



UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL

EVALUACIÓN DEL DESEMPEÑO OPERACIONAL DE HUMEDALES CONSTRUIDOS PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS

MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE INGENIERA CIVIL

VALENTINA DOMÍNGUEZ DÍAZ

PROFESOR GUÍA:
MARCELO OLIVARES ALVEAL

PROFESORA CO-GUÍA:
KATHERINE LIZAMA ALLENDE

COMISIÓN:
MATÍAS PEREDO PARADA

SANTIAGO DE CHILE

2022

**RESUMEN DE LA MEMORIA PARA OPTAR
AL TÍTULO DE:** Ingeniera Civil
ESTUDIANTE: Valentina Domínguez Díaz
FECHA: 2022
PROFESOR GUÍA: Marcelo Olivares Alveal

EVALUACIÓN DEL DESEMPEÑO OPERACIONAL DE HUMEDALES CONSTRUIDOS PARA EL TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS

Los humedales construidos son sistemas diseñados principalmente para depurar aguas residuales, los cuales buscan emular el comportamiento de humedales naturales, aprovechando así procesos que involucran vegetación, suelo, microorganismos y energía solar para mejorar la calidad de las aguas. Asimismo, existen procesos físicos, químicos y biológicos que participan de la remoción de contaminantes como patógenos, nutrientes y materia orgánica. Estos procesos están intrínsecamente sujetos a variabilidad e incertidumbre, asociada principalmente a condiciones ambientales y meteorológicas. El presente estudio busca analizar el desempeño de estos humedales en términos de remoción de contaminantes de interés presentes en las aguas residuales de origen doméstico, incorporando la incertidumbre asociada a la variación de parámetros meteorológicos, tales como temperatura, radiación solar, velocidad del viento y humedad relativa. Este trabajo utiliza mediciones obtenidas de dos humedales subsuperficiales de flujo horizontal y vertical. Con el fin de modelar las concentraciones de salida de los contaminantes se formularon e implementaron tres modelos de simulación, dos en régimen permanente tanques en serie y flujo pistón, y un modelo en régimen transiente que incorpora advección-dispersión. Todos estos consideran una cinética de decaimiento de primer orden y se validaron utilizando los datos disponibles, que correspondían a concentraciones de entrada y salida cada 3 semanas. El modelo que mejor se ajusta a las mediciones va a depender del contaminante estudiado, sin embargo, en general los modelos en régimen permanente entregaron mejores resultados. Usando estos modelos, se propaga incertidumbre de distintas variables de entrada mediante el método de Monte Carlo para las concentraciones de salida de coliformes totales, amonio y fosfato. Los resultados arrojaron que la temperatura tiene menor influencia en el fosfato y coliformes totales, y mayor influencia para el amonio, en donde altas temperaturas promueven un incremento en el porcentaje de remoción. Como es de esperar, la variación en la concentración de entrada tiene una influencia significativa sobre las concentraciones de salida, sin embargo el porcentaje removido variando este parámetro se mantiene relativamente constante. Este estudio indica que los parámetros asociados a la evapotranspiración no influyeron sustancialmente en la incertidumbre de los humedales, mientras la constante de decaimiento induce una alta variabilidad en las concentraciones de salida de los modelos. Para futuros estudios, se requiere contar con mediciones que sean capaces de capturar la dinámica de operación considerando el tiempo de retención hidráulico a fin de relacionar concentraciones de entrada y salida.

AGRADECIMIENTOS

Primero que todo, agradecer a mi madre por siempre estar ahí cuando lo he necesitado, eres un apoyo y pilar fundamental en mi vida, no habría llegado donde estoy si no fuera por ti. Agradecer a mi papá, hermanos, claudia y toda mi familia, por estar presentes en todo momento y apoyarme en cada paso del camino. A mi abuela tete, por ser la mejor abuela que me pudo tocar, gracias por todo el cariño y amor que siempre me das.

A mis amigas del alma las Envis, agradecerles por los más de 10 años de amistad y por quererme hasta en mis momentos más insoportables. Sin ustedes no sería la persona que soy hoy. También, agradecer a Somos 12 que hicieron que estos 7 años de universidad fueran increíbles a pesar de todo, espero tenerlos siempre en mi vida, los amo.

A mi compañero máximo Matías, gracias por confiar en mí hasta cuándo ni yo lo hacía, por subirme el ánimo en los días más difíciles, por todos los buenos momentos que hemos pasado juntos y por ayudarme a crecer como persona. A la Ali, mi perrita, por su amor infinito e incondicional, lejos lo mejor que me dio la vida.

Agradecer a mi profesor guía Marcelo Olivares, que siempre estuvo dispuesto a resolver cada una de mis dudas, además a la profesora Katherine Lizama y Matías Peredo, por aceptar guiarme junto con Marcelo en este proceso y estar disponible cuando lo necesité. Agradecer también al profesor Ismael Vera, por proporcionar los datos con los que fue posible llevar a cabo esta memoria.

A la gente de la salita y de la oficina 333, una de las mejores cosas de mi 2022 fue conocerlos y sentirme un poco más acompañada en este proceso. Gracias a Eduardo por siempre estar dispuesto a resolver mis dudas en R, por todas las conversaciones y desayunos en la semana. A Jaqueline, por siempre preocuparse por nosotros y tener un mensaje de ánimo para dar.

A las señoras/es del aseo y todos los funcionarios de la facultad por estar disponibles ante cualquier dificultad, y también, al señor de las sopaipillas por alegrarme los días nublados con esas delicias.

Finalmente, agradecer a cada una de las personas que han sido parte de mi paso por esta facultad, hicieron que estos años estuvieran llenos de lindos recuerdos que llevaré conmigo para toda la vida.

TABLA DE CONTENIDO

| | |
|---|----|
| Capítulo 1: Introducción | 1 |
| 1.1. Motivación..... | 1 |
| 1.1.1. Objetivo general | 2 |
| 1.1.2. Objetivos específicos | 3 |
| Capítulo 2: Marco teórico | 4 |
| 2.1. Aguas residuales | 4 |
| 2.2. Sistemas de tratamiento no convencionales | 6 |
| 2.3. Parámetros de diseño para la construcción de humedales construidos | 12 |
| 2.4. Modelos de simulación de remoción de contaminantes en humedales construidos | 13 |
| 2.4.1. Reactores de flujo con decaimiento | 14 |
| 2.4.2. Tanques en serie | 14 |
| 2.4.3. Modelo en régimen transiente con una dimensión de flujo..... | 16 |
| 2.5. Incertidumbre y variabilidad en el desempeño de humedales construidos ... | 17 |
| Capítulo 3: Formulación e implementación de modelo de simulación | 19 |
| 3.1. Recopilación de datos..... | 19 |
| 3.2. Formulación de modelos de simulación | 20 |
| 3.2.1. Ecuaciones de balance de masa | 21 |
| 3.2.2. Balance de masa incorporando nitrificación y desnitrificación | 26 |
| 3.3. Parámetros del modelo..... | 27 |
| 3.3.1. Variables de entrada..... | 27 |
| 3.3.2. Constante de decaimiento (K_T) | 28 |
| 3.3.3. Tiempo de retención hidráulico | 30 |
| 3.3.4. Evapotranspiración de plantas..... | 31 |
| 3.3.5. Precipitación líquida | 31 |
| 3.4. Caracterización de incertidumbre | 31 |
| 3.4.1. Régimen permanente | 32 |
| 3.4.2. Régimen transiente | 35 |

| | |
|---|-----------|
| 3.5. Propagación de incertidumbre | 36 |
| 3.6. Comparación sistemas tratamiento convencionales con no convencionales. | 36 |
| Capítulo 4: Resultados y discusión | 38 |
| 4.1. Validación modelos para serie determinística | 38 |
| 4.1.1. Coliformes totales..... | 38 |
| 4.1.2. Escherichia Coli..... | 39 |
| 4.1.3. Demanda química de oxígeno..... | 40 |
| 4.1.4. Amonio (NH ₄ ⁺)..... | 41 |
| 4.1.5. Nitrato (NO ₃ ⁻) | 42 |
| 4.1.6. Nitrógeno total | 43 |
| 4.1.7. Fosfato (PO ₄ ³⁻)..... | 44 |
| 4.1.8. Fósforo total | 45 |
| 4.1.9. Sólidos suspendidos totales | 46 |
| 4.2. Modelación de Monte Carlo | 48 |
| 4.2.1. Humedal subsuperficial de flujo horizontal | 48 |
| 4.2.2. Humedal subsuperficial de flujo vertical | 52 |
| 4.3. Sistemas convencionales y no convencionales en la remoción de contaminantes | 56 |
| 4.3.1. Comparación entre sistemas convencionales y no convencionales y cumplimiento normativas..... | 57 |
| Capítulo 5: Conclusiones y recomendaciones..... | 59 |
| 5.1. Validación de los modelos de simulación..... | 59 |
| 5.2. Simulaciones de Monte Carlo para la propagación de incertidumbre | 60 |
| 5.3. Recomendaciones de trabajo futuro..... | 61 |

| | |
|--|----|
| Bibliografía | 63 |
| Anexos | 68 |
| Anexo A : Especificación Normativas Chilenas para la regulación del tratamiento de agua residual | 69 |
| Anexo B : Estimación de Evapotranspiración | 70 |
| Anexo C : Configuración sistema de tratamiento utilizado en la recopilación de datos | 76 |
| Anexo D : Precipitación líquida caída en el periodo utilizado para el estudio | 76 |
| Anexo E : Funciones de distribución seleccionadas para los diferentes parámetros a los cuales se les aplica propagación de incertidumbre | 77 |
| Anexo F : Eficiencia de remoción de contaminantes sometidos a análisis de simulación de Monte Carlo..... | 81 |
| Anexo G : Detalle de la propagación de incertidumbre para los parámetros de humedad relativa, radiación solar, velocidad del viento y coeficiente de difusión hidrodinámica..... | 87 |

ÍNDICE DE TABLAS

| | |
|---|----|
| Tabla 2-1: Concentración máxima admisible de contaminante para descargas a cuerpos de agua superficial, de acuerdo con el DS90..... | 4 |
| Tabla 2-2: Concentración máxima admisible para descargar a cuerpos de agua subterráneas, de acuerdo con el DS46. | 5 |
| Tabla 2-3: Valores típicos de concentraciones de entrada, de contaminante presentes en aguas residuales domésticas. Fuente: (Vera, I. et al., 2016). | 6 |
| Tabla 2-4: Eficiencia de remoción promedio de DBO ₅ y DQO utilizando humedales construidos de flujo libre, flujo subsuperficial horizontal y flujo subsuperficial vertical como medio de tratamiento de aguas residuales domésticas. | 10 |
| Tabla 2-5: Eficiencia de remoción promedio de nutrientes utilizando humedales construidos de flujo libre, subsuperficial horizontal y flujo subsuperficial vertical como medio de tratamiento de aguas residuales domésticas. | 10 |
| Tabla 2-6: Eficiencia de remoción promedio de diferentes patógenos utilizando humedales construidos de flujo libre, flujo subsuperficial horizontal y flujo subsuperficial vertical como medio de tratamiento para aguas residuales de origen doméstico. | 11 |
| Tabla 2-7: Eficiencia de remoción promedio sólidos suspendidos totales utilizando humedales construidos de flujo libre, flujo subsuperficial horizontal y flujo subsuperficial vertical como medio de tratamiento de aguas residuales domésticas. | 12 |
| Tabla 3-1: Fechas de medición para el periodo de operación de humedales construidos. | 20 |
| Tabla 3-2: Valores de concentraciones de fondo utilizadas en la implementación del modelo N-TIS para cada contaminante estudiado..... | 23 |
| Tabla 3-3: Valores de constante de remoción y factor de corrección por temperatura para cada contaminante estudiado..... | 28 |
| Tabla 3-4: Parámetros estadísticos según el periodo de estudio para la temperatura máxima intra diaria del aire. | 32 |
| Tabla 3-5: Parámetros estadísticos para la radiación solar, según el periodo en el cual se simule el modelo. | 33 |
| Tabla 3-6: Parámetros estadísticos para la velocidad del viento a 2 metros de altura, según el periodo en el cual se simule el modelo. | 33 |
| Tabla 3-7: Parámetros estadísticos para la humedad relativa, según el periodo en el cual se simule el modelo..... | 33 |
| Tabla 3-8: Parámetros estadísticos según el periodo de estudio con respecto a la concentración de entrada de contaminante. | 34 |

| | |
|--|----|
| Tabla 3-9: Parámetros estadísticos para K ₂₀ , según el tipo de contaminante estudiado. Humedal subsuperficial de flujo horizontal. | 34 |
| Tabla 3-10: Parámetros estadísticos para K ₂₀ , según el tipo de contaminante estudiado. Humedal subsuperficial de flujo vertical..... | 35 |
| Tabla 3-11: Parámetros estadísticos según la variabilidad del coeficiente de dispersividad para el coeficiente de dispersión hidrodinámica, en el humedal subsuperficial de flujo horizontal. | 35 |
| Tabla 3-12: Parámetros estadísticos según la variabilidad del coeficiente de dispersividad para el coeficiente de dispersión hidrodinámica, en el humedal subsuperficial de flujo vertical..... | 35 |
| Tabla 4-10: Eficiencia de remoción típica para plantas de tratamiento de aguas servidas y humedales construidos, junto con los valores obtenidos para los humedales estudiados. (a) Fuente: Vidal, G. et al., (2014); Tchobanoglous, G. et al., (2000). (b) Promedio de porcentaje de remoción utilizando régimen transiente. | 56 |
| Tabla A- 1: Concentración máxima admisible para residuos industriales líquidos según el servicio de alcantarilla-do que poseen. | 69 |
| Tabla A- 2: Concentración máxima admisible según el uso de agua residual dada. | 69 |
| Tabla G- 1: Valores de concentración de salida y eficiencia de remoción, obtenidos para CT en la modelación de Monte Carlo, para los periodos de invierno y verano para el HC-FH..... | 87 |
| Tabla G- 2:Valores de concentración de salida y eficiencia de remoción, obtenidos para NH ₄ ⁺ en la modelación de Monte Carlo, para los periodos de invierno y verano para el HC-FH. | 88 |
| Tabla G- 3: Valores de concentración de salida y eficiencia de remoción, obtenidos para PO ₄ ⁻³ en la modelación de Monte Carlo, para los periodos de invierno y verano para el HC-FH. | 88 |
| Tabla G- 4: Valores de concentración de salida y eficiencia de remoción, obtenidos para CT en la modelación de Monte Carlo, para los periodos de invierno y verano para el HC-FV. | 92 |
| Tabla G- 5: Valores de concentración de salida y eficiencia de remoción, obtenidos para NH ₄ ⁺ en la modelación de Monte Carlo, para los periodos de invierno y verano para el HC-FV..... | 92 |
| Tabla G- 6: Valores de concentración de salida y eficiencia de remoción, obtenidos para PO ₄ ⁻³ en la modelación de Monte Carlo, para los periodos de invierno y verano para el HC-FV..... | 92 |

ÍNDICE DE FIGURAS

| | |
|---|----|
| Figura 2-1: Humedal construido superficial de flujo horizontal. Adaptado de Kadlec, R.H. et al., (2009)..... | 8 |
| Figura 2-2: Humedal construido subsuperficial de flujo horizontal. Adaptado de Kadlec, R.H. et al., (2009)..... | 8 |
| Figura 2-3: Reactor flujo pistón con entrada de caudal por el lado izquierdo y salida por el lado derecho. (Elaboración propia)..... | 14 |
| Figura 2-4: Modelo TIS para N tanques dentro de un humedal construido. (Kadlec, R.H. et al., 2009)..... | 15 |
| Figura 2-5: Simulación de variables de entrada aleatoria junto con sus funciones de distribución de probabilidad asociada, para la obtención de muestras de salida aleatorias regidas según esa distribución. Obtenido a partir de Loucks, D.P., (2005). | 18 |
| Figura 3-1: Correlación entre temperatura del agua del humedal medida con respecto a la temperatura mínima, media y máxima del día de medición. (a) Humedal subsuperficial de flujo horizontal. (b) Humedal subsuperficial de flujo vertical. | 29 |
| Figura 4-1: Concentraciones de salida de coliformes totales simulada para el modelo de régimen transiente, flujo pistón y N-TIS. Mediciones reales indicadas en rojo. (a) HC-FH. (b) HC-FV. | 39 |
| Figura 4-2: Concentraciones de salida de Escherichia Coli simulada para el modelo de régimen transiente, flujo pistón y N-TIS. Mediciones reales indicadas en rojo. (a) HC-FH. (b) HC-FV. | 40 |
| Figura 4-3: Concentraciones de salida de DQO simulada para el modelo de régimen transiente, flujo pistón y N-TIS. Mediciones reales indicadas en rojo. (a) HC-FH. (b) HC-FV. | 41 |
| Figura 4-4: Concentraciones de salida de amonio simulada para el modelo de régimen transiente, flujo pistón y N-TIS. Mediciones reales indicadas en rojo. (a) HC-FH. (b) HC-FV. | 42 |
| Figura 4-5: Concentraciones de salida de nitrato simulada para el modelo de régimen transiente, flujo pistón y N-TIS. Mediciones reales indicadas en rojo. | 43 |
| Figura 4-6: Concentraciones de salida de NT simulada para el modelo de régimen transiente, flujo pistón y N-TIS. Mediciones reales indicadas en rojo. (a) HC-FH. (b) HC-FV. | 44 |
| Figura 4-7: Concentraciones de salida de fosfato simulada para el modelo de régimen transiente, flujo pistón y N-TIS. Mediciones reales indicadas en rojo. (a) HC-FH. (b) HC-FV. | 45 |
| Figura 4-8: Concentraciones de salida de PT simulada para el modelo de régimen transiente, flujo pistón y N-TIS. Mediciones reales indicadas en rojo. (a) HC-FH. (b) HC-FV. | 46 |

| | |
|---|----|
| Figura 4-9: Concentraciones de salida de SST simulada para el modelo de régimen transiente, flujo pistón y N-TIS. Mediciones reales indicadas en rojo. (a) HC-FH. (b) HC-FV. | 47 |
| Figura 4-10: Concentraciones de salida de CT de las 1000 simulaciones para el HC-FH. a) Variando la temperatura del aire. b) Variando la concentración de entrada. c) Variando el coeficiente de decaimiento a 20°C..... | 49 |
| Figura 4-11: Concentraciones de salida de amonio de las 1000 simulaciones para el HC-FH. a) Variando la temperatura del aire. b) Variando la concentración de entrada. c) Variando el coeficiente de decaimiento a 20°C..... | 50 |
| Figura 4-12: Concentraciones de salida de fosfato de las 1000 simulaciones para el HC-FH. a) Variando la temperatura del aire. b) Variando la concentración de entrada. c) Variando el coeficiente de decaimiento a 20°C..... | 51 |
| Figura 4-13: Concentraciones de salida de CT de las 1000 simulaciones para el HC-FV. a) Variando la temperatura del aire. b) Variando la concentración de entrada. c) Variando el coeficiente de decaimiento a 20°C..... | 53 |
| Figura 4-14: Concentraciones de salida de nitrato de las 1000 simulaciones para el HC-FV. a) Variando la temperatura del aire. b) Variando la concentración de entrada. c) Variando el coeficiente de decaimiento a 20°C..... | 54 |
| Figura 4-15: Concentraciones de salida de fosfato de las 1000 simulaciones para el HC-FV. a) Variando la temperatura del aire. b) Variando la concentración de entrada. c) Variando el coeficiente de decaimiento a 20°C..... | 55 |
| | |
| Figura B-1: Evapotranspiración del cultivo de referencia para ambos humedales construidos, durante el periodo de estudio..... | 75 |
| | |
| Figura C- 1: Estudio del montaje de ambos humedales construidos. (Elaboración propia). | 76 |
| | |
| Figura D- 1: Precipitación líquida caída para ambos humedales construidos, durante el periodo de estudio. | 76 |
| | |
| Figura E- 1: Función de distribución de probabilidad normal para la temperatura del aire, tanto para el periodo de invierno, como para el periodo estival..... | 77 |
| Figura E- 2: Función de distribución de probabilidad normal para la radiación solar, tanto para el periodo de invierno, como para el periodo estival. | 78 |
| Figura E- 3: Función de distribución de probabilidad normal para la velocidad del viento a 2 m, tanto para el periodo de invierno, como para el periodo estival..... | 79 |
| Figura E- 4: Función de distribución de probabilidad normal para la humedad relativa, tanto para el periodo de invierno, como para el periodo estival..... | 80 |

| | |
|---|----|
| Figura F- 1: Eficiencia de remoción de CT para las 1000 simulaciones del HC-FH. a) Variando la temperatura del aire. b) Variando la concentración de entrada. c) Variando el coeficiente de decaimiento a 20°C..... | 81 |
| Figura F- 2: Eficiencia de remoción de amonio para las 1000 simulaciones del HC-FH. a) Variando la temperatura del aire. b) Variando la concentración de entrada. c) Variando el coeficiente de decaimiento a 20°C..... | 82 |
| Figura F- 3: Eficiencia de remoción de fosfato para las 1000 simulaciones del HC-FH. a) Variando la temperatura del aire. b) Variando la concentración de entrada. c) Variando el coeficiente de decaimiento a 20°C..... | 83 |
| Figura F- 4: Eficiencia de remoción de CT para las 1000 simulaciones del HC-FV. a) Variando la temperatura del aire. b) Variando la concentración de entrada. c) Variando el coeficiente de decaimiento a 20°C..... | 84 |
| Figura F- 5: Eficiencia de remoción de amonio para las 1000 simulaciones del HC-FV. a) Variando la temperatura del aire. b) Variando la concentración de entrada. c) Variando el coeficiente de decaimiento a 20°C..... | 85 |
| Figura F- 6: Eficiencia de remoción de fosfato para las 1000 simulaciones del HC-FV. a) Variando la temperatura del aire. b) Variando la concentración de entrada. c) Variando el coeficiente de decaimiento a 20°C..... | 86 |
| | |
| Figura G- 1: Concentración de salida de CT para las 1000 simulaciones realizadas para el HC-FH. a) Variando el coeficiente de difusión hidrodinámica. b) Variando simultáneamente el coeficiente de difusión y la temperatura del aire. | 89 |
| Figura G- 2: Eficiencia de remoción de CT de las 1000 simulaciones realizadas para el HC-FH. a) Variando el coeficiente de dispersión hidrodinámica. b) Variando simultáneamente el coeficiente de difusión y la temperatura del aire. | 89 |
| Figura G- 3: Concentración de salida de NH ₄ ⁺ para las 1000 simulaciones realizadas para el HC-FH. a) Variando el coeficiente de difusión hidrodinámica. b) Variando simultáneamente el coeficiente de difusión y la temperatura del aire. | 90 |
| Figura G- 4: Eficiencia de remoción de NH ₄ ⁺ de las 1000 simulaciones realizadas para el HC-FH. a) Variando el coeficiente de dispersión hidrodinámica. b) Variando simultáneamente el coeficiente de difusión y la temperatura del aire. | 90 |
| Figura G- 5: Concentración de salida de PO ₄ ⁻³ para las 1000 simulaciones realizadas para el HC-FH. a) Variando el coeficiente de difusión hidrodinámica. b) Variando simultáneamente el coeficiente de difusión y la temperatura del aire. | 91 |
| Figura G- 6: Eficiencia de remoción de PO ₄ ⁻³ de las 1000 simulaciones realizadas para el HC-FH. a) Variando el coeficiente de dispersión hidrodinámica. b) Variando simultáneamente el coeficiente de difusión y la temperatura del aire. | 91 |
| Figura G- 7: Concentración de salida de CT para las 1000 simulaciones realizadas para el HC-FV. a) Variando el coeficiente de difusión hidrodinámica. b) Variando simultáneamente el coeficiente de difusión y la temperatura del aire. | 93 |

Figura G- 8: Eficiencia de remoción de CT de las 1000 simulaciones realizadas para el HC-FV. a) Variando el coeficiente de dispersión hidrodinámica. b) Variando simultáneamente el coeficiente de difusión y la temperatura del aire. 93

Figura G- 9: Concentración de salida de NH_4^+ para las 1000 simulaciones realizadas para el HC-FV. a) Variando el coeficiente de difusión hidrodinámica. b) Variando simultáneamente el coeficiente de difusión y la temperatura del aire. 94

Figura G- 10: Eficiencia de remoción de NH_4^+ de las 1000 simulaciones realizadas para el HC-FV. a) Variando el coeficiente de dispersión hidrodinámica. b) Variando simultáneamente el coeficiente de difusión y la temperatura del aire. 94

Figura G- 11: Concentración de salida de PO_4^{3-} para las 1000 simulaciones realizadas para el HC-FV. a) Variando el coeficiente de difusión hidrodinámica. b) Variando simultáneamente el coeficiente de difusión y la temperatura del aire. 95

Figura G- 12: Eficiencia de remoción de PO_4^{3-} de las 1000 simulaciones realizadas para el HC-FV. a) Variando el coeficiente de dispersión hidrodinámica. b) Variando simultáneamente el coeficiente de difusión y la temperatura del aire. 95

Capítulo 1: Introducción

1.1. Motivación

Las aguas residuales no tratadas constituyen un problema para la sociedad desde hace cientos de años, provocando diferentes tipos de enfermedades, e incluso muertes, producto de la ingesta de estas aguas contaminadas. Debido a ello, surgieron opciones para el tratamiento de aguas residuales, siendo Inglaterra y Alemania los grandes precursores en el desarrollo de plantas de tratamiento de aguas residuales a principios del siglo XX. Dichos sistemas fueron los primeros capaces de manejar grandes volúmenes que descargan directamente a cuerpos de agua (Angelakis, A.N. et al., 2018).

Sin embargo, en el contexto actual de cambio climático, existe la necesidad de reducir las emisiones antropogénicas de gases efecto invernadero, debido a que estas conllevan a un aumento de la temperatura a nivel nacional y global. En Chile, el sector energético representa casi el 80% de emisiones de GEI, dentro de las cuales se encuentran distintas obras de construcción, incluidas las obras hidráulicas (MMA, 2017). Es así, que se ha vuelto inevitable buscar nuevas formas de tratar el agua, que supongan menores alteraciones al medio ambiente y que al mismo tiempo sean capaces de proveer beneficios al ser humano. En ese marco, a partir del año 2002 comienza la construcción de humedales artificiales como tratamiento secundario en algunas plantas de tratamiento de aguas servidas en Chile, dentro de los cuales se incluyen principalmente humedales de flujo subsuperficial horizontal y se emplean en aproximadamente diez PTAS del país (Vera, I. et al., 2016).

Los humedales artificiales o construidos son un procedimiento alternativo al tratamiento de aguas convencional, que corresponde a un sistema de depuración de agua conformado por lagunas o canales poco profundos, en donde se plantan diferentes tipos de vegetación dependiendo de la zona geográfica y el clima en donde se quieran emplazar (Vidal, G. et al., 2018). No obstante, el problema de cobertura aún no se encuentra totalmente solucionado, existiendo una gran diferencia entre sectores urbanos y rurales. El panorama a nivel mundial según el informe de progreso de la ONU del 2021, indica que un 46% de la población mundial no cuenta con un tratamiento de aguas apropiado (ONU, 2021). Por su parte, en Chile se alcanza una cobertura del 81% para el sector urbano, mientras que en zonas rurales apenas el 45% de la población chilena contaba con acceso a un saneamiento apropiado para el año 2017 (Saravia Matus, S. et al., 2020). Es por esto, que el estudio e implementación de sistemas de tratamiento de aguas, que sea compatible, además, con la conservación del ecosistema es de suma importancia para el ser humano.

Existen ciertas ventajas en la utilización de humedales construidos como sistemas de depuración con respecto a las plantas de tratamiento convencional, como, por ejemplo, los bajos costos de inversión, operación y mantenimiento asociados a ellos, debido principalmente a la escasa necesidad energética que poseen, además, el tiempo de implementación suele ser menor que el de otros sistemas de tratamiento (Wu, H. et al., 2014). Por otro

lado, existen co-beneficios asociados al funcionamiento de estos, que se caracterizan por no incluirse en el análisis de costo/beneficio de este tipo de proyectos. Algunos ejemplos de esto son: la creación de nuevos hábitats para distintas especies del sector y la rehabilitación o restauración del ambiente en el que se encuentran. Considerar estos factores se vuelve fundamental al momento de contribuir en un desarrollo sustentable que garantice el bienestar de las futuras generaciones. Esta alternativa de tratamiento es parte de un conjunto de acciones tomadas con el fin de satisfacer las necesidades de la sociedad, y que al mismo tiempo permitan generar beneficios en la biodiversidad y de mitigación y adaptación al cambio climático, este tipo de acciones son llamadas soluciones basadas en la naturaleza, las cuales se definen como:

“Acciones para proteger, gestionar de manera sostenible y restaurar ecosistemas naturales o modificados, que abordan desafíos de la sociedad como el cambio climático, la seguridad alimentaria e hídrica o el riesgo de desastres, de manera eficaz y adaptativa, al mismo tiempo que proporcionan beneficios para el desarrollo sustentable y la biodiversidad” (Marquet, P.A, et al., 2021).

Si bien, los humedales artificiales suponen un tipo de solución para el tratamiento de aguas residuales, existen factores que influyen en el desempeño de estos con respecto a la remoción de contaminantes. Estos factores hacen referencia a la variabilidad causada por eventos impredecibles, como fluctuaciones en flujos de entrada y concentraciones, cambios en el almacenamiento interno del mismo, o como también por el clima y otros factores del ecosistema mismo (Kadlec, R.H., 1997). La variabilidad en estos parámetros induce a incertidumbre en el desempeño del sistema de tratamiento, por lo que se hace necesario modelar el comportamiento y analizar como incide esta variación en la eficiencia de remoción de los contaminantes.

El presente estudio se enfoca en simular el comportamiento de ciertos contaminantes de interés dentro de un humedal construido, para esto, se debe formular un modelo que sea capaz de representar la eficiencia de remoción de cada uno de estos parámetros. Posteriormente, para identificar incertidumbre y variabilidad en cuanto al comportamiento de estos, se someten a variación ciertos parámetros como concentración de entrada y temperatura, utilizando un método conocido llamado simulación de Monte Carlo.

1.1.1. Objetivo general

El objetivo principal de esta memoria es contribuir en la evaluación de desempeño de humedales construidos, con relación a la capacidad que poseen para remover ciertos contaminantes de las aguas residuales, representando la variabilidad e incertidumbre del sistema a partir de la modificación en las variables de entrada (concentración) y parámetros ambientales tales como, temperatura y humedad relativa, utilizando un modelo de simulación.

1.1.2. Objetivos específicos

1. Contar con un modelo conceptual validado que permita representar el comportamiento de distintos contaminantes que se encuentran en las aguas residuales (materia orgánica, nutrientes, materiales suspendidos y patógenos) y que ingresan al humedal construido.
2. Identificar, caracterizar y cuantificar las principales fuentes de incertidumbre y variabilidad asociadas a la calidad del efluente del respectivo humedal.
3. Propagar la incertidumbre de las fuentes identificadas en el punto anterior, sobre la calidad del efluente del mismo humedal, para algunos de los contaminantes estudiados, utilizando el modelo.
4. Comparar eficiencia de remoción del efluente, con respecto a la solución convencional de tratamiento de aguas, que utiliza el sistema de lodos activados.

Capítulo 2: Marco teórico

2.1. Aguas residuales

Las aguas residuales corresponden a aguas que han sufrido un deterioro en cuanto a su calidad debido principalmente a acciones realizadas por el ser humano (Valdez, E.R. et al., 2003). Existen diversas fuentes de aguas residuales, dentro de estas se encuentran principalmente las de origen industrial y doméstico, aunque también provienen de usos agrícolas, municipales o urbanos.

A lo largo de los años, se han implementado medidas para tratar estas aguas antes de que desemboken en los cursos de agua natural, asimismo, las aguas deben cumplir con ciertos requerimientos asociados a las concentraciones de contaminante al momento de ser descargadas. Los requerimientos en Chile están definidos según las exigencias de la normativa ambiental, la cual se encarga de establecer límites máximos admisibles respecto de las concentraciones de contaminante. Las normas y decretos de interés para este estudio se muestran a continuación.

Por un lado, se encuentra el Decreto Supremo N°90 (DS90/2000), enfocado en la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos que desembocan a aguas marinas y continentales superficiales. En la Tabla 2-1 se observan algunos contaminantes regulados por este decreto, junto con su límite máximo aceptado, los cuales dependen del tipo de fuente superficial donde se descarga el agua residual tratada.

Tabla 2-1: Concentración máxima admisible de contaminante para descargas a cuerpos de agua superficial, de acuerdo con el DS90.

| Contaminantes | Unidad | Fluviales | Fluviales considerando capacidad dilución receptor | Lacustres | Marinos dentro de protección litoral | Marinos fuera de protección litoral |
|------------------|----------------------|-----------|--|-----------|--------------------------------------|-------------------------------------|
| DBO ₅ | mg O ₂ /l | 35 | 300 | 35 | 60 | - |
| Fluoruro | mg/l | 1,5 | 5 | 1 | 1,5 | 6 |
| Fósforo | mg/l | 10 | 15 | 2 | 5 | - |
| Sulfuro | mg/l | 1 | 10 | 1 | 1 | 5 |
| NTK | mg/l | 50 | 75 | 10 | 50 | - |
| SST | mg/l | 80 | 300 | 80 | 100 | 300 |

Por otra parte, el Decreto Supremo N°46 (DS46/2002), hace referencia a la emisión de descargas de residuos líquidos a aguas subterráneas, que al igual que el anterior, establece concentraciones máximas admisibles para descargas al cuerpo de agua receptor, siendo en este caso un acuífero. Los límites máximos de concentración se definen según la vulnerabilidad del acuífero, teniendo distintas concentraciones dependiendo si corresponde a

una condición de vulnerabilidad media o baja. Con respecto a un acuífero calificado con vulnerabilidad alta, sólo se pueden disponer de residuos líquidos mediante infiltración, en caso de que la calidad de emisión sea igual o mejor que la del contenido natural del acuífero. En la Tabla 2-2, se muestran algunos parámetros con sus concentraciones máximas asociadas, definidos por dicho Decreto.

Tabla 2-2: Concentración máxima admisible para descargar a cuerpos de agua subterráneas, de acuerdo con el DS46.

| Contami- nantes | Unidad | Vulnerabilidad media | Vulnerabilidad baja |
|--|---------------|---------------------------------|--------------------------------|
| NO₃- + NO₂- | mg/l | 10 | 15 |
| NTK | mg/l | 10 | 15 |
| Fluoruro | mg/l | 1,5 | 5 |
| Sulfuro | mg/l | 1 | 5 |

La Norma Chilena N°609 (NCh609/1998) establece límites máximos de contaminantes permitidos para residuos industriales líquidos para descarga en sistemas de alcantarillado. Estos límites máximos se diferencian según el servicio de alcantarillado público que posean, en donde existen alcantarillados que no cuentan con plantas de tratamiento de aguas servidas y otros que sí. Por otro lado, la Norma Chilena N°1333 (NCh1333/1987) establece requisitos de calidad de agua dependiendo el uso dado, dentro de estos se encuentran el uso humano, bebida de animales, riego, recreación y estética y vida acuática. El detalle de algunas concentraciones admisibles para estas dos normas se encuentra en la sección de Anexo A (A.1 y A.2).

Los límites máximos admisibles varían según la normativa de cada país, donde cada uno establece sus propias normas dependiendo los cuerpos de agua a los que desemboque el agua tratada en cada caso respectivo, y que tan rigurosos sean estos en cuanto a la admisibilidad de cada contaminante. Es así, que estas normas son solo válidas en Chile.

Las aguas residuales de origen doméstico por su parte se caracterizan por ser una mezcla de sustancias orgánicas e inorgánicas suspendidas o disueltas. La mayor parte de la materia orgánica consiste en residuos alimenticios, excretas, sales minerales, entre otros, correspondiendo al 70% de la materia sólida existente, mientras el 30% restante es inorgánico (FCH, 2016). En la Tabla 2-3, se muestran algunos contaminantes de interés de las aguas residuales domésticas en Chile.

Tabla 2-3: Valores típicos de concentraciones de entrada, de contaminante presentes en aguas residuales domésticas.

Fuente: (Vera, I. et al., 2016).

| Contaminante | Unidad | Valor |
|---|---------------|--|
| Materia orgánica | NMP/100ml | |
| DBO ₅ | | 110-800 |
| DQO | | 250-1600 |
| Nutrientes | mg/l | |
| NH ₄ ⁺ | | 12-100 |
| NT | | 20-120 |
| PO ₄ ⁻³ | | 3-15 |
| PT | | 2-23 |
| Patógenos | mg/l | |
| Bacterias totales | | 1X10 ¹¹ -1X10 ¹² |
| Coliformes totales | | 1X10 ⁹ -1X10 ¹¹ |
| Coliformes fecales | | 1X10 ³ -2X10 ⁸ |
| Sedimentos y material suspendido | mg/l | |
| Sólidos suspendidos totales | | 120-450 |
| Sólidos suspendidos volátiles | | 105-325 |

2.2. Sistemas de tratamiento no convencionales

Los sistemas de tratamiento buscan remover los contaminantes presentes en las aguas residuales, para esto existen diferentes mecanismos de degradación, dependiendo del contaminante y del tipo de sistema que se utiliza. Asimismo, los contaminantes presentes en las aguas residuales varían dependiendo del origen del cual provengan estas aguas, y difieren en cuanto a la concentración de contaminante presente en estas mismas.

