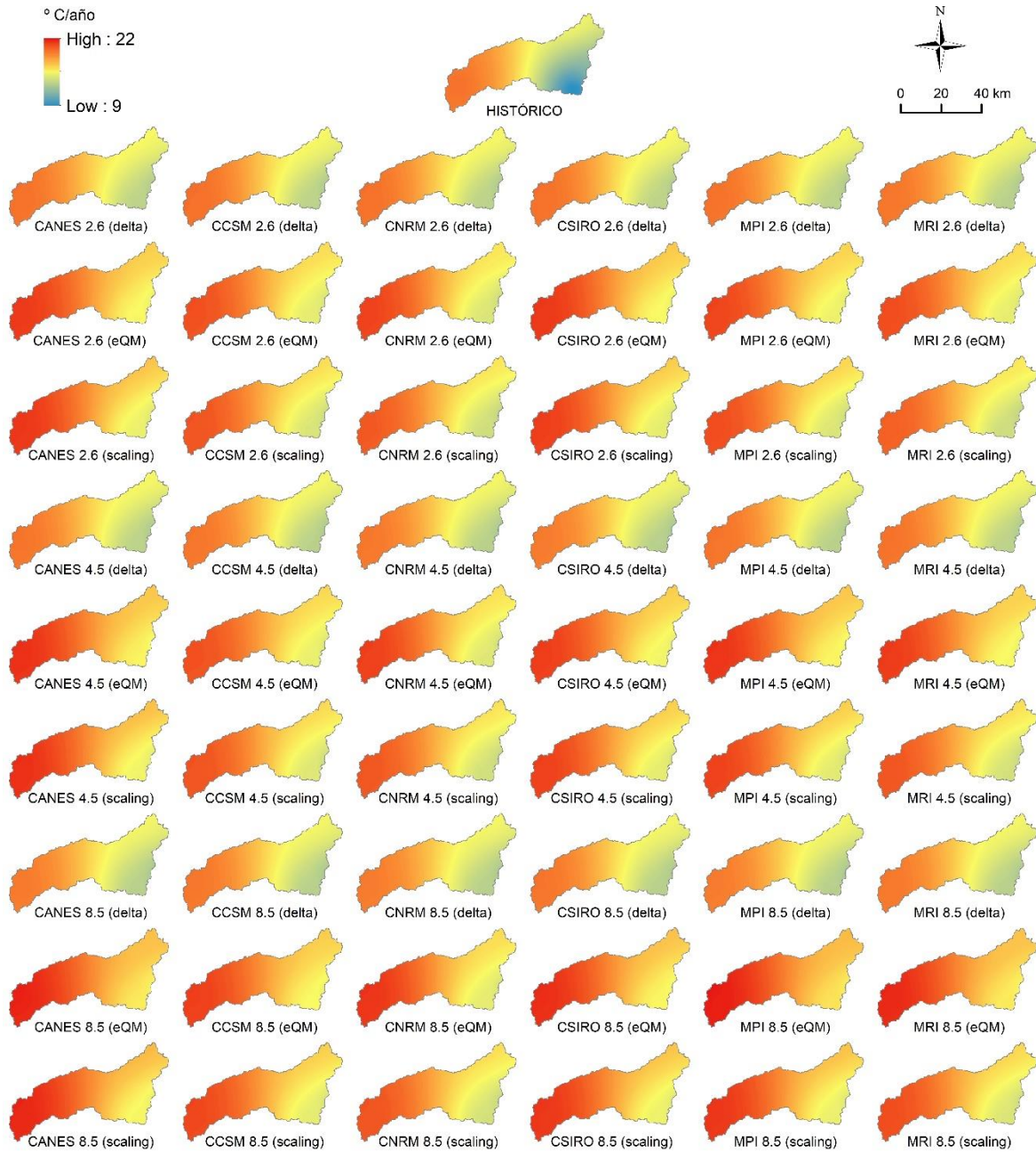


Figura 41: Distribución espacial de la temperatura histórica (1950-2018) y proyectada al 2020-2050

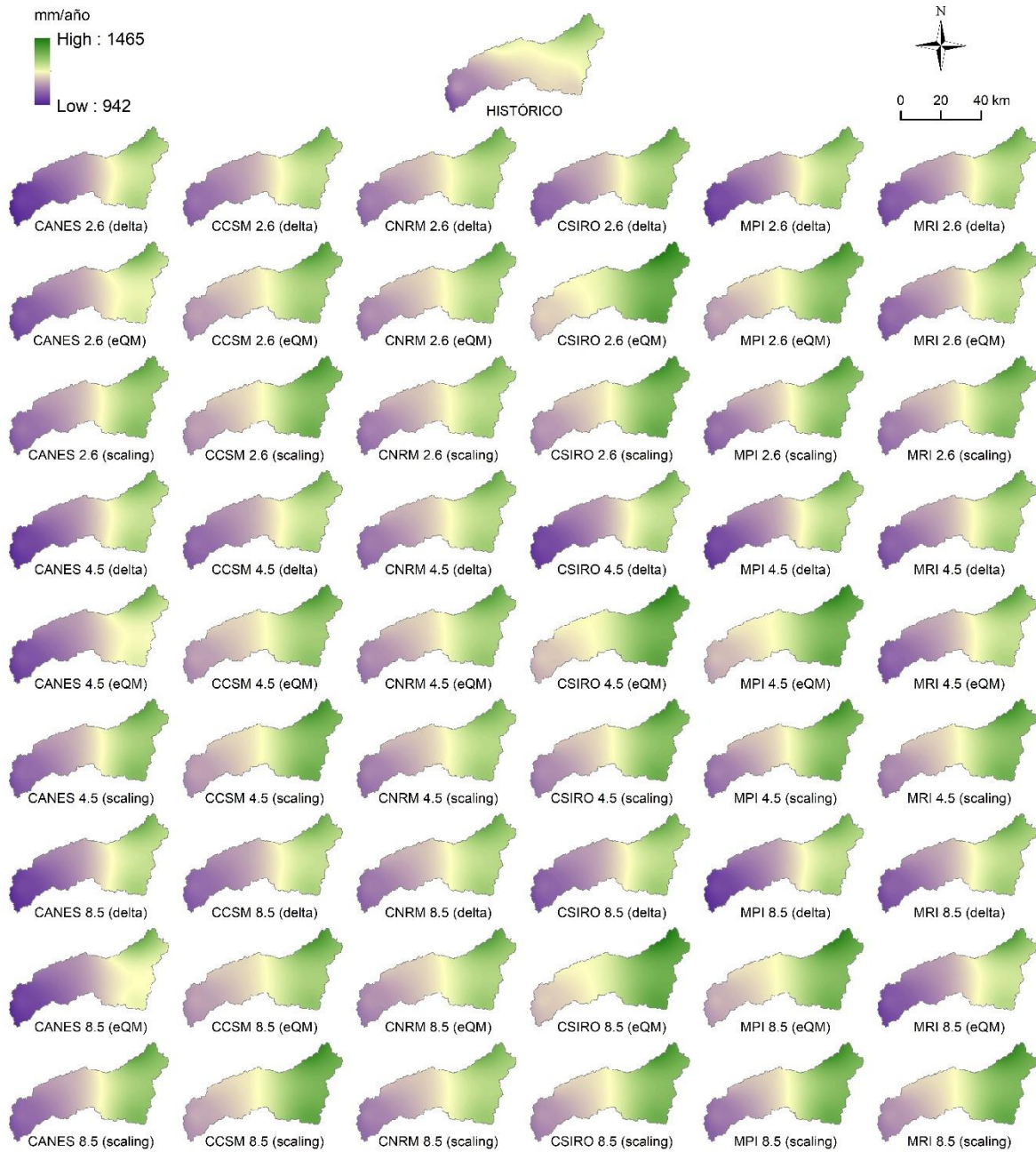


Figura 42: Distribución espacial de la ETo histórica (1950-2018) y proyectada al 2020-2050

Anexo 2: Caudal proyectado en Antapucro al 2020-2050

Tabla 16: Caudal histórico (1968-2018) y proyectado al 2020-2050 a nivel estacional en Antapucro

Detalle	Promedio estacional/Variación promedio estacional (Δ %)							
	Verano (Dic-Feb)		Otoño (Mar-May)		Invierno (Jun-Ago)		Primavera (Set-Nov)	
	PE	Δ %	PE	Δ %	PE	Δ %	PE	Δ %
Histórico	9,6		15,2		0,5		0,5	
CANES 2.6 (delta)	10,7	12	5,3	-65	0,7	33	4,6	751
CANES 2.6 (eQM)	16,1	69	16,7	10	2,7	407	2,0	271
CANES 2.6 (scaling)	17,2	80	20,8	37	3,8	627	1,8	227
CCSM 2.6 (delta)	10,4	8	7,4	-51	0,9	78	2,7	409
CCSM 2.6 (eQM)	13,3	39	14,2	-6	2,3	345	1,6	192
CCSM 2.6 (scaling)	11,7	22	13,4	-11	2,1	306	1,1	107
CNRM 2.6 (delta)	8,2	-14	10,2	-33	1,5	182	1,8	227
CNRM 2.6 (eQM)	13,4	40	11,4	-25	5,2	879	2,3	323
CNRM 2.6 (scaling)	5,8	-40	5,4	-64	0,8	60	2,4	338
MPI 2.6 (delta)	8,4	-12	10,0	-34	1,4	161	0,8	53
MPI 2.6 (eQM)	10,8	13	11,1	-27	1,7	222	0,7	34
MPI 2.6 (scaling)	6,7	-30	9,0	-40	1,2	137	1,5	189
MRI 2.6 (delta)	7,3	-24	4,3	-71	0,6	12	5,0	830
MRI 2.6 (eQM)	11,5	21	9,7	-36	2,5	383	2,1	295
MRI 2.6 (scaling)	5,5	-42	4,1	-73	0,7	36	3,8	607
CANES 4.5 (delta)	10,0	4	5,2	-66	0,7	29	3,8	602
CANES 4.5 (eQM)	17,0	78	17,5	15	2,8	430	1,8	242
CANES 4.5 (scaling)	18,0	88	21,6	42	4,0	660	1,8	239
CCSM 4.5 (delta)	10,0	5	7,1	-53	0,9	74	2,4	344
CCSM 4.5 (eQM)	12,5	30	13,5	-11	2,3	328	1,3	140
CCSM 4.5 (scaling)	11,9	24	13,0	-14	2,0	288	1,1	107
CNRM 4.5 (delta)	7,2	-25	9,6	-37	1,4	169	1,4	169
CNRM 4.5 (eQM)	13,0	36	13,3	-13	5,4	917	2,4	347
CNRM 4.5 (scaling)	5,7	-40	5,6	-63	0,9	64	2,3	328
MPI 4.5 (delta)	8,6	-10	10,4	-31	1,4	175	1,0	93
MPI 4.5 (eQM)	10,9	14	11,4	-25	1,7	228	0,9	71
MPI 4.5 (scaling)	6,8	-29	8,8	-42	1,2	129	1,6	189
MRI 4.5 (delta)	7,5	-21	5,1	-66	0,7	30	4,4	724
MRI 4.5 (eQM)	14,3	49	11,9	-21	2,8	441	2,5	363
MRI 4.5 (scaling)	6,3	-34	4,4	-71	0,7	30	3,9	633
CANES 8.5 (delta)	10,3	8	5,1	-66	0,7	32	3,8	609
CANES 8.5 (eQM)	18,1	90	18,2	20	3,3	523	1,9	251
CANES 8.5 (scaling)	17,6	84	20,2	33	3,7	607	1,8	232
CCSM 8.5 (delta)	10,2	6	6,1	-60	0,8	46	2,3	336
CCSM 8.5 (eQM)	13,8	44	13,4	-12	2,3	341	1,4	164
CCSM 8.5 (scaling)	12,0	26	13,2	-13	2,0	286	1,1	100
CNRM 8.5 (delta)	6,9	-28	9,9	-35	1,4	165	1,4	160
CNRM 8.5 (eQM)	13,9	46	13,4	-12	5,2	891	2,3	322
CNRM 8.5 (scaling)	5,8	-39	5,9	-61	0,9	67	2,3	333
MPI 8.5 (delta)	8,7	-9	9,9	-35	1,4	158	1,1	99
MPI 8.5 (eQM)	11,1	16	11,0	-27	1,8	238	1,1	103
MPI 8.5 (scaling)	7,2	-25	8,9	-41	1,2	132	1,7	218
MRI 8.5 (delta)	7,8	-19	5,7	-63	0,8	43	4,3	707
MRI 8.5 (eQM)	13,7	44	12,2	-20	3,0	463	2,7	404
MRI 8.5 (scaling)	5,9	-38	4,4	-71	0,7	29	3,8	602

