



Informe Técnico

Fondos “Ing. Oscar J. Maggiolo” - 2021

*Monitoreo orientado a la modelación hidrológica integrada
cantidad-calidad: piloto cuenca alta del Arroyo Molino*

NÚMERO PROPUESTA:	Formulario número 49
INSTITUCIÓN:	Instituto de Mecánica de los Fluidos e Ingeniería Ambiental (IMFIA), Facultad de Ingeniería (FIng), Universidad de la República (Udelar)
RESPONSABLES TÉCNICO-CIENTÍFICO:	Jimena Alonso (IMFIA) Angela Gorgoglione (IMFIA)
EQUIPO DE INVESTIGACIÓN:	Juan Pablo Debone (IMFIA) Paula Martínez (IMFIA) Martina Pou (IMFIA) Federico Vilaseca (IMFIA)
REFERENTES DE LA IM:	Gimena Bentos (IM) Mariana Baldi (IM)
FECHA DEL INFORME:	16 de junio 2023
PERIODO DE TRABAJO:	01 de marzo 2022 – 31 de mayo 2023

TABLA DE CONTENIDOS

1	Introducción.....	4
1.1	Motivación	5
1.2	Objetivos generales y específicos	5
1.3	Interacción con la Intendencia de Montevideo.....	6
1.4	Actividades del proyecto.....	6
2	Antecedentes	8
2.1	Evaluación de comportamiento hidráulico – hidrológico y de sedimentación en el lago del Parque Rivera	8
2.2	Programa de monitoreo de calidad de agua de la IM	8
2.3	Caracterización de la red de saneamiento.....	10
2.4	Relevamiento del estado de la red de colectores	13
2.5	Otros antecedentes	14
2.6	Conceptos relevantes.....	15
3	Descripción de la cuenca de estudio	16
3.1	Caracterización de la cuenca de aporte al lago	16
3.1.1	Salidas de campo	16
3.1.2	Relevamiento topográfico.....	17
3.1.3	Trazado de subcuencas de aporte al lago	17
3.1.4	Tiempo de concentración.....	19
4	Información disponible	21
4.1	Precipitación y temperatura	21
4.2	Calidad del agua	22
4.3	Imágenes satelitales: Landsat 7, Landsat 8, Sentinel 2.....	23
5	Monitoreo cantidad - calidad.....	24
5.1	Evaluación de alternativas de monitoreo	24
5.2	Selección de puntos de monitoreo.....	25
5.3	Mediciones de caudal en eventos.....	26
5.4	Registro de niveles máximos.....	28
5.5	Mediciones de calidad de agua	30
5.6	Resultados	30
6	Vinculación de la calidad del agua a la dinámica de ocupación y uso del suelo	32
6.1	Análisis de variabilidad espacio-temporal de la calidad del agua.....	32
6.2	Dinámica de ocupación y uso del suelo	36
6.2.1	Metodología de generación de mapas de uso del suelo.....	36
6.2.2	Generación de mapas y análisis de variación espacio-temporal del uso del suelo	38

6.3	Relaciones entre calidad del agua y uso del suelo	40
6.3.1	Selección de las variables de calidad del agua.....	40
6.3.2	Métricas de paisaje.....	40
6.3.3	Metodología.....	41
6.3.4	Resultados.....	42
6.3.5	Síntesis de resultados	46
7	Modelación hidrológica de cantidad de agua	48
7.1	Objetivo del modelo.....	48
7.2	Descripción del módulo hidrológico/hidráulico del modelo.....	48
7.2.1	Discretización de la cuenca.....	48
7.2.2	Implementación de conducciones	50
7.2.3	Implementación del lago.....	51
7.3	Análisis y generación de series temporales de precipitación y temperatura de ingreso al modelo SWMM	51
7.4	Análisis de sensibilidad y Verificación del modelo	53
7.4.1	Análisis de sensibilidad	53
7.4.2	Verificación del modelo	56
7.4.3	Verificación del tiempo de respuesta de la cuenca	64
8	Integración cantidad y calidad de agua en la modelación	65
8.1	Objetivo del modelo.....	65
8.2	Descripción del módulo de calidad de agua SWMM	65
8.2.1	Acumulación de contaminantes	65
8.2.2	Lavado de contaminantes	66
8.2.3	Transporte de contaminantes.....	66
8.3	Resultados de la modelación de calidad del agua	66
8.4	incertidumbre en la modelación que pueden afectar los resultados de las simulaciones.....	69
9	Conclusiones.....	70
10	Bibliografía	72
11	Anexos	75
11.1	Pre-procesamiento de las imágenes satelitales.....	75
11.2	Métricas de paisaje	77
11.3	Análisis de sensibilidad – resultados de la modelación.....	79