En la actualidad, existen dos tipos de sistemas que permiten tratar las aguas residuales, tanto para descargarlas a algún cuerpo de agua sin afectar significativamente la calidad de estos, las cuales se rigen por las normativas vistas en la sección 2.1., o para su reutilización (como el riego de plantaciones agrícolas): tratamientos convencionales y no convencionales. Los tratamientos convencionales por su lado, vienen dados principalmente por las plantas de tratamiento de aguas servidas (PTAS), las cuales corresponden a obras de construcción diseñadas con estanques y cuyos volúmenes dependen de la cantidad de agua que ingresa al sistema. Para un proceso de tratamiento completo se cuenta con cuatro etapas principales, donde la primera corresponde al tratamiento preliminar, que permite remover los objetos de mayor tamaño que puedan causar problemas en la operación de la planta, como ramas de árbol u objetos externos que se introducen o son introducidos en las alcantarillas, luego, está el tratamiento primario, en donde se remueven los sólidos suspendidos que no pudieron ser retirados en la etapa anterior, esto se realiza por medio

de sedimentación de sólidos suspendidos, posteriormente, se encuentra el tratamiento secundario, que remueve materia orgánica y nutrientes, y por último, el tratamiento terciario que corresponde al proceso de filtración y desinfección (Tchobanaoglous, G. et al., 2003).

Las ventajas asociadas al uso de este tipo de sistemas radican en que son capaces de tratar grandes volúmenes de agua, cuentan con una gran eficiencia (sobre el 70%) removiendo contaminantes (como materia orgánica, nutrientes y sólidos suspendidos totales), y poseen un gran control tanto de variables ambientales (temperatura), como de variables asociadas a la calidad del agua, las cuales vienen dadas por las concentraciones de contaminantes de salida mencionadas anteriormente, esto permite minimizar el tiempo requerido para la purificación del agua. Por el contrario, existen también desventajas relacionadas con los altos costos de mantenimiento y operación, debido al gasto asociado a la electricidad utilizada, y el requerimiento de personal capacitado para estas funciones (Valdez, E.R. et al., 2003).

Con respecto a los sistemas de tratamiento no convencionales, corresponden a sistemas de bajo requerimiento energético, los cuales se caracterizan por ser metodologías que buscan imitar los fenómenos que ocurren espontáneamente en la naturaleza (Ariasl, C.A. et al., 2003), a menudo estos sistemas son más eficientes en la remoción de patógenos y tanto su construcción como su operación implican un menor impacto al ecosistema en comparación a sistemas convencionales, entre estos se encuentran los estanques de estabilización, humedales artificiales y zanjas de oxidación (Fahad, A. et al., 2019). Las ventajas asociadas a este tipo de sistema radican en que, debido al bajo requerimiento energético, los costos asociados a electricidad suelen reducirse en comparación a los sistemas de tratamiento convencional, asimismo, con los costos de operación y mantención, lo que a su vez implica que el personal encargado de ambos procesos no necesite de un nivel de calificación muy alto. No obstante, para la implementación de estos sistemas se necesitan grandes superficies por cada m³ de agua tratada, por lo que comúnmente se utilizan para pequeñas comunidades (Delgadillo, O. et al., 2010).

Como se menciona anteriormente, uno de los sistemas de tratamiento no convencionales corresponde a humedales artificiales, los cuales corresponden a sistemas de ingeniería diseñados para optimizar los procesos que se encuentran en entornos naturales, y que involucran vegetación, suelos, bacterias y energía solar, para mejorar la calidad de las aguas residuales (Dotro, G et al., 2017; Vera-Puerto et al., 2021). Además del tratamiento de aguas residuales, esta tecnología tiene múltiples beneficios asociados a la construcción de humedales, entre estos se encuentran, la mejora del paisaje, creación y restauración de nichos ecológicos, fuente de agua para distintos usos y/o mejora en la biodiversidad de la zona (Vidal, G. et al., 2018).

Estos humedales intentan imitar los procesos que se llevan a cabo en humedales naturales, contando con una vegetación (macrófitas) en su interior que varía según la zona geográfica y las condiciones climáticas imperantes en la zona donde se encuentre. Existen dos tipos de humedales construidos, en primer lugar se encuentran los humedales superficiales, que

pueden observarse en la Figura 2-1, los cuales se caracterizan por contener áreas de masas de agua abiertas a la atmósfera, profundidades pequeñas y flujo de agua horizontal. Estos sistemas se utilizan principalmente en procesos secundarios o terciarios, debido a que sufren mayor exposición a patógenos por encontrarse en la superficie libre, y por ende, no se utilizan en tratamientos primarios por lo general. Existen tres tipos de planta asociada a estos humedales, plantas emergentes, sumergidas y flotantes (Vidal, G et al., 2018).

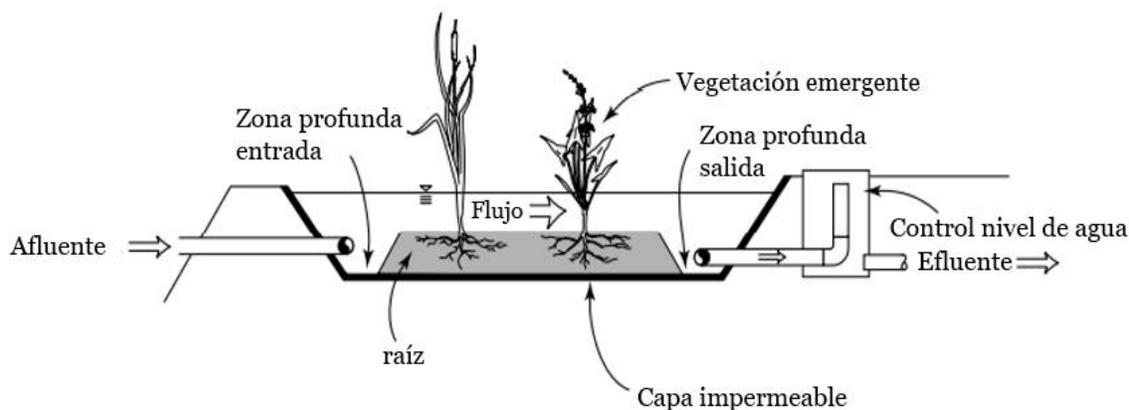


Figura 2-1: Humedal construido superficial de flujo horizontal. Adaptado de Kadlec, R.H. et al., (2009).

El segundo tipo, corresponde a humedales subsuperficiales, los cuales pueden ser de flujo horizontal, como el que se observa en la Figura 2-2, flujo vertical o híbridos, siendo el último un humedal que incorpora ambas direcciones de flujo. Este tipo de humedales se conforma por un sistema más complejo, en donde el cuerpo de agua no está expuesto directamente a la atmósfera, sino que el agua fluye por las raíces de las plantas, por lo que el riesgo de patógenos es bastante bajo, los humedales subsuperficiales de flujo vertical se diferencian de los horizontales por requerir menores superficies para su tratamiento, mayor remoción de materia orgánica y sólidos suspendidos, y mayor capacidad de nitrificación (Kadlec, R.H. et al., 2009).

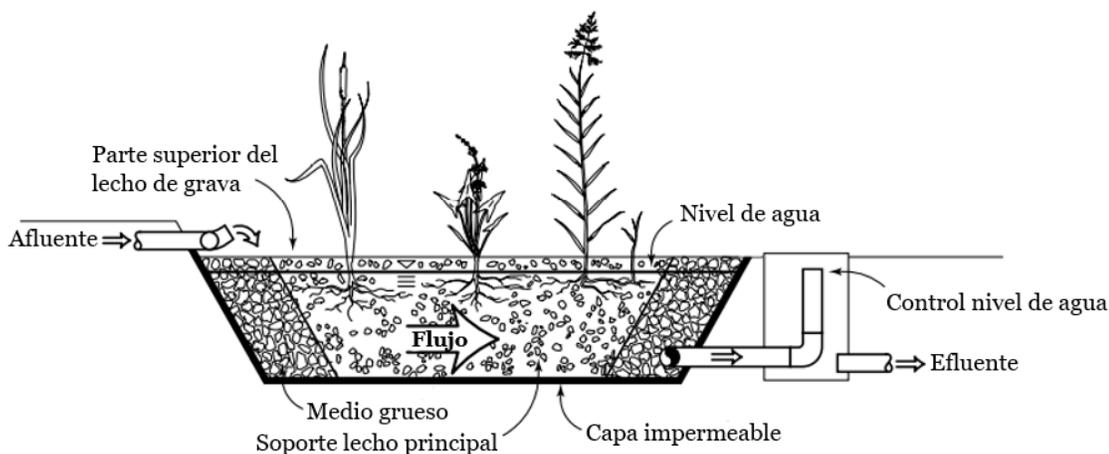


Figura 2-2: Humedal construido subsuperficial de flujo horizontal. Adaptado de Kadlec, R.H. et al., (2009).

La vegetación empleada en estos sistemas es la base de la remoción de contaminantes, por lo que el tipo de planta utilizada es de suma importancia. Las macrófitas son el principal tipo de planta utilizada en humedales construidos, siendo una fuente de oxígeno para estos, el cual es producido en la zona radicular de la planta, este proceso favorece la creación de un microambiente aeróbico que permite la aceleración de remoción de contaminante, mientras que, en condiciones anaeróbicas, esta remoción es inferior (Sandoval, L. et al., 2019). En particular, la *zantedeschia aethiopoica* corresponde a un tipo de planta que se utiliza principalmente con fines ornamentales, sin embargo, sus raíces liberan compuestos orgánicos, favoreciendo ciertos microorganismos (generación rizosfera), esto a su vez puede favorecer en la aceleración de la solubilización de nutrientes o materia orgánica, y además, permiten la fijación del nitrógeno atmosférico, es debido a esto que se ha incorporado su uso en humedales construidos (Figuroa, G.J., 2002; Sandoval-Herazo, L. et al., 2018).

En cuanto a la eficiencia de remoción en humedales construidos, se han registrado diferentes valores dependiendo del contaminante observado y el tipo de humedal empleado en la depuración de estos mismos, es así, que a continuación se describen los principales contaminantes mencionados en la Tabla 2-3, junto con sus procesos de remoción.

- MATERIA ORGÁNICA

La materia orgánica se caracteriza por estar formada por compuestos químicos que contienen átomos de carbono, dentro de los cuales los principales componentes en las aguas residuales corresponden a proteínas (entre 40 y 60%), carbohidratos (entre 25 y 50%) y aceite y grasas (entre 8 y 12%), siendo la DBO₅ y la DQO los principales parámetros de medida de materia orgánica (Vidal, G. et al., 2014). Mientras que la DBO₅ es una medida del consumo de oxígeno de microorganismos en la oxidación de materia orgánica, la DQO mide la cantidad de oxígeno necesario para descomponer químicamente, la materia orgánica degradable y biodegradable en un periodo de tres horas (Delgadillo, O. et al., 2010), estos valores se encuentran por sobre la DBO₅ debido a que esta última es capaz de degradar un grupo mayor de compuestos (Kadlec, R.H. et al., 2009). La materia orgánica puede dividirse en particulada o disuelta, en donde la primera es removida principalmente por filtración. Por otro lado, muchas partículas disueltas se remueven por adsorción, estas pueden quedarse en el medio granular o desplazarse y ser degradadas por microorganismos (García, J. et al., 2008).

La degradación de materia orgánica puede producirse tanto en zonas aeróbicas como anaeróbicas, sin embargo, la primera es mucho más efectiva en términos de transferencia de energía, por otra parte, la degradación por procesos anaeróbicos ocurre en la proximidad de procesos aeróbicos, es decir, adheridas a la superficie de las plantas, donde sus principales procesos son la fermentación y metanogénesis (Vymazal, J. et al., 2008). En la Tabla 2-4 se muestra la eficiencia de remoción típica de DBO₅ y DQO en distintos países.

Tabla 2-4: Eficiencia de remoción promedio de DBO₅ y DQO utilizando humedales construidos de flujo libre, flujo subsuperficial horizontal y flujo subsuperficial vertical como medio de tratamiento de aguas residuales domésticas. (a) Referencia obtenida de (Vymazal, J. 2009; Haberl, R. et al., 2003). (b) Referencia obtenida de (Alarcón, M. et al., 2018).

| Tipo contaminante | REPÚBLICA CHECA ^(a) (% remoción) | | CHILE ^(b) (% remoción) | | MÉXICO ^(a) (% remoción) | |
|-------------------|--|-------|--------------------------------------|-------|---------------------------------------|-------|
| | HC-FH | HC-FV | HC-FH | FH-FV | HC-FH | HC-FV |
| DBO ₅ | 90 | 97 | 65-95 | 30-95 | 78 | 82 |
| DQO | 82 | 91 | 76-94 | 75-90 | 76 | 80 |

- NUTRIENTES

Los principales nutrientes presentes en las aguas residuales corresponden principalmente a fósforo, fosfato (fósforo + oxígeno) y las distintas especies del nitrógeno (nitrato, nitrito, nitrógeno amoniacal y nitrógeno orgánico), los cuales se remueven por distintos métodos que se mencionan a continuación.

Por una parte, se encuentran los fósforos y fosfatos, cuyo principal mecanismo de remoción es la adsorción por el medio de soporte (material granular utilizado) y la asimilación por medio de plantas (raíces, hojas, brotes de plantas), sin embargo, esta cantidad es normalmente baja (Vidal, G. et al., 2018), es así como estos compuestos, por lo general, no son removidos eficientemente por medio de humedales. Además, los fósforos y fosfatos pueden ser removidos por medio de filtración y sedimentación. En particular, la remoción de fosfato puede deberse a las reacciones de precipitación con Al, Fe, Ca y materiales arcillosos en la matriz del medio granular (Nova, M., 2016).

En cuanto a los compuestos nitrogenados, se tiene que los humedales de flujo vertical suelen eliminar exitosamente el amonio, el cual es convertido en nitrito y posteriormente en nitrato (nitrificación), por el contrario, no son capaces de eliminar el nitrato, debido a la baja tasa de desnitrificación, la cual depende directamente de la existencia de oxígeno y materia orgánica. Por su parte, los humedales subsuperficiales de flujo horizontal reúnen las condiciones necesarias para la desnitrificación, sin embargo, no así para la remoción de amonio por medio de nitrificación (García, J. et al., 2010). El tiempo de retención hidráulico, la temperatura y el tipo de vegetación empleada, son factores que afectan la remoción de nitrógeno fuertemente. Por su parte, los principales procesos de remoción de amonio corresponden a adsorción, síntesis algal, fotosíntesis y respiración (Tchobanoglous, G. et al., 2000). En la Tabla 2-5 se muestran eficiencias de remoción para los contaminantes nombrados, asociados a nutrientes.

Tabla 2-5: Eficiencia de remoción promedio de nutrientes utilizando humedales construidos de flujo libre, subsuperficial horizontal y flujo subsuperficial vertical como medio de tratamiento de aguas residuales domésticas. (a)

Referencia obtenida a partir de (Vymazal, J., 2007; Akrotos. S. et al., 2006). (b) Referencia obtenida de (Alarcón, M. et al., 2018). (c) Referencia obtenida a partir de (Vymazal, J., 2007; Haberl, R. et al., 2003; Vymazal, J., 2009).

| Tipo contaminante | ESTADOS UNIDOS ^(a) (% remoción) | | CHILE ^(b) (% remoción) | | AUSTRIA ^(c) (% remoción) | |
|-------------------------------|---|-------|--------------------------------------|-------|--|-------|
| | HC-FH | HC-FV | HC-FH | FH-FV | HC-FH | HC-FV |
| PT | 41 | 60 | 15-70 | 23-60 | 41 | 71 |
| PO ₄ ³⁻ | 28 | 66 | 10-20 | 20-40 | - | 54 |
| NT | 42 | 45 | 10-50 | 35-55 | 39 | 40 |
| NO ₃ ⁻ | 39 | - | 0-30 | - | 38 | - |
| NH ₄ ⁺ | 48 | 84 | 30-40 | 30-60 | 21 | 90 |

- PATÓGENOS

Este tipo de contaminantes hace referencia principalmente a virus, protozoos, hongos, helmintos y bacterias, dentro de estos últimos se encuentran coliformes fecales (como *Escherichia Coli*) y coliformes totales, entre otros, los cuales son removidos principalmente por filtración y adsorción. Sin embargo, existen otros procesos de remoción de patógenos que corresponden a sedimentación, depredación, muerte natural y secreción de antibióticos por medio de raíces de plantas (Vidal, G. et al., 2018). La importancia de estos procesos va a depender del tipo de humedal, medio granular utilizado y del tiempo de retención hidráulico (TRH) de estos mismos. Se ha encontrado que a medida que el TRH aumenta y el diámetro del medio granular es menor, mayor es la remoción de este tipo de contaminantes, particularmente respecto de bacterias (Alarcón, M. et al., 2018), los porcentajes de remoción asociados a *E. Coli* y CT para Chile y otros países se muestran en la Tabla 2-6.

Tabla 2-6: Eficiencia de remoción promedio de diferentes patógenos utilizando humedales construidos de flujo libre, flujo subsuperficial horizontal y flujo subsuperficial vertical como medio de tratamiento para aguas residuales de origen doméstico. (a) Referencia obtenida de (Vymazal, J. 2009). (b) Referencia obtenida de (Vidal, G., 2018; López, D., 2016). (c) Referencia obtenida de (Kadlec, R.H., 2009).

| Tipo contaminante | U.K. (%Remoción) ^(a) | | CHILE ^(b) (% Remoción) | | ESTADOS UNIDOS ^(c) (%Remoción) | |
|--------------------|---------------------------------|-------|--------------------------------------|-------|--|-------|
| | HC-FH | HC-FV | HC-FH | FH-FV | HC-FH | HC-FV |
| <i>E. Coli</i> | 97.3 | 99 | 98-99 | 99 | 99 | 99.7 |
| Coliformes totales | 97.1 | 98 | 98-99 | 99 | 99 | 99 |

- SEDIMENTOS Y MATERIAL SUSPENDIDO

Los sedimentos y material suspendido corresponden al material particulado que puede diferenciarse según su tamaño, llamándose partículas disueltas aquellas con un tamaño menor a 0,001 [µm], partículas coloidales las que van desde los 0,001 [µm] a 1 [µm] y sólidos suspendidos aquellos cuyas partículas son mayores a 1 [µm] (Mihelcic, J. et al., 2012).

Por lo general, los humedales subsuperficiales tienen un buen desempeño en la remoción sólidos suspendidos (por sobre el 80%), ya que estos permiten filtrar y sedimentar los SST a partir de las raíces de las macrófitas y el medio granular utilizado, reduciendo la velocidad del agua, y así, favorecer ambos procesos (Delgado, O. et al., 2010). Por un lado, se encuentran los humedales de flujo horizontal, los cuales remueven la mayoría de SST en la sección del humedal más cercana al afluente, por otro lado, el humedal vertical elimina este contaminante principalmente en la parte cercana a la superficie (Tchobanaoglous, G. et al., 2003). En la Tabla 2-7 se muestra la eficiencia de remoción asociada a sólidos suspendidos totales (SST) en diferentes países.

Tabla 2-7: Eficiencia de remoción promedio sólidos suspendidos totales utilizando humedales construidos de flujo libre, flujo subsuperficial horizontal y flujo subsuperficial vertical como medio de tratamiento de aguas residuales domésticas. (a) Referencia obtenida a partir de (Coveney, M.F. et al., 2002). (b) Referencia obtenida de (Alarcón, M. et al., 2018). (c) Referencia obtenida a partir de (Rousseau, D., 2005).

| Tipo contaminante | ESTADOS UNIDOS ^(a) (% remoción) | | CHILE ^(b) (% remoción) | | BÉLGICA ^(c) (% remoción) | |
|-------------------|---|-------|--------------------------------------|-------|--|-------|
| | HC-FH | HC-FV | HC-FH | FH-FV | HC-FH | HC-FV |
| SST | 89 | 98 | >90 | 80-90 | 86 | 98 |

2.3. Parámetros de diseño para la construcción de humedales construidos

Para evaluar correctamente el desempeño de humedales en cuanto a la remoción de contaminantes, deben estipularse los criterios de diseño bajo los cuales va a operar el sistema. En esta sección se evaluarán los parámetros ambientales tales como evapotranspiración, precipitación e infiltración, los cuales influyen directamente en el caudal de entrada y salida de un sistema.

Sin embargo, en lo que respecta a humedales construidos, la infiltración es nula o muy cercana a cero, por lo cual puede ser despreciada, esto ocurre debido a que, por lo general, los humedales artificiales se construyen sobre una base impermeable que no permite la filtración del agua por debajo de esta capa (Kadlec, R.H. et al., 2009).

Por otro lado, la precipitación puede tener un impacto considerable en las concentraciones de contaminante, provocando un efecto de dilución de estas mismas (García, J. et al., 2010). Para el cálculo de la precipitación se debe conocer la cantidad de agua líquida que cae en cierta zona por unidad de tiempo, estos datos se obtienen a partir de la Dirección General de Aguas (DGA), utilizando la estación más cercana al lugar de estudio, luego se multiplican estos valores por la superficie correspondiente al humedal que se requiera estudiar, para así, obtener un caudal asociado a la precipitación [m³/día].

Luego, para el cálculo de la evapotranspiración se utilizan las ecuaciones descritas por la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO, 2006), en donde calculan la evapotranspiración del cultivo de referencia (ET_0) a partir de un múltiples variables ambientales mostradas en la Ec. 1, este modo de resolución se conoce como el método de Penman-Monteith.

$$ET_0 = \frac{0,408 * \Delta * (R_n - G) + \gamma * \left(\frac{900}{T + 273}\right) * u_2 * (e_s - e_a)}{\Delta + \gamma * (1 + 0,34 * u_2)} \quad \text{Ec. 1}$$

Donde:

Δ : Pendiente de la curva de presión de vapor [kPa/°C].

R_n : Radiación neta superficie de cultivo [MJ/m²día].

G : Flujo de calor del suelo [MJ/m²día].

γ : Constante psicrométrica [kPa/°C].

T : Temperatura media del aire [°C].

u_2 : Velocidad del viento a 2 metros de altura [m/s].

e_s : Presión de vapor saturada [kPa].

e_a : Presión real de vapor [kPa].

Las ecuaciones asociadas a cada parámetro utilizado en la Ec. 1, se pueden observar en el Anexo B.1.

2.4. Modelos de simulación de remoción de contaminantes en humedales construidos

La creciente aplicación de humedales construidos para el tratamiento de aguas residuales, junto con una mayor exigencia en cuanto a estándares de calidad de agua, son un incentivo cada vez mayor para el desarrollo de mejores herramientas en el diseño de procesos que permitan explicar el comportamiento de estos (Rousseau, D.P.L. et al., 2004). Existen diversos enfoques de simulación dependiendo del tipo de humedal y la componente que se desea evaluar, sin embargo, algunos autores (Kadlec, R.H., 1999; Kadlec, R.H. et al., 2009; Saeed, T. et al., 2010) evalúan enfoques empíricos, los cuales hacen referencia a las variables de entrada y salida, a partir de modelos estadísticos y ajustes de parámetros, mientras que otros se centran en la reproducción de los procesos que ocurren al interior del humedal (Wynn, T.M. et al., 2001).

En cuanto a los modelos de simulación estadísticos, se encuentran en primer lugar, los modelos de primer orden, los cuales postulan que las concentraciones de contaminante de entrada y salida se relacionan mediante un decaimiento exponencial de primer orden.

2.4.1. Reactores de flujo con decaimiento

Un modelo se conoce como reactor de flujo pistón, el cual considera una variación de la concentración en forma continua en la dimensión principal del flujo. Este modelo de simulación basa su funcionamiento asumiendo régimen permanente (no existe variación de concentración en función del tiempo, pero si en el espacio) y tasa de concentración constante (velocidad a la cual disminuye o aumenta la concentración de un contaminante determinado). Asimismo, existe un ancho (Δx) que se hace tender a cero con el fin de evaluar el límite de estos anchos infinitesimales, y así, encontrar la función de variación de concentración a lo largo del eje x llamada $C(x)$, el diagrama de este modelo se observa en la Figura 2-3.

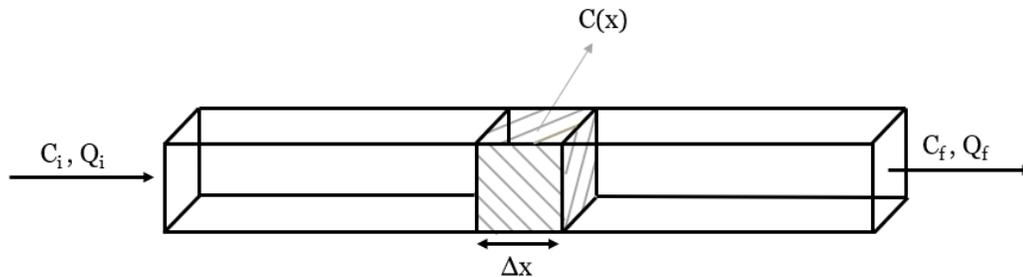


Figura 2-3: Reactor flujo pistón con entrada de caudal por el lado izquierdo y salida por el lado derecho. (Elaboración propia).

2.4.2. Tanques en serie

Un segundo modelo de simulación utilizado en la modelación de remoción de contaminantes, es el método N-TIS, el cual busca separar el humedal en un número N de tanques de igual tamaño, teniendo en cada uno de estos tanques concentraciones y caudales de entrada y salida, que dependen del caudal y concentración de contaminante que entre al humedal, una constante de decaimiento de contaminante, concentración de fondo, que viene dada por la concentración de contaminante producida por el mismo sistema, y parámetros ambientales como evapotranspiración y precipitación, que influyen en el caudal que pasa por este volumen de control tal como se muestra en la Figura 2-4.

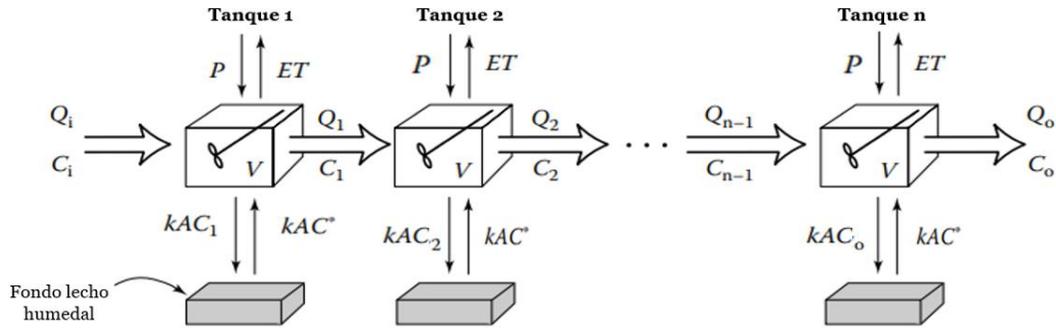


Figura 2-4: Modelo TIS para N tanques dentro de un humedal construido. (Kadlec, R.H. et al., 2009).

El número de tanques escogido para la aplicación del modelo va a depender de cuál sea el número (N) que represente de mejor manera la remoción real de contaminante dentro del humedal, según las condiciones de entrada y salida mencionadas anteriormente. Es así, que el agua pasa por N tanques, teniendo una remoción de contaminante asociada a cada uno de estos. Si el modelo no incluye pérdidas o aumento de caudal, entonces el modelo se ve representado por la Ec. 2 (Kadlec, R.H. et al., 2009).

$$\frac{(C - C^*)}{(C_i - C^*)} = \left(1 + \frac{k\tau}{Nh}\right)^{-N} \quad \text{Ec. 2}$$

Donde:

C^* : Concentración de fondo [mg/l].

C_i : Concentración de entrada al humedal [mg/l].

C : Concentración de salida del humedal [mg/l].

k : Constante de decaimiento de contaminante [m/día].

N : Número de tanques [-].

h : Profundidad del humedal [m].

Los modelos más utilizados para la simulación de contaminantes al interior de humedales asumen régimen permanente, debido a que son modelos simplificados y por lo tanto más sencillos de utilizar, que suponen que si el sistema funciona por un tiempo suficientemente largo, los parámetros de salida tienden a estabilizarse y, por ende, el tiempo deja de ser significativo dentro de la modelación. Sin embargo, no siempre es posible asumir que se alcanza el régimen permanente, ya que para esto se deben mantener las mismas entradas y salidas del sistema que se indicaron en un comienzo, de lo contrario, se hace necesario incorporar la fluctuación de estos parámetros en el tiempo.

2.4.3. Modelo en régimen transiente con una dimensión de flujo

El régimen transiente considera tanto variaciones de concentración de contaminante a nivel espacial, como a escala temporal, teniendo como principales procesos de transporte la advección, dispersión y difusión. Estos procesos se definen según la Ec. 3, y representa una combinación de las ecuaciones que expresan la ley de conservación de masa, la ley de Darcy y la variación de almacenamiento debido a cambios en la altura hidráulica (Sethi, R. et al., 2019). Así, la ecuación de transporte en una dimensión viene dada por:

$$\frac{\delta C}{\delta t} = D_x * \frac{\delta^2 C}{\delta x^2} - u * \frac{\delta C}{\delta x} - \lambda * C \quad \text{Ec. 3}$$

Donde:

C: Concentración de contaminante

D_x : Coeficiente de difusión hidrodinámica [$m^2/día$]

u: Velocidad promedio pluma contaminante [$m/día$].

λ : Constante de remoción de contaminante [$1/día$].

Al ser de una dimensión, se asume que las concentraciones varían solo a lo largo del eje de movimiento, teniendo procesos de transporte homogéneos en las direcciones restantes. A su vez, el coeficiente de difusión hidrodinámica se calcula como se ve en la Ec. 4.

$$D_x = \alpha_L * v + D^* \quad \text{Ec. 4}$$

Donde:

α_L : Coeficiente de dispersividad [m].

v: Velocidad de pluma de contaminante [$m/día$].

D^* : Coeficiente de difusión mecánica [$m^2/día$].

La Ec. 4 incorpora un último término que corresponde a la degradación de contaminante debido a procesos químicos, físicos o biológicos. Para encontrar la solución de esta ecuación se deben tener condiciones iniciales ($t=0$), y de borde (límites del volumen de control).

2.5. Incertidumbre y variabilidad en el desempeño de humedales construidos

El desempeño de humedales construidos se ve afectado por diferentes factores, dentro de estos se observan las condiciones climáticas locales, el tipo de humedal y su diseño hidráulico, las concentraciones de entrada de contaminante, el tipo de vegetación y sustrato empleado. Sin embargo, debido a los complejos procesos de remoción y la impredecibilidad de los cambios locales de las condiciones climáticas, el diseño de humedales construidos se ha basado principalmente en experiencias y modelaciones sin establecer procesos estándar de operación (Weerakon, G.M.P.R. et al., 2020). Todos estos factores inciden en la práctica de este sistema de tratamiento, en donde la variabilidad y la incertidumbre asociada a humedales, juegan un rol fundamental, y por lo tanto deben ser minuciosamente estudiadas.

El término variabilidad se asocia con una heterogeneidad, diversidad, diferencias interindividuales, cambios temporales, entre otros, entre los miembros individuales de una población (ya sean personas o eventos). Esta variabilidad es distribuida al azar y caracterizada mediante una distribución de frecuencias (Frey, H.C., 1992; Kelly, E. et al., 2000; Wu, F. et al., 2003). Por su parte, la incertidumbre hace referencia a resultados o eventos variables que no se pueden predecir con seguridad, en otras palabras, se produce cuando la probabilidad de ciertos eventos no puede ser cuantificable y por lo tanto, indica que existe una falta de conocimiento sobre el sistema evaluado (Loucks, D.P. et al., 2005; Wu, F. et al., 2003).

Al momento de utilizar modelos de simulación, como los que se mencionan en la sección 2.4, se deben hacer suposiciones con respecto al diseño o funcionamiento del modelo, esto conlleva a diferentes tipos de incertidumbre. Así, las principales fuentes de incertidumbre se asocian a incertidumbre de parámetros, los cuales se dividen en parámetros conocidos, no conocidos y medianamente conocidos, incertidumbre en la predicción del modelo, e incertidumbre en cuanto a los resultados del modelo (Omlin, M. et al., 2001)

Para cuantificar la incertidumbre existen varias metodologías empleadas, algunas de ellas corresponden a análisis de sensibilidad, análisis de escenarios y simulación estocástica. Dentro de esta última se encuentra un método llamado simulación de Monte Carlo, el cual se basa en encontrar soluciones aproximadas de un problema matemático computacional, para esto se escogen una o más variables aleatorias del sistema a evaluar. Cada una de estas variables, posee una función de distribución de probabilidad (normal, binomial, Poisson, uniforme, entre otras). Este proceso se repite múltiples veces (sobre cien), generando numerosas muestras de salida a partir de distribuciones de probabilidad conocidas (Dimov, I.T., 2008; Loucks, D. P. et al., 2005; Thomopoulos, N.T., 2013). La Figura 2-5 muestra el proceso de generación de variables aleatorias, según una función de distribución dada, para la obtención de muestras de salida.

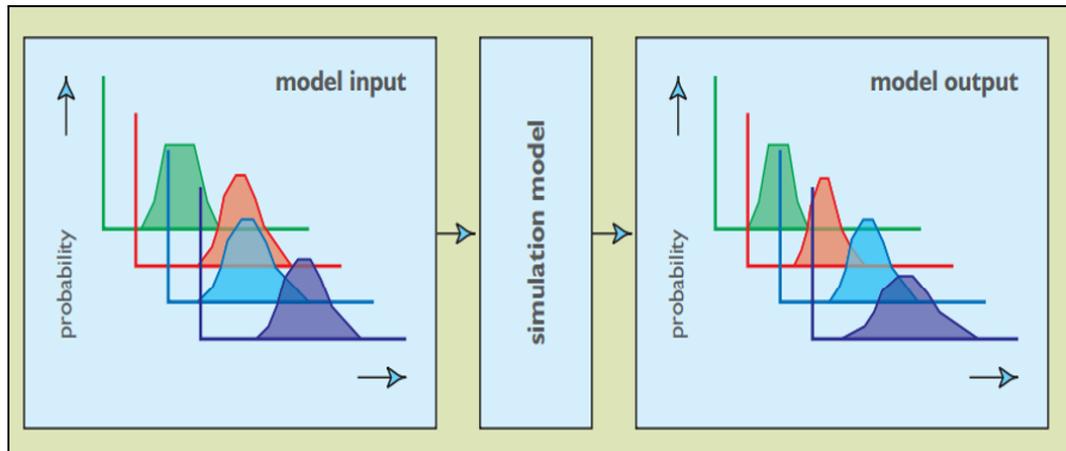


Figura 2-5: Simulación de variables de entrada aleatoria junto con sus funciones de distribución de probabilidad asociada, para la obtención de muestras de salida aleatorias regidas según esa distribución. Obtenido a partir de Loucks, D.P., (2005).

Con respecto a humedales construidos, también existen fuentes de incertidumbre asociadas, las cuales se relacionan con el modelo de simulación utilizado, los parámetros utilizados en su confección y la estructura del modelo (García, J. et al., 2010). Estas fuentes de incertidumbre se deben principalmente a que la elaboración de los modelos supone una simplificación del sistema real, asimismo, algunos parámetros que se emplean vienen dados por supuestos realizados, debido a la falta de precisión o inexistencia de estos datos (Weerakoon, G.M.P.R. et al., 2020). Es así, que analizar la incertidumbre en las predicciones del modelo se vuelve fundamental para indicar interpretaciones más precisas de las salidas del modelo, y mejorar el diseño de los humedales construidos (HC).

Capítulo 3: Formulación e implementación de modelo de simulación

3.1. Recopilación de datos

Los datos recopilados se obtienen a partir de dos humedales experimentales construidos a un costado de una PTAS en Curicó, Región del Maule. Los humedales construidos son del tipo subsuperficial, uno de flujo horizontal (HC-FH) y otro de flujo vertical (HC-FV). La configuración de estos sistemas en planta puede observarse en el Anexo C.

Los humedales construidos fueron monitoreados por un periodo de diez meses, entre mayo del 2019 y enero del 2020, midiendo concentraciones de contaminante y parámetros para agua cruda, que corresponden a aguas residuales que acaban de salir de la PTAS, luego, se miden las concentraciones en el agua decantada, que se refiere al agua cruda que pasó por un proceso de sedimentación, el cual busca eliminar del sistema los sólidos suspendidos que se encuentran en el agua residual, y finalmente, se toman mediciones en el punto de salida de cada humedal. Los parámetros estudiados corresponden a pH, temperatura, CE, DQO, SST, NH_4^+ , PO_4^{3-} , PT, $\text{NO}_3\text{-N}$, NT, CT y E. Coli. Para efectos de este trabajo, se consideran las mediciones de agua decantada como la concentración de entrada al humedal, ya que el proceso de sedimentación ocurre antes del ingreso de agua hacia los humedales, y las concentraciones de salida vienen dadas por las mediciones que se realizan a la salida de cada humedal.

Las fechas de medición de cada parámetro se observan en la Tabla 3-1, y cuentan con un total de diez mediciones de agua cruda, agua decantada y a la salida de cada humedal. Lo que se busca es utilizar estas concentraciones, en particular las concentraciones de entrada, para encontrar un comportamiento que se asemeje lo más posible a lo que ocurre dentro del humedal con respecto a cada parámetro estudiado y así, utilizando los modelos de simulación mencionados en la sección 2.4., propagar incertidumbre para parámetros ambientales, parámetros del modelo y variables de entrada.

Tabla 3-1: Fechas de medición para el periodo de operación de humedales construidos.

| Número Medición | Fecha |
|-----------------|------------|
| 1 | 01-07-2019 |
| 2 | 29-07-2019 |
| 3 | 26-08-2019 |
| 4 | 09-09-2019 |
| 5 | 02-10-2019 |
| 6 | 20-10-2019 |
| 7 | 06-11-2019 |
| 8 | 27-11-2019 |
| 9 | 16-12-2019 |
| 10 | 08-01-2020 |

Sin embargo, no existe un desfase temporal entre las mediciones realizadas a la entrada del humedal y a la salida, ya que se realizan el mismo día (se desconoce la hora de medición), por lo que el agua medida al inicio del humedal no tendría relación con el agua que se mide a la salida de este mismo. Esto conlleva un problema para el análisis de desempeño, ya que las concentraciones de entrada no se relacionan con las concentraciones de salida directamente, no obstante, estos datos sirven como base para determinar lo que ocurre en la remoción de contaminantes y los parámetros que influyen en el desempeño de este.