Tabla 17: Grado de significancia de la variación del caudal mensual proyectado al 2020-2050 respecto del histórico (1968-2018) en Antapucro

Variación no significativa	Variación significativa			Variación muy significativa								
	$x \in [-\delta, +\delta]$	$x \in [-2\delta, -\delta > U < +\delta, +2\delta]$			$x \in < -\infty, -2\delta > U < +2\delta, +\infty >$							
Mes	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
Promedio histórico	10,4	13,6	31,2	11,5	2,8	0,8	0,5	0,3	0,2	0,5	0,9	4,7
Desv. est. histórico	7,2	8,2	13,5	5,2	1,9	0,4	0,3	0,2	0,2	0,4	0,7	4,6
δ %	70	60	43	45	67	48	55	61	79	74	82	98
CANES 2.6 (delta)	6	-25	-70	-61	-24	29	32	50	208	761	897	130
CANES 2.6 (eQM)	51	69	-16	38	188	400	400	443	270	239	290	110
CANES 2.6 (scaling)	64	82	0	73	311	620	622	657	424	214	179	106
CCSM 2.6 (delta)	1	-8	-58	-47	5	75	76	92	60	277	584	73
CCSM 2.6 (eQM)	24	54	-25	11	132	294	349	502	264	70	245	30
CCSM 2.6 (scaling)	3	39	-31	5	138	303	302	323	186	73	104	16
CNRM 2.6 (delta)	-28	-3	-49	-15	73	183	176	187	96	230	262	-13
CNRM 2.6 (eQM)	33	38	-39	-12	83	348	1147	2120	1024	233	180	60
CNRM 2.6 (scaling)	-44	-49	-75	-51	2	55	49	94	255	423	312	-4
MPI 2.6 (delta)	-12	-1	-49	-17	65	165	154	161	153	110	-9	-45
MPI 2.6 (eQM)	19	24	-44	-10	98	225	215	228	129	42	3	-30
MPI 2.6 (scaling)	-30	-26	-59	-15	63	146	125	127	324	298	86	-40
MRI 2.6 (delta)	-27	-49	-77	-65	-33	7	6	39	189	867	989	56
MRI 2.6 (eQM)	17	18	-50	-22	58	175	437	963	429	243	288	35
MRI 2.6 (scaling)	-44	-60	-81	-64	-27	13	12	157	595	721	543	13
CANES 4.5 (delta)	-3	-23	-71	-62	-25	25	28	44	99	497	805	98
CANES 4.5 (eQM)	58	83	-12	43	207	421	421	474	280	114	308	109
CANES 4.5 (scaling)	76	97	5	75	330	651	657	696	439	218	195	92
CCSM 4.5 (delta)	2	-9	-62	-45	6	73	71	84	89	202	501	52
CCSM 4.5 (eQM)	17	47	-32	12	134	289	310	489	262	21	175	13
CCSM 4.5 (scaling)	4	43	-33	4	128	286	284	303	178	74	106	14
CNRM 4.5 (delta)	-34	-19	-55	-13	71	173	162	169	82	69	252	-22
CNRM 4.5 (eQM)	34	30	-42	26	161	455	1109	2068	1001	192	256	56
CNRM 4.5 (scaling)	-43	-51	-76	-47	8	62	51	91	253	384	316	-2
MPI 4.5 (delta)	-15	-1	-46	-15	68	176	169	181	186	148	35	-22
MPI 4.5 (eQM)	14	22	-41	-10	95	227	222	239	141	94	38	-5
MPI 4.5 (scaling)	-33	-27	-58	-21	53	136	119	125	316	300	87	-26
MRI 4.5 (delta)	-29	-40	-73	-60	-21	26	25	54	317	811	788	49
MRI 4.5 (eQM)	38	52	-38	-6	107	260	503	913	445	383	328	67
MRI 4.5 (scaling)	-37	-52	-78	-61	-24	18	18	94	559	752	583	24
CANES 8.5 (delta)	-3	-19	-72	-62	-25	25	27	61	204	557	753	107
CANES 8.5 (eQM)	64	98	-11	46	257	503	501	627	368	124	293	120
CANES 8.5 (scaling)	63	96	-4	70	300	600	603	636	416	216	190	95
CCSM 8.5 (delta)	6	-23	-66	-55	-13	44	44	57	62	202	493	92
CCSM 8.5 (eQM)	39	43	-32	8	131	299	314	527	280	42	204	59
CCSM 8.5 (scaling)	9	37	-32	6	126	283	282	302	178	80	89	32
CNRM 8.5 (delta)	-37	-18	-51	-15	66	168	159	169	92	196	157	-37
CNRM 8.5 (eQM)	46	48	-29	6	118	381	1199	1991	993	255	173	40
CNRM 8.5 (scaling)	-41	-47	-73	-47	8	63	56	96	272	423	297	-11
MPI 8.5 (delta)	-15	8	-49	-19	58	160	152	163	110	97	98	-44
MPI 8.5 (eQM)	15	32	-44	-8	84	240	231	244	133	65	117	-26
MPI 8.5 (scaling)	-26	-20	-58	-17	56	140	121	127	226	284	177	-36
MRI 8.5 (delta)	-24	-47	-71	-53	-12	40	37	65	298	732	807	73
MRI 8.5 (eQM)	37	31	-37	-2	97	334	507	799	387	496	355	94
MRI 8.5 (scaling)	-41	-59	-79	-59	-23	18	15	88	458	724	570	29

Anexo 3: Monitoreo de calidad de agua en la cuenca baja del río Lurín durante 2018-2019

Tabla 18: Parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L13 (Puente Mototaxi)

ESTACIÓN L13 (RÍO)													
Fecha	Caudal (m ³ /s)	OD (mg/l)	pH	T (°C)	CE (uS/cm)	DBO ₅ (mg/l)	DBO _u (mg/l)	ST (mg/l)	SST (mg/l)	SS (ml/l/hora)	C. totales (NMP/100 ml)	C. termo. (NMP/100 ml)	<i>E. coli</i> (NMP/100 ml)
01/07/2018	0,18	15,41	9,20	21,5	455	12,12	15,59	480	1,00	0,1	2,7E+01	1,1E+01	2,0E+00
20/12/2018	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
29/01/2019	8,87	8,93	8,08	22,5	183	18,81	24,05	90	47,33	0,1	8,3E+04	6,0E+03	0,0E+00
24/02/2019	11,48	5,95	8,11	25,1	130	1,62	2,07	280	123,60	0,2	3,5E+04	0,0E+00	0,0E+00
24/03/2019	14,47	7,65	8,09	23,6	157	2,77	3,53	245	70,80	0,5	4,8E+04	3,1E+03	0,0E+00
11/04/2019	2,41	5,74	8,61	25,4	264	1,65	2,12	160	6,67	0,1	3,2E+04	8,0E+02	1,0E+03
03/05/2019	1,83	7,49	9,10	26,3	341	1,34	1,73	220	1,50	0,1	4,5E+04	0,0E+00	0,0E+00
09/06/2019	0,65	9,53	9,31	25,3	401	2,47	3,13	220	0,80	0,1	3,0E+03	1,0E+02	0,0E+00
19/06/2019	0,17	7,94	9,11	20,8	452	2,23	2,83	330	1,50	0,1	2,7E+04	0,0E+00	0,0E+00
08/07/2019	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
22/07/2019	0,02	7,72	8,50	19,2	628	2,10	2,68	295	0,67	0,1	2,4E+04	0,0E+00	0,0E+00
05/08/2019	0,03	8,11	8,66	22,8	575	1,82	2,34	355	0,67	0,1	9,0E+03	0,0E+00	0,0E+00
Desv. est.	5,46	2,71	0,48	2,31	173,93	5,91	7,57	108,38	42,30	0,13	2,5E+04	2,0E+03	3,2E+02
R Pearson	-	-0,32	-0,80	0,27	-0,85	0,16	0,16	-0,39	0,90	0,79	0,64	0,61	-0,10
t-Student	DS	No DS	No DS	No DS	DS	No DS	No DS	No DS	No DS	No DS	DS	No DS	No DS

FUENTE: Arias (2021)

Tabla 19: Parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L12 (50 m antes de PTAR Cieneguilla)

ESTACIÓN L12 (RÍO)													
Fecha	Caudal (m ³ /s)	OD (mg/l)	pH	T (°C)	CE (uS/cm)	DBO ₅ (mg/l)	DBO _u (mg/l)	ST (mg/l)	SST (mg/l)	SS (ml/l/hora)	C. totales (NMP/100 ml)	C. termo. (NMP/100 ml)	E. coli (NMP/100 ml)
01/07/2018	0,34	14,29	9,26	21,6	550	13,97	18,42	560	0,50	0,1	1,6E+03	5,4E+02	5,4E+02
20/12/2018	0,31	7,23	8,30	27,9	514	8,09	10,56	470	25,50	0,5	5,3E+04	2,6E+03	1,2E+03
29/01/2019	5,18	9,91	8,30	23,7	1620	2,71	3,52	115	42,00	0,1	6,0E+04	3,0E+03	0,0E+00
24/02/2019	3,46	6,06	7,75	25,8	130	1,97	2,52	320	102,50	0,2	3,5E+04	1,0E+03	1,0E+03
24/03/2019	7,01	7,81	8,11	25	158	2,20	2,80	165	82,00	0,1	2,6E+04	1,0E+03	0,0E+00
11/04/2019	3,79	5,12	8,69	27,1	269	0,96	1,25	155	2,67	0,1	3,0E+04	1,6E+03	0,0E+00
03/05/2019	1,93	7,02	9,17	25,8	345	1,21	1,59	225	4,25	0,1	1,3E+04	2,0E+03	1,0E+03
09/06/2019	0,26	10,3	9,23	24,9	435	2,75	3,52	195	1,20	0,1	7,0E+03	1,0E+02	0,0E+00
19/06/2019	0,17	7,42	8,95	21	494	2,71	3,48	330	2,40	0,1	1,9E+04	0,0E+00	0,0E+00
08/07/2019	0,07	8,85	8,50	24,4	684	5,92	7,61	545	1,25	0,1	3,0E+04	0,0E+00	0,0E+00
22/07/2019	0,04	9,75	8,38	19,2	773	12,60	16,00	465	4,00	0,1	4,7E+04	1,0E+03	0,0E+00
05/08/2019	0,04	9,89	8,74	21,5	639	14,58	23,23	390	1,43	0,1	8,0E+03	0,0E+00	0,0E+00
Desv. est.	2,41	2,43	0,48	2,65	391,82	5,19	7,48	157,80	35,21	0,12	1,9E+04	1,0E+03	4,8E+02
R Pearson	-	-0,35	-0,51	0,38	-0,02	-0,58	-0,56	-0,72	0,71	-0,15	0,32	0,47	-0,09
t-Student	DS	No DS	No DS	No DS	No DS	No DS	No DS	No DS	No DS	No DS	No DS	DS	No DS

FUENTE: Arias (2021)

Tabla 20: Parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L11-EF (PTAR Cieneguilla)