1 INTRODUCCIÓN

Un modelo integrado generalmente se define como un modelo resultante de la interacción entre dos o más sistemas físicos y/o antrópicos (Rauch et al., 2002). Por ejemplo, un modelo hidrológico en cuencas urbanas se define “integrado” porque incluye el sistema atmósfera, suelo, la vegetación urbana, el sistema de drenaje y de saneamiento. Por lo tanto, dicho modelo puede considerarse un modelo complejo caracterizado por varios parámetros, variables y datos que requieren una calibración y validación para que el modelo sea considerado preciso y confiable. En consecuencia, es claro que la disponibilidad de datos hidrológicos de calidad y duración adecuada es vital para una modelación confiable y, por lo tanto, para una planificación y gestión óptimas de los recursos hídricos en contexto urbano (Aissia et al., 2017).

En cuencas urbanas, en los estudios relacionados a dicha temática, la problemática de la baja disponibilidad de datos es bastante común tanto para la investigación como para la propia administración (Freni et al., 2012; Alilou et al., 2019). La baja disponibilidad de datos hidrológicos se debe a diferentes razones como, por ejemplo, a una estrategia débil o inexistente para coordinar campañas de monitoreo, al hecho de que las campañas de recopilación de datos pueden ser técnicamente complejas y económicamente exigentes, a fallas técnicas en los sensores y al hecho que dichos equipos se pueden ver afectados por el vandalismo (Rodríguez et al., 2021).

En Uruguay, la importancia del monitoreo y su impacto en la gestión de los recursos hídricos tiene rango legal. Tanto el Código de Aguas (1979), como la ley de Política Nacional de Aguas (2009), establecen la obligatoriedad de monitorear los recursos hídricos por parte del Estado y los usuarios. Más aún, en el caso de la ley de Política Nacional de Aguas, el monitoreo constituye uno de sus ejes principales. En las últimas dos décadas, el gobierno nacional ha impulsado la línea de trabajo en drenaje urbano tanto con el apoyo financiero otorgado a los Gobiernos Departamentales a través de la Oficina de Planeamiento y Presupuesto (OPP), como en particular desde la Dirección Nacional de Aguas (DINAGUA) del Ministerio de Ambiente. Allí funciona desde el año 2007 el departamento de Inundaciones y Drenaje Urbano (IDU) encargado de establecer los lineamientos principales para el desarrollo de planes de drenaje urbano que se vieron consolidados más recientemente con la formulación del Plan Nacional de Aguas en 2017 (MVOTMA, 2017). Si bien estas iniciativas representan avances significativos en cuanto al marco de acción y a la resolución de problemas concretos que los municipios enfrentan en materia de hidrología urbana, Montevideo al igual que el resto del país aún carece de medidas ambientales (caudal y calidad de aguas) que alimentan los modelos hidrológicos, los cuales constituyen la base para desarrollar estrategias de planificación y gestión de los recursos hídricos en áreas urbanas.

Otro antecedente importante a mencionar es la primera versión del manual “Diseño de Sistemas de Aguas Pluviales Urbanas” (MVOTMA-DINASA-IDU, 2009), en el cual actualmente se está trabajando en una nueva versión. Este manual está dirigido a los técnicos y consultores locales y resultó de un esfuerzo del grupo de IDU-DINAGUA en recopilar y unificar criterios técnicos y formulaciones de diseño desarrolladas en otros países (particularmente Brasil, EE.UU. y España), así como normativas y lineamientos de las instituciones locales (MVOTMA, OPP, Intendencias). Es importante destacar que la gran mayoría de las formulaciones de diseño de la literatura internacional responden a relaciones empíricas obtenidas bajo las condiciones particulares del sitio (uso del suelo, tipo de suelos y características climáticas), con lo cual se pone en evidencia la clara necesidad de avanzar en su verificación y ajuste, así como en la implementación de

herramienta de modelación confiables, obtenidas a partir de datos generados en cuencas urbanas del Uruguay. A esta necesidad responde directamente este proyecto.