Con respecto a la obtención de los registros de los parámetros ambientales, para el cálculo de la evapotranspiración (Ec. 1), se utilizó la estación meteorológica General Freire, ubicada 3 kilómetros al noreste de la ciudad de Curicó, a una altura de 229 [m] (latitud: -34.969443; longitud: -71.216943). De esta estación se obtuvieron los registros de velocidad del viento, temperatura del aire, humedad relativa y radiación solar, los cuales se encontraban disponibles en línea, entre los años 2019 y 2020 en escala horaria, en las páginas de la Dirección Meteorológica de Chile (DMC) y AGROMET.

3.2. Formulación de modelos de simulación

Los modelos de simulación utilizados para la evaluación de desempeño son 3, 2 en régimen permanente, los cuales corresponden a flujo pistón y N-TIS, y el modelo en régimen transiente. Para esto, lo primero es realizar un balance de masa que incluya todas las componentes relevantes del humedal. Las ecuaciones de balance de masa se definen para cada contaminante en estudio, en este caso, los contaminantes de interés corresponden a CT, DQO, E.Coli, NH_4^+ , $\text{NO}_3\text{-N}$, NT, PO_4^{3-} , PT y SST.

3.2.1. Ecuaciones de balance de masa

- FLUJO PISTÓN

Para el modelo de flujo pistón, se tiene una concentración inicial a la entrada del humedal, y una concentración final a la salida de este, sin embargo, la concentración al interior no se conoce directamente. Es así, que para simular este comportamiento desconocido, se divide el humedal en anchos Δx , que cuando tienden a cero (es decir ancho infinitesimal) se puede tomar el límite de la función para encontrar la solución al problema. Esto viene dado por la

Ec. 5.

$$Q_x * C_x = Q_x * C_{x+\Delta x} + K_T * C_{x+\Delta x} * \Delta x * W + q_L * \Delta x * C_{x+\Delta x} * W \quad \text{Ec. 5}$$

Donde:

Q_x : Caudal que entra al humedal [$m^3/\text{día}$].

C_x : Concentración de entrada al humedal [mg/l].

$C_{x+\Delta x}$: Concentración en la posición $x + \Delta x$ [mg/l].

K_T : Constante de decaimiento [$m/\text{día}$].

Δx : Ancho infinitesimal [m].

W : Ancho total humedal [m].

q_L : Caudal por unidad de longitud [$m/\text{día}$].

Por simplicidad del modelo, se supone un decaimiento de concentración de contaminante de primer orden, se define un caudal de entrada diario y constante, y se asume régimen permanente, el cual es evaluado a la salida del humedal. Los dos últimos supuestos son válidos para el segundo método también (N-TIS).

Así, resolviendo la

Ec. 5, se tiene la solución de la ecuación del modelo flujo pistón dada por la Ec. 6.

$$C(i) = C_i * \text{Exp} \left(- \left(\left(\frac{K_T A}{Q_i} \right) + \left(\frac{Q_e - Q_p}{Q_i} \right) * (\text{Ln}(L) - 1) \right) \right) \quad \text{Ec. 6}$$

Donde:

C_i : Concentración de entrada humedal [mg/l o Log₁₀ NMP/100ml].

K_T : Constante decaimiento corregida por temperatura [m/día].

A : Área superficial humedal [m²].

Q_i : Caudal de entrada humedal [m³/día].

Q_e : Caudal asociado a evapotranspiración [m³/día].

Q_p : Caudal asociado a la precipitación líquida [m³/día].

L : Largo humedal [m].

- N-TIS

La ecuación de balance de masa para este modelo en particular viene dado por la igualdad entre las entradas y salidas del tanque que se está evaluando. Así, el balance de masa para el tanque i se muestra en la Ec. 7:

$$Q_{i-1} * C_{i-1} + K_T A C^* = Q_i * C_i + K_T A C_i + E T_i - P_i \quad \text{Ec. 7}$$

$$C_{i-1} = C_i - C_e \quad \text{Ec. 8}$$

Donde:

Q_{i-1} : Caudal asociado al tanque $i-1$ [l/día].

C_{i-1} : Concentración asociada al tanque $i-1$ [mg/l].

K_T : Constante de remoción de contaminante modificada por el efecto de la temperatura [m/día].

A : Área superficial asociada al tanque i [m²].

C^* : Concentración de fondo del tanque [mg/l].

Q_i : Caudal asociado al tanque i [l/día].

C_i : Concentración asociada al tanque i [mg/l].

ET_i: pérdida de caudal asociada a la evapotranspiración en el tanque i [mg/día].

P_i: Ingreso de caudal asociado a la precipitación líquida en el tanque i [mg/día].

Asimismo, las ecuaciones dependen de una concentración de fondo, que corresponde a una fracción de la concentración de contaminante no degradable producida por el sistema de tratamiento mismo, los cuales son capaces de producir materia orgánica, nutrientes y microorganismos (Grismer, M., 2005; Vidal, G. et al., 2018), si bien, los valores de concentración (C*) deben ser medidos para una mayor precisión, ya que estas varían según factores ambientales y de diseño de cada humedal, para este trabajo se utilizaron datos obtenidos de (Kadlec, R.H., 2009), luego, los valores de concentración se definen como muestra en la Tabla 3-2.

Tabla 3-2: Valores de concentraciones de fondo utilizadas en la implementación del modelo N-TIS para cada contaminante estudiado. (a) Fuente (Kadlec, R.H. et al., 2009).

| Contaminante | Unidad | [C*] ^(a) |
|-------------------------------|-----------------------------|---------------------|
| CT | Log ₁₀ NMP/100ml | 0 |
| DQO | mg/l | 28 |
| E. Coli | Log ₁₀ NMP/100ml | 0 |
| NH ₄ ⁺ | mg/l | 0 |
| NO ₃ ⁻ | mg/l | 0 |
| NT | mg/l | 1,5 |
| PO ₄ ³⁻ | mg/l | 0,002 |
| PT | mg/l | 0,002 |
| SST | mg/l | 7 |

Estas concentraciones de fondo varían principalmente para la DQO, la cual puede tomar valores que van desde los 10 mg/l hasta los 100 mg/l, donde a mayor concentración de fondo, mayor es la concentración de salida del humedal para este parámetro (Kadlec, R.H., 2009). Posteriormente, estas concentraciones se reemplazan en la ecuación de balance de masa (Ec. 7), para encontrar las concentraciones de salida asociadas (Ec. 9).

$$C(i) = \frac{C_{i-1} * Q_{i-1} + K_T * \frac{A}{N} * C^*}{Q_{i-1} + K_T * \frac{A}{N}} \quad \text{Ec. 9}$$

Donde:

N: Número de tanques utilizados [-].

- MODELO TRANSIENTE

La ecuación de balance de masa de este modelo se obtiene a partir de la Ec. 3, que incluye advección y dispersión en la dirección del eje del flujo. Sin embargo, para encontrar la solución al problema transiente, se imponen las siguientes condiciones iniciales y de borde (Ec. 10), asociadas al volumen de control que corresponde a cada humedal (Van Genuchten, M. et al., 2013).

$$C(t = 0, x) = A(x) = C_i * \text{Exp}\left(\frac{(u-\xi)*x}{2D_x}\right)$$

$$C(0, t) = C_0 \quad \text{Ec. 10}$$

$$\frac{\delta C(\infty, t)}{\delta t} = 0$$

Donde:

A(x): Condición inicial para el caso de concentración de entrada distinta de cero [mg/l].

C_i: Concentración en x=0 en un tiempo t=0 [mg/l o Log₁₀ NMP/100ml].

u: Velocidad de la pluma de contaminante [m/día].

x: Posición contaminante dentro del humedal [m].

D_x: Coeficiente de difusión hidrodinámica [m²/día].

El coeficiente de difusión hidrodinámica D_x, requiere de la estimación de dos parámetros, el primero corresponde a la difusión mecánica y es D* = 8,64x10⁻⁵ [m²/día] (Sethi, R. et al., 2019), por otro lado, el coeficiente de dispersividad depende principalmente de la longitud del humedal (Ayra, A. 1986), el cual viene dado por la Ec. 11.

$$\alpha_L = 0,177 * L^{0,728} \quad \text{Ec. 11}$$

Así, utilizando la Ec. 11 los valores de dispersividad para cada humedal son $\alpha_L = 0,36$ [m] y $\alpha_V = 0,16$ [m] para el humedal de flujo horizontal y vertical respectivamente.

Luego, ξ se define como se muestra en la Ec. 12:

$$\xi = u \sqrt{1 + \frac{4\lambda D_x}{u^2}} \quad \text{Ec. 12}$$

Donde:

λ : Constante de decaimiento contaminante [1/día].

La constante de decaimiento de contaminante para este modelo viene dada por la Ec. 13.

$$\lambda = \frac{K_T}{h * \eta} \quad \text{Ec. 13}$$

Finalmente, la solución de la Ec. 4, viene dada por la Ec. 14 (Van Genuchten, M. et al., 1982).

$$C(x, t) = A(x) + (C_0 - C_i) * B(x, t) \quad \text{Ec. 14}$$

Siendo el parámetro $B(x, t)$ el que se muestra en la Ec. 15.

$$B(x, t) = \frac{1}{2} \text{Exp} \left(\frac{(u - \xi) * x}{2D_x} \right) * \text{Erfc} \left(\frac{x - \xi * t}{2\sqrt{D_x t}} \right) + \frac{1}{2} \text{Exp} \left(\frac{(u + \xi) * x}{2D_x} \right) * \text{Erfc} \left(\frac{x + \xi * t}{2\sqrt{D_x t}} \right) \quad \text{Ec. 15}$$

Para la simulación de este modelo se utilizó una escala temporal intra diaria, más específicamente de medios días (promedio de 12 horas). Además, se divide el modelo en 10

periodos de estudio, los cuales inician los días en donde fueron tomadas las mediciones, y duran hasta el día anterior a que se realice la siguiente medición.

3.2.2. Balance de masa incorporando nitrificación y desnitrificación

Las ecuaciones de balance de masa se aplicaron en todos los contaminantes estudiados, sin embargo, existen variaciones de esta misma, ya que para los compuestos asociados al nitrógeno aparecen procesos relevantes en la remoción de contaminante, los cuales corresponden a la nitrificación y desnitrificación, estos influyen en NH_4^+ , NO_3^- y NT. Las reacciones químicas asociadas a estos procesos son: la nitrificación y desnitrificación.

El proceso de nitrificación se encuentra dividido en dos etapas, en la primera se transforma el amonio (NH_4^+) en nitrito (NO_2^-) por medio de bacterias llamadas nitrosomonas, que permiten oxidar el ion amonio a nitrito. Por otro lado, el segundo proceso corresponde a la conversión de nitrito en nitrato (NO_3^-), en el cual se oxida el nitrito por medio de bacterias oxidantes llamadas Nitrobacter, y lo transforma en nitrato. La ecuación de balance de masa del modelo de simulación N-TIS para el proceso de nitrificación se refleja en la Ec. 16 (Kadlec, R. H. et al., 2009).

$$C(i) = \frac{C_{i-1} * Q_{i-1} + K_i * \frac{A}{N} * C_i^* - K_n * \frac{A}{N} * (C_n - C_n^*)}{Q_{i-1} + K_i * \frac{A}{N}} \quad \text{Ec. 16}$$

Donde:

$C(i)$: Concentración de amonio asociada al tanque i [mg/l].

C_{i-1} : Concentración de amonio asociada al tanque $i-1$ [l/día].

K_i : Constante de remoción de amonio con corrección de temperatura [m/día].

C_i^* : Concentración de fondo de amonio [mg/l].

K_n : Constante de remoción de nitrato con corrección de temperatura [m/día].

C_n : Concentración de nitrato en el tanque $i-1$ [mg/l].

C_n^* : Concentración de fondo de nitrato [mg/l].

La desnitrificación por su parte corresponde a un proceso biológico que transforma el nitrato en algún compuesto de nitrógeno gaseoso (con presencia de una fuente de carbono orgánica). La desnitrificación por lo general se produce en ambientes anóxicos (sin

oxígeno), en donde son el nitrito y nitrato los compuestos que se comportan como aceptores de electrones, promoviendo así, la desnitrificación (Kadec, R.H. et al., 2009).

$$C(i) = \frac{C_{i-1} * Q_{i-1} + K_i * \frac{A}{N} * C_i^* + K_n * \frac{A}{N} * (C_n - C_n^*)}{Q_{i-1} + K_i * \frac{A}{N}} \quad \text{Ec. 17}$$

Donde:

$C(i)$: Concentración de nitrógeno total asociada al tanque i [mg/l].

C_{i-1} : Concentración de nitrógeno total asociada al tanque i-1 [l/día].

K_i : Constante de remoción de nitrógeno total con corrección de temperatura [m/día].

C_i^* : Concentración de fondo de nitrógeno total [mg/l].

K_n : Constante de remoción de nitrato con corrección de temperatura [m/día]

C_n : Concentración de nitrato en el tanque i-1 [mg/l].

C_n^* : Concentración de fondo de nitrato [mg/l].

En la Ec. 17 se muestra la transformación de nitrato en nitrógeno gas, el cual es parte de los compuestos que forman el nitrógeno total.

3.3. Parámetros del modelo

3.3.1. Variables de entrada

Se ha definido que las variables de entrada correspondientes a los modelos de simulación utilizados (sección 2.4), vienen dadas por el caudal afluente y la concentración de entrada.

El caudal de entrada corresponde a la alimentación de agua residual por medio de la planta de tratamiento, la cual entrega a cada humedal 150 [l/día]. El caudal que ingresa a lo largo de cada humedal va disminuyendo, por efecto principalmente de la evapotranspiración.

Con respecto a la concentración de entrada, esta fue medida para los parámetros correspondientes a coliformes totales, DQO, E. Coli, amonio, nitrato, nitrógeno total, fósforo, fosfato y sólidos suspendidos totales. Estas concentraciones tienden a variar dependiendo de la estación en la que se encuentren, asimismo, se espera que la concentración de cada

uno de estos contaminantes disminuya a lo largo del humedal, obteniendo aguas más limpias a la salida de estos.

3.3.2. Constante de decaimiento (K_T)

Se ha determinado que las constantes de decaimiento, utilizadas en los modelos de simulación, se ven fuertemente influenciadas por la variación de la temperatura (Kadlec, R.H. et al., 2009), es así, que la ecuación de Arrhenius (Ec. 18) realiza un reajuste en la constante decaimiento evaluada en 20 [°C], multiplicándolo por un factor theta que depende de la temperatura.

$$K_T = K_{20} * \theta^{(T-20)} \quad \text{Ec. 18}$$

Donde:

K_T : Constante de remoción de contaminante [m/d].

K_{20} : Constante de remoción de contaminante de área a 20°C [m/d].

θ : Coeficiente de temperatura de Arrhenius [-].

T: Temperatura medida [°C].

Así, la constante de remoción depende de dos variables, y los valores utilizados en la ejecución del modelo se pueden observar en la Tabla 3-3.

Tabla 3-3: Valores de constante de remoción y factor de corrección por temperatura para cada contaminante estudiado.

| Contaminante | K_{20} [m/año] HC-FH | K_{20} [m/año] HC-FV | θ [-] |
|-------------------------------|------------------------|------------------------|--------------|
| CT | 4,6 | 8,5 | 0,98 |
| DQO | 30 | 160 | 1,02 |
| E. Coli | 7,5 | 11,25 | 1,046 |
| NH ₄ ⁺ | 10 | 290 | 1,045 |
| NO ₃ ⁻ | 5 | 0,05 | 1,056 |
| NT | 6 | 25 | 1,05 |
| PO ₄ ³⁻ | 0,8 | 90 | 1,04 |
| PT | 0,195 | 10 | 1,05 |
| SST | 60 | 300 | 1,065 |

Los valores de θ fueron obtenidos a partir de (Kadlec, R.H., 2009) mientras que el parámetro K_{20} se obtuvo realizando ajustes se calibró para cada contaminante, buscando el valor que permitió un mejor ajuste del modelo con respecto a las concentraciones de salida

de los datos medidos. Para el modelo de régimen transiente el coeficiente debe ser dividido por la porosidad del sustrato utilizado y la profundidad del humedal (0,4 y 0,9 para HC-FH y HC-FV respectivamente), donde se asume una porosidad de $\eta=0,4$ [-], considerando que el medio granular empleado en la construcción de los humedales corresponde a arena y grava mediana principalmente, las cuales tienen rangos de porosidad que varían entre 0,3-0,45 para arenas o gravas limpias (Kadlec, R.H. et al., 2009).

Para la Ec. 18 se utiliza la temperatura del agua del humedal, la cual se encuentra medida para las fechas indicadas en la Tabla 3-1, sin embargo, estas mediciones no fueron suficientes en la modelación de contaminantes en régimen transiente, ya que se necesitan datos de temperatura a una escala intra diaria, por lo que se hizo necesario analizar la relación entre los datos medidos y las temperaturas del aire asociadas a las fechas de estudio. Así, las correlaciones se realizan para temperaturas mínimas, máximas y medias del aire, las cuales se observan en la Figura 3-1 para ambos humedales.

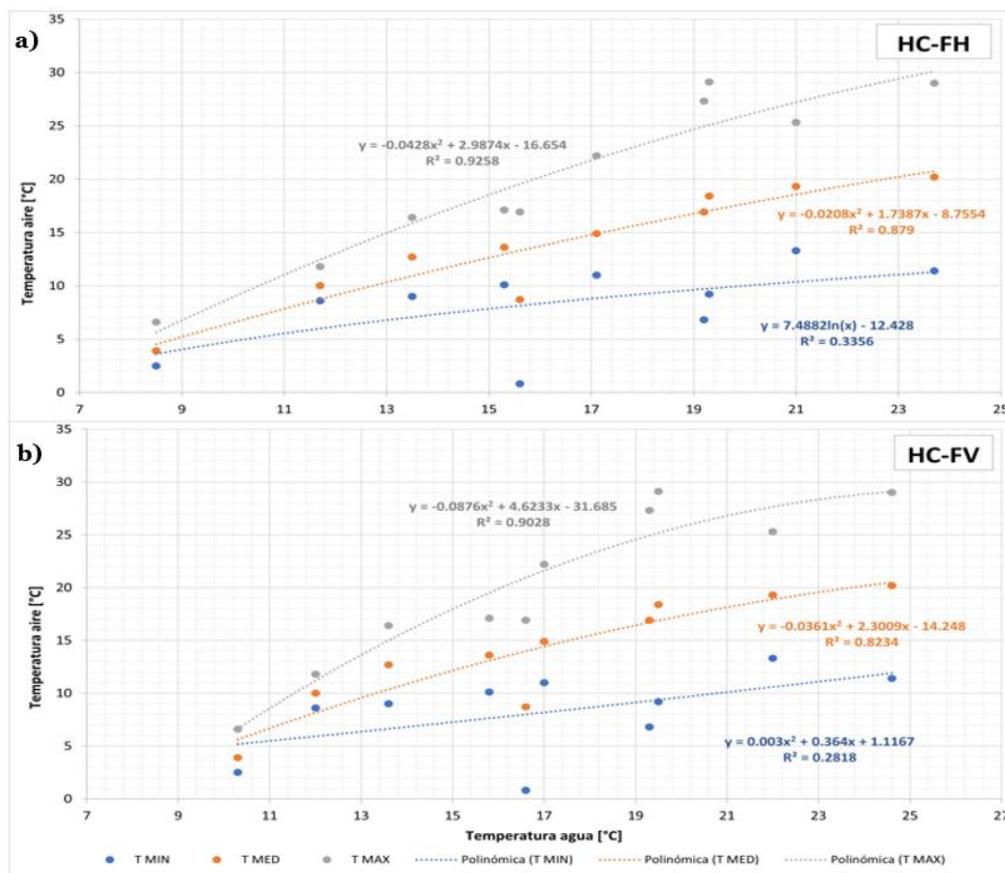


Figura 3-1: Correlación entre temperatura del agua del humedal medida con respecto a la temperatura mínima, media y máxima del día de medición. (a) Humedal subsuperficial de flujo horizontal. (b) Humedal subsuperficial de flujo vertical.

Finalmente, se optó por utilizar la correlación entre la temperatura del agua y la temperatura máxima del aire, debido a que fue la que alcanzó mayores valores de R^2 en ambos humedales ($R^2=0,93$ y $0,9$ para HC-FH y HC-FV respectivamente), lo que indica un mejor

ajuste entre ambos parámetros, obteniendo así, temperaturas del agua residual que ingresa hacia ambos humedales en periodo intra diario, según la línea de tendencia gris que se muestra en la Figura 3-1, la cual utiliza un ajuste polinómico de segundo grado en ambos casos. Estas temperaturas fueron incorporadas en la Ec. 18.

3.3.3. Tiempo de retención hidráulico

El tiempo de retención hidráulico, hace referencia al tiempo que demora un volumen de agua en salir del humedal, es decir, el tiempo durante el cual el agua permanece en contacto con el humedal (Kadlec, R.H. et al., 2009). El TRH se calcula según la Ec. 19.

$$\tau = \eta * \frac{V}{Q} = \eta * \frac{LWh}{Q} \quad \text{Ec. 19}$$

Donde:

τ : Tiempo de detención [día].

η : Porosidad¹ del medio [-].

L: Largo del humedal [m].

W: Ancho del humedal [m].

h: Altura del lecho de agua [m].

Q: Caudal [m³/día].

Sin embargo, esta ecuación solo es válida cuando el caudal de entrada es igual al caudal de salida, lo cual no sucede en la realidad, por lo que se debe modificar esta ecuación considerando las pérdidas de caudal, asociadas principalmente a efectos de evapotranspiración (ET). Así, la ecuación que representa el tiempo de retención hidráulico considerando pérdidas de caudal viene dado por la Ec. 20.

$$\tau = \eta * \frac{2LWh}{(2Q_e - Q_{ET})} \quad \text{Ec. 20}$$

¹ Fracción de volumen ocupada por el agua, depende del tipo de suelo utilizado para la construcción del humedal.

Donde:

Q_e : Caudal de entrada al humedal [$m^3/día$].

Q_{ET} : Caudal asociado a ET [$m^3/día$].

Finalmente, los tiempos de retención hidráulico son $TRH \sim 1$ y $TRH \sim 4$ días para el humedal subsuperficial vertical y horizontal respectivamente.

3.3.4. Evapotranspiración de plantas

La evapotranspiración asociada a la vegetación fue calculada a partir de la multiplicación de la ET de referencia (Ec. 1), con el coeficiente de cultivo, que para este caso particular se estima un $K_c = 0,8$ [-] para *zantedeschia aethiopoica* (FAO, 2006). Posteriormente, se multiplica el resultado por el área superficial de cada humedal, que viene dado por $A_s = 3,57$ [m^2] y $A_s = 1,06$ [m^2], para el humedal horizontal y vertical respectivamente. El gráfico de evapotranspiración se encuentra en la sección Anexo B.2.

Cabe destacar, que este parámetro solamente se incluyó en el modelo de régimen permanente. Esto no quiere decir que para el modelo transiente sea irrelevante la ET, sin embargo, este mismo expresa las soluciones en términos exclusivamente de la concentración, independiente del caudal que ingrese al sistema, es así, que no se incluye el término en este caso, lo cual sin duda conlleva a una limitación del modelo de régimen transiente. Las consecuencias de no incluir este parámetro se observarán en los resultados de las series determinísticas.

3.3.5. Precipitación líquida

La precipitación líquida como se menciona en la sección 2.3, se obtiene de la DGA, más precisamente de la estación General Freire, en Curicó. En donde se obtienen datos intradiarios para estas (cada 12 [hrs]) durante todo el periodo de estudio, los valores se encuentran en [$mm/día$], por lo que deben ser multiplicados por las superficies de los humedales, los cuales corresponden a $A_s = 3,57$ [m^2] y $A_s = 1,06$ [m^2], para el HC-FH y HC-FV respectivamente. Luego, se tiene que el caudal asociado a la precipitación para este periodo en particular no fue significativo ($<0.1\%$ del total de caudal que entra a los humedales), y por lo tanto se despreció en los cálculos. Sin embargo, el gráfico asociado al caudal que ingresa por precipitación líquida puede observarse en el Anexo D.

3.4. Caracterización de incertidumbre

Una vez calculados los parámetros del modelo, se obtienen las series determinísticas para cada uno, y así, se procede a evaluar las diferentes variables que pueden incidir en la

incertidumbre del sistema de remoción. Para la caracterización de incertidumbre, se consideró solamente la incertidumbre de la variable de entrada, correspondiente a la concentración de entrada, y la incertidumbre de parámetros ambientales, dentro de estos se encuentran: la temperatura, la radiación solar, la humedad relativa, el coeficiente de decaimiento con corrección de temperatura, velocidad del viento y coeficiente de dispersión hidrodinámica. Las fuentes de incertidumbre consideradas dependen del modelo utilizado, ya que los parámetros que se emplean en cada modelo difieren según el régimen de este.

Para analizar la variabilidad estacional, se utilizaron dos periodos dentro del tiempo total del periodo de operación, el primero en estación de invierno (01-07-2019 al 29-07-2019), y el segundo en época estival (08-01-2020 al 30-01-2020). A continuación, se muestran las variables utilizadas en cada modelo, junto con los registros obtenidos para cada periodo.

3.4.1. Régimen permanente

- TEMPERATURA

En cuanto a la temperatura, esta solamente depende del periodo estudiado, por lo que se utilizan los mismos parámetros estadísticos para todos los contaminantes. La función de distribución que mejor se ajusta a la temperatura del aire corresponde a la distribución normal o Gaussiana, la cual se observa en el Anexo E.1. Así, para cada periodo se obtiene el valor máximo y mínimo, el promedio y la desviación estándar asociada, estos datos se observan en la Tabla 3-4.

Tabla 3-4: Parámetros estadísticos según el periodo de estudio para la temperatura máxima intra diaria del aire.

| Estadístico | Periodo invernal | Periodo estival |
|-------------------------|-------------------------|------------------------|
| Mínimo [°C] | 0,34 | 14,25 |
| Máximo [°C] | 13,37 | 30,47 |
| Promedio [°C] | 7,35 | 22,22 |
| Desviación estándar [-] | 3,20 | 4,80 |

- RADIACIÓN SOLAR

Para la radiación solar se utiliza una distribución de probabilidad normal, en donde los parámetros asociados van a depender del periodo en donde se quiera aplicar el modelo, ya que las condiciones ambientales son diferentes en las distintas mediciones, el gráfico asociado a la distribución de este parámetro se observa en el Anexo E.2 . Luego, los valores utilizados son los que se muestran en la Tabla 3-5.

Tabla 3-5: Parámetros estadísticos para la radiación solar, según el periodo en el cual se simule el modelo.

| Estadístico | Periodo invernal | Periodo estival |
|----------------------------------|-----------------------------|----------------------------|
| Mínimo [MJ/m ² día] | 0.922 | 7.029 |
| Máximo [MJ/m ² día] | 16.832 | 41.077 |
| Promedio [MJ/m ² día] | 6.918 | 26.630 |
| Desviación estándar [-] | 5.190 | 11.830 |

- VELOCIDAD DEL VIENTO

En cuanto a la velocidad del viento, se utiliza una distribución normal que considera el promedio y desviación estándar del viento a 2 metros de altura. Estos valores estadísticos solamente dependen del periodo de análisis del modelo, siendo estos igualmente válidos para ambos humedales. En el Anexo E.3. se observa la caracterización asociada a este parámetro en la Tabla 3-6.

Tabla 3-6: Parámetros estadísticos para la velocidad del viento a 2 metros de altura, según el periodo en el cual se simule el modelo.

| Estadístico | Periodo invernal | Periodo estival |
|-------------------------|-----------------------------|----------------------------|
| Mínimo [°C] | 0.187 | 0.436 |
| Máximo [°C] | 5.423 | 7.791 |
| Promedio [°C] | 2.609 | 4.750 |
| Desviación estándar [-] | 1.086 | 1.589 |

- HUMEDAD RELATIVA

La humedad relativa, al igual que los otros parámetros ambientales se modela según una distribución normal o Gaussiana, en donde los valores mínimos corresponden a 0 y los valores máximos a 1 [-]. En la Tabla 3-7 se observan los valores estimados para la configuración de la función de probabilidad.

Tabla 3-7: Parámetros estadísticos para la humedad relativa, según el periodo en el cual se simule el modelo.

| Estadístico | Periodo invernal | Periodo estival |
|-------------------------|-----------------------------|----------------------------|
| Mínimo [°C] | 0.62 | 0.29 |
| Máximo [°C] | 1 | 0.76 |
| Promedio [°C] | 0.86 | 0.47 |
| Desviación estándar [-] | 0.102 | 0.118 |

El Anexo E.4 muestra el gráfico correspondiente a este parámetro en particular.

- **CONCENTRACIÓN DE ENTRADA**

En este caso, se asumió una distribución uniforme, ya que las concentraciones de entrada dependen exclusivamente del agua que descargan los usuarios hacia la planta de tratamiento, en donde solo se cuenta con la información de las mediciones realizadas durante el 2019-2020, por lo que no es posible definir una mayor probabilidad de ocurrencia para un valor específico dentro de los contaminantes. Los límites dependen del tipo de contaminante estudiado. La Tabla 3-8 muestra los mínimos y máximos que puede tomar cada contaminante.

Tabla 3-8: Parámetros estadísticos según el periodo de estudio con respecto a la concentración de entrada de contaminante.

| Contaminante | Mínimo | Máximo |
|--------------------------------------|---------------|---------------|
| CT [Log ₁₀ /NMP/100ml] | 5,814 | 8,239 |
| NH ₄ ⁺ [mg/l] | 38,52 | 58,41 |
| PO ₄ ⁻³ [mg/l] | 9,09 | 17,05 |

Los límites dependen del tipo de contaminante estudiado, donde se busca el menor y mayor de todos los valores medidos, luego se disminuye y aumenta respectivamente, en un 10% el valor, estableciendo así, los valores a utilizar en la propagación de incertidumbre.

- **COEFICIENTE DE DECAIMIENTO A 20 °C (K₂₀)**

Para el coeficiente de decaimiento a 20 [°C] se utiliza una distribución uniforme. Debido a la falta de mediciones para este parámetro que permitan definir algún comportamiento particular. Así, se calibró en función de cada contaminante para que se ajustara de la mejor manera posible al modelo. Así, los límites para cada contaminante en el humedal de flujo horizontal y flujo vertical se observan en las Tabla 3-9 y Tabla 3-10 respectivamente.

Tabla 3-9: Parámetros estadísticos para K₂₀, según el tipo de contaminante estudiado. Humedal subsuperficial de flujo horizontal.

| Contaminante | Mínimo [m/año] | Máximo [m/año] |
|--------------------------------------|-----------------------|-----------------------|
| CT [Log ₁₀ /NMP/100ml] | 2,3 | 6,9 |
| NH ₄ ⁺ [mg/l] | 5 | 15 |
| PO ₄ ⁻³ [mg/l] | 0,4 | 1,2 |

Tabla 3-10: Parámetros estadísticos para K_{20} , según el tipo de contaminante estudiado. Humedal subsuperficial de flujo vertical.

| Contaminante | Mínimo | Máximo |
|--|--------|--------|
| CT [$\text{Log}_{10}/\text{NMP}/100\text{ml}$] | 4,25 | 12,75 |
| NH_4^+ [mg/l] | 145 | 435 |
| PO_4^{3-} [mg/l] | 45 | 135 |

En este caso, fue necesario separar entre humedal subsuperficial de flujo horizontal y vertical, ya que el parámetro K_{20} indica en cierta forma, la velocidad a la cual va a decaer la concentración de contaminante, la cual no es igual en ambos tipos de humedales, ni entre contaminantes. Así, para cada valor utilizado en la modelación, los valores mínimos y máximos vienen dados por $K_{20} \pm 0,5 * K_{20}$, donde K_{20} corresponde al valor estimado para cada contaminante.

3.4.2. Régimen transiente

- COEFICIENTE DE DISPERSIÓN HIDRODINÁMICA (D_x)

Como bien se menciona anteriormente, este parámetro fue obtenido a partir de la literatura, debido a que no se contaba con datos en terreno acerca de este mismo, sin embargo diversos autores (Ayra, A., 1986; Schulze-Makuch, D., 2005; Van Genuchten, M., 1982; Xu, M., 1995) han estudiado este parámetro y han establecido valores promedio en función del largo del humedal, encontrando así, valores de coeficiente de difusión hidrodinámico que puedan representar lo que sucede con los procesos de transporte involucrados. Se utiliza una distribución uniforme que tiene como límites el menor y mayor valor encontrado según estos estudios.

Dado que el coeficiente de difusión hidrodinámica depende únicamente del largo del humedal, se tienen dos valores dependiendo del humedal utilizado, los cuales se mantienen constantes para todos los contaminantes dentro de un mismo humedal. Así, la Tabla 3-11 muestra los mínimos y máximos del humedal de flujo horizontal y la Tabla 3-12 del humedal de flujo vertical.

Tabla 3-11: Parámetros estadísticos según la variabilidad del coeficiente de dispersividad para el coeficiente de dispersión hidrodinámica, en el humedal subsuperficial de flujo horizontal.

| Parámetro | Mínimo | Máximo |
|-----------------------------|--------|--------|
| α_L [m] | 0.0164 | 0.3648 |
| D_x [m ² /día] | 0.0111 | 0.2463 |

Tabla 3-12: Parámetros estadísticos según la variabilidad del coeficiente de dispersividad para el coeficiente de dispersión hidrodinámica, en el humedal subsuperficial de flujo vertical.

| Parámetro | Mínimo | Máximo |
|----------------|--------|--------|
| α_L [m] | 0.0095 | 0.1639 |

| | | |
|-----------------------------|--------|--------|
| D_x [m ² /día] | 0.0086 | 0.1476 |
|-----------------------------|--------|--------|

Para este modelo, también se propaga incertidumbre con respecto a la concentración de entrada, coeficiente de decaimiento a 20 °C y temperatura, los cuales fueron modelados utilizando los mismos valores que en el modelo de régimen permanente.

3.5. Propagación de incertidumbre

En la propagación de incertidumbre se utiliza el método de simulación de Monte Carlo, que como se vió en la sección 2.5 busca simular el comportamiento de una o más variables sometidas a incertidumbre, las cuales fueron definidas en la sección anterior (3.4).

Para la confección del método, se utilizó el software de programación *Rstudio*, que permitió simular 1000 veces cada variable sometida a incertidumbre, entregando valores según la función de distribución escogida para cada uno. Así, se tienen 1000 series distintas para el comportamiento de las concentraciones de salida de los humedales. Esto con el objetivo de definir los rangos en los que fluctúa la concentración de salida, dependiendo del modelo utilizado y la variable sometida a incertidumbre.

Dentro de la simulación de los modelos, se analizaron dos escenarios, el primero relacionado al periodo estival (inicio periodo estudiado: 16-12-2019), y el segundo en estación invernal (inicio periodo estudiado: 01-07-2019), donde las temperaturas son en promedio un 58% menores. Esto se realiza con el fin de estudiar el comportamiento asociado a la estación del año y así, determinar la influencia asociada al desempeño de los humedales.

3.6. Comparación sistemas tratamiento convencionales con no convencionales

Para comparar el desempeño con los sistemas de tratamiento convencionales, el cual fue obtenido a partir de diferentes autores (Vidal, G. et al., 2014; Tchobanoglous, G. et al., 2000) y para cada contaminante en estudio, se toma en cuenta el porcentaje promedio que es capaz de remover cada sistema, incluyendo además, el porcentaje removido por los humedales experimentales de los cuales se obtuvo la información para la realización de este trabajo. Para el cálculo de porcentaje de remoción se utiliza la Ec. 21.

$$\text{Eficiencia de remoción [\%]} = \frac{C_i - C_s}{C_i} * 100$$

Ec. 21

Donde:

C_i : Concentración de entrada humedal [mg/l o Log₁₀ NMP/100ml].

C_s : Concentración a la salida del humedal [mg/l o Log₁₀ NMP/100ml].

Capítulo 4: Resultados y discusión

4.1. Validación modelos para serie determinística

Para evaluar el desempeño de los modelos estudiados, se compararon tanto los modelos por sí solos con respecto a las mediciones obtenidas a la salida de cada humedal, como la similitud de los modelos entre sí (modelo régimen transiente y régimen permanente). Para esto, se estudia cada contaminante por separado.

En cuanto a la implementación de estos modelos, cabe destacar que se consideraron solamente los contaminantes sujetos a transporte, los cuales están controlados por procesos físicos, químicos y biológicos.

A continuación, se muestran los gráficos asociados a los modelos utilizados, los cuales corresponden a régimen transiente, flujo pistón (FP) y N-TIS. Además, para cada contaminante se observan las concentraciones de salida medidas. Las barras que representan los modelos FP y N-TIS indican que las concentraciones de salida se mantienen entre una y otra medición, este supuesto se realiza debido a la falta de información sobre las concentraciones de entrada entre mediciones.

4.1.1. Coliformes totales

En la Figura 4-1 se puede observar que el modelo en régimen transiente para este contaminante entrega valores del mismo orden que los datos medidos para ambos humedales, sin embargo, estos sobreestiman en su mayoría las concentraciones reales a la salida del humedal, es decir, el modelo entrega concentraciones mayores que las que indican las mediciones, el cual se refleja en mayor magnitud para el HC-FV. Por otro lado, las concentraciones de salida de este último son mayores que las concentraciones del HC-FH, lo cual se debe principalmente al tiempo de retención hidráulico, el cual es fundamental en la remoción de coliformes debido a que los procesos que tienen mayor influencia en la remoción dependen de este (filtración y adsorción), en donde a mayor TRH el agua se ve expuesta a más condiciones ambientales desfavorables, permitiendo remover un porcentaje mayor de bacterias (Vymazal, 2005).

No existe una dependencia clara de la temperatura con respecto a este modelo, lo cual se debe principalmente a la elección de coeficiente de temperatura utilizado ($\theta = 0,98$), sin embargo, esto indica que a mayores temperaturas existe una leve disminución en cuanto a porcentaje removido.