ESTACIÓN L11 (EFLUENTE)													
Fecha	Caudal (m ³ /s)	OD (mg/l)	pH	T (°C)	CE (uS/cm)	DBO ₅ (mg/l)	DBO _u (mg/l)	ST (mg/l)	SST (mg/l)	SS (ml/l/hora)	C. totales (NMP/100 ml)	C. termo. (NMP/100 ml)	<i>E. coli</i> (NMP/100 ml)
01/07/2018	0,10	6,67	7,59	21,8	1008	10,10	12,95	1088	4,50	0,1	1,6E+03	2,0E+00	2,0E+00
20/12/2018	0,03	5,64	7,13	26,9	1180	2,68	3,07	720	5,00	0,1	3,0E+02	0,0E+00	0,0E+00
29/01/2019	0,02	7,96	7,45	25,5	972	1,57	2,01	535	19,67	0,1	1,9E+04	0,0E+00	0,0E+00
24/02/2019	0,10	4,36	7,36	28	799	1,27	1,65	700	5,33	0,1	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
24/03/2019	0,08	4,95	7,20	27,2	762	2,97	3,77	625	2,33	0,1	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
11/04/2019	0,10	4,52	7,29	26,6	763	2,85	3,65	505	2,40	0,1	8,2E+04	3,6E+04	1,2E+04
03/05/2019	0,13	4,74	7,39	25,9	837	2,01	2,64	530	1,25	0,1	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
09/06/2019	0,12	4,67	7,62	23,9	930	5,88	9,47	510	2,00	0,1	1,4E+05	5,7E+04	3,4E+04
19/06/2019	0,09	4,6	7,09	22	976	3,85	4,94	695	2,33	0,1	6,0E+03	0,0E+00	0,0E+00
08/07/2019	0,06	4,24	7,21	23,2	1057	2,28	2,93	945	3,00	0,1	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
22/07/2019	0,01	4,99	7,42	22	1108	1,43	1,82	715	15,50	0,1	2,1E+05	6,3E+04	4,1E+04
05/08/2019	0,06	5,25	7,37	22,1	1153	4,59	5,85	735	9,60	0,1	1,0E+04	0,0E+00	0,0E+00
Desv. est.	0,04	1,09	0,17	2,34	147,58	2,50	3,42	177,75	5,89	0,00	6,9E+04	2,4E+04	1,5E+04
R Pearson	-	-0,43	0,26	0,15	-0,66	0,36	0,41	-0,16	-0,75	0,00	-0,17	-0,03	-0,10
t-Student	No DS	No DS	No DS	DS	DS	No DS	No DS	DS	No DS	-	No DS	No DS	No DS

FUENTE: Arias (2021)

Tabla 21: Parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L10 (50 m aguas arriba de PTAR Manchay)

ESTACIÓN L10 (RÍO)													
Fecha	Caudal (m³/s)	OD (mg/l)	pH	T (°C)	CE (uS/cm)	DBO ₅ (mg/l)	DBO _u (mg/l)	ST (mg/l)	SST (mg/l)	SS (ml/l/hora)	C. totales (NMP/100 ml)	C. termo. (NMP/100 ml)	<i>E. coli</i> (NMP/100 ml)
01/07/2018	0,01	15,76	9,80	19,9	629	18,90	25,55	532	2,00	0	1,7E+02	1,1E+02	1,3E+01
20/12/2018	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
29/01/2019	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24/02/2019	8,98	6	7,94	26,5	133	1,72	2,22	405	179,00	0,4	3,3E+04	1,0E+03	1,0E+03
24/03/2019	12,85	6,3	7,96	26,4	163	2,35	3,07	265	123,00	0,1	2,4E+04	1,5E+03	0,0E+00
11/04/2019	0,99	6,9	10,18	27,5	298	27,91	35,66	175	4,00	0,1	7,7E+03	0,0E+00	0,0E+00
03/05/2019	1,50	7,4	9,26	26,1	404	2,48	3,32	270	2,00	0,1	2,1E+04	0,0E+00	0,0E+00
09/06/2019	0,05	11,33	9,14	22,2	528	9,70	12,43	330	3,00	0,1	1,3E+04	0,0E+00	0,0E+00
19/06/2019	0,09	7,59	8,73	20	620	6,64	8,51	495	0,00	0,1	1,7E+04	0,0E+00	0,0E+00
08/07/2019	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
22/07/2019	0,00	5,15	7,86	18,8	697	11,34	14,85	395	0,57	0,1	1,7E+04	3,0E+03	0,0E+00
05/08/2019	0,01	5,52	8,08	19,3	701	6,16	7,91	380	0,50	0,1	8,0E+03	0,0E+00	0,0E+00
Desv. est.	4,78	3,43	0,87	3,61	222,90	8,74	11,34	113,85	67,31	0,11	9,7E+03	1,0E+03	3,3E+02
R Pearson	-	-0,32	-0,47	0,61	-0,83	-0,48	-0,48	-0,26	0,91	0,51	0,70	0,33	0,49
t-Student	No DS	No DS	No DS	DS	DS	No DS	No DS	DS	No DS	No DS	No DS	No DS	No DS

FUENTE: Arias (2021)

Tabla 22: Parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L9-EF (PTAR Manchay)

ESTACIÓN L9 (EFLUENTE)													
Fecha	Caudal (m ³ /s)	OD (mg/l)	pH	T (°C)	CE (uS/cm)	DBO ₅ (mg/l)	DBO _u (mg/l)	ST (mg/l)	SST (mg/l)	SS (ml/l/hora)	C. totales (NMP/100 ml)	C. termo. (NMP/100 ml)	<i>E. coli</i> (NMP/100 ml)
01/07/2018	0,00	8,41	7,93	23	1552	17,40	24,71	1012	14,00	0,1	2,0E+00	2,0E+00	2,0E+00
20/12/2018	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
29/01/2019	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24/02/2019	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24/03/2019	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/04/2019	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
03/05/2019	0,04	6,29	7,70	27,2	1592	82,65	101,48	940	36,40	0,1	4,0E+03	0,0E+00	0,0E+00
09/06/2019	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
19/06/2019	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
08/07/2019	0,04	5,42	7,86	23	1585	9,02	11,27	1050	5,25	0,1	8,4E+05	1,1E+05	5,4E+04
22/07/2019	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
05/08/2019	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Desv. est.	0,02	1,54	0,12	2,42	21,36	40,31	48,67	55,87	16,07	0,00	4,8E+05	6,1E+04	3,1E+04
R Pearson		-0,99	-0,65	0,40	0,96	0,30	0,27	-0,06	0,13	0,00	0,60	0,60	0,60

FUENTE: Arias (2021)

Tabla 23: Parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L8-C (canal de regadío)

ESTACIÓN L8-C (CANAL DE REGADÍO)													
Fecha	Caudal (m ³ /s)	OD (mg/l)	pH	T (°C)	CE (uS/cm)	DBO ₅ (mg/l)	DBO _u (mg/l)	ST (mg/l)	SST (mg/l)	SS (ml/l/hora)	C. totales (NMP/100 ml)	C. termo. (NMP/100 ml)	<i>E. coli</i> (NMP/100 ml)
01/07/2018	0,01	8,58	8,03	18,7	762	32,95	42,74	756	215,00	0,9	1,6E+03	1,6E+03	1,6E+03
20/12/2018	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
29/01/2019	0,03	9,5	7,98	27,2	195	16,46	21,19	175	86,00	0,3	7,3E+04	3,0E+03	2,0E+03
24/02/2019	0,02	6,4	7,90	25,4	151	1,95	2,53	420	194,50	0,4	4,0E+04	2,0E+03	2,0E+03
24/03/2019	0,03	8,02	7,90	27,8	2920	10,14	13,00	445	127,50	0,1	1,3E+06	8,8E+04	2,9E+04
11/04/2019	0,02	5,5	8,04	24,4	970	27,91	35,36	665	9,00	0,1	8,4E+05	2,5E+05	8,4E+04
03/05/2019	0,14	8,87	8,26	23,3	523	4,50	5,81	370	51,60	0,3	6,2E+05	6,6E+04	1,2E+04
09/06/2019	0,00	5,53	8,03	19,6	842	22,32	29,99	445	2,00	0,1	2,2E+06	9,4E+04	4,1E+04
19/06/2019	0,00	4,3	8,17	19,5	1791	386,60	492,97	1040	21,20	0,1	7,4E+06	3,9E+06	1,2E+06
08/07/2019	0,00	4,61	8,19	19	1084	94,22	124,85	875	5,50	0,1	2,3E+06	6,4E+04	2,1E+04
22/07/2019	0,03	5,06	8,22	18,9	1780	286,04	380,43	1025	86,00	0,1	3,4E+06	3,6E+05	1,3E+06
05/08/2019	0,00	5,91	8,10	17,7	1415	155,28	203,43	655	8,40	0,1	9,2E+06	4,0E+05	5,5E+05
Desv. est.	0,04	1,84	0,12	3,74	811,98	130,00	168,26	280,84	76,97	0,25	3,1E+06	1,1E+06	5,1E+05
R Pearson	-	0,56	0,34	0,36	-0,22	-0,30	-0,30	-0,42	0,08	0,11	-0,37	-0,23	-0,19
t-Student	No DS	DS	No DS	DS	No DS	No DS	No DS	DS	No DS	No DS	DS	No DS	No DS

FUENTE: Arias (2021)

Tabla 24: Parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L7 (Puente Guayabo)

ESTACIÓN L7 (RÍO)													
Fecha	Caudal (m ³ /s)	OD (mg/l)	pH	T (°C)	CE (uS/cm)	DBO ₅ (mg/l)	DBO _u (mg/l)	ST (mg/l)	SST (mg/l)	SS (ml/l/hora)	C. totales (NMP/100 ml)	C. termo. (NMP/100 ml)	<i>E. coli</i> (NMP/100 ml)
01/07/2018	0,29	9,01	8,05	18,7	844	6,67	8,54	880	264,00	1,4	1,6E+03	1,6E+03	1,6E+03
20/12/2018	0,01	10,63	7,94	30,9	1236	6,41	9,85	700	5,30	0,1	1,4E+05	3,0E+04	2,0E+04
29/01/2019	4,20	9,3	8,12	26,2	182	7,71	5,88	130	107,60	0,4	1,1E+05	4,0E+03	1,0E+03
24/02/2019	5,21	6,06	8,08	24,2	150	4,63	5,94	550	205,33	0,5	1,8E+05	3,8E+04	7,0E+03
24/03/2019	5,41	5,93	7,80	26,9	175	4,56	5,70	330	147,33	0,2	1,7E+05	2,5E+04	4,0E+03
11/04/2019	1,48	5,4	9,85	28	329	4,31	6,48	145	0,29	0,1	2,3E+04	0,0E+00	0,0E+00
03/05/2019	0,49	7,34	8,32	24,4	555	4,96	7,15	525	26,00	0,1	4,6E+05	5,9E+04	1,3E+04
09/06/2019	0,17	7,55	8,04	20,9	1167	5,64	72,24	675	3,60	0,1	3,6E+05	4,0E+04	2,2E+04
19/06/2019	0,15	5,02	7,88	19,5	1385	56,83	51,80	880	8,80	0,1	1,0E+06	8,5E+05	2,8E+05
08/07/2019	0,24	6,13	8,10	21,4	1335	40,73	49,10	1055	1,25	0,1	1,4E+05	2,0E+03	1,0E+03
22/07/2019	0,46	4,13	7,90	19,1	1504	38,62	48,98	900	18,00	0,1	1,0E+06	4,4E+05	6,4E+05
05/08/2019	0,09	4,36	7,71	20,4	1373	38,40	48,01	885	6,33	0,1	1,6E+06	1,0E+05	1,2E+05
Desv. est.	2,12	2,06	0,56	3,98	541,17	19,31	24,98	307,83	92,34	0,38	5,0E+05	2,6E+05	1,9E+05
R Pearson	-	0,00	0,00	0,40	-0,83	-0,44	-0,56	-0,65	0,57	0,12	-0,38	-0,28	-0,28
t-Student	DS	No DS	No DS	DS	DS	DS	DS	DS	No DS	No DS	DS	No DS	No DS

FUENTE: Arias (2021)

Tabla 25: Parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L6 (Puente Quebrada Verde)

ESTACIÓN L6 (RÍO)													
Fecha	Caudal (m ³ /s)	OD (mg/l)	pH	T (°C)	CE (uS/cm)	DBO ₅ (mg/l)	DBO _u (mg/l)	ST (mg/l)	SST (mg/l)	SS (ml/l/hora)	C. totales (NMP/100 ml)	C. termo. (NMP/100 ml)	<i>E. coli</i> (NMP/100 ml)
01/07/2018	0,01	12,7	8,09	18,7	802	199,28	262,86	664	0,50	0,1	1,6E+03	3,5E+02	3,5E+02
20/12/2018	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
29/01/2019	3,85	10,18	8,30	28,2	187	70,66	90,72	210	58,80	0,2	1,0E+05	6,0E+03	1,0E+03
24/02/2019	7,58	6,28	7,70	23,9	137	21,86	28,33	435	214,00	0,4	8,5E+04	7,0E+03	4,0E+03
24/03/2019	19,02	6,78	7,80	26,5	168	2,01	2,56	340	170,67	0,1	6,8E+04	8,6E+03	0,0E+00
11/04/2019	0,57	6,45	9,56	27,5	329	5,96	7,72	175	2,00	0,1	1,4E+04	1,0E+03	0,0E+00
03/05/2019	0,72	7,45	8,47	23,8	525	11,66	14,86	385	5,75	0,1	3,9E+05	2,3E+04	6,0E+03
09/06/2019	0,08	8,28	8,35	20,6	1086	12,76	16,36	630	2,00	0,1	4,4E+05	6,9E+04	3,4E+04
19/06/2019	0,02	8,56	8,36	19,8	984	37,55	47,71	630	2,00	0,1	3,2E+05	9,1E+04	3,3E+04
08/07/2019	0,03	13,01	8,85	21	908	37,41	47,81	700	0,50	0,1	2,8E+04	0,0E+00	0,0E+00
22/07/2019	0,02	8,69	8,20	18,8	980	23,80	30,29	630	1,60	0,1	2,3E+04	0,0E+00	1,0E+03
05/08/2019	0,02	12,55	8,90	18,9	948	31,90	41,10	605	0,67	0,1	5,0E+04	0,0E+00	0,0E+00
Desv. est.	5,85	2,56	0,53	3,62	376,34	55,77	73,60	189,88	77,02	0,09	1,6E+05	3,1E+04	1,3E+04
R Pearson	-	-0,44	-0,55	0,53	-0,67	-0,25	-0,25	-0,42	0,84	0,28	-0,19	-0,18	-0,25
t-Student	No DS	No DS	No DS	DS	DS	No DS	No DS	DS	No DS	No DS	No DS	No DS	No DS