1.1 MOTIVACIÓN

Uno de los desafíos principales de nuestro país consiste en mejorar la gestión de sus recursos hídricos, de vital importancia para el desarrollo social, ambiental y productivo. El monitoreo de los cursos de agua y la modelación hidrológica son las piezas claves para lograr este cometido. La herramienta de modelación, alimentada con datos de monitoreo, permite construir herramientas predictivas de nivel, caudal y calidad de aguas de importante uso en contexto urbano (sistemas de alerta temprana, impactos ambientales, escenarios de cambio de uso de suelo, sistemas soporte toma de decisiones en recursos hídricos).

El Plan Nacional de Aguas establece que el monitoreo de variables hidrológicas y de calidad del agua, incluyendo la operación de redes de estaciones permanentes y programas específicos a cargo de distintas instituciones, es esencial para la evaluación, planificación, gestión y control de los recursos hídricos (MVOTMA, 2017). El Plan establece un conjunto de Programas y Proyectos, formulados en base a los aspectos críticos identificados. Este proyecto es un aporte relevante para algunos de los proyectos planteados:

- Programa 01 “*Agua para el desarrollo sustentable*”, proyecto P01/5, que se enfoca en la conservación en cantidad y calidad del agua y su uso sustentable, relacionados con el uso del agua y suelo, productos agroquímicos y enmiendas orgánicas que sin un uso adecuado puedan afectar la calidad de suelos y aguas.
- Programa 02 “*Agua para el uso humano*”, proyecto P02/1, que abarca el objetivo de avanzar hacia el acceso universal los servicios de agua potable y saneamiento y al manejo sustentable del drenaje de aguas pluviales.
- Programa 06 “*Planes de gestión integrada de recursos hídricos*”, proyecto P06/2, que propone el logro de planes para la gestión de los recursos hídricos en distintas escalas a nivel territorial: de regiones hidrográficas, cuencas, acuíferos y zonas urbanas.
- Programa 07 “*Sistemas de información y modelos*”, proyecto P07/1, que consiste en desarrollar un sistema de información integrada para distintos tipos de usuarios, con el fin de generar información y conocimiento de calidad, intercambiar información por medios remotos con otros usuarios de datos.
- Programa 08 “*Monitoreo de cantidad y calidad*”, proyecto P08/1, que establece un sistema de redes de monitoreo para realizar un seguimiento del estado, de la cantidad y de la calidad de los recursos hídricos de las aguas superficiales y subterráneas, mediante el conocimiento de variables hidro-meteorológicas y ambientales.

1.2 OBJETIVOS GENERALES Y ESPECÍFICOS

El *objetivo general* de este proyecto es avanzar hacia la modelación hidrológica integrada cantidad-calidad en cuencas urbanas de Montevideo.

Los *objetivos específicos* son los siguientes:

OE1: Diseñar una red piloto de monitoreo de caudales y calidad de agua, orientado a la modelación hidrológica integrada cantidad-calidad, en la cuenca alta del arroyo Molino.

OE2: Caracterizar y representar el comportamiento hidrológico - hidráulico del sistema de drenaje en la cuenca tanto en período seco como durante eventos de precipitación.

OE3: Evaluar la variación temporal y espacial de la calidad del agua en la cuenca del arroyo Molino y su posible vinculación a la dinámica de ocupación y uso del suelo.

OE4: Avanzar en el modelo conceptual orientado a la integración cantidad-calidad de agua en la cuenca piloto.