Con respecto a los modelos en régimen permanente, tanto el modelo N-TIS con $N=10$, como flujo pistón reflejan un mismo comportamiento, entregando valores muy similares en todo el periodo de estudio (especialmente para HC-FH), los cuales a su vez, presentan

un comportamiento similar que el del régimen transiente, a excepción del final del periodo donde los modelos permanentes entregan concentraciones más elevadas.

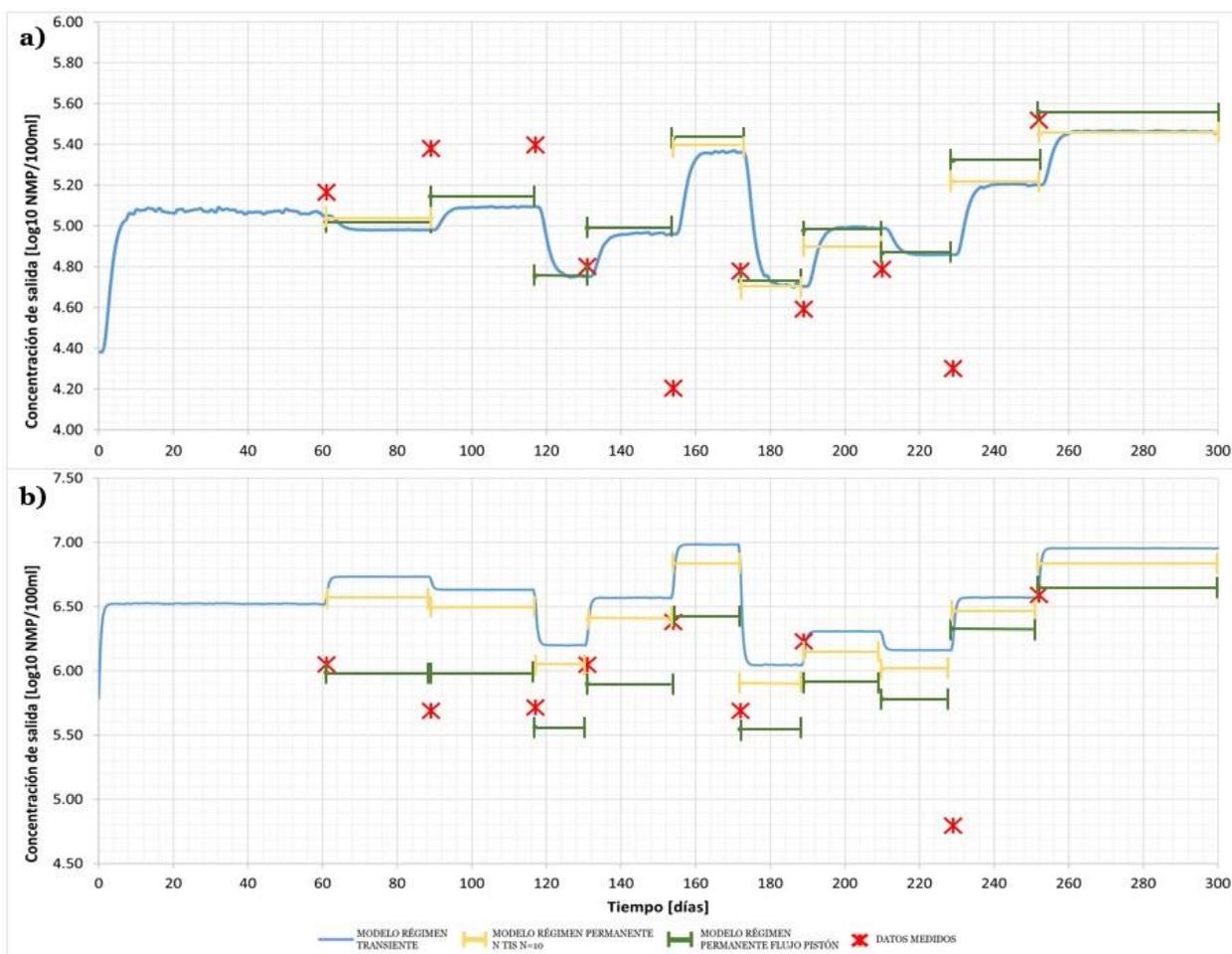


Figura 4-1: Concentraciones de salida de coliformes totales simulada para el modelo de régimen transiente, flujo pistón y N-TIS. Mediciones reales indicadas en rojo. (a) HC-FH. (b) HC-FV.

Finalmente, los modelos para este contaminante en particular logran representar correctamente las concentraciones de salida de cada humedal utilizado.

4.1.2. Escherichia Coli

Para la E. Coli se tiene la Figura 4-2, en donde se observa que los modelos simulados, obtienen valores prácticamente idénticos en los tres modelos utilizados, donde al igual que para los CT, las concentraciones son menores en el humedal horizontal, producto del tiempo que permanecen en el interior de este mismo. Para el humedal de flujo horizontal se tienen concentraciones varían entre los 4 y 5 (Log_{10} [NMP/100ml]), mientras que para el humedal vertical se encuentran la mayoría del tiempo alrededor de los 6 (Log_{10} [NMP/100ml]), lo que sugiere una mayor sensibilidad por parte del humedal horizontal a factores externos a este. Asimismo, el HC-FH presenta mayores fluctuaciones dentro de los periodos, las cuales se deben principalmente a los cambios de temperatura.

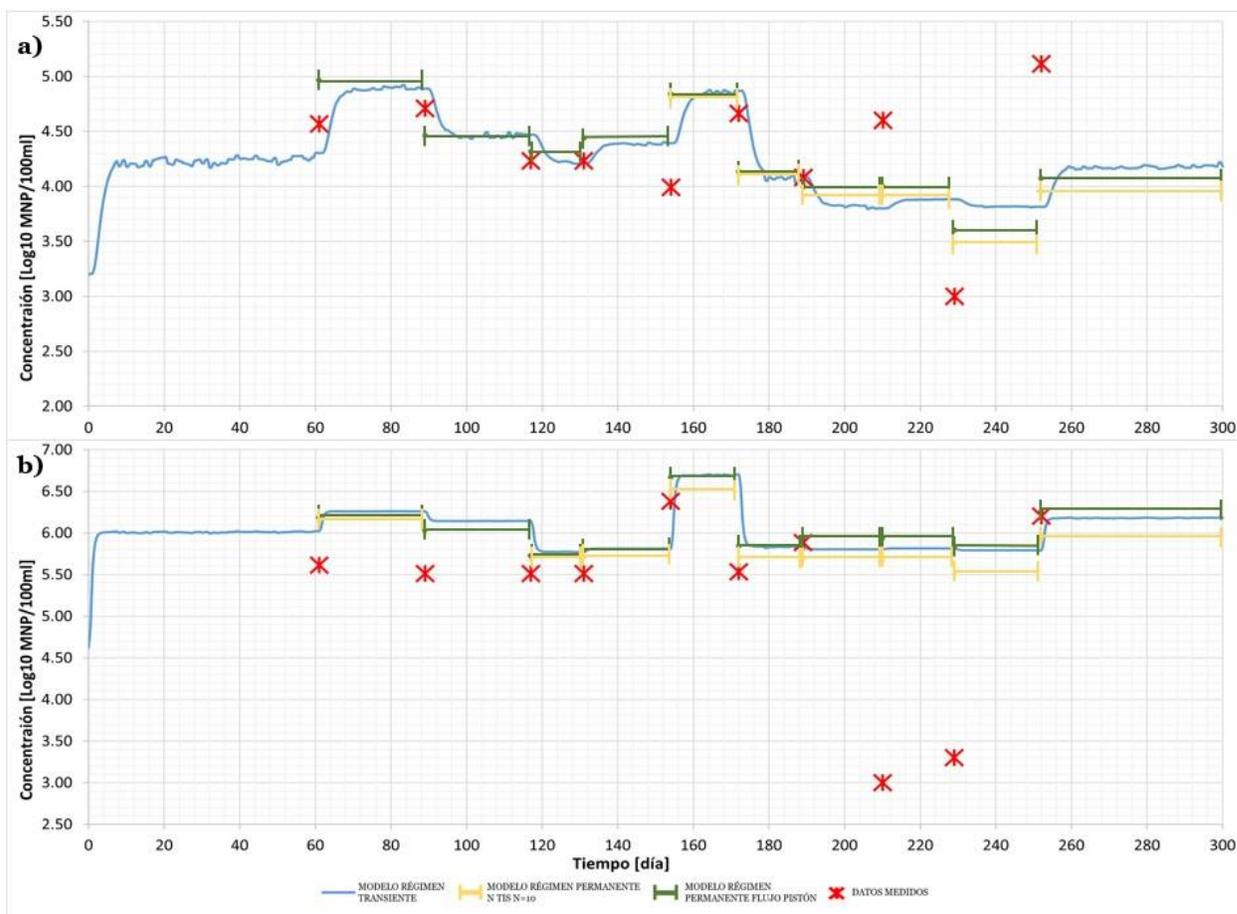


Figura 4-2: Concentraciones de salida de *Escherichia Coli* simulada para el modelo de régimen transiente, flujo pistón y N-TIS. Mediciones reales indicadas en rojo. (a) HC-FH. (b) HC-FV.

Es así, que los modelos son capaces de representar las concentraciones de salida de ambos humedales, en relación con este contaminante.

4.1.3. Demanda química de oxígeno

Con respecto a la modelación del régimen transiente, durante las primeras mediciones se sobreestima por mucho las concentraciones de salida medidas de DQO, llegando a tener una diferencia de 300 [mg/l] aproximadamente. Esto se debe principalmente a que la concentración de entrada al inicio de este periodo es sumamente mayor al resto de los periodos, y estos modelos se ven directamente influenciados por las concentraciones de entrada, sin embargo, los datos medidos muestran que a pesar de estas elevadas concentraciones de entrada, no superan los 130 [mg/l] en ningún momento. Esto último puede deberse, por un lado, a que la concentración de salida correspondiente a la carga de entrada “alta” (~ 225 mg/l) se observa en algún momento dentro del periodo, sin embargo no fue medida, por lo que no se ve representada, o por otro lado, que se haya subestimado la constante de decaimiento elegido para este contaminante.

Con respecto a la modelación en régimen permanente, se observa la misma fluctuación entre la primera y tercera medición, sin embargo, con valores de diferencia con respecto a los datos medidos de 175[mg/l], la cual corresponde a la mitad de la diferencia obtenida con respecto al otro modelo.

Posteriormente, a partir de la cuarta medición, los modelos se comienzan a parecer entre sí, y además, se acercan a los valores obtenidos para los datos medidos.

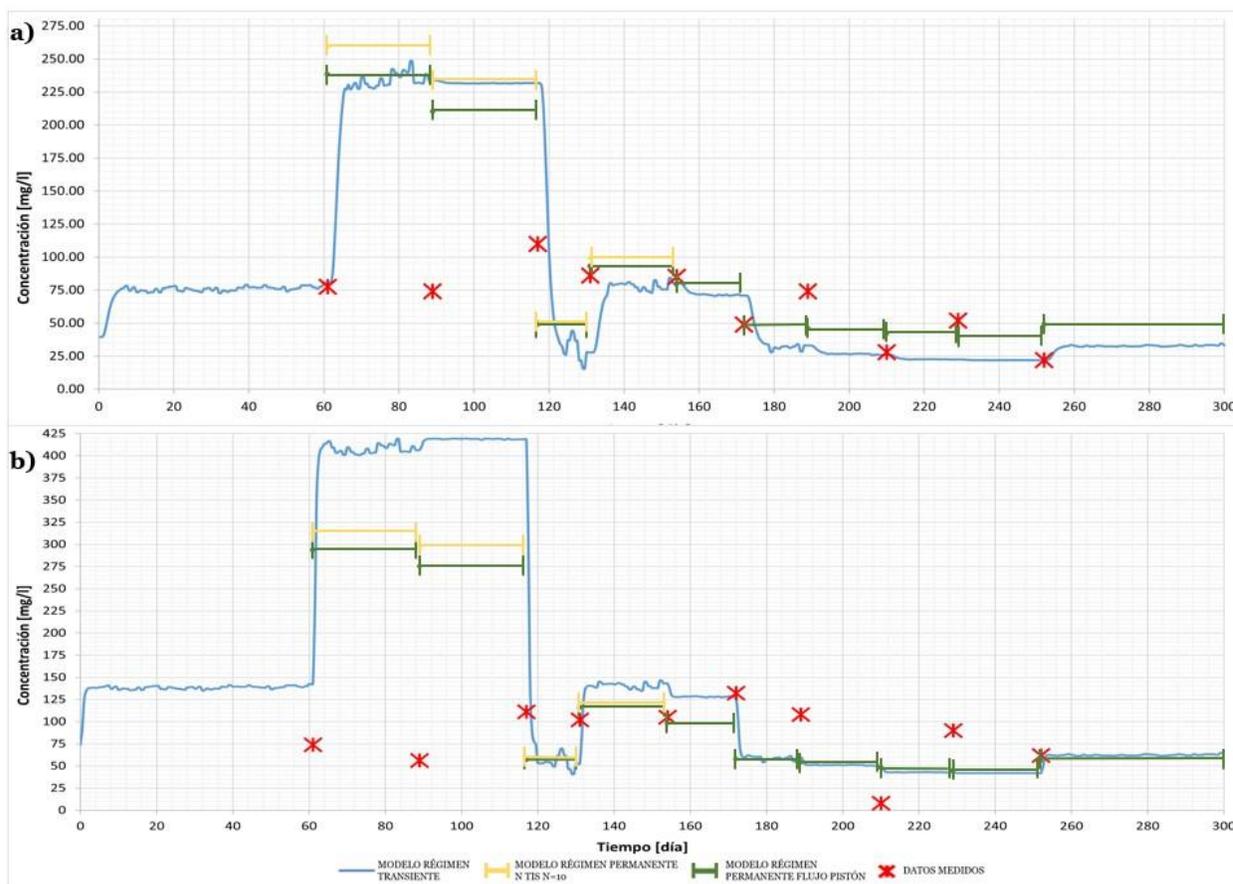


Figura 4-3: Concentraciones de salida de DQO simulada para el modelo de régimen transiente, flujo pistón y N-TIS. Mediciones reales indicadas en rojo. (a) HC-FH. (b) HC-FV.

4.1.4. Amonio (NH₄⁺)

En cuanto al modelo de régimen transiente, el HC-FH entrega concentraciones menores que las medidas, sin embargo, estas no superan los 5 [mg/l] de diferencia entre ambas, a excepción del final del periodo donde las concentraciones del modelo transiente disminuyen y los datos medidos, por el contrario, aumentan. Si bien, las mediciones no tienen que coincidir con los modelos, es importante notar que el aumento se produce en el periodo en que las temperaturas comienzan a subir, lo cual no es claro si se debe a que en los días anteriores ingresaron aguas con más carga asociada a este contaminante o si se está removiendo menos contaminante, siendo esto último contradictorio con la primicia que la temperatura promueve la remoción de los componentes asociados al nitrógeno.

Por otro lado, el HC-FV tiende a sobreestimar las concentraciones de salida con respecto a los datos medidos, sin embargo, la diferencia entre estos disminuye a lo largo del tiempo de estudio. Es posible notar, que las concentraciones de este humedal son menores que las del HC-FH, lo que indica que en el HC-FV se puede llevar a cabo de mejor manera la remoción de amonio, la cual se realiza mediante la nitrificación principalmente.

Las concentraciones de salida que entregan los modelos N TIS y flujo pistón, son bastante parecidas entre sí, solamente se diferencian en el HC-FV donde el modelo N-TIS entrega concentraciones levemente mayores. Asimismo, estas se asemejan a lo que son las mediciones de salida, y por ende, se relacionan de la misma manera que estas, con el modelo de régimen transiente.

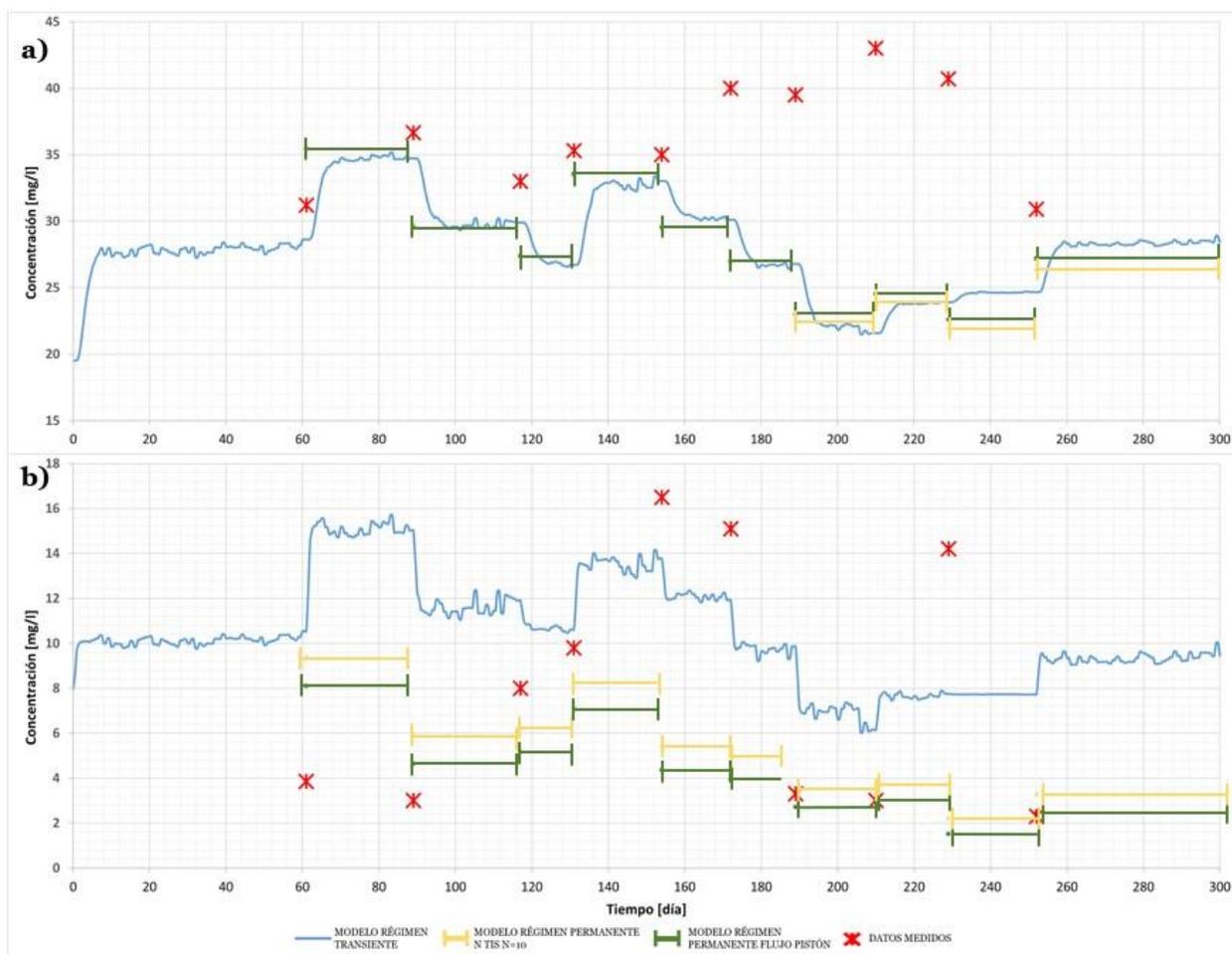


Figura 4-4: Concentraciones de salida de amonio simulada para el modelo de régimen transiente, flujo pistón y N-TIS. Mediciones reales indicadas en rojo. (a) HC-FH. (b) HC-FV.

4.1.5. Nitrato (NO₃⁻)

Para este contaminante es posible observar que las concentraciones que entran a ambos humedales son bastante bajas (cercasas o iguales a cero), por lo que si el contaminante solamente estuviese sujeto a degradación, las concentraciones de salida deberían ser

cercanas a cero, sin embargo, para el humedal subsuperficial de flujo vertical las concentraciones de salida varían entre 20-290 [mg/l], lo que supone que existe formación de NO_3^- .

La formación de nitrato se debe principalmente al proceso de nitrificación, siendo el humedal de flujo vertical el que tiene mayor capacidad para la realización de este proceso, a diferencia del HC-FH que no posee dichas condiciones debido a que es un sistema principalmente de tipo anóxico (Vera-Puerto, I. et al., 2021).

Así, los modelos logran representar las concentraciones de salida para el humedal de flujo horizontal, no obstante, esto no se logra para el humedal de flujo vertical. Si bien, a este último se le incorpora el proceso de nitrificación en el modelo, en donde el amonio degradado es transformado en nitrato, no fue suficiente para obtener concentraciones de salida que fueran del orden de las concentraciones medidas a la salida del respectivo humedal.

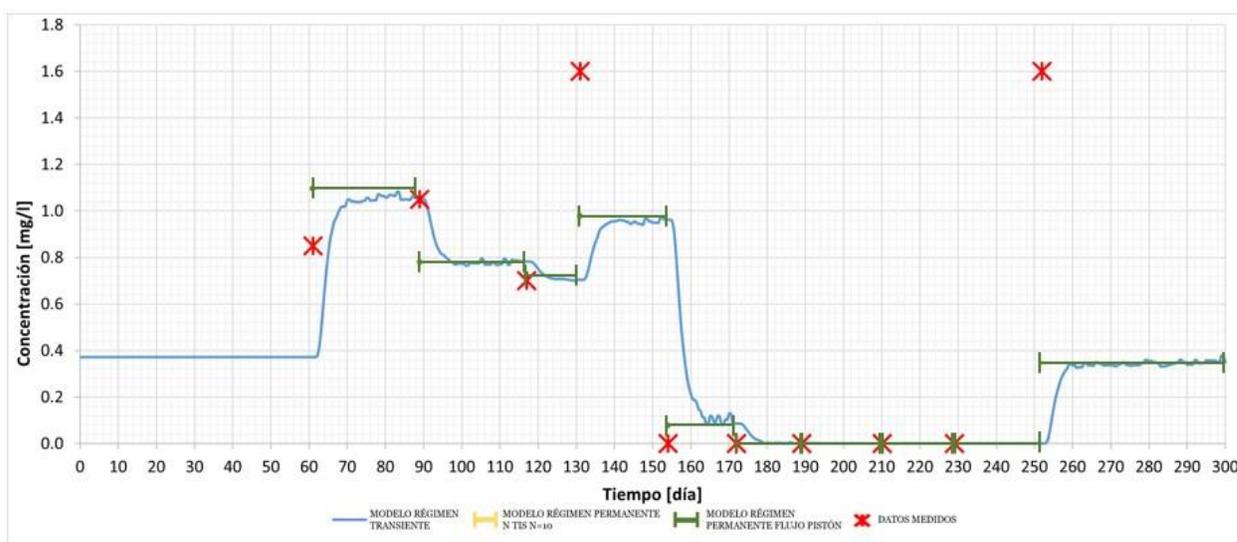


Figura 4-5: Concentraciones de salida de nitrato simulada para el modelo de régimen transiente, flujo pistón y N-TIS. Mediciones reales indicadas en rojo.

4.1.6. Nitrógeno total

El modelo para el HC-FH de régimen transiente se encuentra del orden de los datos medidos para todo el periodo de estudio, a excepción de las últimas mediciones en donde tiende a remover más contaminante y por lo tanto, entrega concentraciones de salida más pequeñas, no obstante, esto no se ve particularmente reflejado en los datos medidos, en donde se mantienen del mismo orden que para los periodos anteriores. El HC-FV tiene mediciones mayores que el HC-FH, llegando incluso a superar las concentraciones de entrada del humedal, lo que supone que se está formando nitrógeno al interior del humedal, o bien, va quedando acumulado en las superficies, lo cual se ve representado a la salida.

Por otro lado, los modelos permanentes, entregan los mismos valores entre sí, y también coinciden con los valores obtenidos por el modelo en régimen transiente, en donde no se aprecia el aumento de concentración en el humedal vertical.

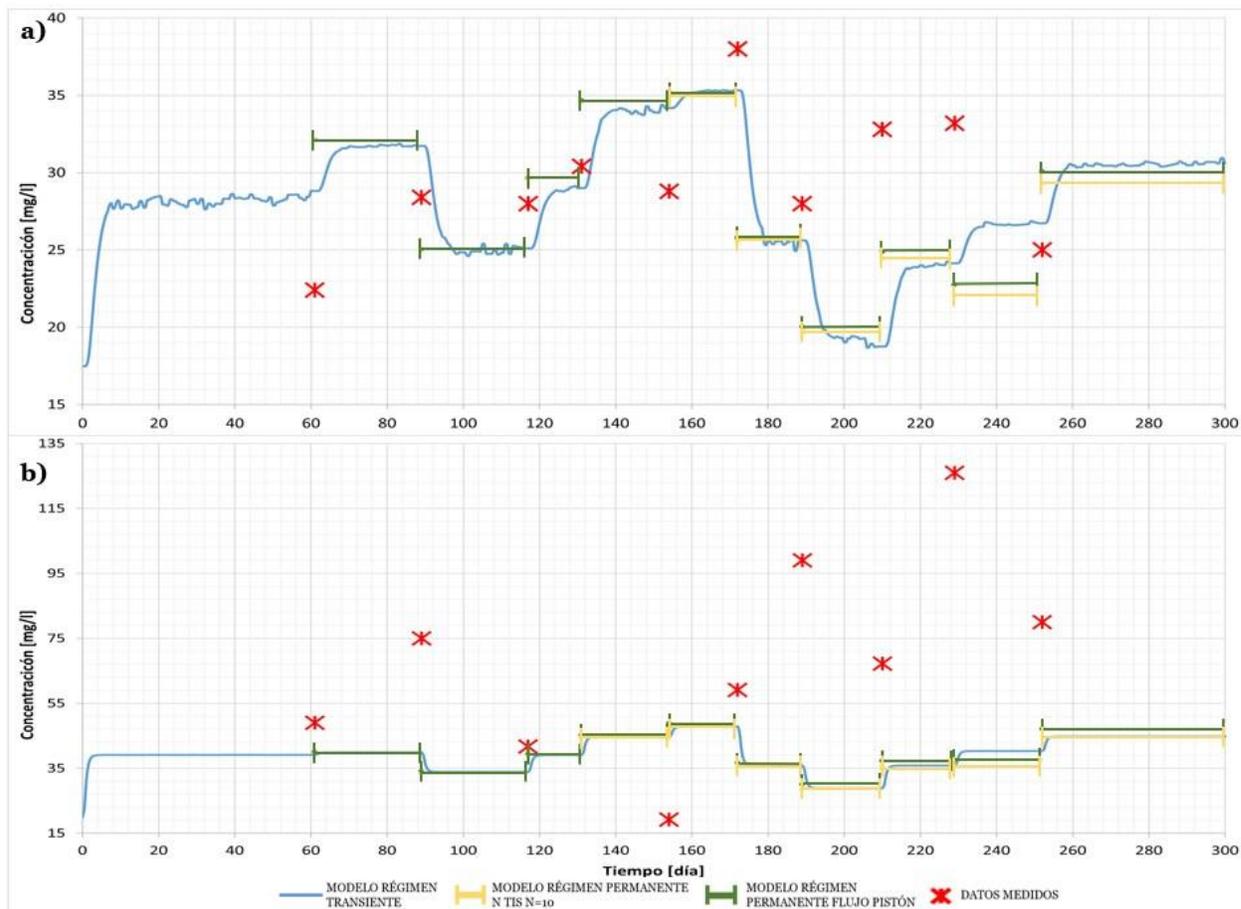


Figura 4-6: Concentraciones de salida de NT simulada para el modelo de régimen transiente, flujo pistón y N-TIS. Mediciones reales indicadas en rojo. (a) HC-FH. (b) HC-FV.

4.1.7. Fosfato (PO_4^{3-})

Con respecto al modelo de régimen transiente, el modelo se acerca a las mediciones realizadas, al igual que con los modelos del régimen permanente, esto especialmente con respecto al HC-FH.

El modelo de régimen transiente para el HC-FV muestra fluctuaciones en los periodos y sobreestima las concentraciones de salida medidas, sin embargo, estas diferencias no sobrepasan los 5 [mg/l]. Por otro lado, los modelos de régimen permanente se representan mejor con respecto a los datos medidos, tienen valores entre los modelos casi idénticos.

Las concentraciones de salida son levemente menores en el HC-FV, lo que indica una mejor capacidad para remover este componente. El tiempo de retención hidráulico parece no ser tan relevante.

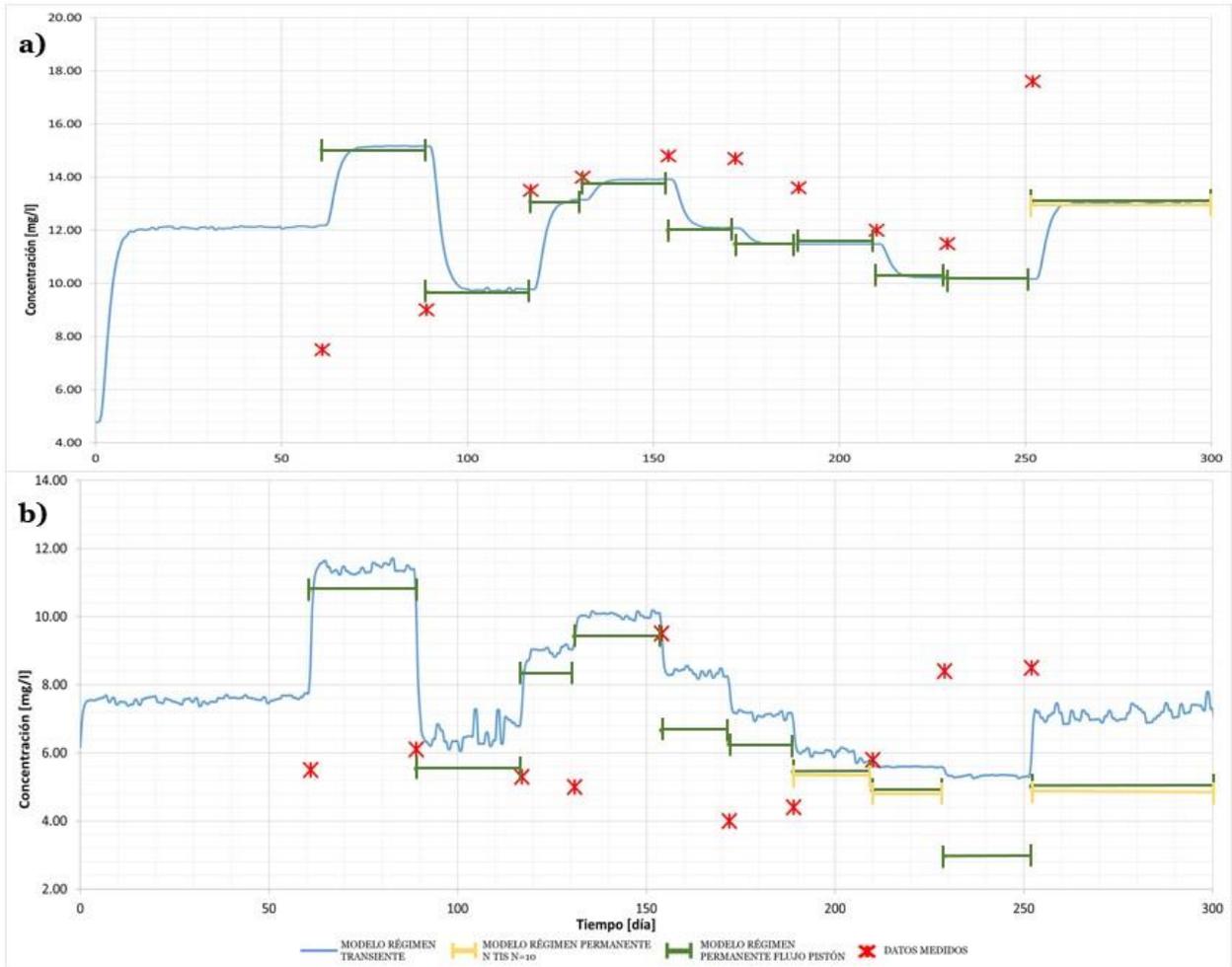


Figura 4-7: Concentraciones de salida de fosfato simulada para el modelo de régimen transiente, flujo pistón y N-TIS. Mediciones reales indicadas en rojo. (a) HC-FH. (b) HC-FV.

4.1.8. Fósforo total

Para el estudio de ambos humedales con respecto a este contaminante, se tiene que los tres modelos utilizados son idénticos entre sí en todo momento. Es así, que las mediciones tomadas, en un principio son menores a las concentraciones descritas por los modelos, para luego aumentar la concentración y sobrepasar a estos mismos, sin embargo, las diferencias asociadas son de órdenes de magnitud pequeños, ya que en ningún caso se sobrepasan los 10 [mg/l]. Al igual que el fosfato, el humedal vertical entrega concentraciones de salida menores que el HC-FH, por lo que es capaz de remover una mayor cantidad de contaminante. Finalmente, todos los periodos convergen a una concentración de salida, la cual no fluctúa en ningún punto, lo que quiere decir que este parámetro alcanza un régimen permanente al cabo de unos días y deja de ser susceptible a la variación en el tiempo.

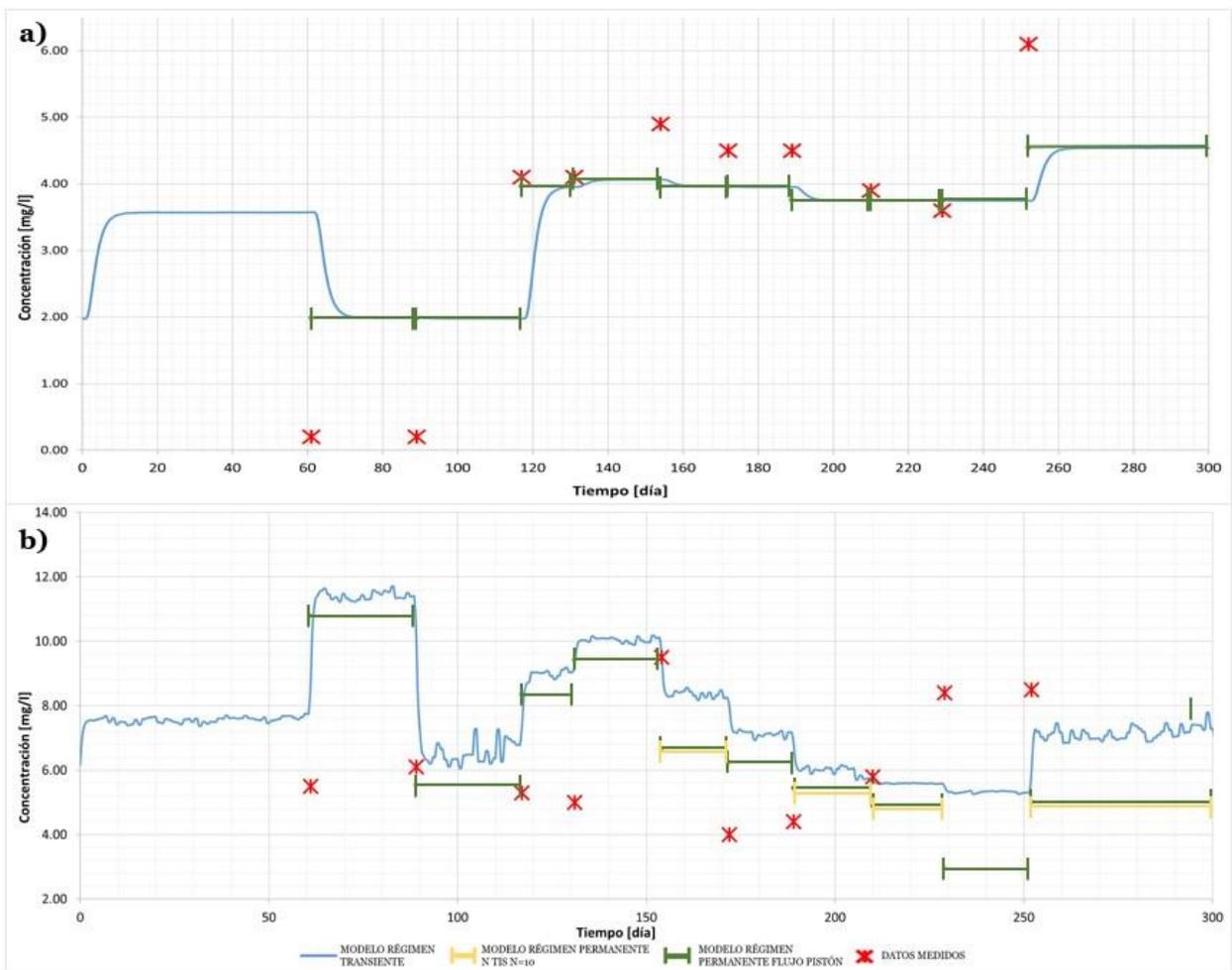


Figura 4-8: Concentraciones de salida de PT simulada para el modelo de régimen transiente, flujo pistón y N-TIS. Mediciones reales indicadas en rojo. (a) HC-FH. (b) HC-FV.

4.1.9. Sólidos suspendidos totales

Para todos los modelos, existe una fluctuación que se ubica entre la segunda y tercera medición que se debe principalmente a la entrada de una carga muy por sobre el promedio (189 [mg/l]), lo cual incide directamente en las concentraciones de salida percibidas por los tres modelos. Sin embargo, posterior a esto, se comienzan a estabilizar tanto las concentraciones de salida de los modelos, como de los datos medidos, llegando a obtener valores de salida muy parecidos entre los mismos.

Para el modelo de régimen transiente, los periodos parecen no alcanzar en ningún momento la estabilidad de concentraciones, esto se debe a que el modelo es muy susceptible a las variaciones de temperatura, por lo que nunca va a lograr alcanzar el régimen permanente dentro de un periodo.