FUENTE: Arias (2021)

Tabla 26: Parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L5 (Bocatoma Lurín)

ESTACIÓN L5 (RÍO)													
Fecha	Caudal (m ³ /s)	OD (mg/l)	pH	T (°C)	CE (uS/cm)	DBO ₅ (mg/l)	DBO _u (mg/l)	ST (mg/l)	SST (mg/l)	SS (ml/l/hora)	C. totales (NMP/100 ml)	C. termo. (NMP/100 ml)	<i>E. coli</i> (NMP/100 ml)
01/07/2018	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
20/12/2018	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
29/01/2019	14,78	8,48	8,08	29,2	184	16,86	21,65	155	121,33	0,4	1,0E+05	8,0E+03	3,0E+03
24/02/2019	14,98	6,71	7,95	23,8	141	20,72	26,88	505	343,50	0,8	2,5E+05	1,7E+04	2,0E+03
24/03/2019	15,89	6,17	8,02	25,3	170	4,57	5,99	280	144,00	0,1	6,3E+04	5,3E+03	2,0E+03
11/04/2019	3,04	6,25	8,94	27,7	356	3,05	3,94	225	4,25	0,1	3,2E+04	0,0E+00	0,0E+00
03/05/2019	1,09	7,21	8,77	22,3	488	3,53	4,56	290	2,75	0,1	1,5E+05	1,2E+04	2,0E+03
09/06/2019	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
19/06/2019	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
08/07/2019	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
22/07/2019	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
05/08/2019	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Desv. est.	7,25	0,94	0,47	2,81	149,11	8,39	10,83	131,12	139,31	0,31	8,5E+04	6,5E+03	1,1E+03
R Pearson	-	0,15	-0,97	0,26	-0,97	0,66	0,66	0,22	0,77	0,56	0,22	0,26	0,59

FUENTE: Arias (2021)

Tabla 27: Parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L4 (50 m aguas arriba de PTAR San Bartolo)

ESTACIÓN L4 (RÍO)													
Fecha	Caudal (m ³ /s)	OD (mg/l)	pH	T (°C)	CE (uS/cm)	DBO ₅ (mg/l)	DBO _u (mg/l)	ST (mg/l)	SST (mg/l)	SS (ml/l/hora)	C. totales (NMP/100 ml)	C. termo. (NMP/100 ml)	<i>E. coli</i> (NMP/100 ml)
01/07/2018	0,11	5,47	8,14	17,9	1880	147,25	184,92	1132	14,00	0,1	1,6E+03	1,6E+03	1,6E+03
20/12/2018	0,12	6,37	7,85	29,5	1854	188,23	196,51	860	40,67	0,6	2,6E+06	2,2E+05	6,9E+04
29/01/2019	3,59	7,5	8,12	28,3	188	20,18	25,65	280	144,00	0,3	1,6E+05	1,4E+04	2,0E+03
24/02/2019	7,71	7,34	8,06	22,5	152	22,58	29,09	665	452,00	1	1,6E+05	5,0E+03	3,0E+03
24/03/2019	7,29	7,15	8,17	22,2	182	22,41	29,79	360	196,67	0,5	1,3E+05	5,5E+03	2,0E+03
11/04/2019	0,81	6,38	8,33	24,2	453	20,15	25,86	370	35,20	0,1	2,0E+05	7,0E+03	4,0E+03
03/05/2019	0,49	4,94	8,17	21,2	747	62,40	80,40	425	24,80	0,1	7,4E+05	3,5E+04	8,0E+03
09/06/2019	0,13	1,05	7,88	20	2580	184,36	231,79	900	15,00	0,1	2,0E+05	0,0E+00	5,0E+03
19/06/2019	0,13	3,3	8,07	18,5	1940	251,99	325,37	1030	24,00	0,1	4,5E+05	6,0E+03	8,0E+03
08/07/2019	0,08	4,4	8,11	18,9	2100	392,20	506,64	1145	26,50	0,1	7,2E+05	3,6E+05	9,9E+04
22/07/2019	0,13	3,99	8,01	17,7	1838	77,11	99,49	740	11,00	0,1	2,0E+05	3,0E+03	2,0E+03
05/08/2019	0,08	4,88	8,00	17,6	1989	223,11	286,13	945	4,00	0,1	7,0E+05	1,0E+05	4,3E+04
Desv. est.	2,87	1,90	0,13	4,04	900,27	118,06	150,69	313,56	130,64	0,29	7,0E+05	1,1E+05	3,2E+04
R Pearson	-	0,64	0,22	0,29	-0,77	-0,58	-0,57	-0,53	0,92	0,78	-0,31	-0,30	-0,34
t-Student	No DS	No DS	No DS	No DS	DS	DS	DS	DS	No DS	No DS	No DS	No DS	No DS

FUENTE: Arias (2021)

Tabla 28: Parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L3-EF (PTAR San Bartolo)

ESTACIÓN L3 (EFLUENTE)													
Fecha	Caudal (m ³ /s)	OD (mg/l)	pH	T (°C)	CE (uS/cm)	DBO ₅ (mg/l)	DBO _u (mg/l)	ST (mg/l)	SST (mg/l)	SS (ml/l/hora)	C. totales (NMP/100 ml)	C. termo. (NMP/100 ml)	<i>E. coli</i> (NMP/100 ml)
01/07/2018	1,34	0,05	7,96	19,4	2780	49,15	63,72	1596	72,00	0,1	1,6E+03	1,6E+03	1,6E+03
20/12/2018	1,76	1,21	7,80	28,4	2420	93,73	99,00	1475	46,00	0,1	1,7E+06	4,9E+05	1,2E+05
29/01/2019	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24/02/2019	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
24/03/2019	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/04/2019	1,49	0,65	7,94	27	2340	150,93	192,00	1340	32,00	0,1	2,1E+06	1,2E+04	6,5E+04
03/05/2019	1,19	0,44	8,01	24,7	2320	130,53	166,00	1245	50,50	0,1	5,0E+05	1,2E+05	4,4E+04
09/06/2019	0,91	4,84	8,09	20	1829	181,32	230,00	1290	29,00	0,1	9,6E+05	4,0E+05	1,5E+05
19/06/2019	0,76	0,58	7,91	19,3	2630	349,03	753,75	1360	26,40	0,1	4,7E+05	1,6E+05	1,2E+05
08/07/2019	0,98	0,65	8,00	19,5	2530	469,95	598,49	1420	13,50	0,1	5,6E+05	1,3E+05	1,4E+05
22/07/2019	0,76	1,02	7,97	18,5	2650	161,85	205,22	1220	18,67	0,1	5,9E+05	1,0E+05	1,0E+05
05/08/2019	0,76	1,82	7,90	18,5	2380	436,13	569,15	1410	18,80	0,1	1,0E+06	3,0E+05	1,4E+05
Desv. est.	0,36	1,44	0,08	3,89	274,98	153,47	250,91	118,14	18,82	0,00	6,6E+05	1,7E+05	5,0E+04
R Pearson	-	-0,26	-0,44	0,87	0,01	-0,63	-0,66	0,44	0,63	0,00	0,52	0,10	-0,45
t-Student	DS	No DS	No DS	DS	No DS	DS	DS	No DS	DS	No DS	No DS	No DS	DS

FUENTE: Arias (2021)

Tabla 29: Parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L2-EF (PTAR-Julio C. Tello)

ESTACIÓN L2 (EFLUENTE)													
Fecha	Caudal (m ³ /s)	OD (mg/l)	pH	T (°C)	CE (uS/cm)	DBO ₅ (mg/l)	DBO _u (mg/l)	ST (mg/l)	SST (mg/l)	SS (ml/l/hora)	C. totales (NMP/100 ml)	C. termo. (NMP/100 ml)	<i>E. coli</i> (NMP/100 ml)
01/07/2018	0,00	5,37	7,76	21,6	1733	24,82	32,37	1292	34,00	0,6	1,6E+03	1,6E+03	1,6E+03
20/12/2018	0,05	6,18	7,37	27,3	1853	25,30	28,87	1245	38,00	0,1	2,9E+05	0,0E+00	1,3E+04
29/01/2019	0,10	5,8	7,18	29,9	1782	19,31	24,60	1265	18,67	0,1	1,7E+05	3,5E+04	7,0E+03
24/02/2019	0,03	4,8	7,44	27,4	1662	66,39	84,72	1395	13,00	0,1	1,7E+05	2,2E+04	4,0E+03
24/03/2019	0,05	5,53	7,56	26,6	1792	51,21	67,06	1340	14,00	0,1	1,5E+05	3,8E+04	0,0E+00
11/04/2019	0,06	4,97	7,62	26	1700	51,61	67,29	1195	23,50	0,1	7,2E+04	4,0E+03	3,0E+03
03/05/2019	0,05	5,45	7,76	24,3	1742	53,17	67,81	3690	16,00	0,1	1,7E+05	1,0E+04	2,0E+04
09/06/2019	0,02	4,92	7,70	21,4	1832	52,24	66,43	1680	6,00	0,1	3,4E+04	1,0E+03	0,0E+00
19/06/2019	0,04	5,78	7,22	20,2	1966	15,63	20,14	1265	12,00	0,1	0,0E+00	0,0E+00	0,0E+00
08/07/2019	0,02	5,67	7,91	20,8	1979	35,29	44,75	1395	6,00	0,1	1,5E+05	1,5E+04	8,0E+03
22/07/2019	0,00	6,45	7,88	19,9	2040	53,40	72,03	1115	16,00	0,1	9,4E+04	2,0E+03	6,0E+03
05/08/2019	0,01	6,8	7,38	19,8	2060	19,34	26,70	1255	9,00	0,1	1,0E+05	0,0E+00	0,0E+00
Desv. est.	0,03	0,61	0,25	3,56	135,35	17,49	22,83	700,31	10,15	0,14	8,4E+04	1,4E+04	6,2E+03
R Pearson	-	-0,20	-0,53	0,81	-0,46	-0,10	-0,12	0,13	0,19	-0,36	0,42	0,58	0,30
t-Student	DS	No DS	No DS	DS	No DS	No DS	No DS	No DS	DS	No DS	No DS	DS	No DS

FUENTE: Arias (2021)

Tabla 30: Parámetros de calidad de agua en la estación de monitoreo L1 (Puente Panamericana Sur)