Es importante remarcar que la visión del equipo de trabajo IMFIA-IM mira a una red de monitoreo eficiente como soporte a la modelación integrada de cantidad y calidad de aguas en cuencas urbanas del país (largo plazo). Este proyecto representa el primer paso hacia la visión planteada (corto y mediano plazo).

1.3 INTERACCIÓN CON LA INTENDENCIA DE MONTEVIDEO

La IM designó como referentes en la línea temática del presente proyecto la Ing. Gimena Bentos y la Ing. Mariana Baldi de la Unidad de Gestión Integral de Cuerpos de Agua. Desde el principio del proyecto, se generó un espacio de intercambio para analizar la forma de adecuar de mejor manera los objetivos y desarrollo del proyecto. Además, en las diferentes reuniones, la interacción con las referentes facilitó el contacto fluido con otros técnicos de la IM.

Se tuvo también una importante interacción con los técnicos de la Unidad de Estudios Hidrológicos, Servicio de Estudios y Proyectos de Saneamiento (SEPS), los cuales facilitaron los antecedentes principales relativos a la cuenca de estudio: relevamiento de colectores y el informe de pasantía sobre el Parque Lineal La Cruz, y las series temporales de precipitación y temperatura de las estaciones de monitoreo de interés.

Esencial fue también la interacción con los técnicos del Servicio de Evaluación de la Calidad y Control Ambiental (SECCA), Departamento de Desarrollo Ambiental, los cuales facilitaron la información disponible de calidad de agua relativa a la cuenca de estudio y colaboraron con la realización de análisis en alguno de los muestreos realizados.

1.4 ACTIVIDADES DEL PROYECTO

En la Tabla 1 se enumeran y describen las actividades desarrolladas durante el proyecto, la mayor parte de las cuales fueron ejecutadas en su totalidad, restando únicamente completar las relativas a la difusión y divulgación de resultados. Además, se detalla el objetivo específico al cual aporta cada actividad y la sección de este informe en la cual se describe en detalle cada una.

Se destaca que, el período de monitoreo abarcado en este proyecto (abril 2022 a mayo 2023) se ubicó en un período de marcado déficit de precipitaciones particularmente en la zona sur del país, lo cual limitó fuertemente la cantidad de eventos que pudieron monitorearse. Ocurrieron en la zona de estudio 76 días con registro de precipitación, de los cuales únicamente 5 eventos superaron los 20 mm acumulados, que serían los potencialmente útiles para la generación de escorrentía superficial en los puntos de monitoreo seleccionados. Se concurrió al sitio de medición en 10 ocasiones, cuando el pronóstico indicaba precipitaciones acumuladas iguales o mayores a los 20 mm. En 3 se realizaron medidas de caudal, en los 7 restantes se instalaron los equipos para el registro de máximos el día anterior y se retiraron el día siguiente. En la mayor parte de estos

eventos, el pronóstico no se cumplió y las precipitaciones resultaron nulas o despreciables. Solo en 1 de esos casos se registraron variaciones significativas del nivel en los puntos monitoreados.

Tabla 1: Actividades desarrolladas durante el proyecto.