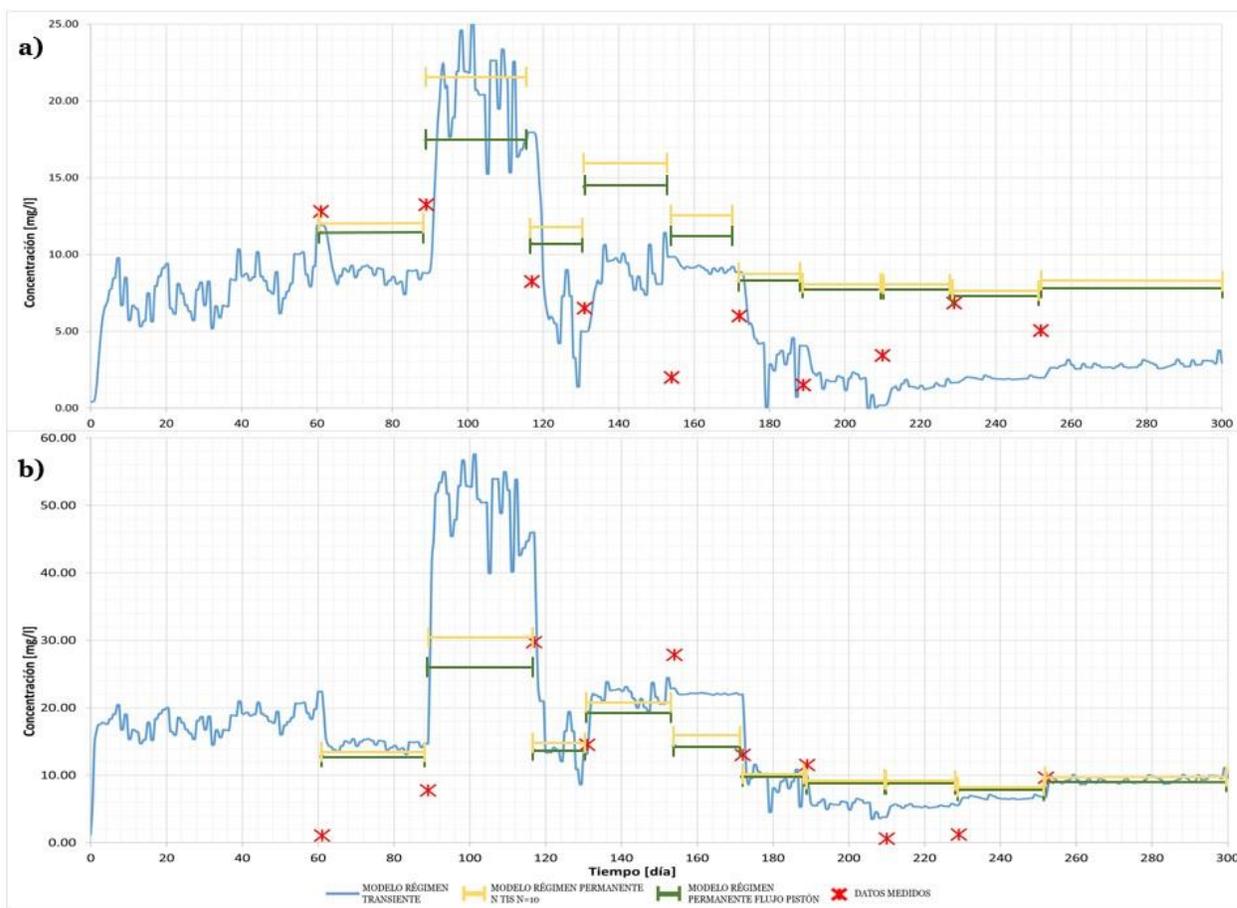


Figura 4-9: Concentraciones de salida de SST simulada para el modelo de régimen transiente, flujo pistón y N-TIS. Mediciones reales indicadas en rojo. (a) HC-FH. (b) HC-FV.

Así, los parámetros que mejor se ajustan, entre los mismos modelos, y que además, poseen un rango de valores de salida parcialmente cercano a las mediciones obtenidas, corresponden a coliformes totales, Escherichia Coli, amonio, fosfato y fósforo total.

Finalmente, para todos los contaminantes simulados por el modelo de régimen transiente, fue posible notar que al comienzo de cada periodo existen fluctuaciones en cuanto a las concentraciones de salida, las cuales se estabilizan luego de un determinado tiempo, siendo este tiempo mayor para el HC-FH. La estabilización en este humedal ocurre después de aproximadamente 5-7 días del inicio del periodo, mientras que en el humedal vertical esto ocurre entre 1 y 2 días posterior, estos valores coinciden con el tiempo de retención hidráulica de cada humedal, lo que supone que el modelo logra captar el desfase de días con relación a la entrada de contaminante y la salida de este mismo. Se escogen así, tres contaminantes para la propagación de incertidumbre, los cuales corresponden a coliformes totales, amonio y fosfato.

4.2. Modelación de Monte Carlo

Como se menciona anteriormente, se escogieron los contaminantes CT, NH_4^+ y PO_4^{3-} para realizar la propagación de incertidumbre, la cual se efectuó utilizando el método de simulación de Monte Carlo. Cada uno de estos contaminantes fue sometido a este método, variando los parámetros correspondientes a la temperatura del aire (donde a partir de la correlaciones encontradas en la Figura 3-1 se pueden obtener temperaturas del agua para cada humedal), el coeficiente de decaimiento a 20 °C (K_{20}) y la concentración de entrada. Esto fue llevado a cabo para cada contaminante y parámetro por separado, y además, para todos los modelos de simulación estudiados (N-TIS, Flujo pistón y modelo de régimen transiente). Sin embargo, existen parámetros que fueron sometidos a una variación aleatoria siguiendo las distribuciones vistas en la sección 3.4, que solo se realizaron para uno o algunos modelos.

Para los modelos de régimen permanente (N-TIS y Flujo pistón), se modelaron los parámetros relacionados a la evapotranspiración, siendo estos la humedad relativa, velocidad del viento y radiación solar. Cabe destacar que en los resultados solamente se muestran los valores obtenidos de la simulación realizada para el modelo de flujo pistón, ya que en la mayoría de los casos, y particularmente para los contaminantes utilizados, se desempeñaron de manera muy similar. Este modelo representa los datos de salida a partir de líneas segmentadas que indican un intervalo de confianza del 95%.

Por otro lado, para el modelo de régimen transiente se realizó una variación del coeficiente de dispersión hidrodinámica (D_x). Asimismo, se evaluó el caso en que tanto la temperatura del aire como el coeficiente D_x fueron sometidas a variaciones simultáneas, a partir de su distribución correspondiente.

Para cada parámetro se realizaron 1000 simulaciones según las distribuciones definidas en la sección 3.4., junto con esto, se obtiene la eficiencia de remoción de contaminante asociada a cada simulación realizada utilizando la Ec. 21. A continuación, se muestran los resultados obtenidos de la simulación de Monte Carlo para cada humedal de estudio.

4.2.1. Humedal subsuperficial de flujo horizontal

- COLIFORMES TOTALES

En la Figura 4-10 se obtienen los resultados para las concentraciones de salida de coliformes totales variando los siguientes parámetros: de temperatura del aire (a), concentración de entrada (b) y coeficiente de decaimiento a 20°C (c) para un periodo de invierno y otro en verano. A partir de esta Figura es posible notar que, tanto para la modelación en régimen permanente como para la de régimen transiente se obtienen los mismos rangos de valores posibles para las concentraciones de salida, exceptuando el gráfico de variación de temperatura, en el periodo de verano.

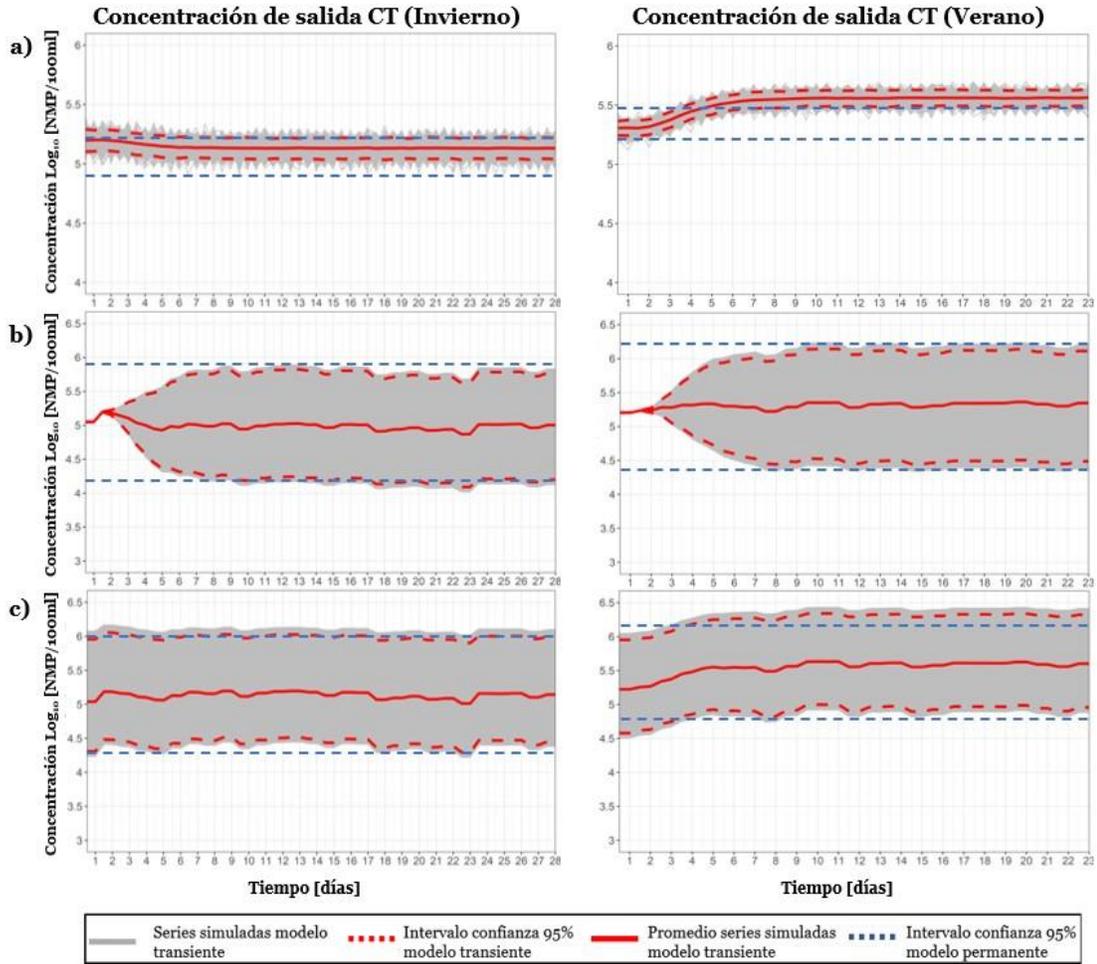


Figura 4-10: Concentraciones de salida de CT de las 1000 simulaciones para el HC-FH. a) Variando la temperatura del aire. b) Variando la concentración de entrada. c) Variando el coeficiente de decaimiento a 20°C.

Para la modelación con temperaturas aleatorias (a), se puede observar que estas varían levemente con respecto al promedio, esto se explica debido a que el coeficiente de temperatura (θ) es muy cercano a 1, por lo que cualquier variación de temperatura no va a notarse en los modelos de manera significativa. Sin embargo, a diferencia del modelo transiente, que solo incluye la influencia de la temperatura en la ecuación de Arrhenius (Ec. 18), el modelo en régimen permanente incluye las pérdidas por evapotranspiración, donde también actúa la temperatura, lo que podría explicar que este último modelo tenga una mayor variabilidad que el modelo transiente. Por otro lado, se deben tomar en cuenta las unidades respectivas de CT, las cuales se encuentran en función de Log, por lo que una variación de 0,2 unidades logarítmicas, realmente indica una fluctuación de 1,6 CT por cada 100 [ml]. De todas maneras, es un rango pequeño con respecto a la incidencia en el desempeño de la remoción de este contaminante (<1%), el gráfico asociado al porcentaje removido se observa en el Anexo F.1, Figura F-1.

La concentración de entrada por su parte (b), provoca una variación directa en cuanto a las concentraciones de salida, en donde se tiene, como es de esperar, que a concentraciones de entrada mayores, más altas son las concentraciones de salida. Sin embargo, durante los primeros días del periodo se observa una única concentración de salida en ambos escenarios, el cual coincide con el tiempo de retención hidráulico del humedal, esto quiere decir que durante ese periodo de tiempo, en la salida aún no se observa la nueva carga impuesta al inicio del periodo, por lo que la concentración de salida viene dada por la concentración de entrada del periodo anterior.

Por último, se encuentra el K_{20} (c), el cual se relaciona de manera inversa con las concentraciones de salida, es decir, mientras más grande el K_{20} , menor es la concentración de salida que entrega el modelo. Esto hace sentido, ya que la constante de decaimiento indica de cierta manera la rapidez con la que se va a remover un contaminante, y a mayor velocidad de remoción, menor es la concentración de salida. Estos parámetros parecen tener más influencia en cuanto a la variabilidad en la concentración de coliformes.

- AMONIO (NH_4^+)

En cuanto a la Figura 4-11, esta muestra concentraciones de salida de amonio para la simulación de los parámetros de temperatura del aire (a), concentración de entrada (b) y coeficiente K_{20} (c). Para esta Figura se puede notar que las concentraciones de salida son menores para los casos en el que aumentan las temperaturas (periodo estival), lo cual se mantiene para todos los parámetros estudiados con respecto a este contaminante.

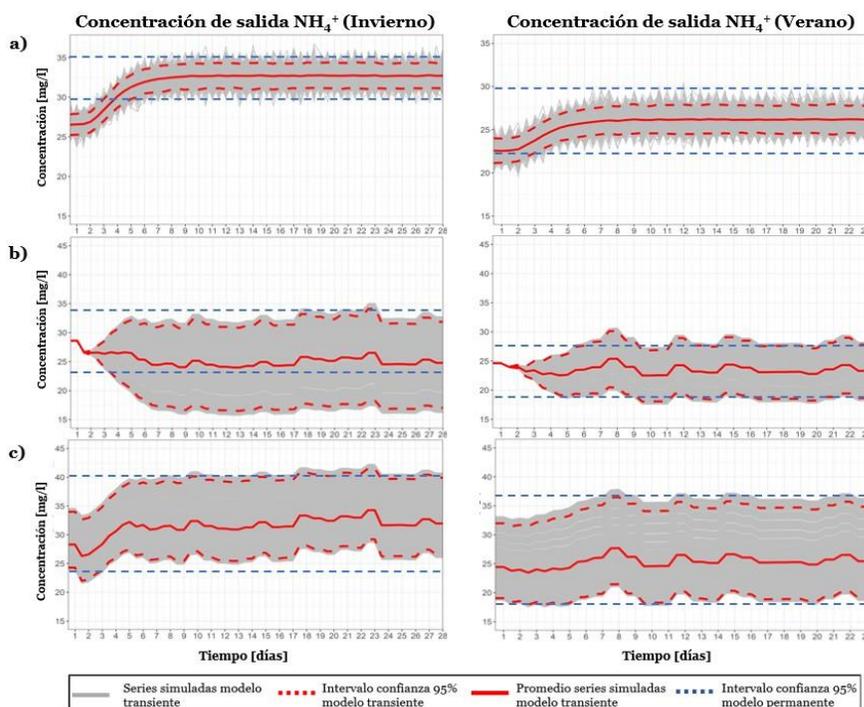


Figura 4-11: Concentraciones de salida de amonio de las 1000 simulaciones para el HC-FH. a) Variando la temperatura del aire. b) Variando la concentración de entrada. c) Variando el coeficiente de decaimiento a 20°C.

La influencia de la temperatura en la Figura 4-11 (a) tiene una variación mayor en este caso, lo cual coincide con la literatura, en donde los componentes asociados al nitrógeno se ven fuertemente influenciados por la temperatura, obteniendo así, mayor contaminante removido a medida que la temperatura aumenta.

Para la variación en la concentración de entrada (b), se observa que en el periodo de invierno existe un rango más amplio de posibles concentraciones siendo que la variabilidad de la concentración de entrada se mantuvo para ambos escenarios estudiados, por lo que la incertidumbre asociada al primer escenario es mayor (invierno). Luego, la figura (c) entrega rangos similares, tendiendo a ser mayores en el periodo de invierno, lo que indica, al igual que los gráficos anteriores, que se estaría removiendo menos contaminante en esta época. El gráfico de la eficiencia de remoción para estas simulaciones se encuentra en el Anexo F.1, Figura F-2.

- FOSFATO (PO_4^{3-})

La Figura 4-12 muestra las concentraciones de salida para el fosfato, variando la temperatura del aire (a), concentración de entrada (b) y coeficiente K_{20} (c).

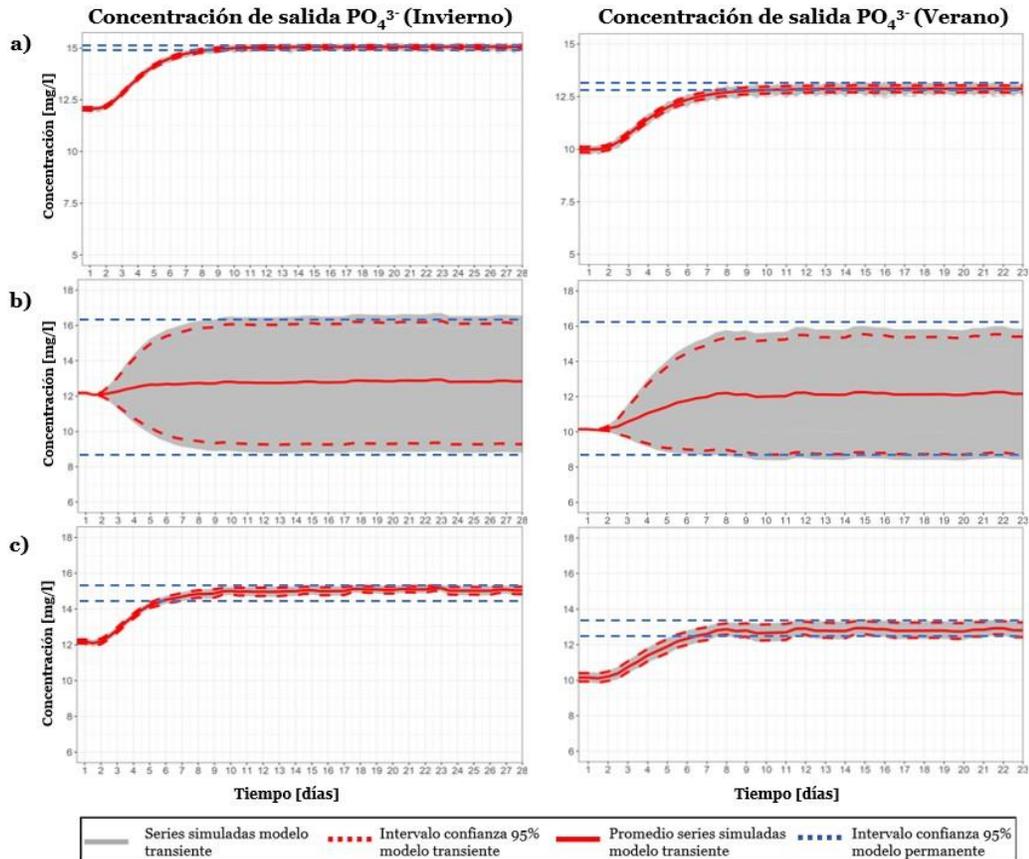


Figura 4-12: Concentraciones de salida de fosfato de las 1000 simulaciones para el HC-FH. a) Variando la temperatura del aire. b) Variando la concentración de entrada. c) Variando el coeficiente de decaimiento a 20°C.

Con respecto a la variación en la temperatura (a), se puede notar que la influencia de esta con respecto al fosfato es prácticamente nula, tanto para el modelo de régimen permanente como para el modelo transiente. En este gráfico el modelo transiente tiende a aumentar su concentración de salida durante el inicio del periodo, estabilizándose en aproximadamente 7 días (lo cual coincide en magnitud con el tiempo de retención hidráulico $TRH = 4$), tendiendo así, al régimen permanente.

Por otro lado, las concentraciones de salida variando la concentración de entrada (b), parece comportarse de manera similar en ambos periodos, obteniendo rangos similares en ambos modelos utilizados, además, es el parámetro que mayor influencia tiene en este contaminante. Al igual que en los otros contaminantes se observa que al inicio del periodo no existe variación en la concentración de salida, lo cual se debe principalmente al tiempo de retención hidráulico.

Para las variaciones en el coeficiente de decaimiento (c), se observa que los rangos dentro de los cuales varían ambos modelos no superan los 2 [mg/l], sin embargo, para el periodo estival se tiene un rango mayor de valores, lo que indica que a mayores temperaturas el coeficiente de decaimiento incide de mayor manera en las concentraciones de salida de este contaminante. Los gráficos asociados a la eficiencia de remoción de este contaminante con respecto a los parámetros mencionados se encuentran en el Anexo F.1, Figura F-3.

4.2.2. Humedal subsuperficial de flujo vertical

- COLIFORMES TOTALES

La Figura 4-13 muestra los resultados para las concentraciones de salida de coliformes totales para un humedal de flujo vertical, variando los siguientes parámetros: de temperatura del aire (a), concentración de entrada (b) y coeficiente de decaimiento a 20°C (c) para un periodo de invierno y otro en verano. En primer lugar, notar que para la simulación de variación de temperatura (a), existe una discrepancia entre el modelo en régimen transiente y régimen permanente, en donde se obtienen rangos más variables en este último. Asimismo, para el periodo de invierno se obtienen concentraciones menores que para el régimen transiente, sin embargo, las diferencias entre ambos modelos son de 0,2 Log_{10} [NMP/100ml] aproximadamente, por lo que no son significativas.

Al igual que en el humedal de flujo horizontal, el parámetro que más dispersión de datos posee, es la variación de la concentración de entrada (b), lo cual se explica de la misma manera que para los otros casos, mayores concentraciones de entrada implican mayores concentraciones de salida, teniendo en cuenta que el porcentaje removido dentro de un periodo se mantiene relativamente constante, esto se puede notar en el Anexo F.2, Figura F-4. Este parámetro es indiferente a la estación en la que se encuentre operando el sistema.

Por último, se encuentra la variación del coeficiente de decaimiento (c), el cual se comporta de manera similar en ambos modelos, teniendo una disminución en la dispersión para el periodo de verano, esto puede deberse a que las temperaturas dentro de ese periodo fueron menos fluctuantes en comparación a la temporada de invierno.

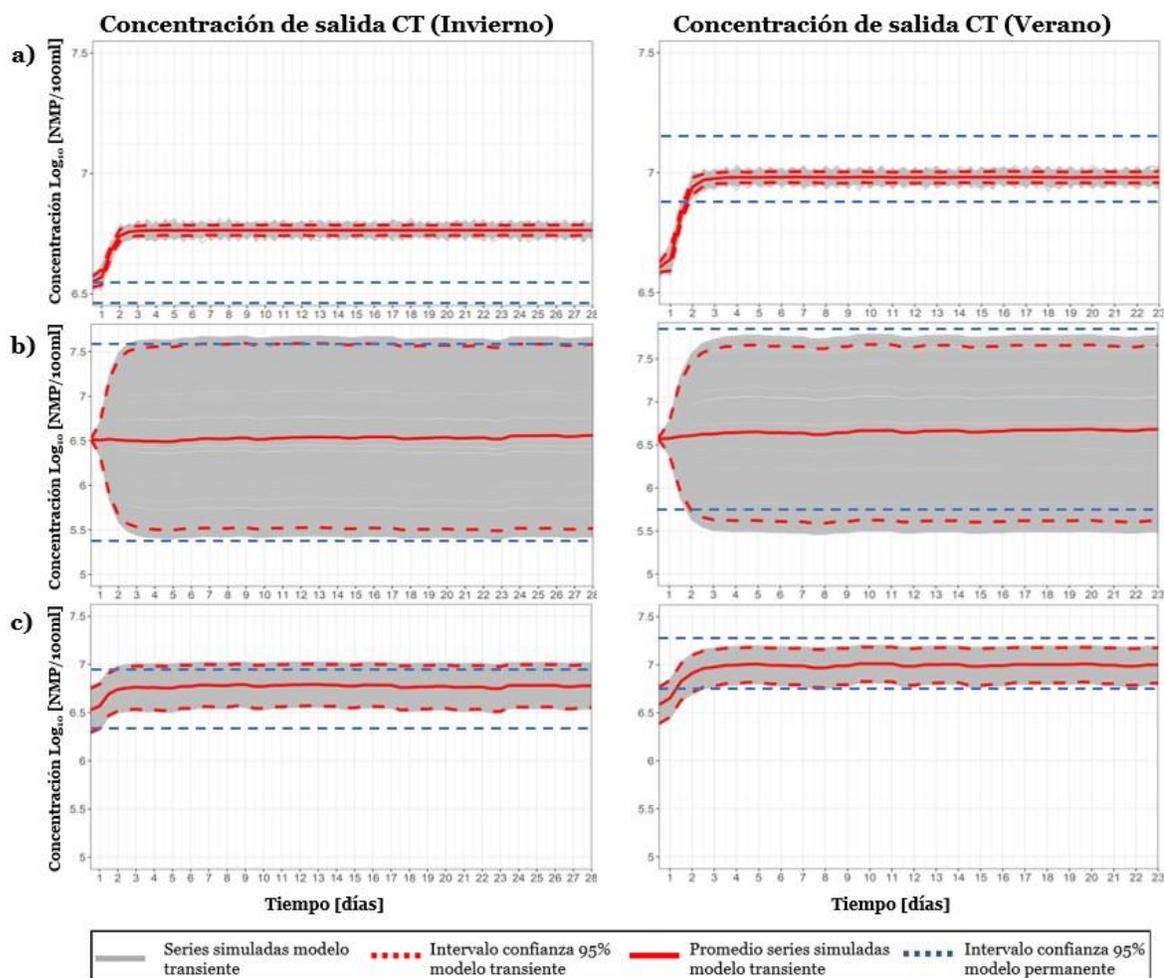


Figura 4-13: Concentraciones de salida de CT de las 1000 simulaciones para el HC-FV. a) Variando la temperatura del aire. b) Variando la concentración de entrada. c) Variando el coeficiente de decaimiento a 20°C.

- AMONIO (NH_4^+)

Con respecto a la Figura 4-14, se pueden observar los parámetros asociados a la variabilidad de temperatura del aire (a), concentración de entrada (b) y coeficiente de decaimiento a 20°C (c) para el amonio en un humedal de flujo vertical. Para este caso, es posible notar que el modelo de régimen permanente tiende a entregar concentraciones de salida menores que las del régimen transiente, esto se repite en todos los gráficos de la Figura, lo cual indica según el régimen permanente, que existe una mayor remoción de contaminante que la que percibe el régimen transiente.

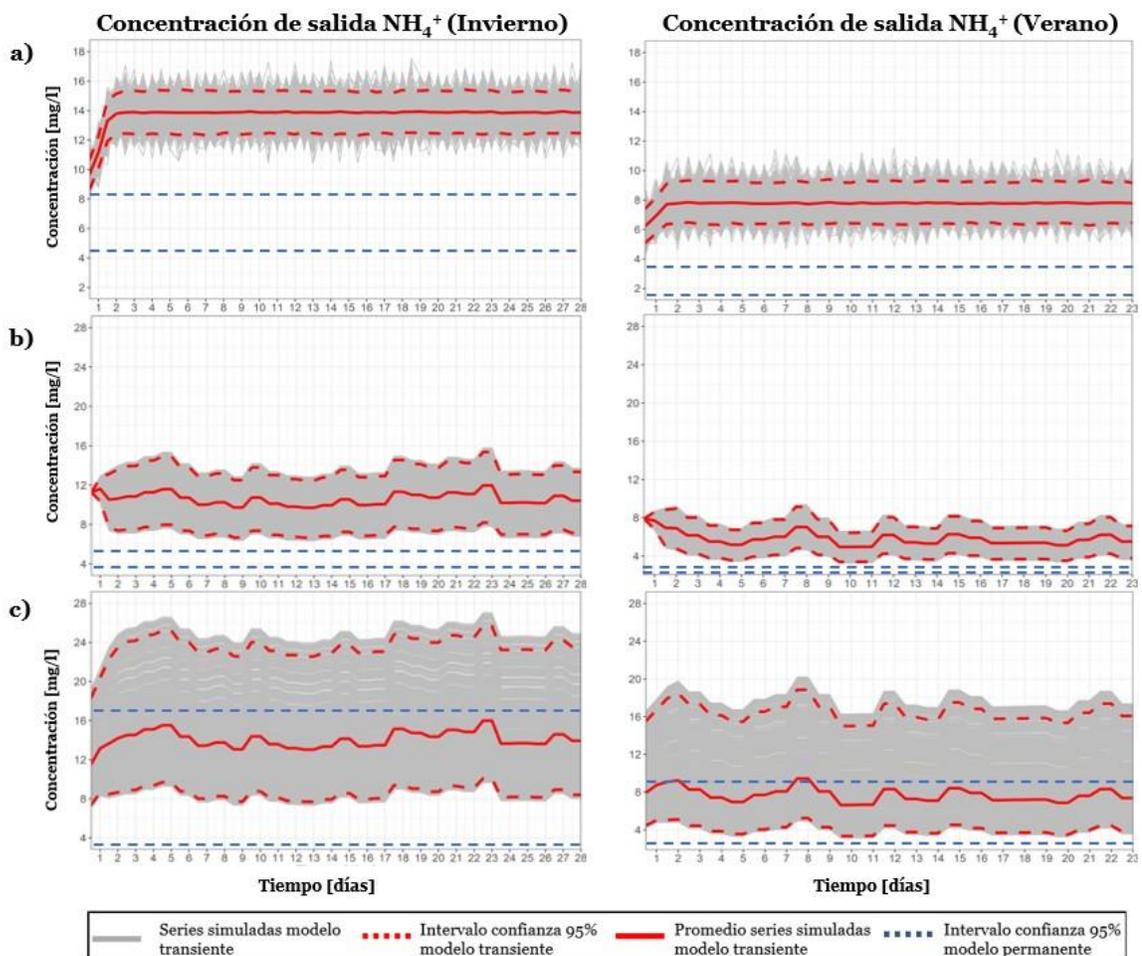


Figura 4-14: Concentraciones de salida de nitrato de las 1000 simulaciones para el HC-FV. a) Variando la temperatura del aire. b) Variando la concentración de entrada. c) Variando el coeficiente de decaimiento a 20°C.

Por otro lado, en este humedal se sigue con la tendencia del humedal horizontal, en donde se remueve más contaminante en el periodo estival que invernal, y las concentraciones de salida son prácticamente la mitad que las concentraciones de salida obtenidas en el humedal horizontal. Lo cual indica que en el humedal vertical ocurren más eficazmente los procesos de nitrificación y desnitrificación, permitiendo así, remover componentes asociadas al nitrógeno. Esto concuerda con los estudios realizados anteriormente, donde se concluye una mayor capacidad por parte de estos sistemas a favorecer este tipo de procesos.

En cuanto a las concentraciones de entrada (b) y K_{20} (c) para el humedal de flujo vertical, se tienen mayores variaciones con respecto al periodo de invierno, sumado a una disminución en la concentración de salida, para ambos casos, en el periodo de verano. Los comportamientos a lo largo de los periodos de estudio son similares en ambos casos, esto se debe a que este contaminante tiene una mayor sensibilidad en cuanto a cambios de temperatura, y las subidas en la concentración de salida indican menores temperaturas.

- FOSFATO (PO_4^{3-})

En la Figura 4-15, se muestran las simulaciones realizadas con respecto a los parámetros de temperatura del aire (a), concentración de entrada (b) y coeficiente de decaimiento a 20°C (c) para el amonio en un humedal de flujo vertical. Al igual que para el amonio, el modelo en régimen permanente entrega concentraciones de salida menores para este contaminante, teniendo en la mayoría de los casos, un rango de igual o menor amplitud que para el modelo de régimen transiente. Asimismo, se puede notar que el gráfico asociado a la variación del coeficiente de decaimiento (c), es más susceptible a los aumentos y disminuciones de temperaturas, que vienen dadas por el comportamiento a lo largo del periodo de estudio (subidas y bajadas de concentración de salida), que las variaciones con respecto a la concentración de entrada (b).

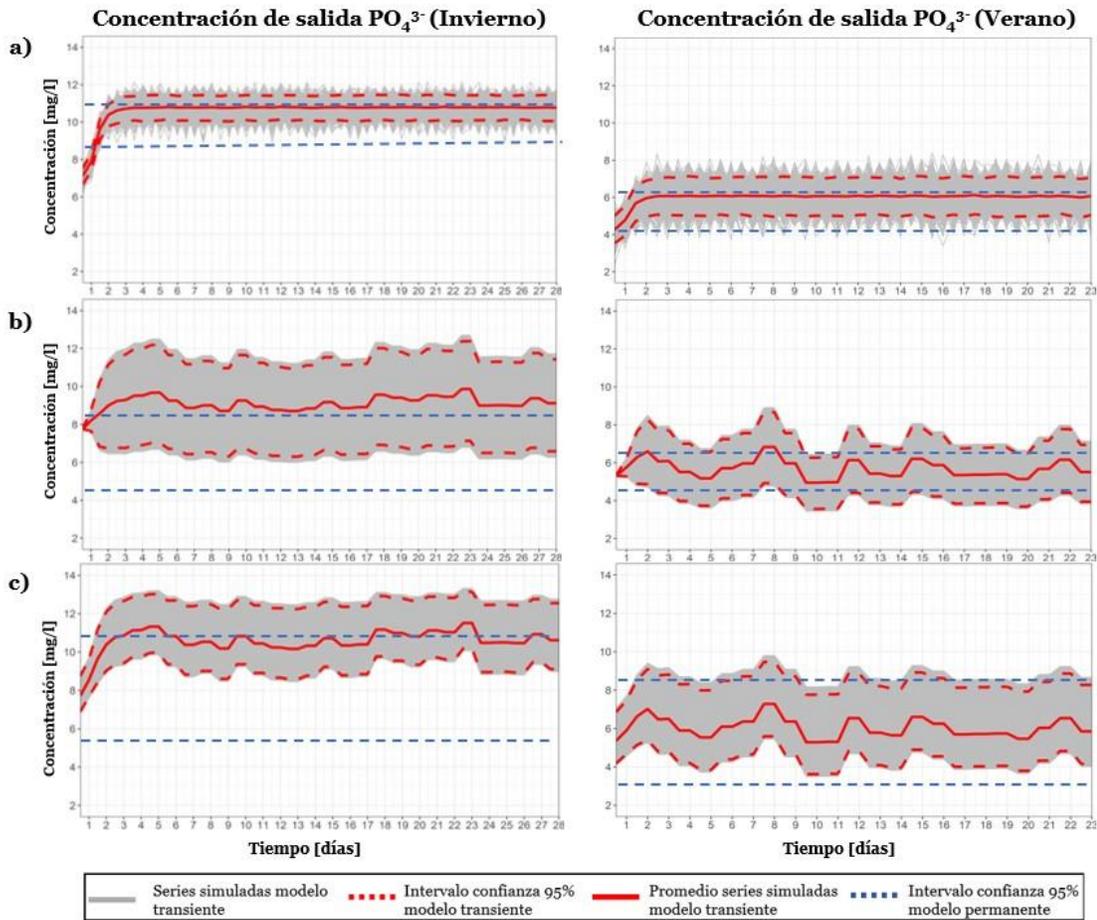


Figura 4-15: Concentraciones de salida de fosfato de las 1000 simulaciones para el HC-FV. a) Variando la temperatura del aire. b) Variando la concentración de entrada. c) Variando el coeficiente de decaimiento a 20°C .

Por otro lado, al igual que para el humedal de flujo horizontal las concentraciones de salida son menores en el periodo de verano, indicando que a mayor temperatura mayor es el contaminante removido. Se observa además, que este humedal tiene una mayor capacidad

de remoción de este contaminante, entregando concentraciones de salida que son aproximadamente 5 [mg/l] más bajas que para el humedal horizontal.

Para el gráfico donde existe variación de temperatura (a) existe una mayor dispersión de datos en el periodo de verano, lo cual a su vez, influye en la variabilidad de la eficiencia de remoción de este contaminante lo cual se aprecia en el Anexo F.2, Figura F-6.

A diferencia de los otros gráficos, la variación en la concentración de entrada (b) muestra que al inicio del periodo se tienen las mismas concentraciones de salida, las cuales se dispersan rápidamente luego de un día aproximadamente, esto coincide con el tiempo de retención hidráulico del humedal vertical, el cual al inicio del periodo percibe las concentraciones que ingresaron en el periodo anterior, ya que las de este periodo aún no han llegado a la salida del humedal respectivo.

4.3. Sistemas convencionales y no convencionales en la remoción de contaminantes

En la Tabla 4-10 se pueden observar porcentajes de remoción típicos para las plantas de tratamiento convencional y humedales construidos en Chile, siendo estos últimos recopilados de la revisión bibliográfica. Además, se obtiene la eficiencia de remoción promedio para el modelo en régimen transiente, para esto se utiliza la Ec. 21.

Tabla 4-1: Eficiencia de remoción típica para plantas de tratamiento de aguas servidas y humedales construidos, junto con los valores obtenidos para los humedales estudiados. (a) Fuente: Vidal, G. et al., (2014); Tchobanaoglous, G. et al., (2000). (b) Promedio de porcentaje de remoción utilizando régimen transiente.

| Contaminante | PTAS [%] ^(a) | Humedales construidos [%] | | Humedales estudiados [%] ^(b) | |
|-------------------------------|-------------------------|---------------------------|-------|---|-------|
| | | HC-FH | HC-FV | HC-FH | HC-FV |
| CT | 98-99 | 98-99 | 99 | 98,76 | 65,43 |
| DQO | 75-90 | 76-94 | 75-90 | 78,65 | 62,04 |
| E. Coli | 98-99 | 98-99 | 99 | 99,32 | 66,65 |
| NH ₄ ⁺ | 90-98 | 30-40 | 30-60 | 39,43 | 78,03 |
| NO ₃ ⁻ | 95-99 | 0-30 | - | 11,62 | - |
| NT | 70-90 | 10-50 | 35-55 | 29,27 | 0,52 |
| PO ₄ ³⁻ | 99 | 10-20 | 20-40 | 1,47 | 6,54 |
| PT | 75-95 | 15-70 | 23-60 | 4,82 | 40,94 |
| SST | 80-90 | 80-90 | 75-85 | 90,06 | 76,06 |

4.3.1. Comparación entre sistemas convencionales y no convencionales y cumplimiento normativas

Se observa que en ambos sistemas de depuración, los patógenos se remueven casi por completo (98-99%), lo cual se cumple para el humedal de flujo horizontal, no así para el HC-FV, lo cual se debe a que el TRH es menor a un día, por lo que estas bacterias no tienen el tiempo suficiente para removerse. La norma NCh 1333, establece un límite máximo admisible de 1000 [NMP/100ml], el cual no se cumple en ninguno de los dos humedales, haciendo necesario un tratamiento posterior de desinfección para que se encuentren dentro del rango aceptable para su disposición final.