ESTACIÓN L1 (RÍO)													
Fecha	Caudal (m ³ /s)	OD (mg/l)	pH	T (°C)	CE (uS/cm)	DBO ₅ (mg/l)	DBO _u (mg/l)	ST (mg/l)	SST (mg/l)	SS (ml/l/hora)	C. totales (NMP/100 ml)	C. termo. (NMP/100 ml)	<i>E. coli</i> (NMP/100 ml)
01/07/2018	0,38	0,1	8,17	19,2	2650	42,39	55,04	1556	64,00	0,4	1,6E+03	1,6E+03	1,6E+03
20/12/2018	0,40	2,35	7,86	27,9	2380	85,49	108,57	1350	42,00	0,1	2,0E+06	3,7E+05	6,6E+04
29/01/2019	1,76	2,18	8,30	25,6	359	69,30	87,88	410	200,00	0,6	2,0E+05	4,0E+04	2,0E+04
24/02/2019	9,48	6,82	7,95	22,4	228	34,21	43,49	615	402,67	1,6	2,1E+05	2,3E+04	6,0E+03
24/03/2019	10,40	7,04	8,05	22,7	344	38,24	48,73	425	280,67	0,6	2,5E+05	3,5E+04	3,5E+04
11/04/2019	1,78	5,97	8,01	24,2	1301	123,03	156,71	540	21,00	0,1	4,6E+05	5,0E+04	2,0E+04
03/05/2019	1,48	1,95	8,10	23,3	1633	117,98	150,66	905	37,60	0,1	6,8E+05	6,8E+04	6,6E+04
09/06/2019	1,21	1,1	8,13	19,9	2490	204,29	264,25	1255	25,00	0,2	1,3E+06	3,0E+05	1,7E+05
19/06/2019	0,99	1,75	8,08	18,7	2540	384,34	489,57	1340	25,67	0,1	4,8E+05	1,3E+05	1,1E+05
08/07/2019	0,85	1,12	8,12	19,5	2460	372,69	477,77	1370	13,00	0,1	9,1E+05	8,2E+04	1,2E+05
22/07/2019	1,04	3,39	8,16	18,5	2520	606,64	775,76	1080	22,50	0,1	6,6E+05	1,8E+05	1,5E+05
05/08/2019	1,26	1,71	8,03	18,1	2340	635,11	818,01	1200	21,50	0,1	7,0E+05	2,0E+05	1,5E+05
Desv. est.	3,47	2,35	0,11	3,17	965,88	219,84	282,14	409,32	127,84	0,44	5,5E+05	1,2E+05	6,0E+04
R Pearson	-	0,83	-0,28	0,15	-0,78	-0,40	-0,40	-0,65	0,89	0,77	-0,39	-0,41	-0,42
t-Student	No DS	No DS	No DS	DS	DS	DS	DS	DS	No DS	No DS	No DS	DS	DS

FUENTE: Arias (2021)

Anexo 4: Calibración del OD, DBO₅ y *E. coli* durante 2018-2019

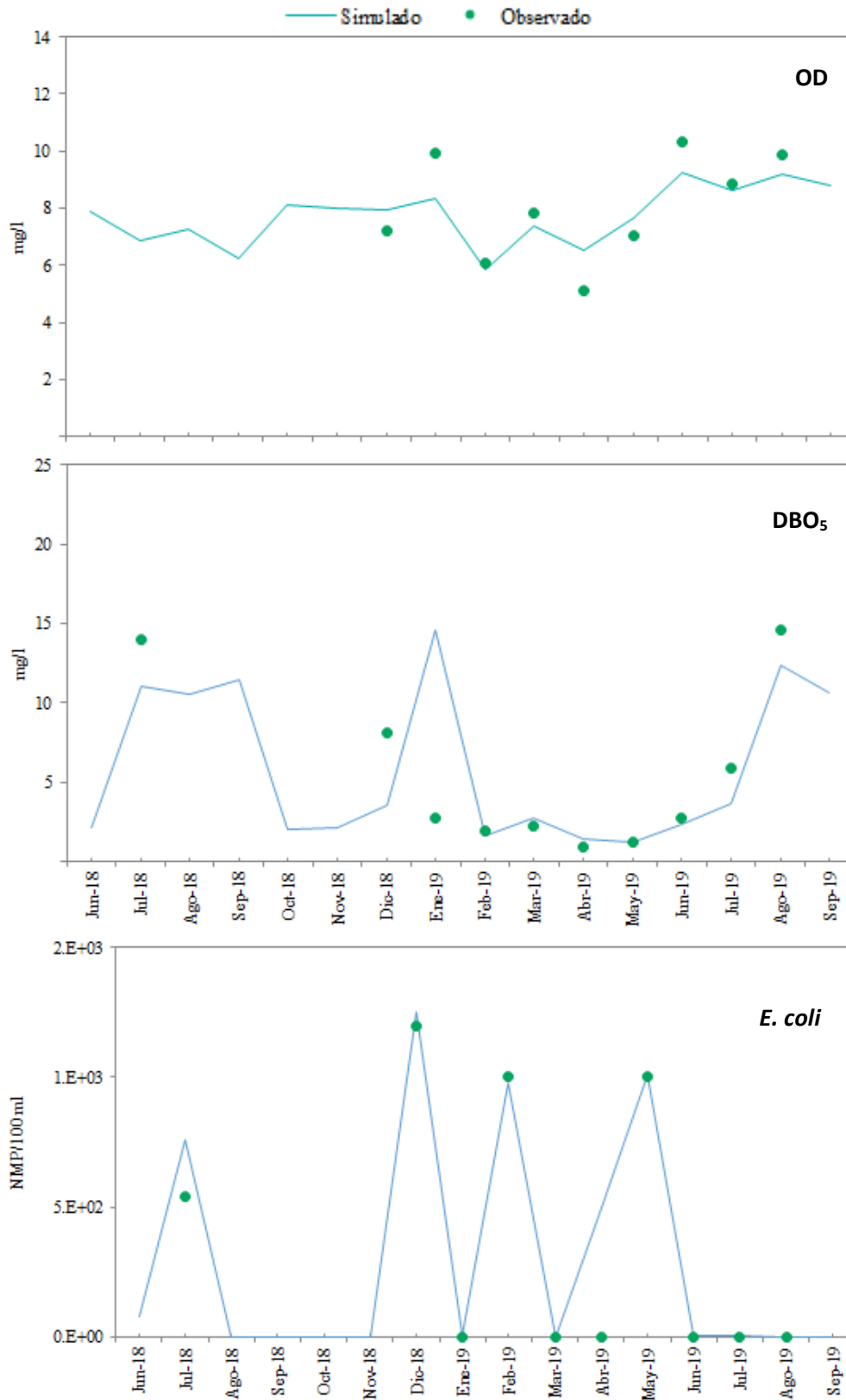


Figura 43: Calibración del OD, DBO₅ y *E. coli* en la estación de monitoreo L12 (50 m antes de PTAR Cieneguilla)

FUENTE: Arias (2021)

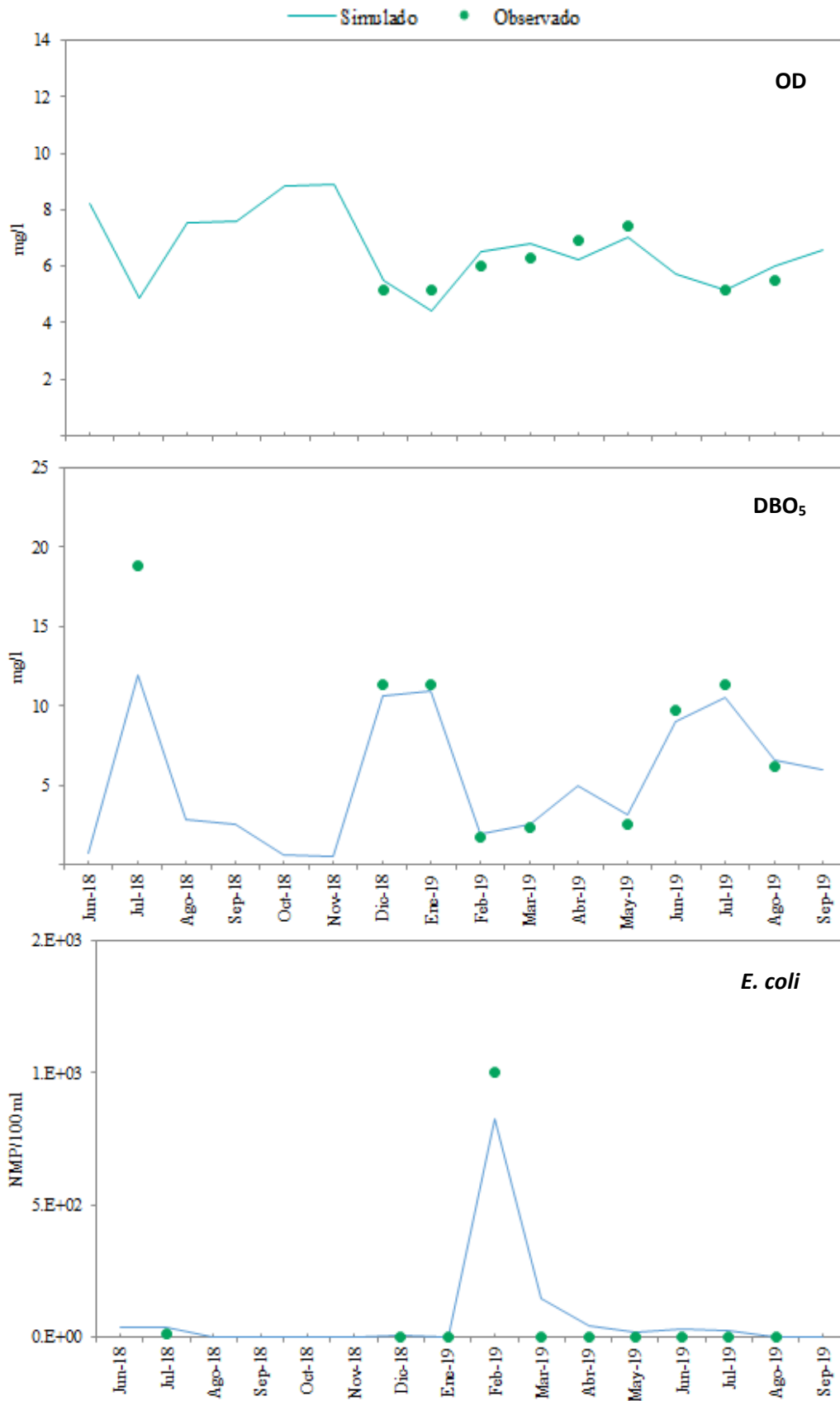


Figura 44: Calibración del OD en la estación de monitoreo L10 (50 m aguas arriba de PTAR Manchay)

FUENTE: Arias (2021)

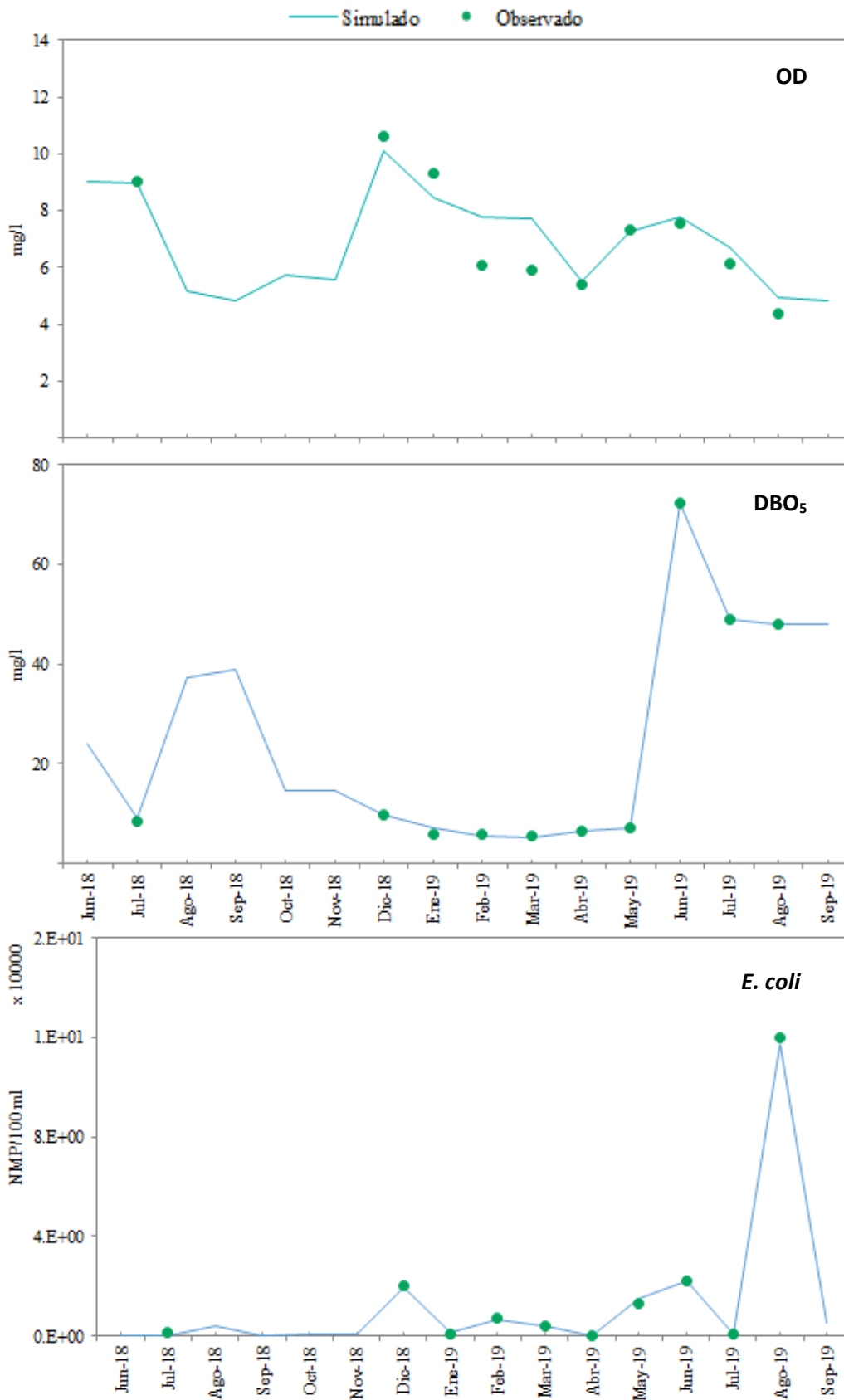


Figura 45: Calibración del OD en la estación de monitoreo L7 (Puente Guayabo)
 FUENTE: Arias (2021)

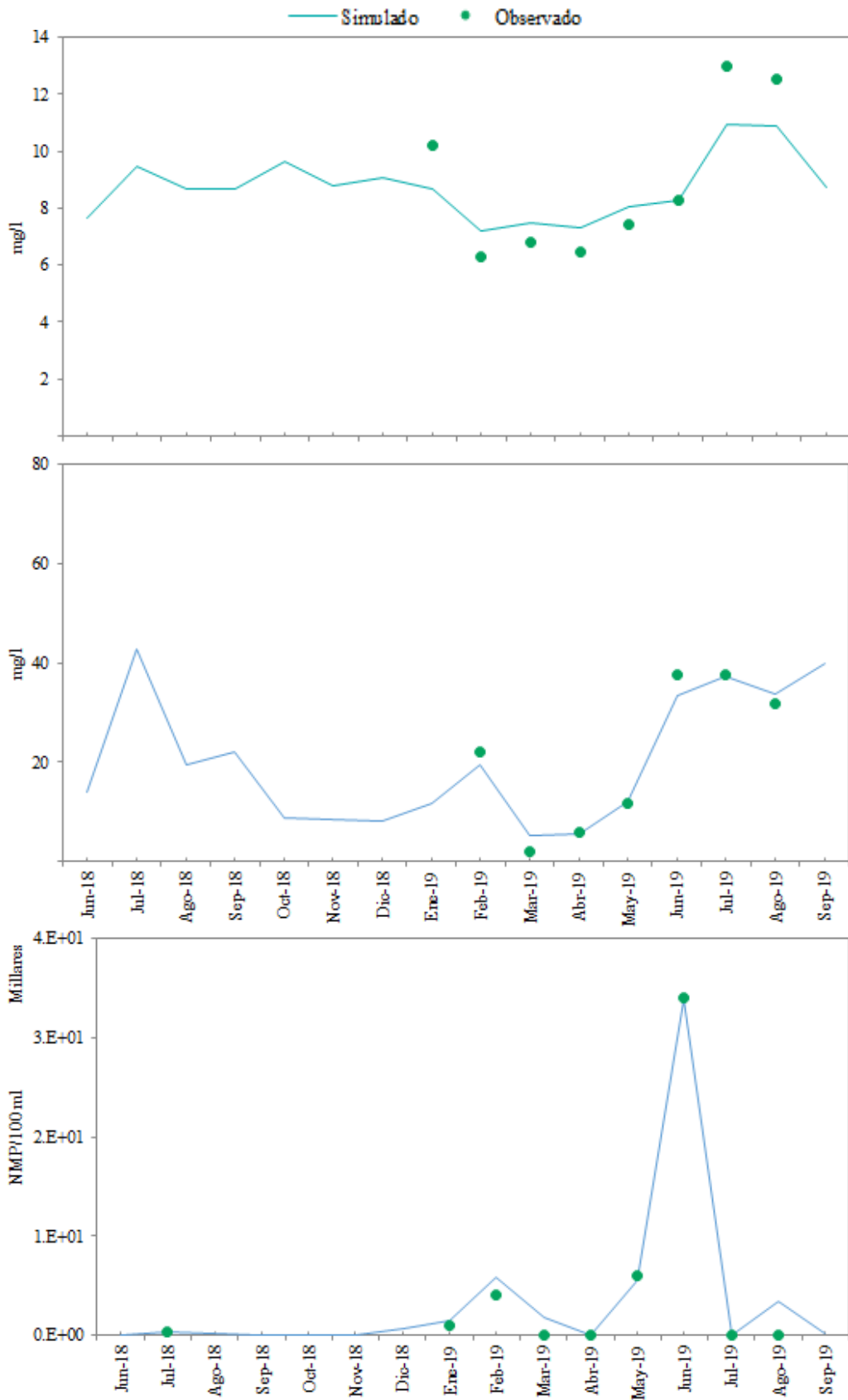


Figura 46: Calibración del OD en la estación de monitoreo L6 (Puente Quebrada Verde)

FUENTE: Arias (2021)

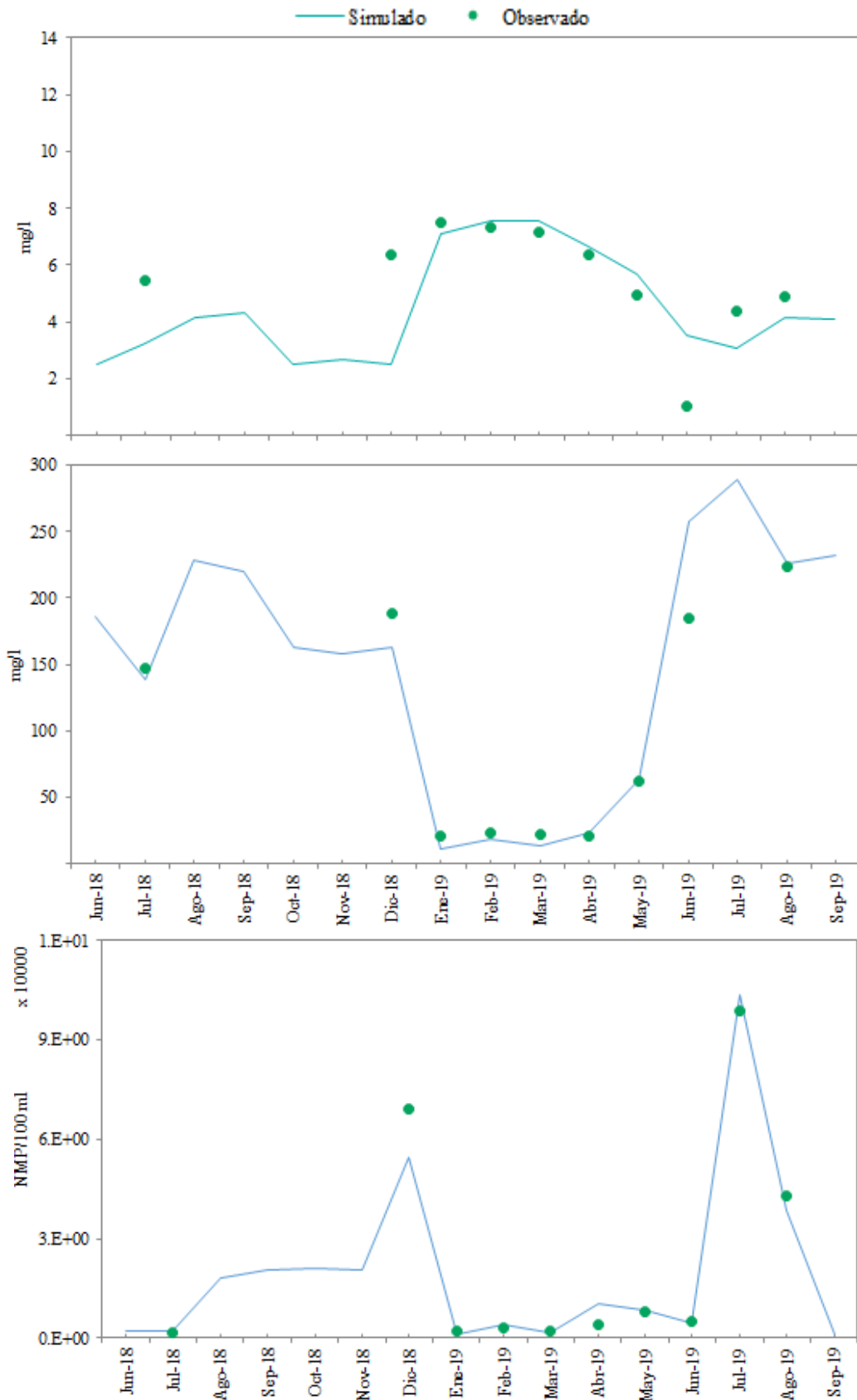


Figura 47: Calibración del OD en la estación de monitoreo L4 (50 m aguas arriba de PTAR San Bartolo)

FUENTE: Arias (2021)

Anexo 5: Calibración de los coliformes totales y termotolerantes durante 2018-2019

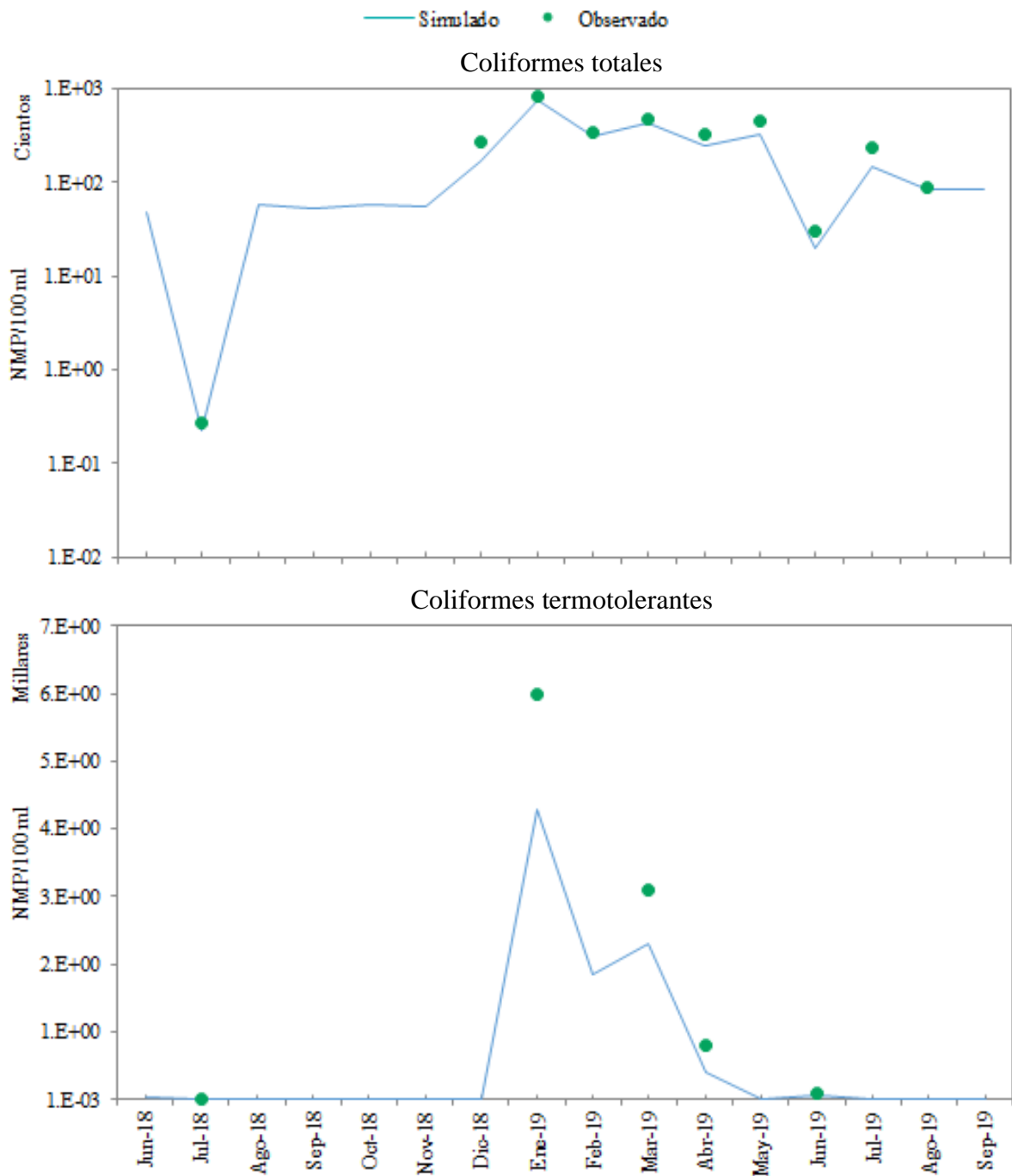


Figura 48: Calibración de los coliformes totales y termotolerantes en la estación de monitoreo L13 (Puente Mototaxi)