Con respecto a los sólidos suspendidos totales, estos tienden a removerse mejor en los humedales horizontales, esto debido a que su principal mecanismo de remoción es la filtración y sedimentación, las cuales ocurren a bajas velocidades y mayores TRH. Luego, las PTAS mantienen el mismo nivel de remoción que los HC-FH. Los humedales experimentales experimentan remociones de 90 y 76% para HC-FH y HC-FV respectivamente, encontrándose dentro del rango normal de remoción para este contaminante. Si bien, los valores de remoción de humedales son del orden de las PTAS, estas disminuyen cuando las temperaturas son muy bajas. En cualquier caso, se cumple el límite máximo admisible para el DS90, el cual va desde los 80 a los 300 [mg/l] dependiendo el cuerpo de agua receptor.

Para la remoción de materia orgánica, se obtienen valores para los humedales experimentales, que logran remover un porcentaje de contaminantes de acuerdo a los estudios de otros humedales en Chile, para el humedal horizontal, sin embargo la DQO removida en el HC-FV está por debajo del promedio estudiado, lo cual se debe principalmente al tiempo de retención hidráulico, ya que si bien la temperatura y la degradación por microorganismos juegan un rol importante en su degradación, este no alcanza a estar el tiempo suficiente al interior del humedal como para verse afectado por estos. De todas maneras, el desempeño asociado a este humedal es del orden del 60% de remoción. Con respecto a las PTAS, estos se encuentran en el mismo orden de remoción que los humedales construidos, por lo que serían igual de eficientes en cuanto al desempeño en la reducción de M.O.

En cuanto a la remoción de nutrientes, los humedales en general son menos eficientes que con respecto a otros contaminantes. Para el HC-FH se observan remociones que no alcanzan el 50%, lo que deja ver la poca capacidad de este humedal en cuanto a la reducción de estos componentes, lo cual se aprecia de igual manera en el general de HC-FH. Para el humedal vertical, se observa una alta eficiencia en la remoción de amonio, lo que indica una alta capacidad de nitrificación del sistema, asimismo, se tiene que el humedal es capaz de remover un porcentaje de fósforo, ambos en el rango de valores típicos de remoción HC-FV, para el nitrato se obtuvieron porcentajes de remoción negativos en este humedal, lo que sugiere que se está generando más contaminante del que puede ser removido, producto principalmente de la transformación de amonio a nitrato. En cuanto a PTAS, estas tienen una capacidad mucho mayor de remoción de nutrientes, en donde se emplean

métodos de reducción de contaminantes que favorecen el buen desempeño obtenido. Tanto para la normativa chilena NCh 609, como para la NCh 1333 se tiene que los límites máximos de estos contaminantes solamente se cumplen para el humedal de flujo vertical, por lo que los HC-FH debiesen incorporar algún tipo de sistema de desinfección que permita satisfacer con los estándares solicitados.

Capítulo 5: Conclusiones y recomendaciones

En el presente trabajo se formularon e implementaron modelos, tanto en régimen permanente como en régimen transiente, para la obtención de concentraciones de salida de los humedales horizontal y vertical. Sin embargo, la Validación presentó resultados diversos dependiendo del tipo de contaminante estudiado. Asimismo, se llevó a cabo la propagación de incertidumbre utilizando el método de Monte Carlo para las concentraciones de salida de tres contaminantes particulares correspondientes a coliformes totales, amonio y fosfato, asociada tanto a condiciones ambientales como a concentraciones de entrada. Este tipo de metodología permite complementar el análisis basado en la construcción de humedales pilotos, entregando en conjunto una mayor precisión del desempeño de estos sistemas. Este tipo de metodología permite complementar la construcción de humedales pilotos, entregando en conjunto una mayor precisión del desempeño de estos sistemas.

5.1. Validación de los modelos de simulación

Los modelos de simulación determinísticos fueron capaces de representar correctamente las concentraciones de salida de la mayoría de los contaminantes, principalmente aquellos que pertenecían al grupo de patógenos y nutrientes. Por un lado, los modelos entregaron resultados del mismo orden de los datos medidos, a excepción de la DQO y los SST, en donde se sobreestiman las concentraciones de salida de las primeras mediciones, lo cual podría deberse a que las concentraciones de entrada se encontraban muy por sobre el promedio de concentraciones típicas para aguas residuales. Por otro lado, tanto la DQO como los SST mostraron fluctuaciones a lo largo del horizonte de estudio, sin lograr estabilizarse dentro de un mismo periodo, esto sugiere que entre mediciones el modelo no logró alcanzar un régimen permanente, lo cual se debe principalmente a la sensibilidad del modelo en régimen transiente a la variación de temperatura con respecto a esos contaminantes. Los modelos en régimen permanente fueron consistentes entre sí, entregando valores muy similares en la mayoría de los casos, por lo que no se puede establecer un patrón asociado a un mejor desempeño de un modelo por sobre el otro.

En general, todos los modelos representaron de mejor manera las concentraciones de salida de nutrientes para el humedal horizontal que para el humedal vertical, en particular para el amonio, nitrato y nitrógeno total. Esto indica que los procesos de nitrificación y desnitrificación, los cuales se llevan a cabo principalmente en humedales verticales, no pudieron ser correctamente representados por los modelos de simulación. No obstante, para los modelos en régimen permanente, donde fueron incorporados estos procesos, las concentraciones se ajustaron de mejor manera a las mediciones observadas que para el modelo de simulación en régimen transiente, que por simplicidad del modelo no incluyó

estos procesos. Por lo general, los modelos en régimen permanente entregaron mejores resultados que el modelo de régimen transiente, donde este último tiende a sobreestimar las concentraciones de salida con respecto a las mediciones realizadas.

5.2. Simulaciones de Monte Carlo para la propagación de incertidumbre

En cuanto a la propagación de incertidumbre, cabe destacar que esta fue realizada para los parámetros ambientales correspondientes a temperatura, radiación solar, humedad relativa y velocidad del viento, asimismo, se realizó para el coeficiente de decaimiento a 20°C, concentración de entrada y para el coeficiente de dispersión. Tanto para el régimen transiente como para los modelos en régimen permanente, se pudo observar un comportamiento razonable con respecto a la dispersión aplicada a las variables de entrada y parámetros ambientales simulados, y las concentraciones de salida observadas. En otras palabras, la dispersión de las forzantes de los modelos es del mismo orden que la dispersión obtenida en la concentración de salida del humedal. Sin embargo, para la propagación de incertidumbre del coeficiente de decaimiento se obtuvieron concentraciones de salida con una mayor dispersión, acrecentándose en los contaminantes en donde el coeficiente de corrección de temperatura tomó valores que se alejaban de 1.

Para las eficiencias de remoción calculadas, el coeficiente de decaimiento (K_{20}) toma valores que provocaron una variación de un 30% de la eficiencia de remoción para el caso más extremo y una dispersión que va desde los 7 [mg/l] a los 26 [mg/l] aproximadamente, correspondiente al amonio. Por el contrario, al propagar la incertidumbre de la concentración de entrada, la eficiencia de remoción se mantiene relativamente constante, independiente del gran cambio en las concentraciones de salida observadas. Esto comprueba la directa correlación que existe entre concentraciones de entrada y de salida. Los parámetros meteorológicos, por lo general no indujeron grandes variaciones en las salidas del modelo, a excepción de la temperatura. Sin embargo, para las simulaciones solo se consideraron dos periodos de aproximadamente un mes, siendo un periodo en invierno y otro en verano, lo que pudo provocar que las forzantes tomen valores con dispersiones menores, en particular para estos casos las desviaciones estándar utilizadas fueron menores.

El modelo de régimen transiente incorpora procesos de dispersión, no obstante, la simulación asociada a este coeficiente muestra que no es un factor relevante en cuanto al desempeño del humedal, ya que en la mayoría de los casos estudiados no se obtuvo variaciones significativas en las concentraciones de salida (<3 [mg/l]). Esto se puede explicar debido a que el tiempo de retención hidráulico, que a su vez depende del volumen del humedal, es muy pequeño como para que el efecto asociado a este coeficiente pueda notarse en mayor medida.

Cabe mencionar que para el método de Monte Carlo se realizaron 1000 simulaciones, esto debido a que a partir de las 500 simulaciones el intervalo de confianza para el 95%,

correspondiente a concentraciones de salida de los contaminantes estudiados, se comienza a estabilizar, por lo que se consideró que eran suficientes para la realización de este trabajo.

5.3. Recomendaciones de trabajo futuro

Con la finalidad de continuar el estudio de variabilidad e incertidumbre en la modelación de humedales construidos, se debe seguir avanzando en la disponibilidad de información, tanto de las concentraciones de salida y su eficiencia de remoción asociada, como de las condiciones ambientales observadas. Asimismo, las mediciones deberían abarcar periodos más largos de tiempo, para poder estudiar la variabilidad estacional asociada a cada contaminante, y si esta es reiterada con el paso de los años.

Otro factor para tener en cuenta es la frecuencia de medición de las concentraciones de contaminante, estas debiesen estar definidas de modo que coincida con el tiempo de retención hidráulico del humedal, a fin de poder relacionar las concentraciones de contaminante que ingresan con las concentraciones de salida. Esto ayudaría a su vez a calibrar otros parámetros, tales como la constante de decaimiento.

Finalmente, se concluye que es confiable utilizar los modelos de simulación estudiados para la representación de humedales horizontales, pero no así para humedales verticales, siendo los contaminantes mejor representados el grupo de patógenos en ambos humedales. Para un correcto uso, se deben volver a calibrar en cada caso los coeficientes de decaimiento asociados al contaminante y el factor de corrección de temperatura, ya que pueden variar dependiendo de la configuración y diseño de los humedales.

Glosario

CE: Conductividad eléctrica

CT: Coliformes totales

DQO: Demanda química de oxígeno

E. Coli: Escherichia Coli

ET: Evapotranspiración

HC-FH: Humedal construido subsuperficial de flujo horizontal

HC-FV: Humedal construido subsuperficial de flujo vertical

K_{20} : Coeficiente de decaimiento de primer orden a 20 [°C]

M.O: Materia orgánica

NH_4^+ : Amonio

NO_3^- : Nitrato

NT: Nitrógeno total

NTK: Nitrógeno total Kjeldahl

OD: Oxígeno disuelto

PO_4^{3-} : Fosfato

SST: Sólidos suspendidos totales

TIS: Tanques en serie

τ : Tiempo de detención hidráulico

Bibliografía

- AKRATOS, S., & TSIHRINTZIS, V., 2006. Effect of temperatura, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands.
- ALARCÓN, M., ZURITA, F., LARA-BORRERO, J., & VIDAL, G., 2018. Humedales de tratamiento: Alternativa de saneamiento de aguas residuales aplicable en América Latina. Pontificia Universidad Javierana, Bogotá.
- ANGELAKIS, A.N., ASANO, T., BAHRI, A., JIMENEZ, B.E., & TCHOBANOGLOUS, G., 2018. Water Reuse: From Ancient to Modern Times and the Future. *Frontiers in Environmental Science*, 6. DOI 10.3389/fenvs.2018.00026
- ARIASL, C.A., & BRIX, H., 2003. Humedales artificiales para el tratamiento de aguas residuales. *Ciencia e ingeniería Neogranadina*, (13), 17-24. ISSN: 0124-8170.
- ASTM D2487, 2018. Classification of soils for engineering purposes (Unified Soil Classification System).
- AYRA, A., 1986. Dispersion and reservoir heterogeneity. Universidad de Texas, Austin.
- COVENEY, M.F., STITES, D.L., LOWE, E.F., BATTOE, L.E. & CONROW, R. (2002). Nutrient removal from eutrophic lake water by wetland filtration. *Ecological Engineering*. 19 (2). p.pp. 141–159.
- Decreto Supremo N°46/2002. Ministerio Secretaría General de la Presidencia, de 17 de enero de 2003, establece normas de emisión de residuos líquidos a aguas subterráneas
- Decreto Supremo N°90/2000. Ministerio Secretaría General de la Presidencia, de 07 de marzo de 2001, establece norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales.
- Decreto Supremo N°609/1998. Ministerio Secretaría General de la Presidencia, de 26 de septiembre de 2000, establece norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos industriales líquidos a sistemas de alcantarillado.
- DELGADILLO, O., CAMACHO, A., PERÉZ, L., & ANDRADE, M., 2010. Depuración de aguas residuales por medio de humedales artificiales.
- DIMOV, I.T., 2008. Monte Carlo methods for applied scientists world scientific, Singapore.
- DOTRO, G., LANGERGRABER, G., MOLLE, P., NIVALA, J., PUIGAGUT, J., STEIN, O., VON SPERLING, M., 2017. Treatment wetlands: Biological wastewater treatment series. IWA task group on mainstreaming the use of treatment wetlands, Vol. 7.

- FAHAD, A., SAPHIRA MOHAMED, R.M., RADHI, B., & AL-SAHARI, M., 2019. Wastewater and its treatment techniques: an ample review, *Indian journal of science and technology*. DOI 10.17485/ijst/2019/v12i25/146059.
- FAO, 2006. Evapotranspiración del cultivo: Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. Food & Agriculture Organization.
- FIGUEROA, G. J., 2002. Evaluación de *Zantedeschia aethiopica* como planta emergente en pantanos de flujo horizontal de subsuperficie para el tratamiento de aguas residuales. Universidad Autónoma de Chiapas, 1-6.
- FREY, H.C., 1992. Quantitative analysis of uncertainty and variability in environmental policy making. AAAS/EPA Environmental science and engineering fellow.
- FUNDACIÓN CHILE (FCH), 2016. Aguas residuales como nueva fuente de agua: Diagnóstico potencial reúso de aguas residuales en la Región de Valparaíso.
- GARCÍA, J., CORZO, A., 2008. Depuración con humedales construidos: Guía práctica de diseño, construcción y explotación de sistemas humedales de flujo subsuperficial.
- GARCÍA, J., ROUSSEAU, P.L., MORATÓ, J., LESAGE, E., MATAMOROS, V., & BAYONA J., 2010. Contaminant removal processes in subsurface-flow constructed wetlands: A review, *Critical reviews in environmental science and technology*, DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/10643380802471076>.
- GRISMER, M., 2005. Simulation evaluation of the effects of non-uniform flow and degradation parameter uncertainty on subsurface-flow constructed wetland performance. *Water environ. Res.*, 77, 3047. DOI: 10.2175/106143005X73938.
- HABERL R., GREGO S., LANGERGRABER G., KADLEC R.H., CICALINI A.-R., DIAS S.M., NAVAIS J.M., SUBERT S., GERTH A., THOMAS H., HEBNER A. (2003) Constructed wetlands for the treatment of organic pollutants. *Journal of Soils and Sediments* 3(2):109-124.
- KADLEC, R.H., 1997. Deterministic and stochastic aspects of constructed wetland performance and design. *Water science technology*, vol.35, no. 5, pp. 149-156.
- KADLEC, R.H., 1999. The inadequacy of first-order treatment wetland models. *Ecological engineering* 15 (2000) 105-119.
- KADLEC, R.H., & WALLACE, S.D., 2009. *Treatment wetlands*. Second edition.
- KELLY, E.L., & CAMPBELL, K., 2000. Separating variability and uncertainty in environmental risk assessment-making choices. *Human and ecological risk assessment: An international journal*, 6(1), 1-13. DOI: 10.1080/10807030091124419.
- LÓPEZ, D., 2016. Evaluación estacional de humedales construidos de flujo horizontal subsuperficial para la depuración de aguas servidas en zonas rurales: Implicancias en la generación de metano. Universidad de Concepción, Chile.

- MARQUET, PABLO A., MAISA ROJAS, ALEJANDRA STEHR, LAURA FARIÁS, HUMBERTO GONZÁLEZ, JUAN CARLOS MUÑOZ, ELIZABETH WAGEMANN, CAROLINA ROJAS, IGNACIO RODRIGUEZ Y JORGE HOYOS, 2021. Soluciones basadas en la naturaleza. Coordinado por Pablo A. Marquet y Maisa Rojas. Santiago: Comité Científico de Cambio Climático; Ministerio de Ciencia, Tecnología, Conocimiento e Innovación. doi: 10.5281/zenodo.5736938.
- MIHELICIC, J., & ZIMMERMAN, J., 2012. Ingeniería Ambiental: Fundamentos, sustentabilidad, diseño.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE (MMA), 2017. Plan de Acción nacional de cambio climático 2017-2022.
- Norma Chilena N°1333/1987. Ministerio Secretaría General de la Presidencia, de 08 de mayo de 1987, establece requisitos de calidad de agua para diferentes usos.
- NOVA, M., 2016. Evaluación de la incidencia del medio granular en un humedal subsuperficial en el proceso de remoción de nutriente. Universidad del Bío-Bío, Concepción.
- OMLIN, M., BRUN, R., & REICHERT, P., 2001. *Biogeochemical model of Lake Zürich: sensitivity, identifiability and uncertainty analysis.* , 141(1-3), 0–123. doi:10.1016/S0304-3800(01)00257-5.
- ONU, 2021. Summary progress update 2021: Sdg 6 - water and sanitation for all. Disponible en: <https://www.unwater.org/publications/summary-progress-update-2021-sdg-6-water-and-sanitation-for-all/>.
- ROUSSEAU, D.P.L., VANROLLEGHEM, P.A., & DE PAUW, N., 2004. Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review. DOI 10.1016/j.watres.2003.12.013.
- SAEED, T., & SUN, G., 2010. The removal of nitrogen and organics in vertical flow wetland reactors: Predictive models. DOI:10.1016/j.biortech.2010.09.096.
- SANDOVAL-HERAZO, L., ALVARADO-LASSMAN, A., MARÍN-MUÑIZ, J., MÉNDEZ-CONTRERAS, J., & ZAMORA-CASTRO, S., 2018. Effects of the use of ornamental plants and different substrates in the removal of wastewater pollutants through microcosms of constructed wetlands.
- SANDOVAL, L., ZAMORA-CASTRO, S., VIDAL-ÁLVAREZ, M., & MARÍN-MUÑIZ., 2019. Role of wetland plants and use of ornamental flowering plants in constructes wetlands for wastewater treatment: A review.
- SARAVIA MATUS, S., ET AL., 2020. Desafíos hídricos en Chile y recomendaciones para el cumplimiento del ODS 6 en América Latina y el Caribe, serie Recursos Naturales y Desarrollo, N° 198 (LC/TS.2020/134), Santiago, Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL). Disponible en: https://www.cepal.org/sites/default/files/publication/files/46503/S2000726_es.pdf.

- SCHULZE-MAKUCH, D., 2005. Longitudinal dispersivity data and implications for scaling behavior. *Ground Water*, Vol 43(3), 443-456 p.
- SETHI, R., & DI MOLFETTA, A., 2019. *Groundwater engineering: A technical approach to hydrogeology, contaminant transport and groundwater remediation*. Springer tracts in civil engineering.
- TCHOBANOGLIOUS, G., BURTON, F.L., & STENSEL, H.D., 2003. *Wastewater engineering, treatment and reuse*, vol. 4, McGraw-Hill Engineering Computer Science.
- TCHOBANOGLIOUS, G., & CRITES, R., 2000. *Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones*. McGraw-Hill Interamericana S.A.
- THOMOPOULOS, N.T., 2013. *Essentials of Monte Carlo simulation – Statistical methods for building simulation models*. Springer, New York, NY. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-1-4614-6022-0>.
- VALDEZ, E.R., & VÁZQUEZ, A.B., 2003. *Ingeniería de los sistemas de tratamiento y disposición de aguas residuales*, Universidad Nacional Autónoma de México.
- VAN GENUCHTEN, M., ALVES, W., 1982. Analytical solutions of the one-dimensional convective-dispersive solute transport equation. U.S. Department of Agriculture, Technical Bulletin No. 1661, 151 pp.
- VAN GENUCHTEN, M., LEIJ, F., SKAGGS, T., TORIDE, N., BRADFORD, S., & PONTEDEIRO, E., 2013. Exact analytical solutions for contaminant transport in rivers: 1. The equilibrium advection-dispersion equation. *Journal of hydrology and hydromechanics*, vol. 61, no. 2, pp.146-160.
- VERA-PUERTO, I.L., ROJAS, L., CONTRERAS, C., ZUÑIGA, F., LÓPEZ, J., SANGÜESA, C., CORREA, C., ARIAS, C.A., & VALENZUELA, M., 2021. Evaluación de humedales construidos con plantas ornamentales para el tratamiento de aguas residuales rurales en la Región del Maule: análisis del potencial de reutilización de sus efluentes de riego. DOI 10.29104/phi-aqualac/2021-v13-2-03.
- VERA, I., JORQUERA, C., LÓPEZ, D. & VIDAL, G., 2016. Humedales construidos para el tratamiento y reúso de aguas servidas en Chile: reflexiones. *Tecnología y ciencias del agua*, 7(3), 19-35.
- VIDAL, G., & HORMAZÁBAL, S., 2018. *Humedales construidos. Diseño y operación*. Universidad de Concepción. Disponible en: <http://biblioteca.cehum.org/handle/CEHUM2018/1779>.
- VIDAL, G., & ARAYA, F., 2014. *Las aguas servidas y su depuración en zonas rurales: Situación actual y desafíos*. Universidad de Concepción.

- VYMAZAL, J., 2005. Constructed wetlands with horizontal subsurface flow and hybrid systems for wastewater treatment. *Ecological Engineering* 25, 478e490.
- VYMAZAL, J., 2007. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. 380(1-3), 48-65. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2006.09.014.
- VYMAZAL, J., KRÖPFELOVÁ, L., 2008. Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow. *Environmental pollution*, vol 14.
- VYMAZAL, J., 2009. The use of constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. 35(1), 1-17. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2008.08.016.
- WEERAKON, G.M.P.R., JINADASA, K.B.S.N., MANATUNGE, J., WIJESIRI, B., & GOONETILLEKE, A., 2020. Kinetic modelling and performance evaluation of vertical subsurface flow constructed wetlands in tropics. *Journal of water process engineering*, 38, 101539. DOI: 10.1016/j.jwpe.2020.101539.
- WU, F., & TSANG, Y., 2003. Second order Monte Carlo uncertainty/variability analysis using correlated model parameters: application to salmonid embryo survival risk assessment.
- WU, H., ZHANG, J., NGO, H.H., GUO, W., HU, Z., LIANG, S., FAN, J., & LIU, H., 2014. A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. *Bioresource Technology*, 175(), pp. 594-601. DOI 10.1016/j.biortech.2014.10.068.
- WYNN, T.M., LIEHR, S.K., 2001. Development of constructed subsurface-flow wetland simulation model. *Ecological Engineering* 16 (2001) 519–536.
- XU, M., & ECKESTEIN, Y., 1995. Use of weighted least-squares method in evaluation of the relationship between dispersivity and field scale. *Ground Water*, Vol. 33(6), 905-908 p.

Anexos

Anexo A : Especificación Normativas Chilenas para la regulación del tratamiento de agua residual

A.1. Norma Chilena NCh 609

Tabla A- 1: Concentración máxima admisible para residuos industriales líquidos según el servicio de alcantarilla-do que poseen.

| Contaminantes | Unidad | Con PTAS | Sin PTAS |
|---------------------|--------|----------|----------|
| pH | - | 5,5-9,0 | 5,5-9,0 |
| S.D. | mg/l | 20 | 20 |
| Sulfatos | mg/l | 1.000 | 1.000 |
| Sulfuros | mg/l | 5 | 5 |
| Temperatura | °C | 35 | 35 |
| DBO ₅ | mg/l | 300 | - |
| Fósforo | mg/l | 10-15 | - |
| Nitrógeno amoniacal | mg/l | 80 | - |
| SST | mg/l | 300 | - |

A.2. Norma Chilena NCh 1333

Tabla A- 2: Concentración máxima admisible según el uso de agua residual dada.

| Contaminantes | Unidad | Riego | Uso humano ² | Recreación con contacto directo |
|--------------------|-----------|-------|-------------------------|---------------------------------|
| Arsénico | mg/l | 0,1 | 0,0059 | - |
| Coliformes fecales | NMP/100ml | 1000 | <5 | 1000 |
| Fluoruro | mg/l | 1 | 1,5 | - |
| Nitrato | mg/l | - | 50 | - |
| Nitrito | mg/l | - | 3 | - |
| pH | - | 5,5-9 | 6,5-8,5 | 6,5-8,3 |
| Sulfato | mg/l | 250 | 500 | - |
| Temperatura | °C | - | - | 30 |

² Establecida según la Norma Chilena de Agua Potable (NCh409/2005).

Anexo B : Estimación de Evapotranspiración

B.1. Método Penman-Monteith (ET_o)

Pendiente de la curva de presión de vapor [Δ]

La pendiente de la curva de presión de vapor relaciona la presión de vapor con la temperatura, la cual se calcula de la siguiente manera.

$$\Delta = \frac{4098 * e_a}{(T + 237,3)^2} \quad \text{Ec. 22}$$

Donde:

e_a : Presión real de vapor [kPa].

T: Temperatura del aire [°C].

Radiación neta [R_n]

La ecuación asociada a la radiación neta corresponde a:

$$R_n = R_{ns} - R_{nl} \quad \text{Ec. 23}$$

Donde:

R_{ns} : Radiación solar neta de onda corta [MJ/m²día].

R_{nl} : Radiación solar neta de onda larga [MJ/m²día].

Así, para calcular las radiaciones de onda corta y onda larga se tiene:

$$R_{ns}: (1 - \alpha) * R_s \quad \text{Ec. 24}$$

Donde:

α : Albedo o coeficiente de reflexión de la cubierta = 0,23 valor medio [-].

R_s : Radiación solar entrante [MJ/m²día].

Luego, la radiación solar entrante viene dada por:

$$R_s = K_{Rs} * \sqrt{T_{\max} - T_{\min}} * R_a \quad \text{Ec. 25}$$

Donde:

K_{Rs} : Coeficiente de ajuste = 0,16 para localidades donde masas de aire no están influenciadas fuertemente por cuerpo de agua y =0,19 de lo contrario [-].

T_{\max} : Temperatura máxima diaria [K].

T_{\min} : Temperatura mínima diaria [K].

R_a : Radiación extraterrestre [MJ/m²día].

$$R_a = \frac{24 * 60}{\pi} * G_{sc} * d_r * [\omega_s * \text{sen}(\varphi) * \text{sen}(\delta) + \text{cos}(\varphi) * \text{cos}(\delta) * \text{sen}(\omega)] \quad \text{Ec. 26}$$

Donde:

G_{sc} : Constante solar = 0,082 [MJ/m²min].

d_r : Distancia relativa inversa Tierra-Sol [-].

ω_s : Ángulo a la hora de la puesta de sol [rad].

φ : Latitud = 0,613 para PTAS La Obra, Curicó, Chile [rad].

δ : Declinación solar [rad].

Los parámetros de la ecuación () se calculan como sigue:

$$d_r = 1 + 0,33 * \cos\left(\frac{2\pi J}{365}\right) \quad \text{Ec. 27}$$

$$\omega_s = \arccos[-\tan(\varphi) * \tan(\delta)] \quad \text{Ec. 28}$$

$$\delta = 0,409 * \text{sen}\left(\frac{2\pi}{365}J - 1,39\right) \quad \text{Ec. 29}$$

Donde:

J: Número del día en el año, varía entre 1 y 365 o 1 y 366 en caso de año bisiesto.

Finalmente, se debe calcular la radiación de onda larga para conocer la radiación neta, para esto se tienen las dos ecuaciones que se ven a continuación.

$$R_{nl} = \sigma * \left[\frac{T_{\max}^4 + T_{\min}^4}{2} \right] * (0,34 - 0,14 * \sqrt{e_a}) * (1,35 * \frac{R_s}{R_{so}} - 0,35) \quad \text{Ec. 30}$$

$$R_{so} = (0,75 + 2 * 10^{-5} * z) * R_a \quad \text{Ec. 31}$$

Donde:

σ : Constante de Stefan-Boltzmann = $4,903 * 10^{-9}$ [MJ/K⁴m²día].

R_{so} : Radiación en un día despejado [MJ/m²día].

Z: Elevación sobre el nivel del mar [m].

e_s : Presión de vapor saturada [kPa].

Flujo de calor del suelo [G]

Corresponde al calor que se almacena y se desprende del suelo, este puede ser estimado mediante la siguiente ecuación:

$$G = c_s * d_s * \left(\frac{T_n - T_{n-1}}{\Delta t} \right) \quad \text{Ec. 32}$$

Donde:

c_s : Calor específico $\approx 2,1$ para un suelo mojado medio [MJ/m³°C].

d_s : Profundidad del suelo efectivo [m].

T_n : Temperatura en el mes n [°C].

T_{n-1} : Temperatura en el mes n-1 [°C].

Δt : Longitud del periodo n [día].

Constante psicrométrica [γ]

$$\gamma = \frac{C_p * P}{\varepsilon * \lambda} \quad \text{Ec. 33}$$

Donde:

C_p : Calor específico del aire húmedo = $1,013 * 10^{-3}$ [MJ/kg°C].

P: Presión atmosférica [kPa].

ε : Relación peso molecular aire húmedo/aire seco = 0,622 [-].

λ : Calor latente de vaporización = 2,45 [MJ/kg].

Sin embargo, para la presión atmosférica se debe realizar una corrección de acuerdo con la altura respecto del nivel del mar de donde se esté realizando la medición de ET, para esto se tiene:

$$P = 101,3 * \left(\frac{293 - 0,0065 * z}{293} \right)^{5,26} \quad \text{Ec. 34}$$

Donde:

P: Presión atmosférica a una cota z [kPa].

Z: Altura sobre el nivel del mar [m].

Para este cálculo, se asume que la presión atmosférica a una cota $z=0$ es $P_0=101,3$ [kPa], y que la temperatura a 20 [$^{\circ}\text{C}$] es de $T_{k0}=293$ [k].

Velocidad del viento a 2 metros de altura [u_2]

En cuanto a la velocidad del viento, se tienen mediciones a una altura de 5 metros, por lo que se debe hacer una corrección para evaluar la velocidad del viento a 2 metros de altura.

$$u_2 = u_z * \frac{4,87}{\ln(67,8 * z - 5,42)} \quad \text{Ec. 35}$$

Donde:

u_z : Velocidad del viento medida a z metros sobre la superficie [m/s].

z : Altura de medición sobre la superficie [m].

Presión de vapor saturada [e_s]

La presión de vapor de saturación se calcula en función de la temperatura del aire y viene dada por la ecuación:

$$e_s = 0,611 * \exp\left(\frac{17,27 * T}{T + 237,3}\right) \quad \text{Ec. 36}$$

Presión real de vapor [e_a]

Si se conoce la humedad relativa de la zona de estudio, se puede obtener la presión de vapor real en función de esta misma y las temperaturas mínimas y máximas asociadas a HR.

$$e_a = \frac{e_s(T_{\min}) * \frac{HR_{\max}}{100} + e_s(T_{\max}) * \frac{HR_{\min}}{100}}{2}$$

Ec. 37

B.2. Evapotranspiración de cultivo

La evapotranspiración del cultivo de referencia se puede observar en la siguiente figura, la cual se calculó según el año hidrológico del periodo en que se realiza el estudio (abril 2019-marzo 2020).

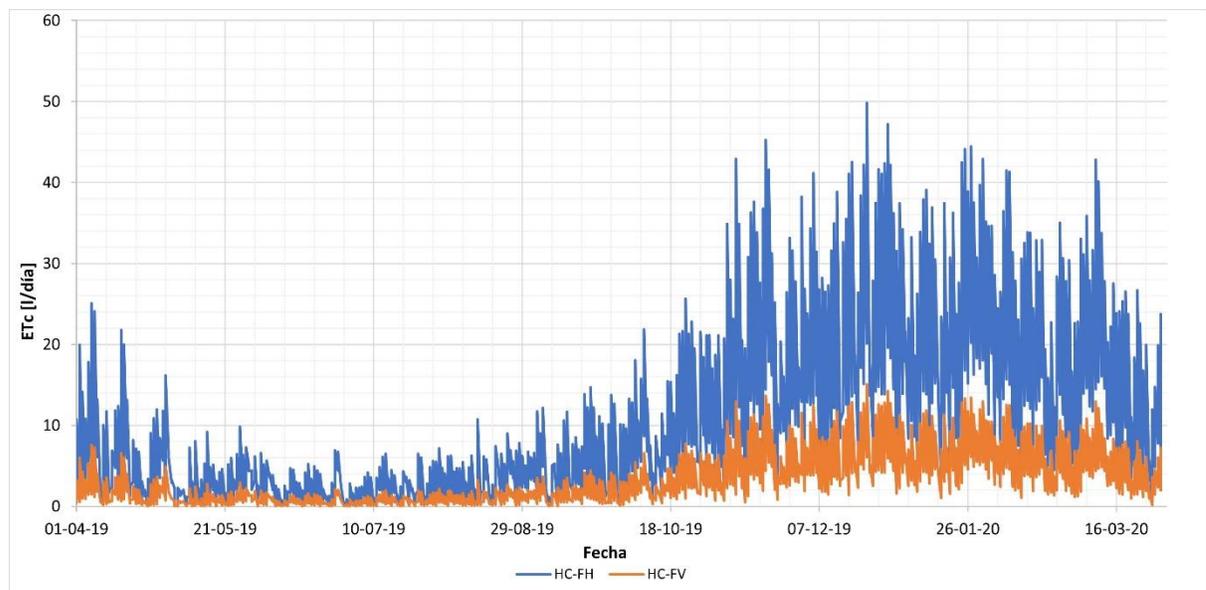


Figura B- 1: Evapotranspiración del cultivo de referencia para ambos humedales construidos, durante el periodo de estudio.

Anexo C : Configuración sistema de tratamiento utilizado en la recopilación de datos

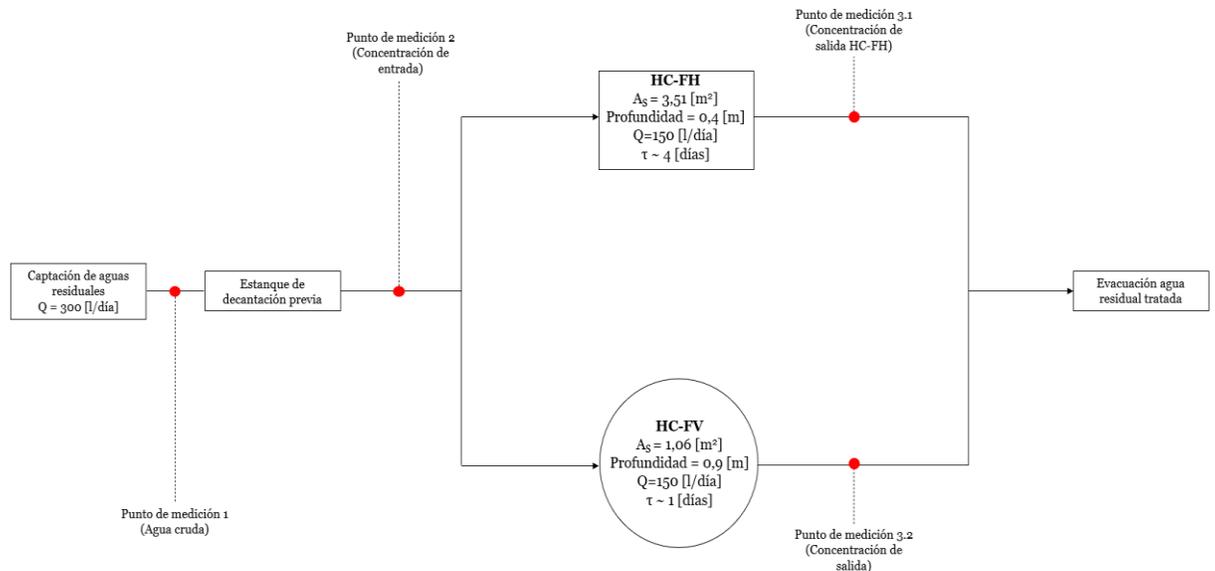


Figura C- 1: Estudio del montaje de ambos humedales construidos. (Elaboración propia).