FUENTE: Arias (2021)

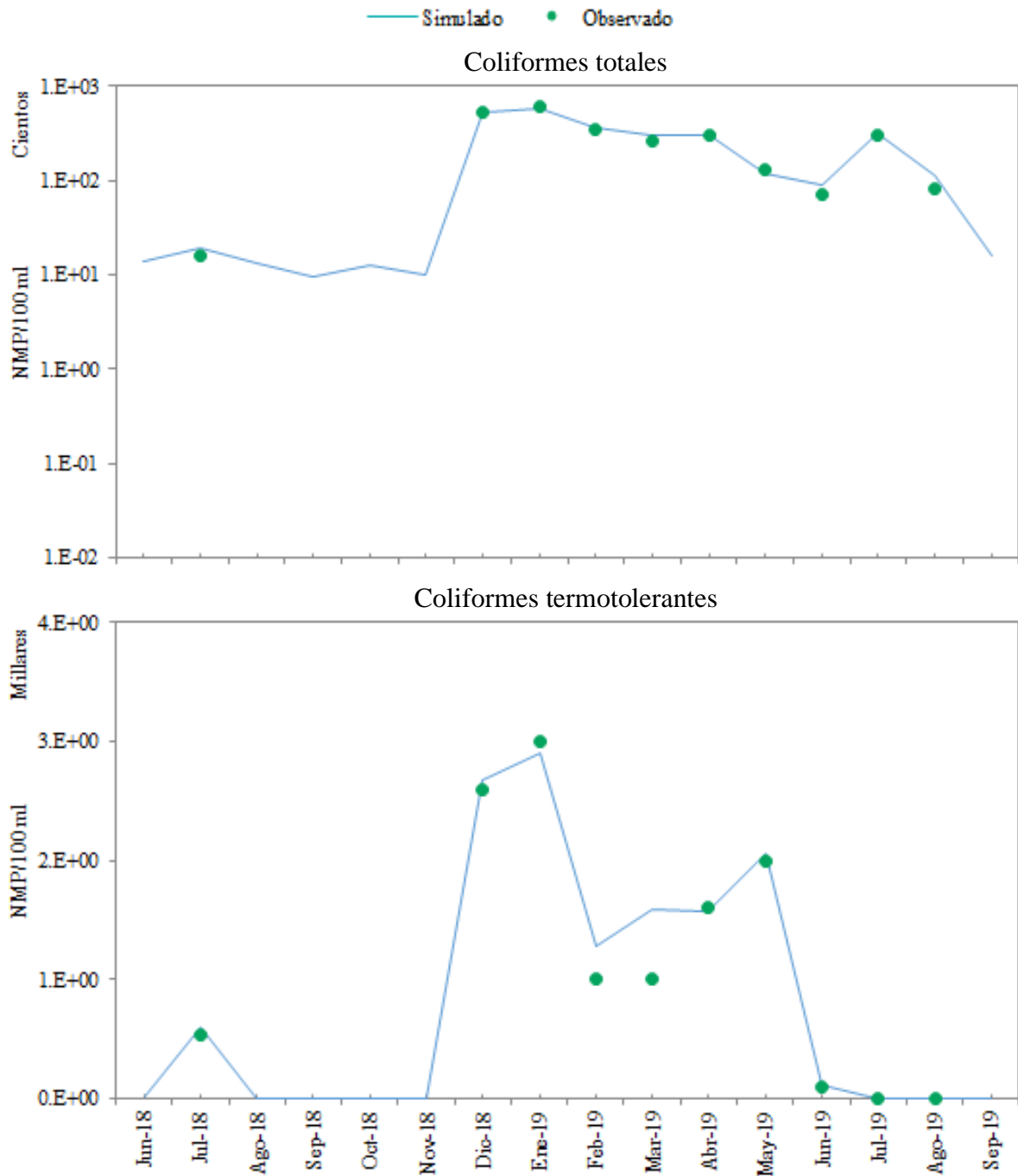


Figura 49: Calibración de los coliformes totales y termotolerantes en la estación de monitoreo L12 (50 m antes de PTAR Cieneguilla)

FUENTE: Arias (2021)

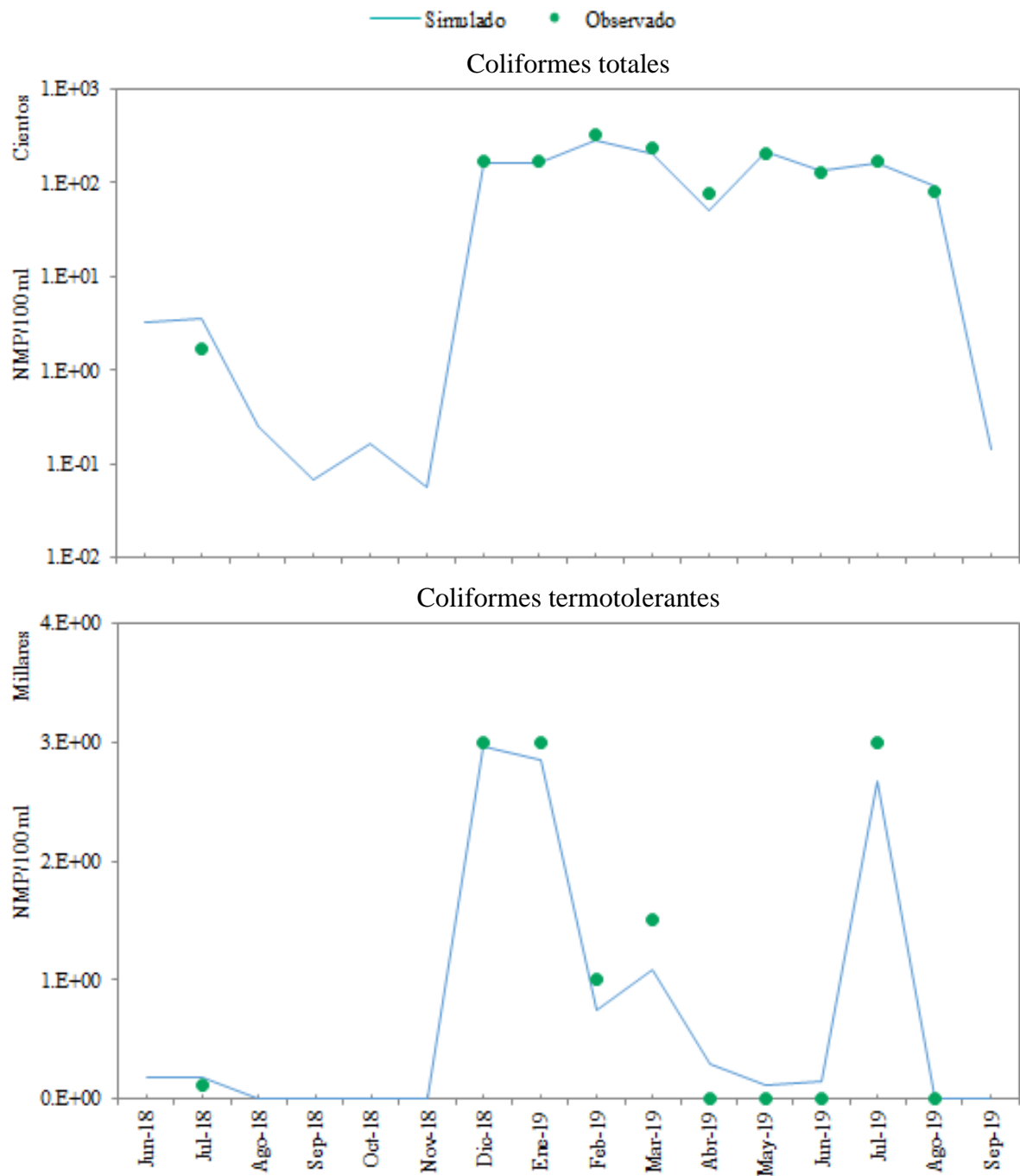


Figura 50: Calibración de los coliformes totales y termotolerantes en la estación de monitoreo L10 (50 m aguas arriba de PTAR Manchay)

FUENTE: Arias (2021)

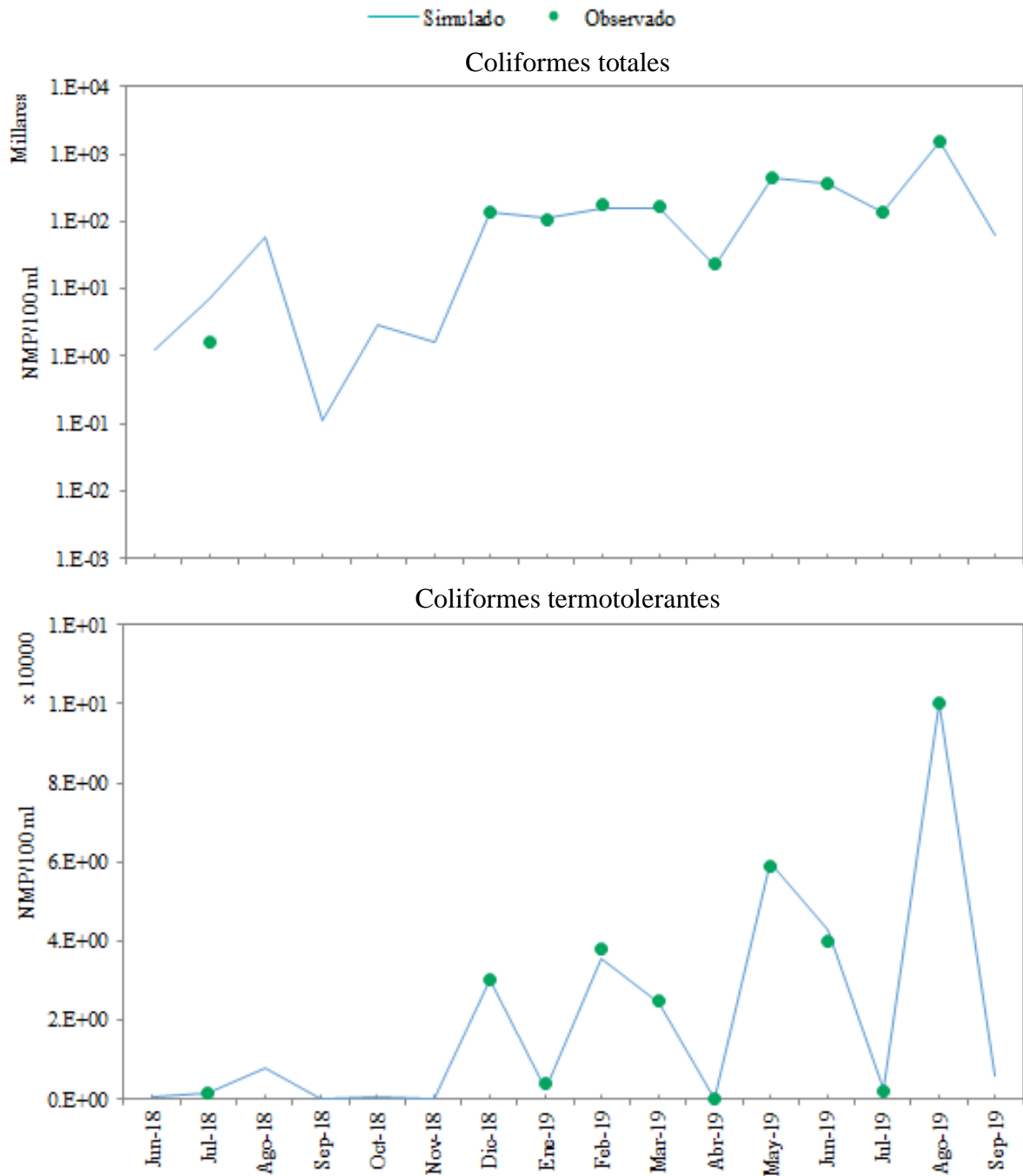


Figura 51: Calibración de los coliformes totales y termotolerantes en la estación de monitoreo L7 (Puente Guayabo)