Anexo D : Precipitación líquida caída en el periodo utilizado para el estudio

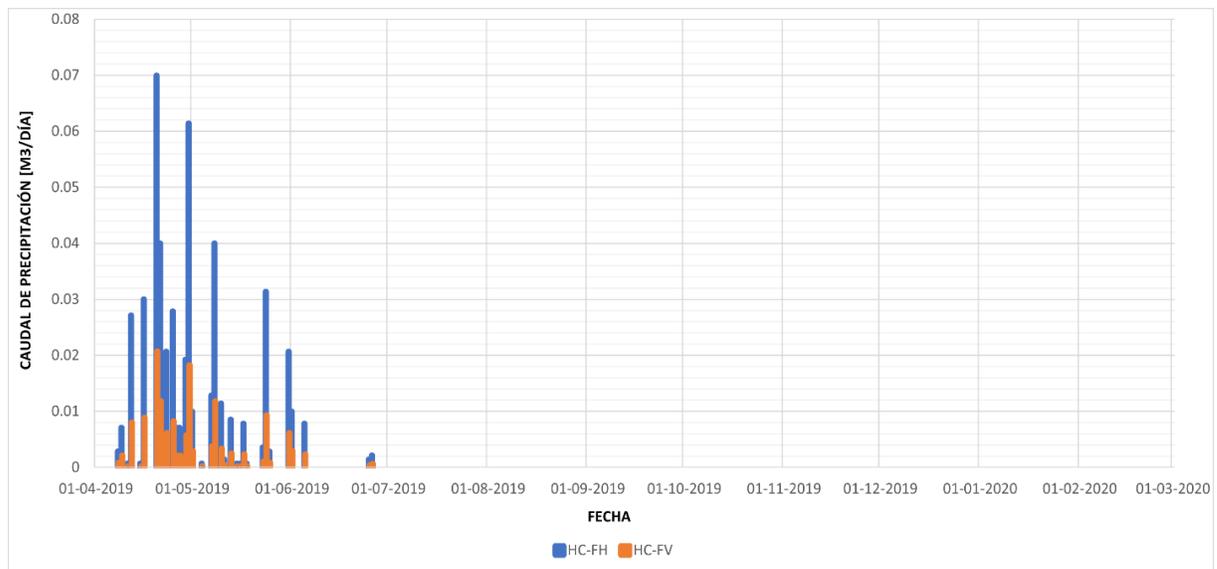


Figura D- 1: Precipitación líquida caída para ambos humedales construidos, durante el periodo de estudio.

Anexo E : Funciones de distribución seleccionadas para los diferentes parámetros a los cuales se les aplica propagación de incertidumbre

E.1. Temperatura

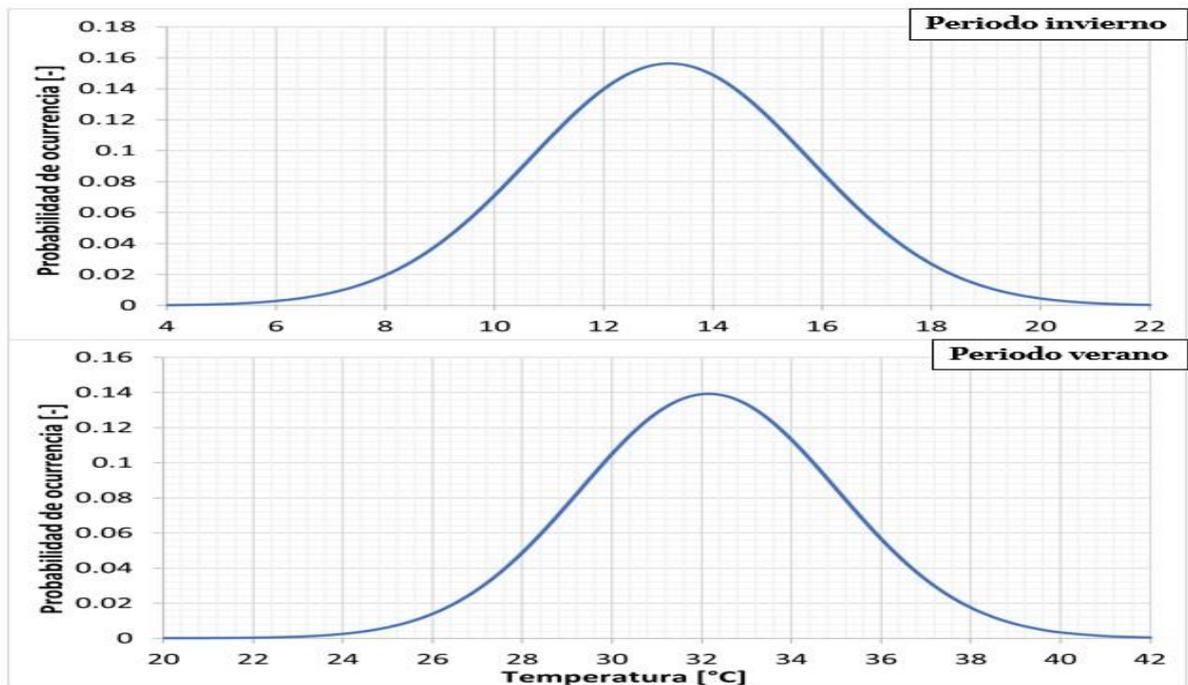


Figura E- 1: Función de distribución de probabilidad normal para la temperatura del aire, tanto para el periodo de invierno, como para el periodo estival.

E.2. Radiación solar

Si bien, la función de distribución de la radiación solar permite valores negativos, lo cual no es factible en la realidad, el modelo fue ajustado para que cada vez que se obtengan valores menores a 0, se corra nuevamente la función hasta encontrar un valor que supere este valor, obteniendo así, valores aleatorios de radiación solar que se encuentren dentro del espectro posible.

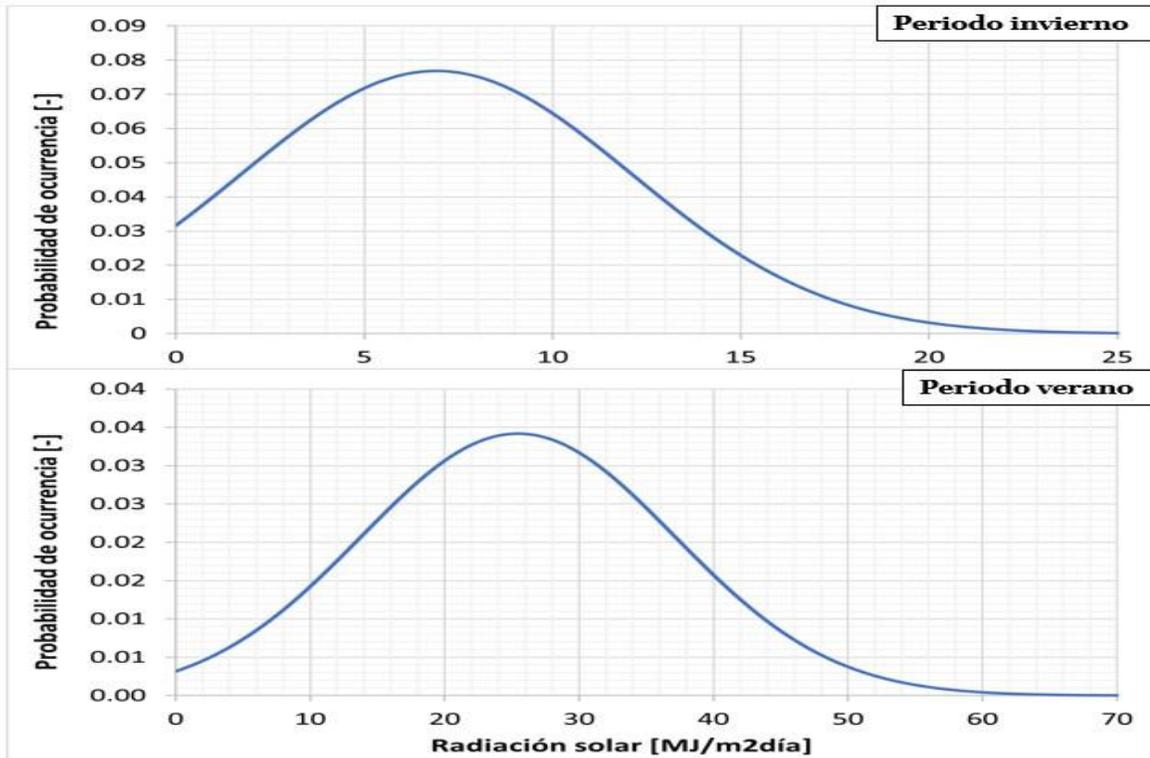


Figura E- 2: Función de distribución de probabilidad normal para la radiación solar, tanto para el periodo de invierno, como para el periodo estival.

E.3. Velocidad del viento

Al igual que la radiación solar, la función de distribución de la velocidad del viento puede entregar valores negativos, particularmente para el periodo estival, por lo que se configuró la función de manera que estos valores fueran recalculados hasta obtener un valor positivo.

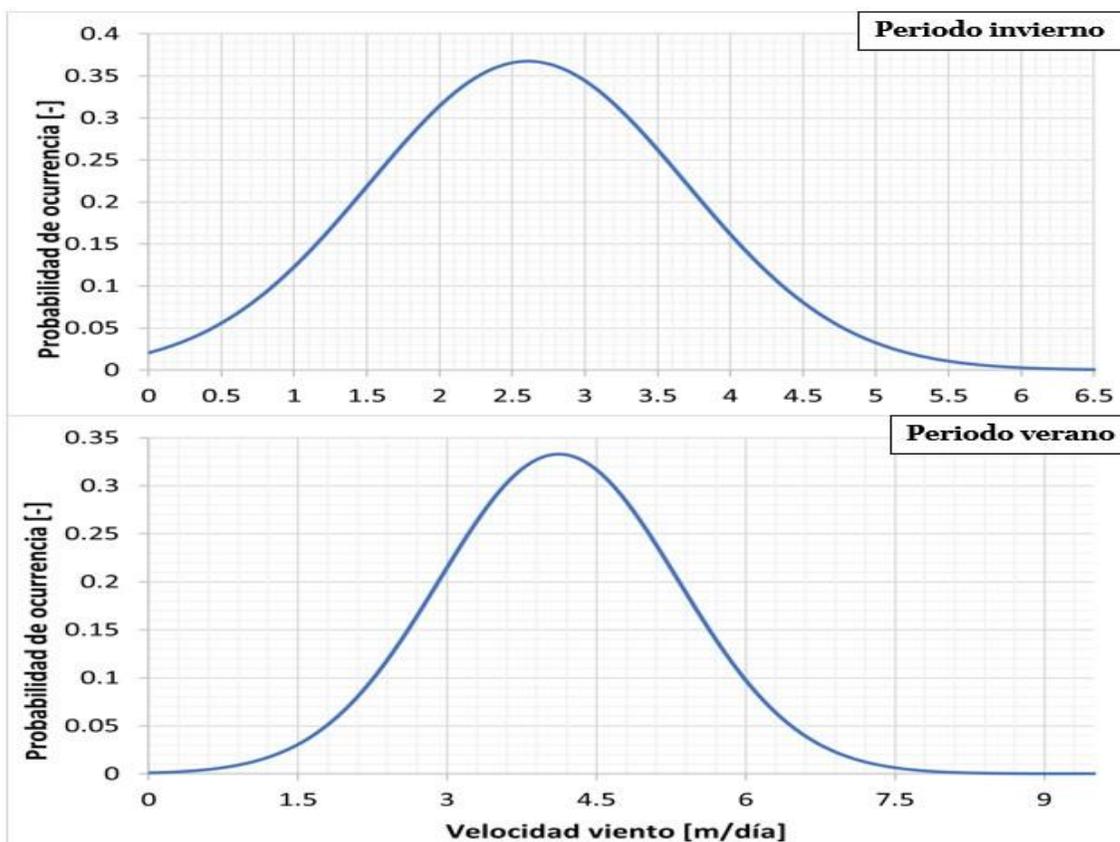


Figura E- 3: Función de distribución de probabilidad normal para la velocidad del viento a 2 m, tanto para el periodo de invierno, como para el periodo estival.

E.4. Humedad relativa

Como se menciona en los parámetros anteriores, para la humedad relativa la función de distribución se ajusta de manera que no sea posible obtener valores que superen el 100%.

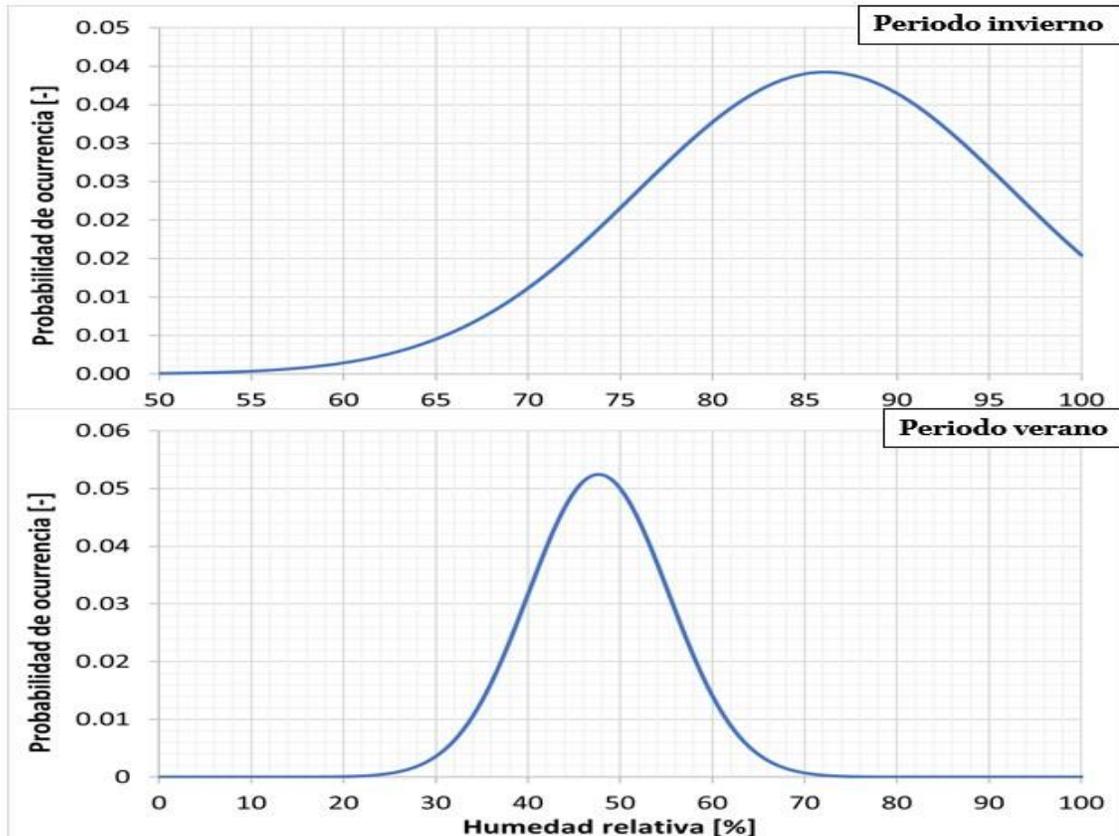


Figura E- 4: Función de distribución de probabilidad normal para la humedad relativa, tanto para el periodo de invierno, como para el periodo estival.

Anexo F : Eficiencia de remoción de contaminantes sometidos a análisis de simulación de Monte Carlo

F.1. Humedal subsuperficial de flujo horizontal

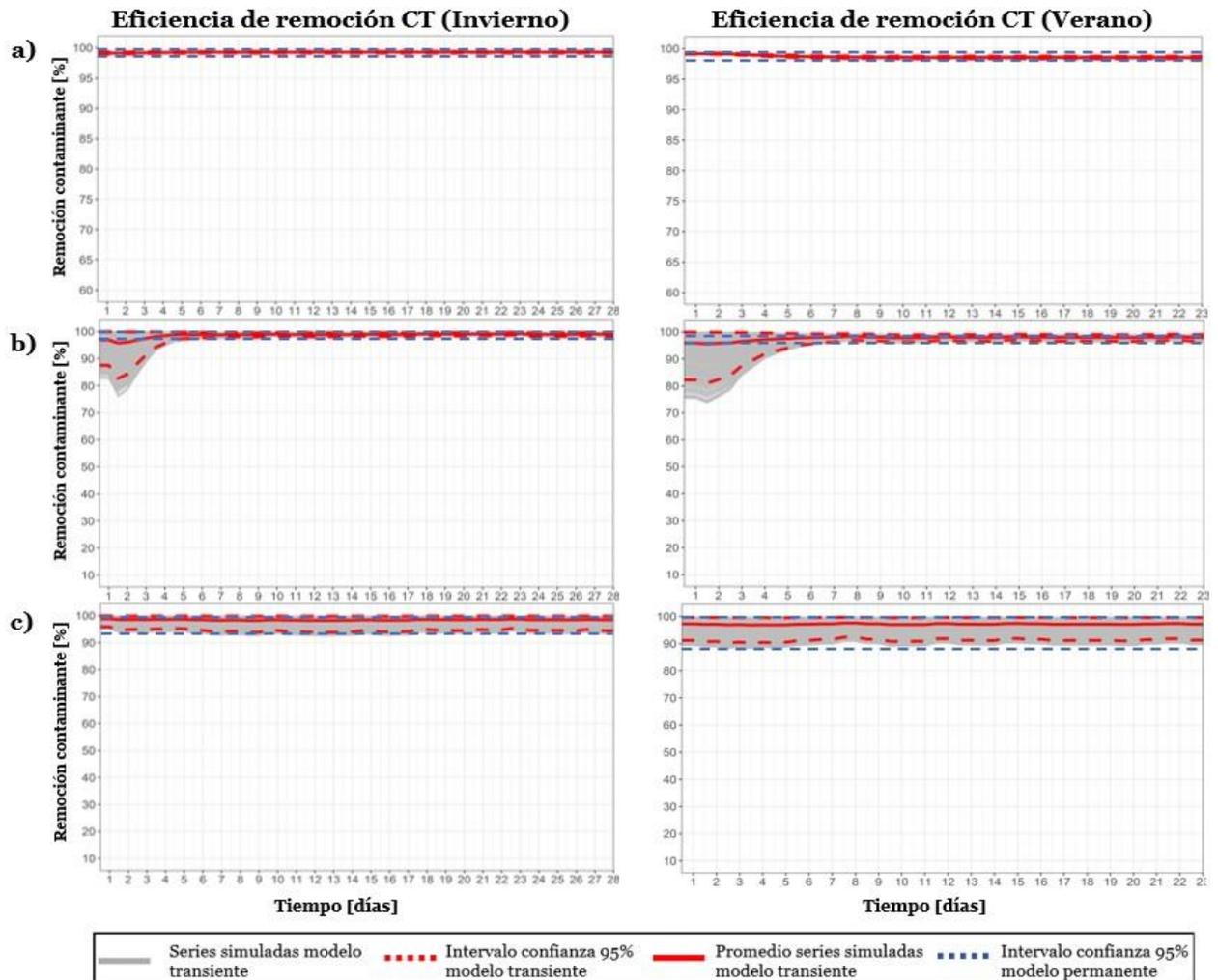


Figura F- 1: Eficiencia de remoción de CT para las 1000 simulaciones del HC-FH. a) Variando la temperatura del aire. b) Variando la concentración de entrada. c) Variando el coeficiente de decaimiento a 20°C.

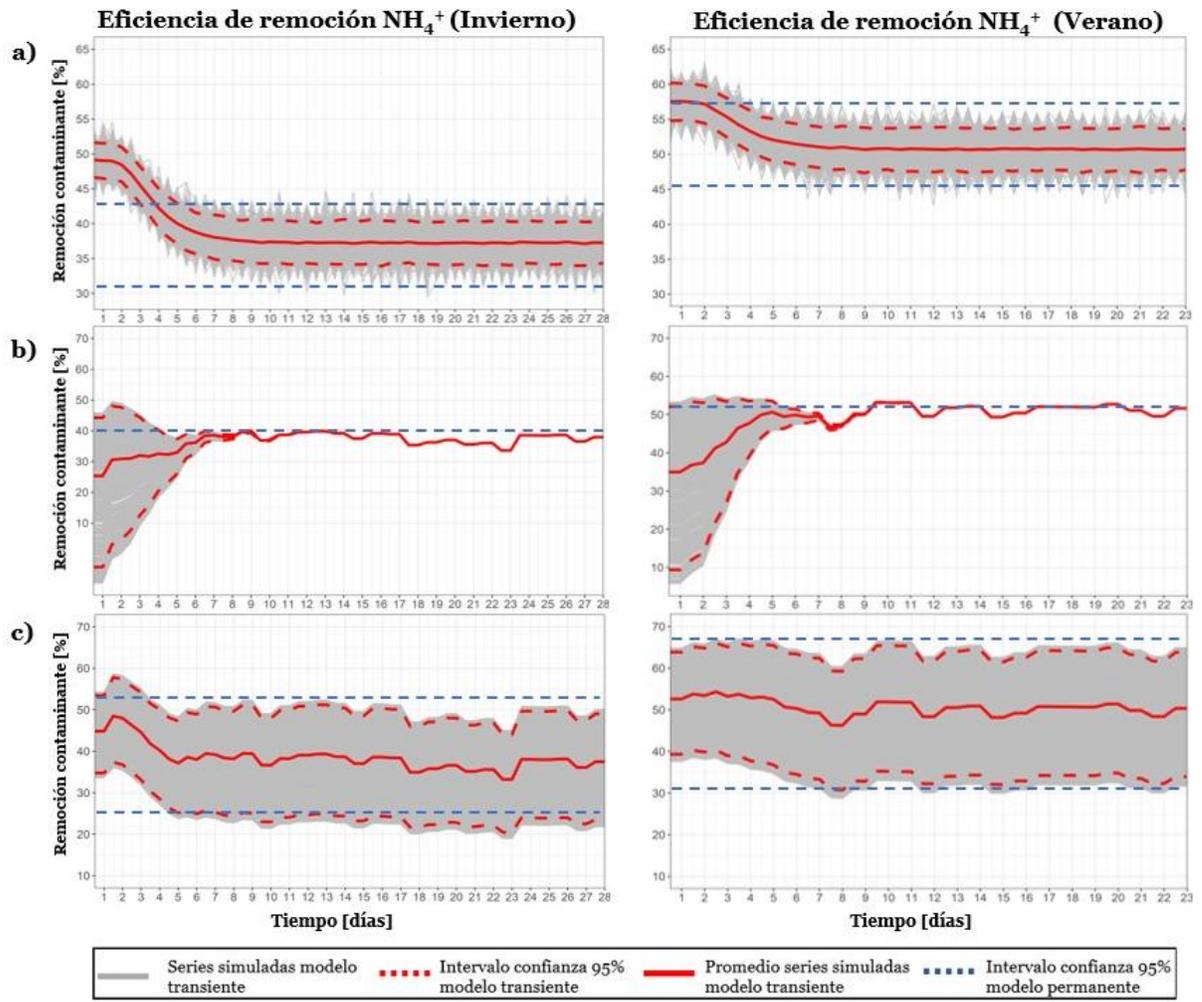


Figura F- 2: Eficiencia de remoción de amonio para las 1000 simulaciones del HC-FH. a) Variando la temperatura del aire. b) Variando la concentración de entrada. c) Variando el coeficiente de decaimiento a 20°C.

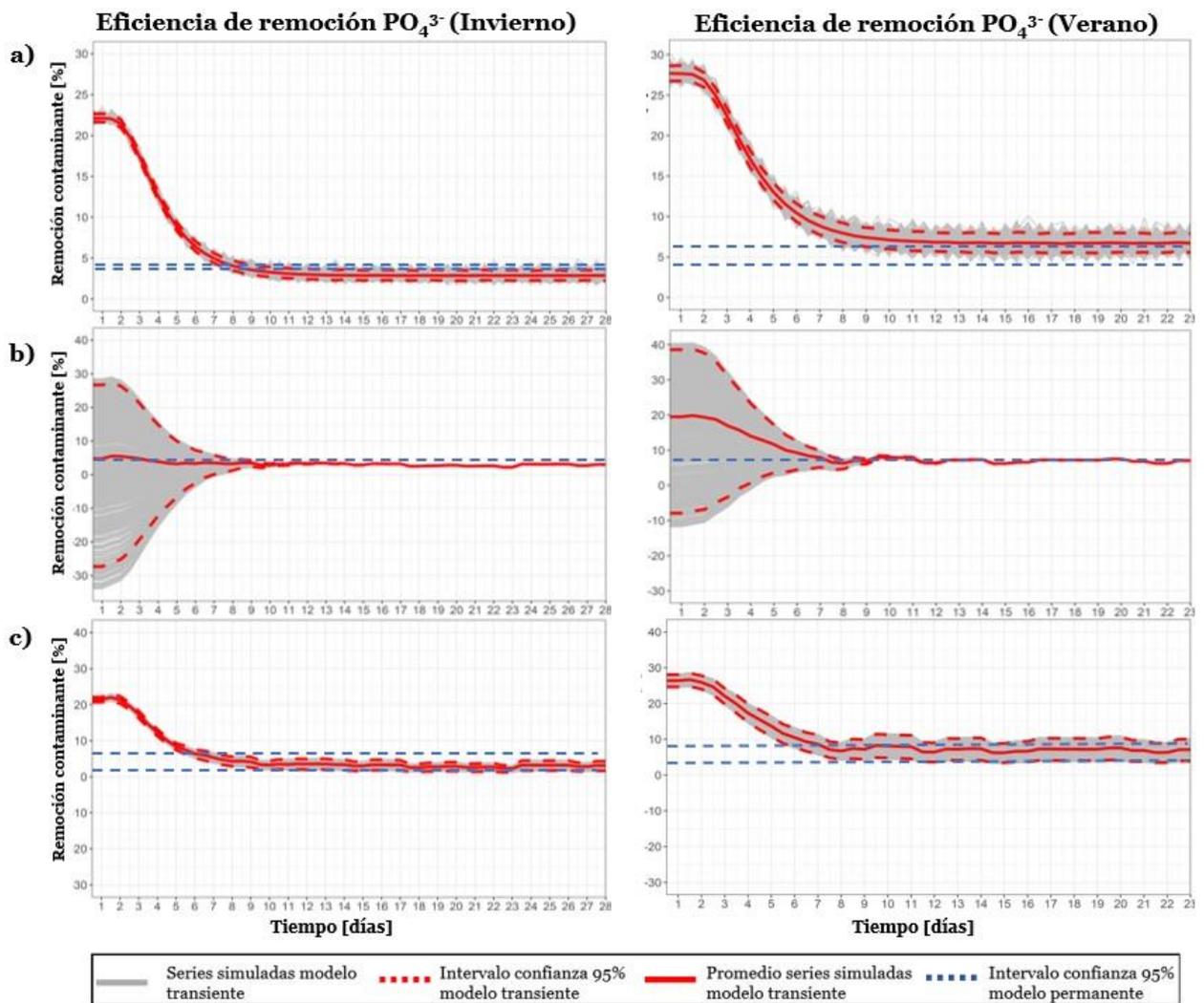


Figura F- 3: Eficiencia de remoción de fosfato para las 1000 simulaciones del HC-FH. a) Variando la temperatura del aire. b) Variando la concentración de entrada. c) Variando el coeficiente de decaimiento a 20°C.

F.2. Humedal subsuperficial de flujo vertical

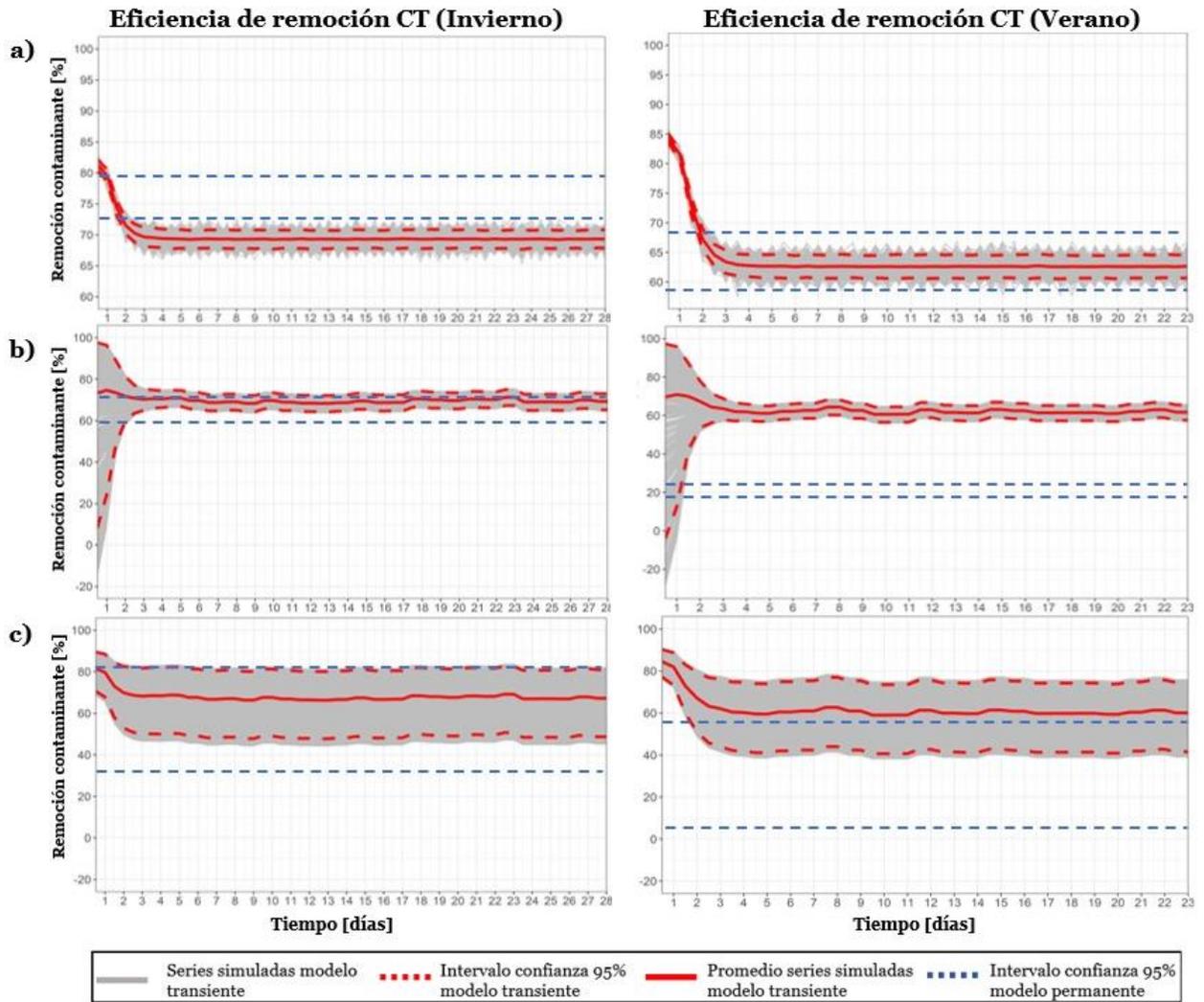


Figura F- 4: Eficiencia de remoción de CT para las 1000 simulaciones del HC-FV. a) Variando la temperatura del aire. b) Variando la concentración de entrada. c) Variando el coeficiente de decaimiento a 20°C.

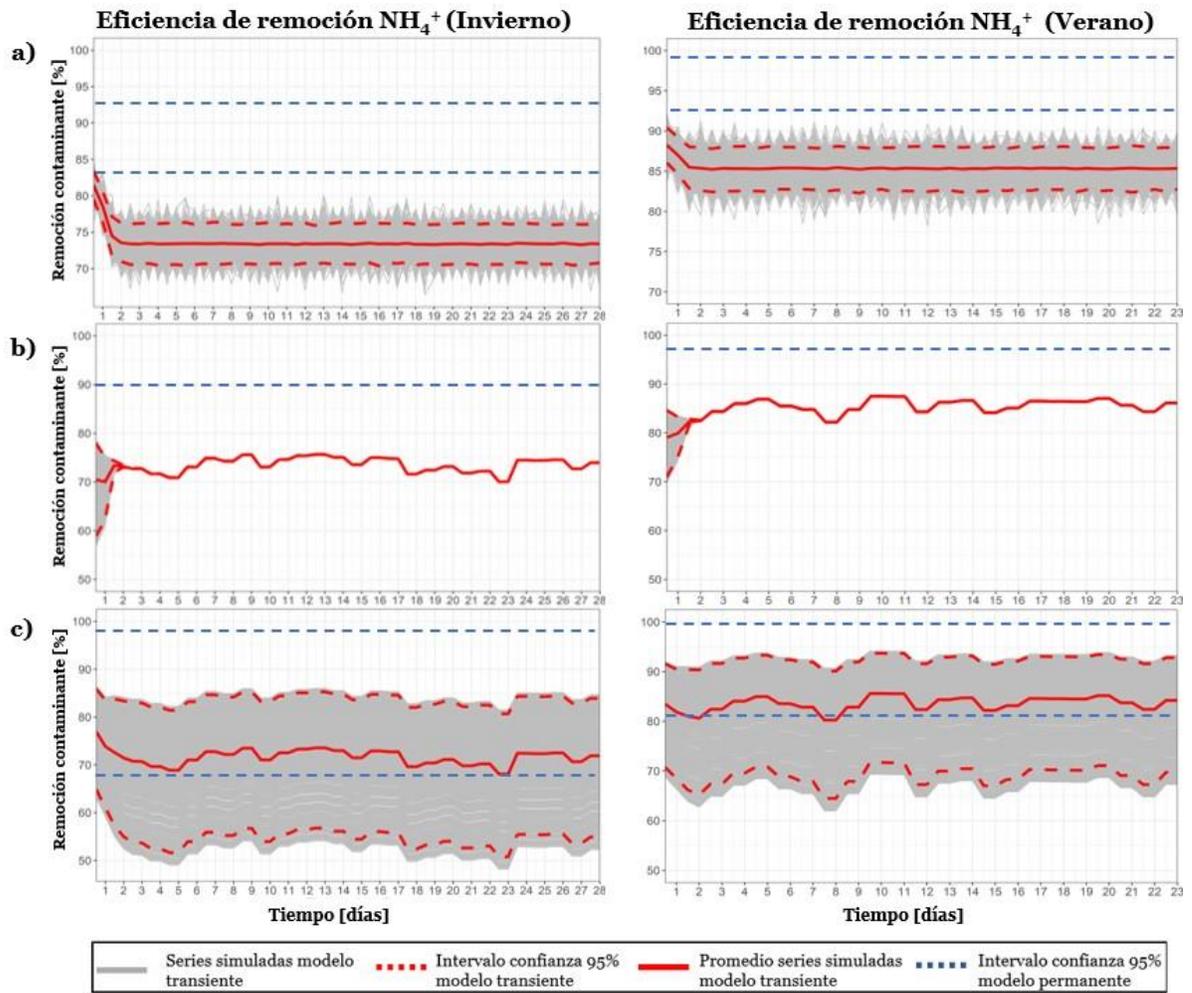


Figura F- 5: Eficiencia de remoción de amonio para las 1000 simulaciones del HC-FV. a) Variando la temperatura del aire. b) Variando la concentración de entrada. c) Variando el coeficiente de decaimiento a 20°C.

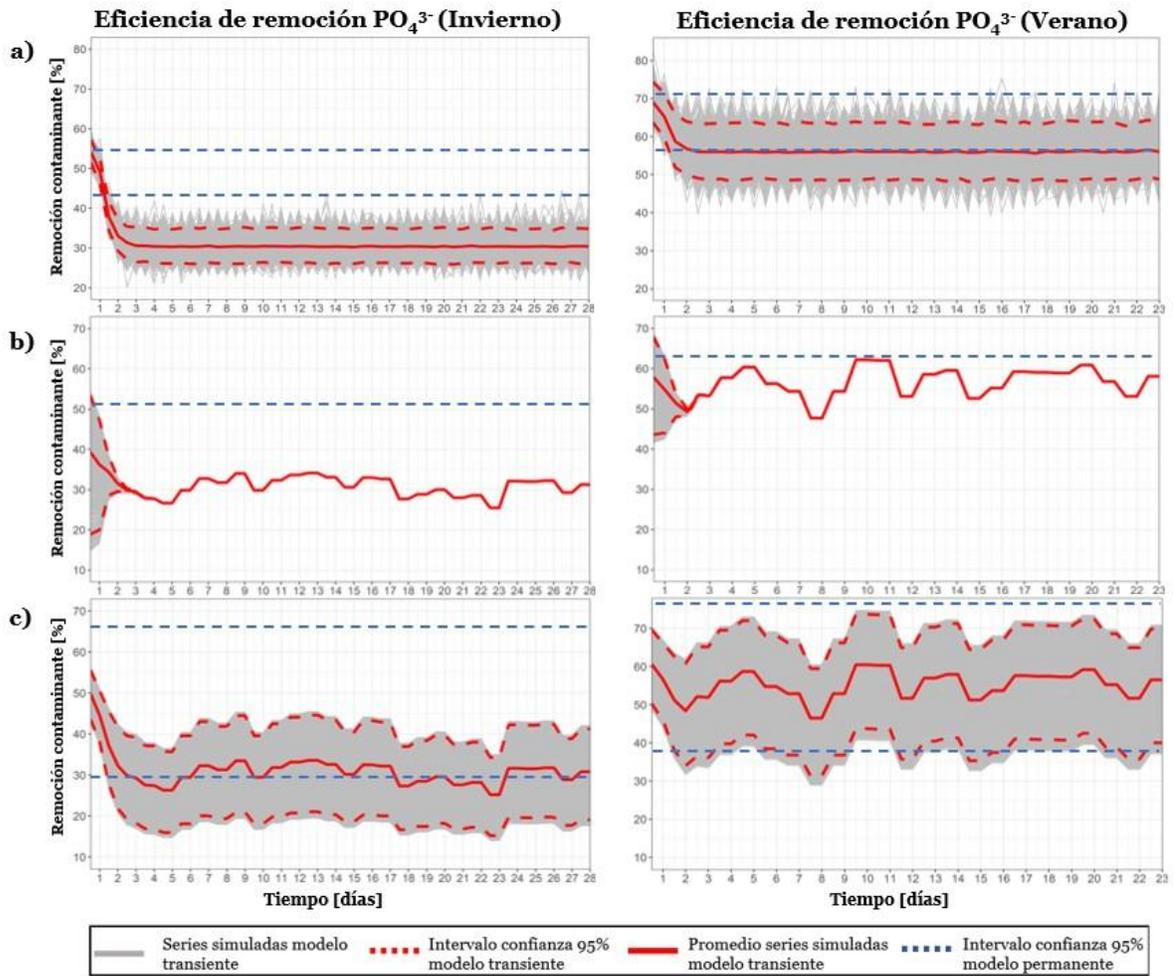


Figura F- 6: Eficiencia de remoción de fosfato para las 1000 simulaciones del HC-FV. a) Variando la temperatura del aire. b) Variando la concentración de entrada. c) Variando el coeficiente de decaimiento a 20°C.

Anexo G : Detalle de la propagación de incertidumbre para los parámetros de humedad relativa, radiación solar, velocidad del viento y coeficiente de difusión hidrodinámica

Se muestran a continuación los resultados obtenidos en la simulación de Monte Carlo para los contaminantes estudiados, correspondientes a coliformes totales, amonio y fosfato. Para el modelo de régimen permanente se variaron los parámetros con relación a humedad relativa (HR), radiación solar (R_s) y velocidad del viento (U₂). Por otro lado, el modelo de régimen transiente muestra la variación del coeficiente de difusión hidrodinámica (D_x) y la alternación simultánea de este mismo (D_x) y la temperatura del aire.

Los resultados para la simulación en régimen permanente, se muestran en tablas, las cuales van desde la Tabla G-1 a la Tabla G-3, esto debido a que los valores de concentración de salida y porcentaje de contaminante removido se mantienen igual independiente de las variaciones realizadas.

G.1. Humedal subsuperficial de flujo horizontal

G.1.1. Régimen permanente

- COLIFORMES TOTALES

Tabla G- 1: Valores de concentración de salida y eficiencia de remoción, obtenidos para CT en la modelación de Monte Carlo, para los periodos de invierno y verano para el HC-FH.

| | Invierno | | | Verano | | |
|---------------------|----------|----------------|----------------|-----------|----------------|----------------|
| | HR | R _s | U ₂ | HR | R _s | U ₂ |
| Concentración | 5,14 | 5,14 | 5,14 | 5,63-5,64 | 5,64 | 5,64 |
| Eficiencia remoción | 98,90 | 98,92 | 98,90 | 98,9 | 98,8 | 98,8 |

- AMONIO

Tabla G- 2: Valores de concentración de salida y eficiencia de remoción, obtenidos para NH_4^+ en la modelación de Monte Carlo, para los periodos de invierno y verano para el HC-FH.

| | Invierno | | | Verano | | |
|---------------------|-------------|----------------|----------------|-------------|----------------|----------------|
| | HR | R _S | U ₂ | HR | R _S | U ₂ |
| Concentración | 25,22-25,26 | 30,96 | 30,96 | 25,22-25,26 | 25,23 | 25,22-25,28 |
| Eficiencia remoción | 41,61 | 40,62 | 40,62 | 52,39-52,50 | 52,49 | 52,39-52,51 |

- FOSFATO

Tabla G- 3: Valores de concentración de salida y eficiencia de remoción, obtenidos para PO_4^{3-} en la modelación de Monte Carlo, para los periodos de invierno y verano para el HC-FH.

| | Invierno | | | Verano | | |
|---------------------|----------|----------------|----------------|--------|----------------|----------------|
| | HR | R _S | U ₂ | HR | R _S | U ₂ |
| Concentración | 14,85 | 14,86 | 14,85 | 13,02 | 13,02 | 13,03 |
| Eficiencia remoción | 4,16 | 4,16 | 4,16 | 5,60 | 5,60 | 5,58 |

G.1.2. Régimen transiente

- COLIFORMES TOTALES

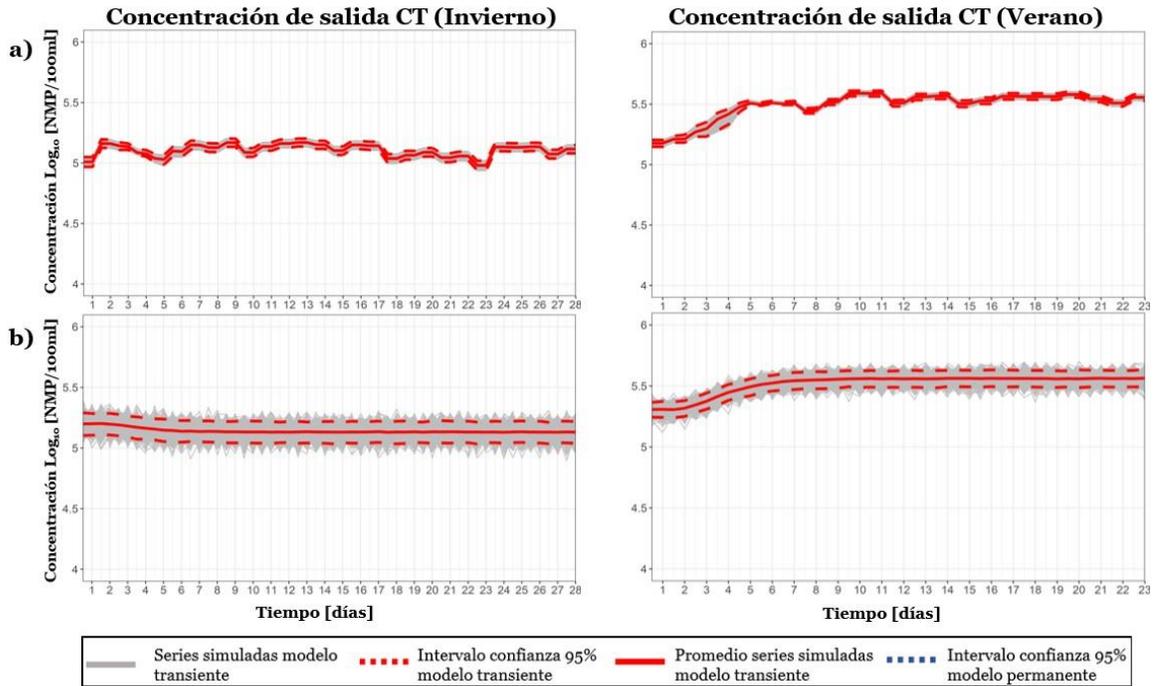


Figura G- 1: Concentración de salida de CT para las 1000 simulaciones realizadas para el HC-FH. a) Variando el coeficiente de difusión hidrodinámica. b) Variando simultáneamente el coeficiente de difusión y la temperatura del aire.

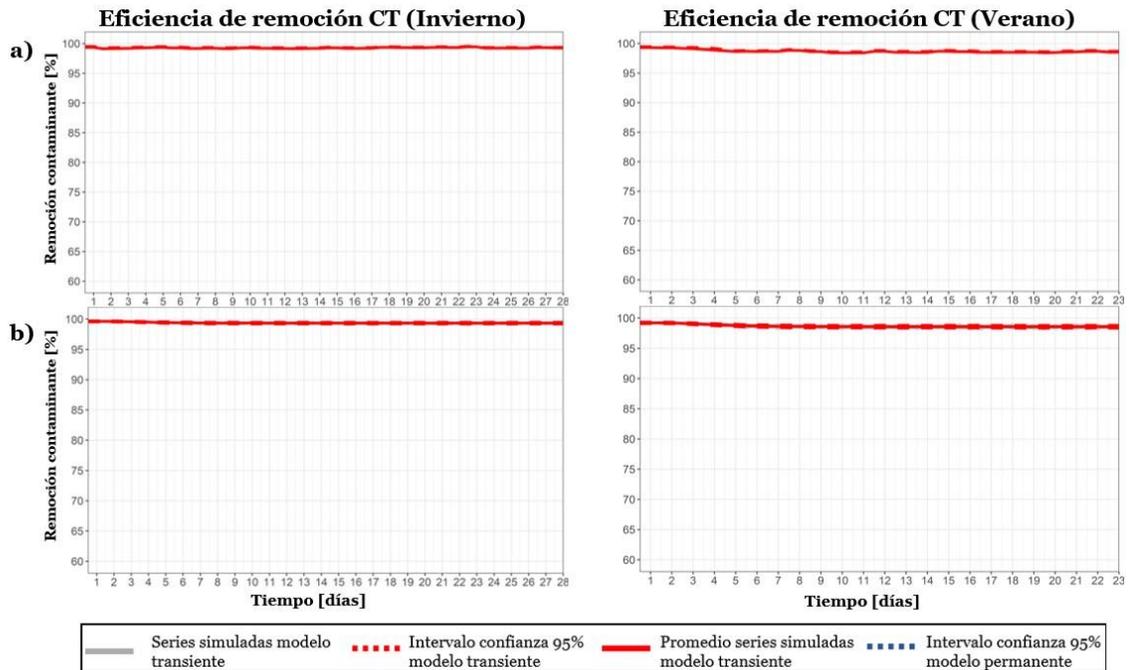


Figura G- 2: Eficiencia de remoción de CT de las 1000 simulaciones realizadas para el HC-FH. a) Variando el coeficiente de dispersión hidrodinámica. b) Variando simultáneamente el coeficiente de difusión y la temperatura del aire.

- AMONIO

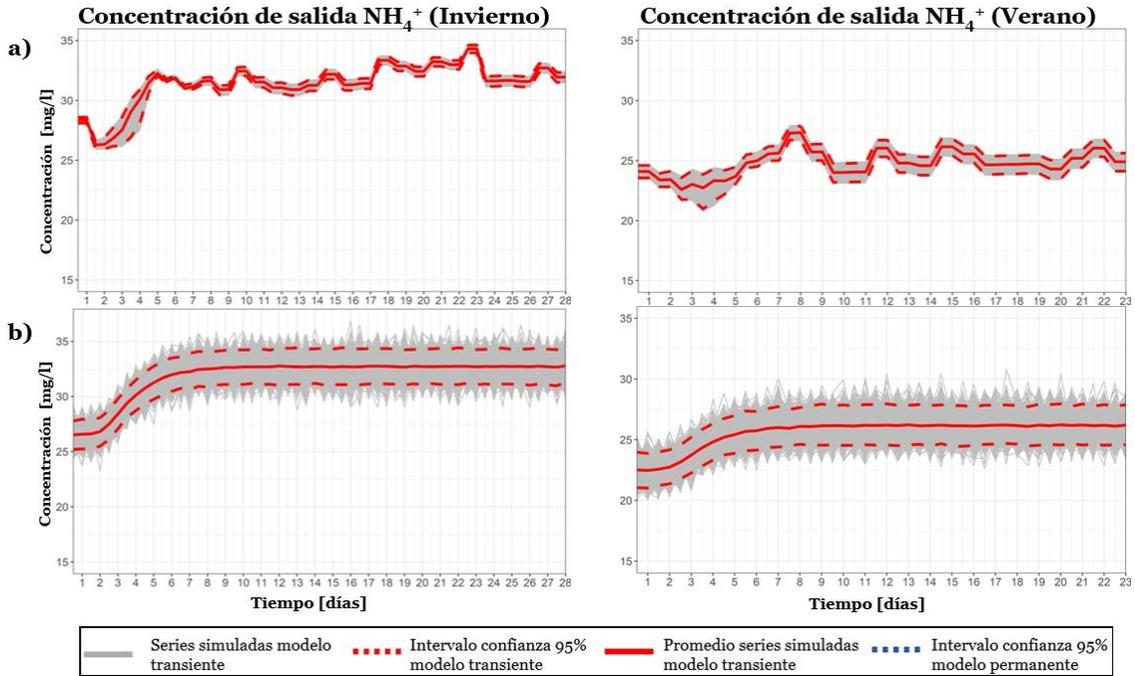


Figura G- 3: Concentración de salida de NH_4^+ para las 1000 simulaciones realizadas para el HC-FH. a) Variando el coeficiente de difusión hidrodinámica. b) Variando simultáneamente el coeficiente de difusión y la temperatura del aire.

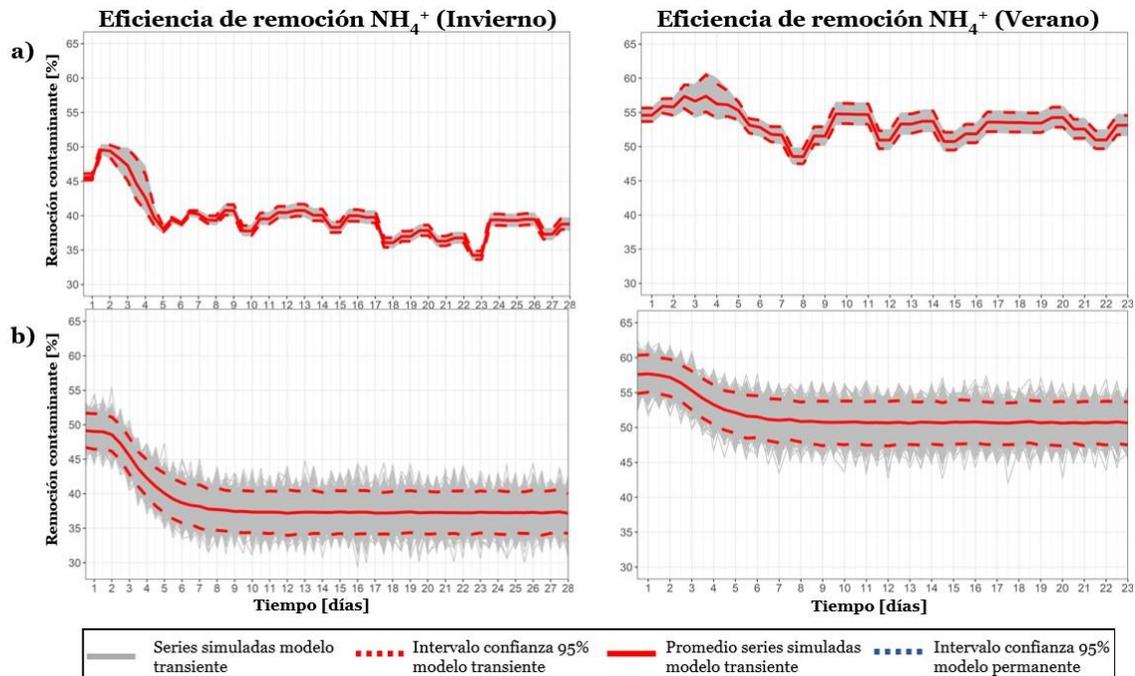


Figura G- 4: Eficiencia de remoción de NH_4^+ de las 1000 simulaciones realizadas para el HC-FH. a) Variando el coeficiente de dispersión hidrodinámica. b) Variando simultáneamente el coeficiente de difusión y la temperatura del aire.

- FOSFATO

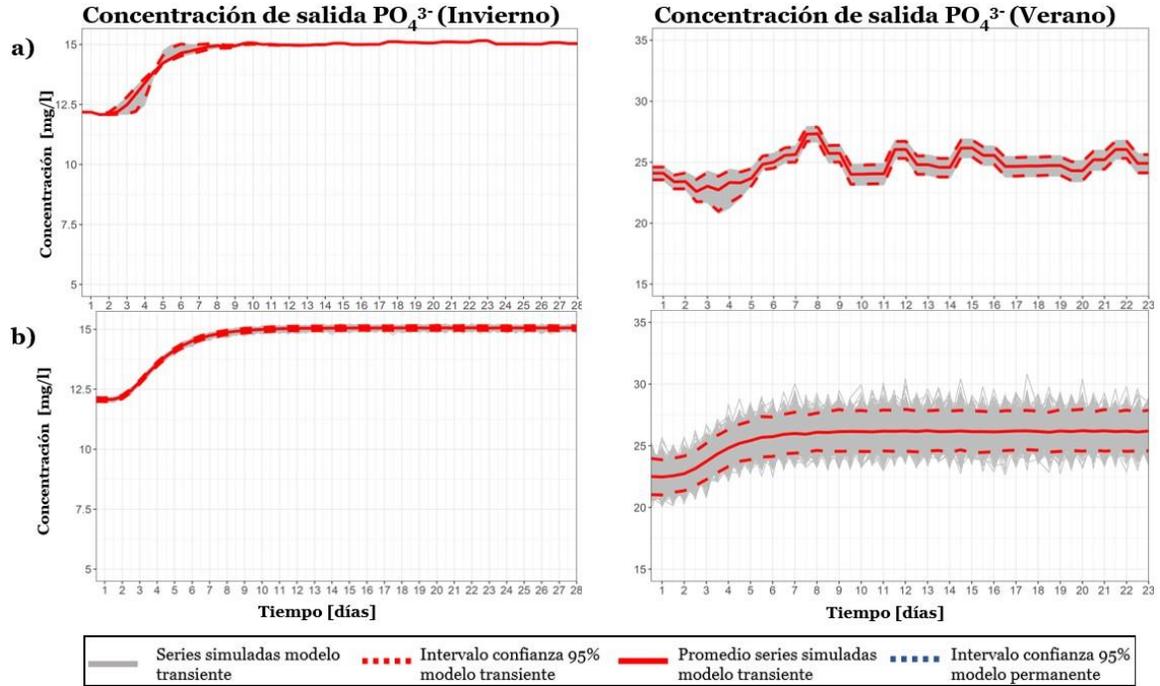


Figura G- 5: Concentración de salida de PO_4^{3-} para las 1000 simulaciones realizadas para el HC-FH. a) Variando el coeficiente de difusión hidrodinámica. b) Variando simultáneamente el coeficiente de difusión y la temperatura del aire.

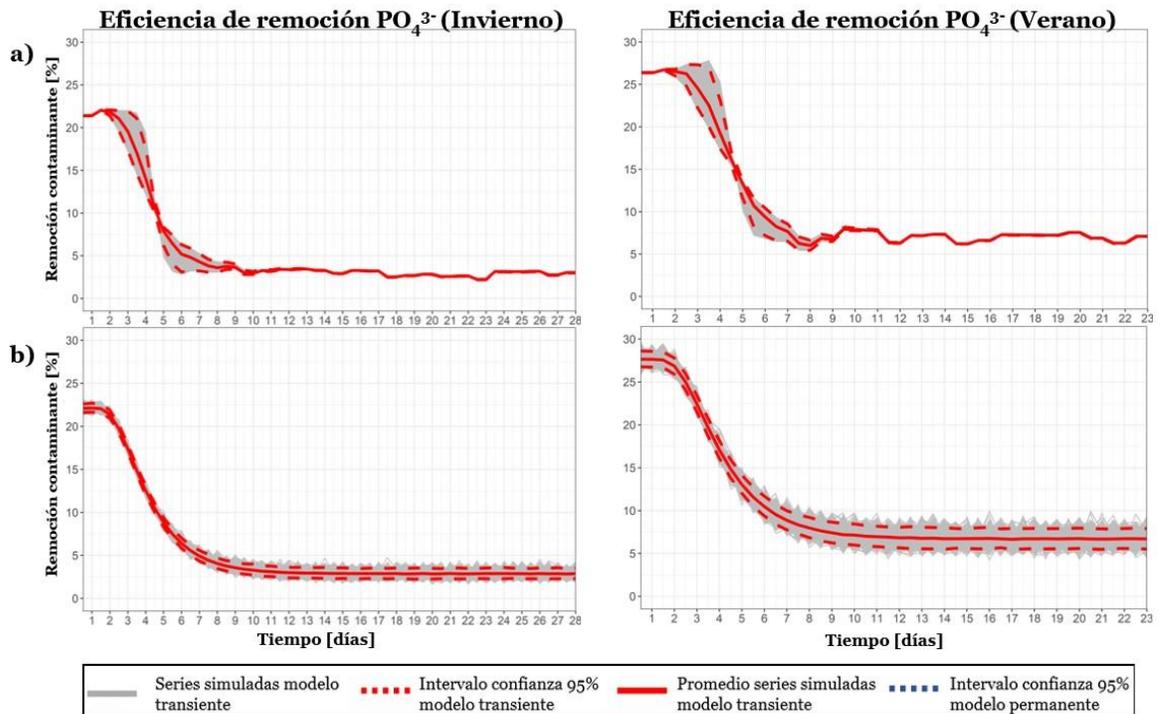


Figura G- 6: Eficiencia de remoción de PO_4^{3-} de las 1000 simulaciones realizadas para el HC-FH. a) Variando el coeficiente de dispersión hidrodinámica. b) Variando simultáneamente el coeficiente de difusión y la temperatura del aire.

G.2. Humedal subsuperficial de flujo vertical

G.2.1. Régimen permanente

- COLIFORMES TOTALES

Tabla G- 4: Valores de concentración de salida y eficiencia de remoción, obtenidos para CT en la modelación de Monte Carlo, para los periodos de invierno y verano para el HC-FV.

| | Invierno | | | Verano | | |
|--------------------------|-----------------|----------------|-----------------|------------|----------------|----------------|
| | HR | R _S | U ₂ | HR | R _S | U ₂ |
| Concentración | 6,47- 6,55 | 6,51 | 6,47- 6,52 | 6,92-7,17 | 7,26 | 7,07 |
| Eficiencia re- moción | 72,12- 74,63 | 74,10 | 72,12- 74,64 | 52,56-72,6 | 50,36 | 53,81 |

- AMONIO

Tabla G- 5: Valores de concentración de salida y eficiencia de remoción, obtenidos para NH₄⁺ en la modelación de Monte Carlo, para los periodos de invierno y verano para el HC-FV.

| | Invierno | | | Verano | | |
|--------------------------|--------------|----------------|-----------------|----------|----------------|-----------------|
| | HR | R _S | U ₂ | HR | R _S | U ₂ |
| Concentración | 1,64- 1,7 | 1,86 | 1,82- 1,86 | 1,64-1,7 | 1,72 | 1,63- 1,84 |
| Eficiencia re- moción | 90,79 | 90,63 | 90,63- 90,67 | 90,83 | 90,76 | 90,53- 90,83 |

- FOSFATO

Tabla G- 6: Valores de concentración de salida y eficiencia de remoción, obtenidos para PO₄³⁻ en la modelación de Monte Carlo, para los periodos de invierno y verano para el HC-FV.

| | Invierno | | | Verano | | |
|--------------------------|-----------------|----------------|-----------------|--------|----------------|----------------|
| | HR | R _S | U ₂ | HR | R _S | U ₂ |
| Concentración | 7,27- 7,37 | 7,33 | 7,27- 7,34 | 4,81 | 5,06 | 4,93 |
| Eficiencia re- moción | 52,39- 52,66 | 52,72 | 52,39- 52,65 | 65,39 | 63,32 | 64,26 |

G.2.2. Régimen transiente

- COLIFORMES TOTALES

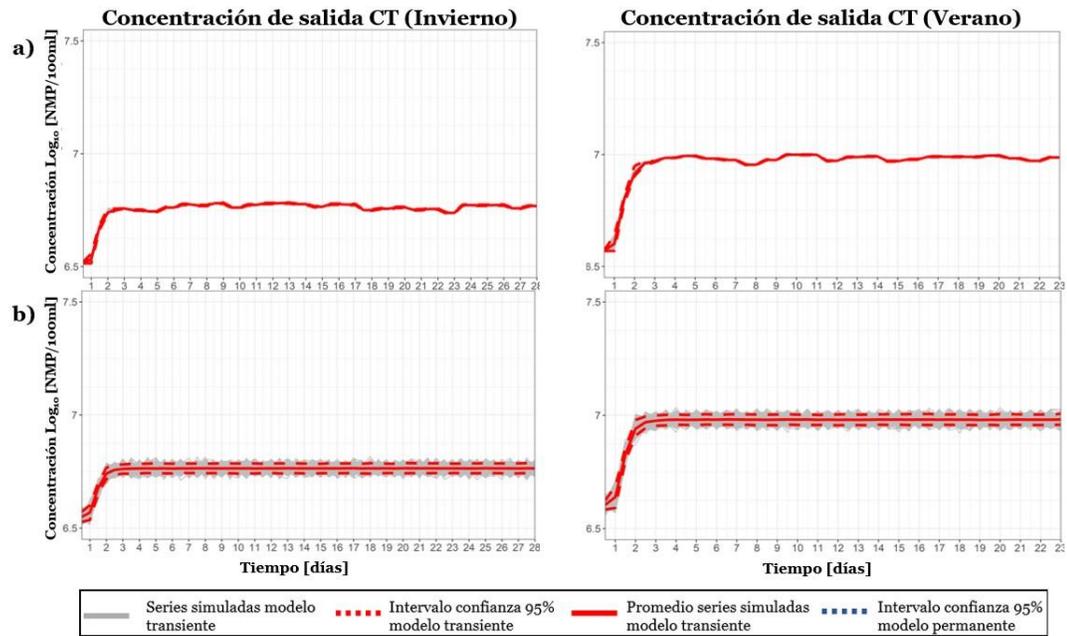


Figura G- 7: Concentración de salida de CT para las 1000 simulaciones realizadas para el HC-FV. a) Variando el coeficiente de difusión hidrodinámica. b) Variando simultáneamente el coeficiente de difusión y la temperatura del aire.

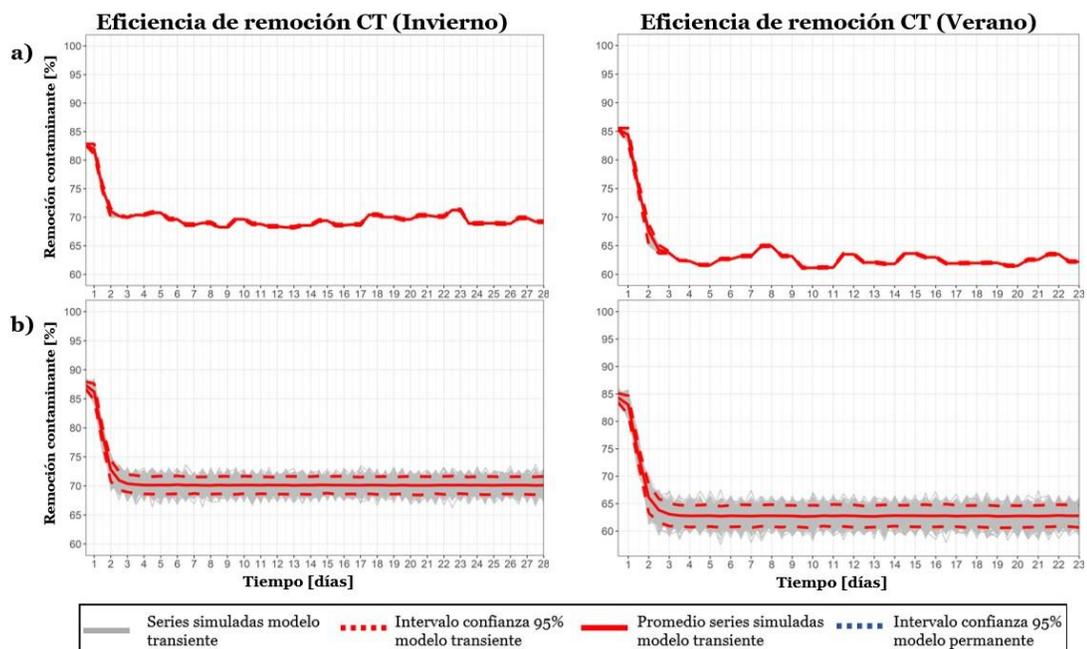


Figura G- 8: Eficiencia de remoción de CT de las 1000 simulaciones realizadas para el HC-FV. a) Variando el coeficiente de dispersión hidrodinámica. b) Variando simultáneamente el coeficiente de difusión y la temperatura del aire.

- AMONIO

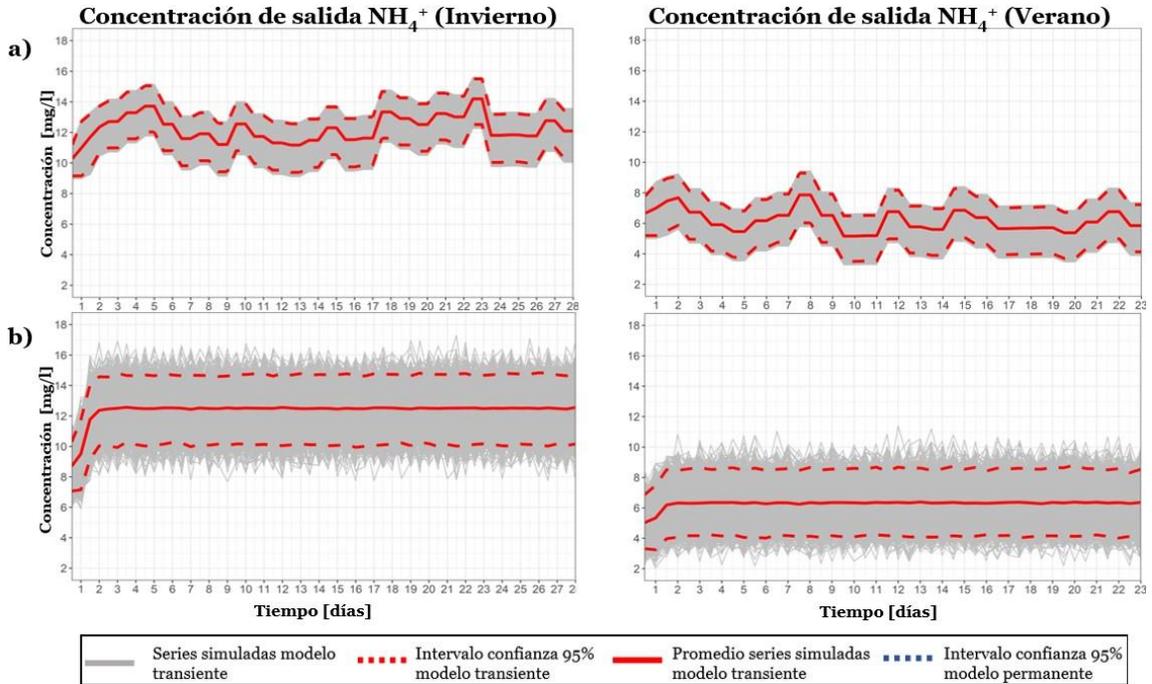


Figura G- 9: Concentración de salida de NH_4^+ para las 1000 simulaciones realizadas para el HC-FV. a) Variando el coeficiente de difusión hidrodinámica. b) Variando simultáneamente el coeficiente de difusión y la temperatura del aire.

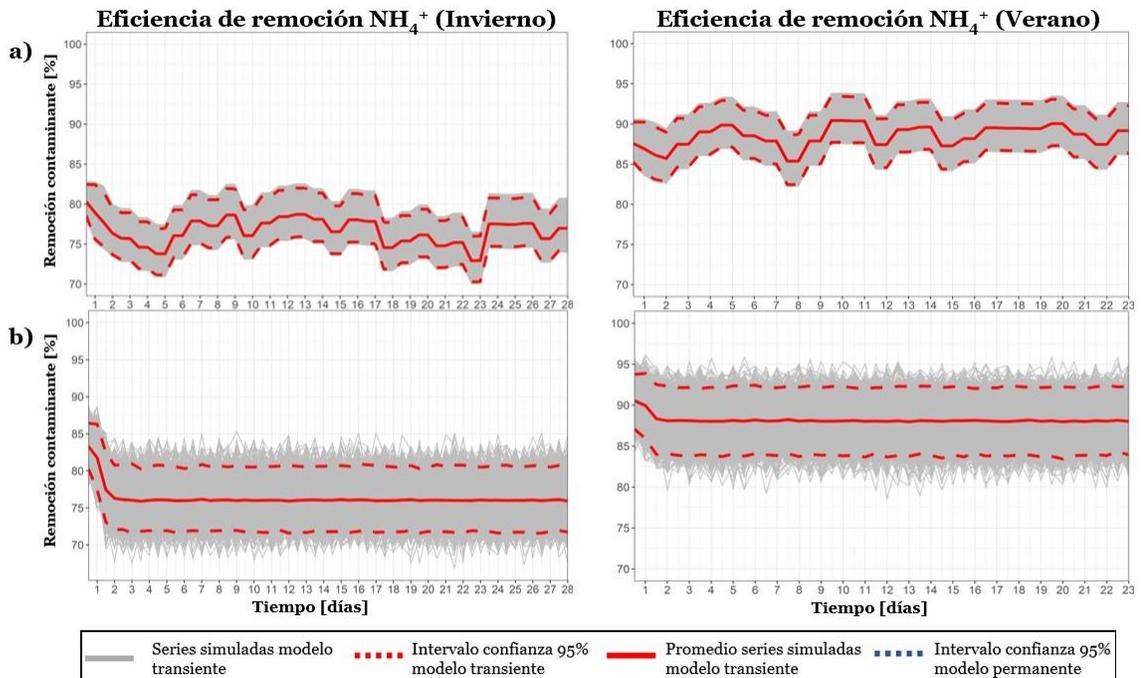


Figura G- 10: Eficiencia de remoción de NH_4^+ de las 1000 simulaciones realizadas para el HC-FV. a) Variando el coeficiente de dispersión hidrodinámica. b) Variando simultáneamente el coeficiente de difusión y la temperatura del aire.

- FOSFATO

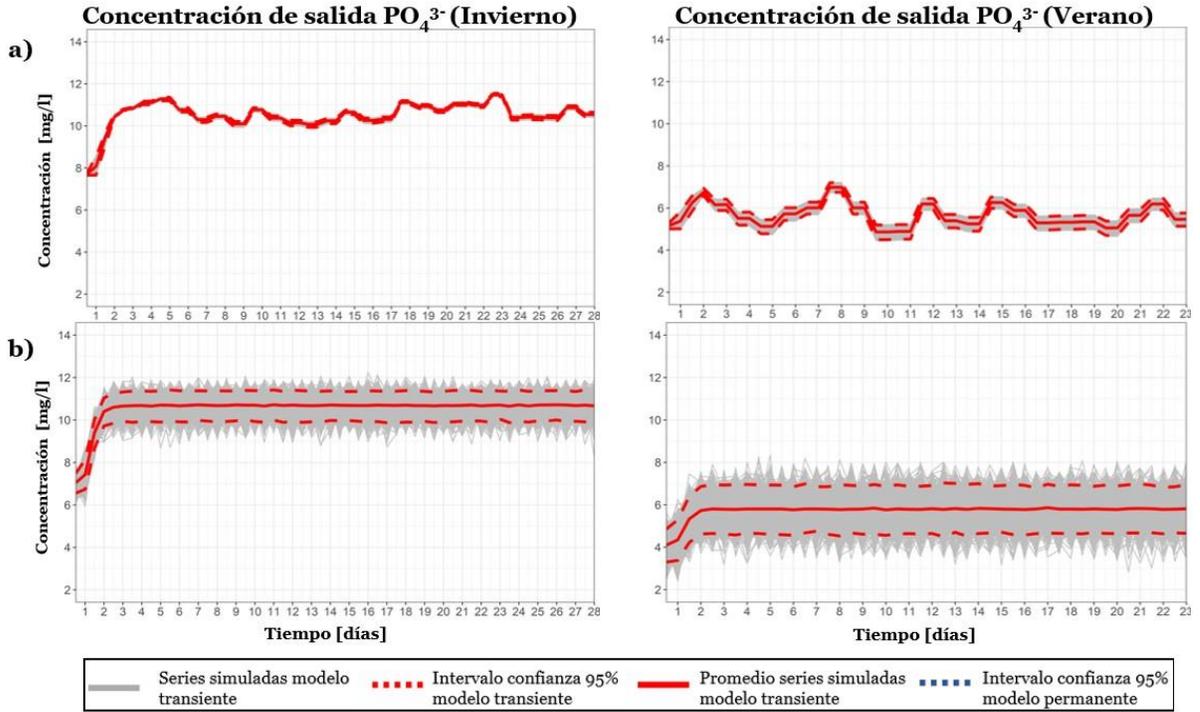


Figura G- 11: Concentración de salida de PO_4^{3-} para las 1000 simulaciones realizadas para el HC-FV. a) Variando el coeficiente de difusión hidrodinámica. b) Variando simultáneamente el coeficiente de difusión y la temperatura del aire.

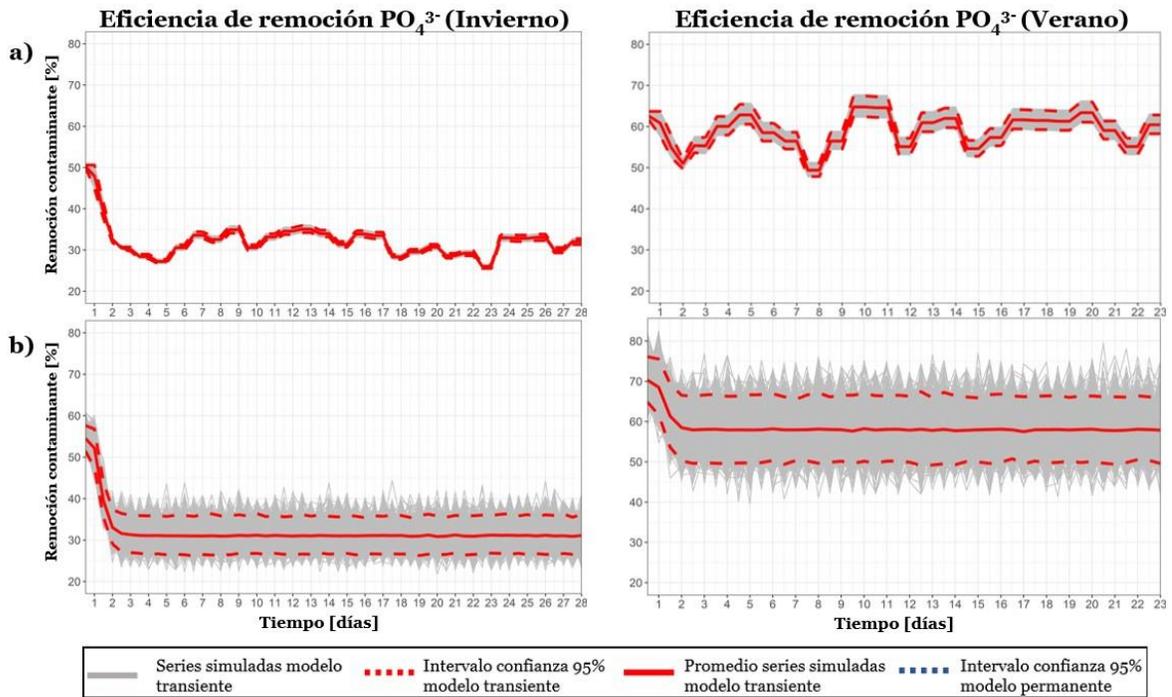


Figura G- 12: Eficiencia de remoción de PO_4^{3-} de las 1000 simulaciones realizadas para el HC-FV. a) Variando el coeficiente de dispersión hidrodinámica. b) Variando simultáneamente el coeficiente de difusión y la temperatura del aire.