FUENTE: Arias (2021)

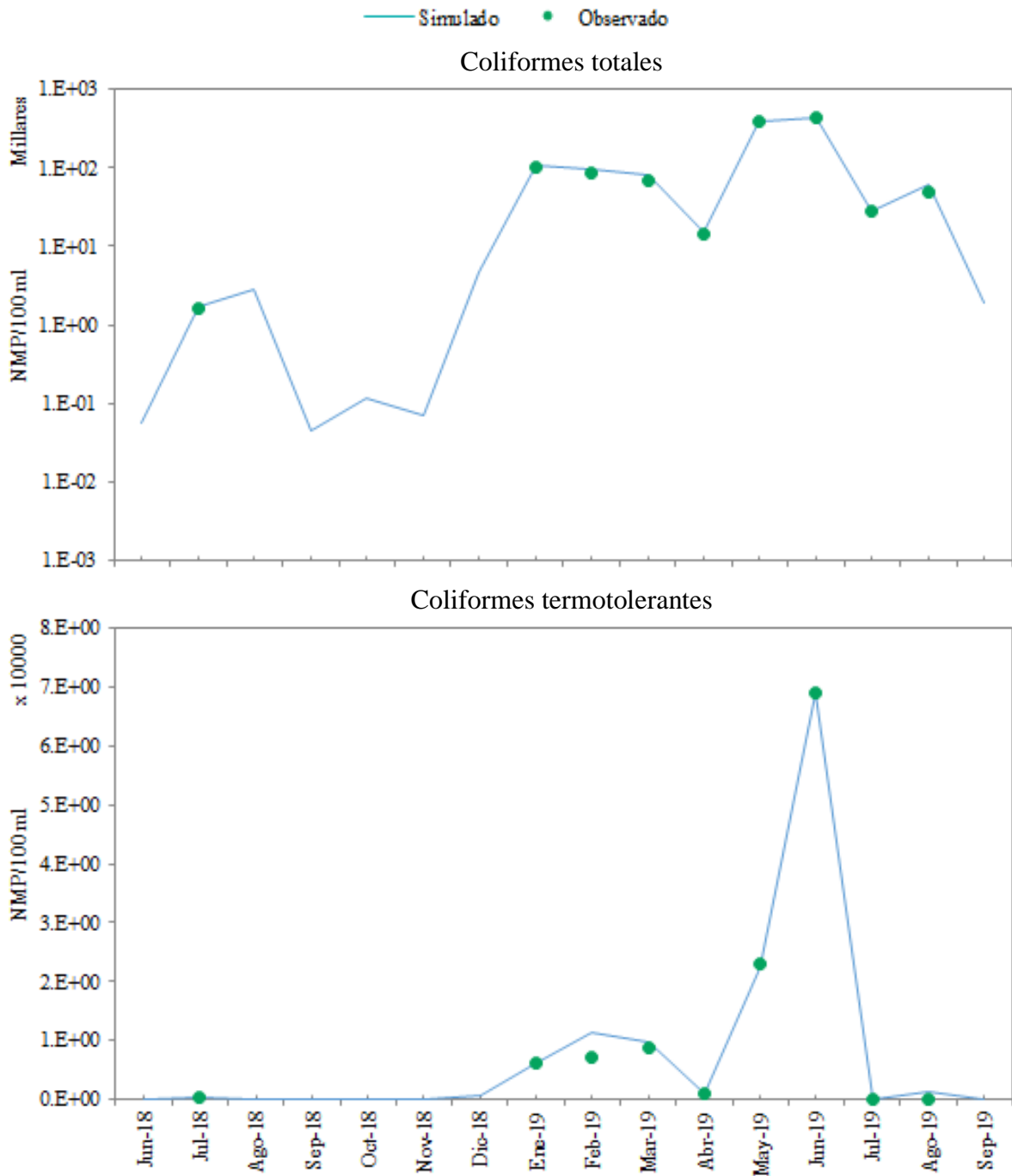


Figura 52: Calibración de los coliformes totales y termotolerantes en la estación de monitoreo L6 (Puente Quebrada Verde)

FUENTE: Arias (2021)

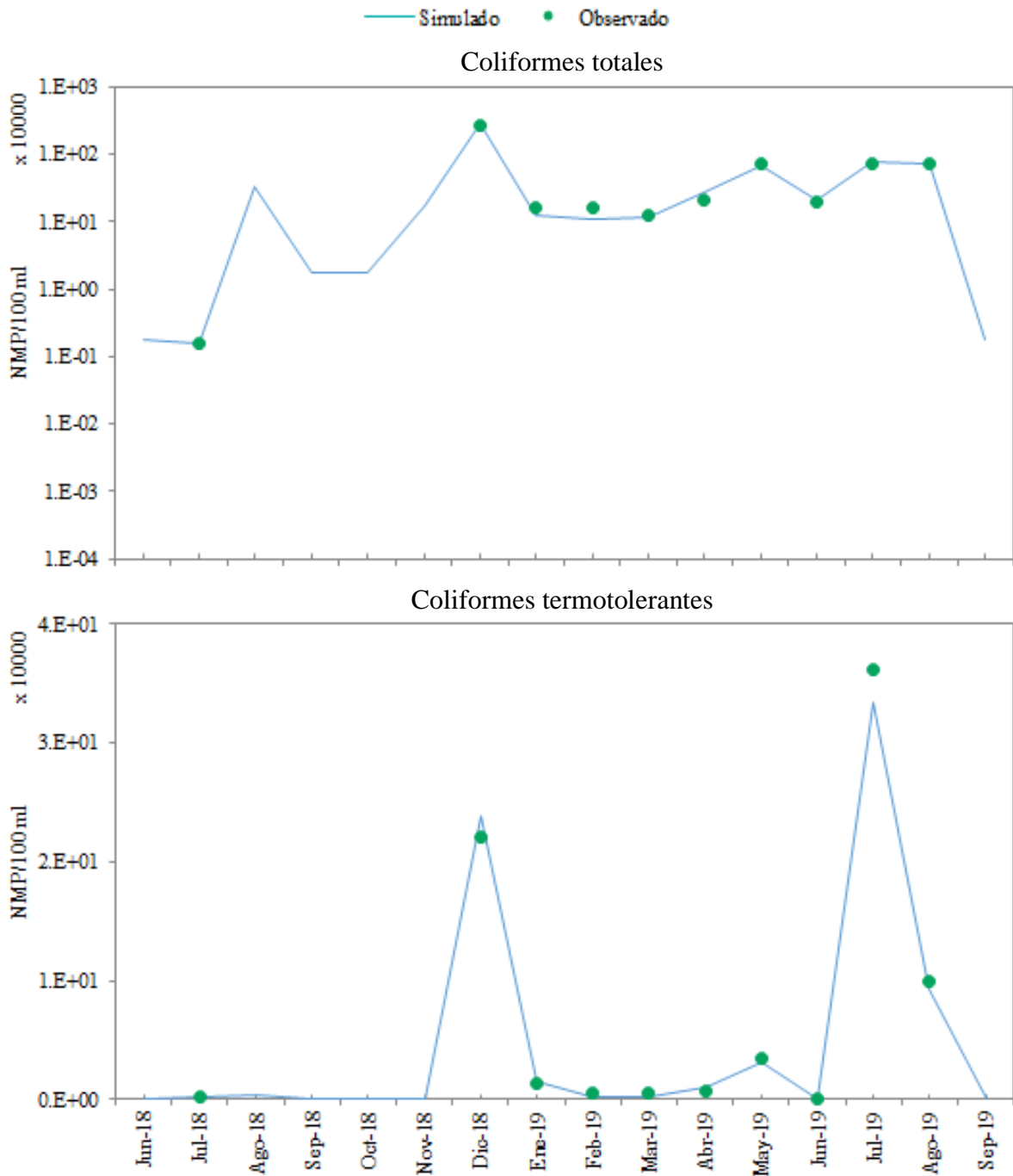


Figura 53: Calibración de los coliformes totales y termotolerantes en la estación de monitoreo L4 (50 m aguas arriba de PTAR San Bartolo)

FUENTE: Arias (2021)

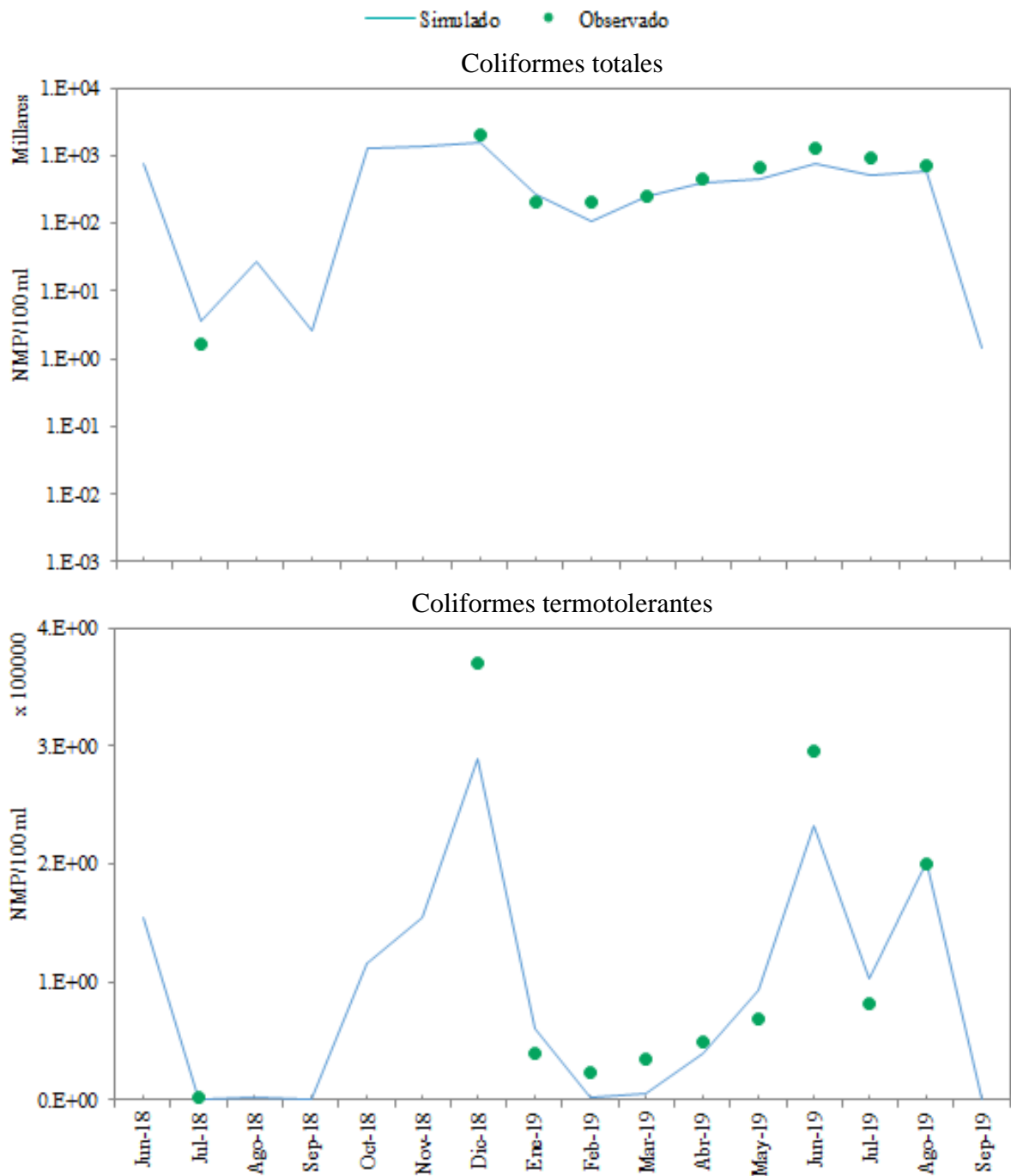


Figura 54: Calibración de los coliformes totales y termotolerantes en la estación de monitoreo L1 (Puente Panamericana Sur)

FUENTE: Arias (2021)