Nº	Actividad	Mes										% avance	Observaciones	Objetivo específico (OE) correspondiente	Capítulo corresp.
		Sep-22	Oct-22	Nov-22	Dec-22	Jan-23	Feb-23	Mar-23	Apr-23	May-23					
1	Revisión bibliográfica y de antecedentes del sitio											100	-	OE1, OE2, OE3, OE4	2
2	Recopilación de la información existente											100	-	OE1, OE2, OE3, OE4	4
3	Mediciones hidrométricas											100	Sequía prolongada	OE1	5
4	Evaluación de alternativas de medición/monitoreo											100	-	OE1	5
5	Construcción del limnógrafo de máximos											100	-	OE1	5
6	Monitoreo de calidad de agua											100	-	OE1	5
7	Análisis de laboratorio de las muestras de calidad de agua											100	Se muestreo un evento	OE1	5
9	Análisis de la información generada de calidad de agua											100	Se muestreo un evento	OE3	6
10	Relevamientos geométricos complementarios											100	-	OE2	3
7	Implementación de subcuencas en el modelo											100	-	OE2	7
12	Implementación de red de drenaje superficial en SWMM											100	-	OE2	7
13	Análisis de calidad de información de precipitación y temperatura											100	-	OE2	7
14	Generación series temporales y eventos para el SWMM											100	-	OE2	7
15	Análisis de sensibilidad											100	-	OE2	7
16	Verificación del módulo de hidrológico-hidráulico del modelo											100	-	OE2	7
17	Elaboración mapas de uso del suelo											100	-	OE3	6
18	Evaluación del cambio de uso del suelo											100	-	OE3	6
19	Evaluación de relaciones entre cambio de uso del suelo y calidad de agua											100	-	OE3	6
20	Avances en el modelo conceptual orientado a la integración cantidad-calidad de agua											100	-	OE4	8
21	Intercambio con referente de la IM											100	-	OE1, OE2, OE3, OE4	1
22	Formación de recursos humanos											100	-	OE1, OE2, OE3, OE4	-
23	Elaboración de informes											100	-	OE1, OE2, OE3, OE4	-
24	Actividad de divulgación											50	Prevista julio/agosto	OE1, OE2, OE3, OE4	-
25	Redacción y publicación de un artículo en congreso											50	Envío de dos artículos a JJI de AUGM (junio) y a una revista (agosto)	OE1, OE2, OE3, OE4	-

En relación al monitoreo conjunto cantidad/calidad, únicamente se realizó en dos eventos, en uno de ellos fue posible la coordinación con la IM para la realización de los análisis microbiológicos y en el otro se envió a laboratorio particular para análisis de los parámetros físico-químicos, nutrientes y microbiológicos.

La implementación del modelo SWMM implicó el cumplimiento de las actividades de implementación de las subcuencas y de la red de drenaje superficial para lo cual se realizaron relevamientos topo-batimétricos en detalle de algunas zonas críticas en la cuenca y la red de drenaje (actividad originalmente no prevista). En base a dicho modelo, se establecieron rangos de variación de los parámetros más sensibles (análisis de sensibilidad) y, si bien no fue posible lograr una calibración del módulo hidrológico-hidráulico debido a las limitaciones mencionadas del monitoreo, si se logró verificar su comportamiento en base a los eventos en los que se obtuvieron mediciones.

En relación a la actividad de difusión de los resultados, actualmente se están redactando dos artículos científicos. El primero será enviado en junio a la 30ª Jornada de Jóvenes Investigadores (JJI), organizada por la Asociación de Universidades Grupo Montevideo (AUGM). En caso el trabajo sea aceptado, será presentado en la Universidad Nacional de Asunción, Paraguay en octubre 2023. El segundo artículo científico será enviado en agosto al número especial "Understanding Anthropogenic and Climate Influences on Water Quality and Quantity at the Watershed Scale" de la revista *Water* (I.F.=3.5). En forma complementaria se prevé para el mes de agosto, la realización de un seminario de divulgación de los resultados, con participación de los equipos técnicos involucrados de la IM y del IMFIA que además tendrá como objetivo el intercambio de ideas sobre la continuidad de esta línea de trabajo.

2 ANTECEDENTES

2.1 EVALUACIÓN DE COMPORTAMIENTO HIDRÁULICO – HIDROLÓGICO Y DE SEDIMENTACIÓN EN EL LAGO DEL PARQUE RIVERA

En el año 1995, se realizó un convenio entre la IM y la UdelaR para la evaluación de los lagos del Parque Rodó y Rivera. El informe presenta el análisis y diagnóstico de la situación de cada sistema y se expresan soluciones viables para cada caso.

En esa caracterización del sistema del Parque Rivera el lago comprendía una superficie aproximada de 5 ha incluyendo la presencia de 4 islas. El volumen del lago se cuantificó en 38.000 m³ con 11.800 m³ de sedimentos en el fondo. Sobre la línea de colectores de saneamiento de la ribera oeste del lago se constaban esporádicamente roturas, que originaban entradas de líquido no tratado al lago.

Se realizaron tareas de relevamiento topográfico para determinar la batimetría del lago. También se instalaron en el lugar un limnógrafo en el canal de salida del lago y un pluviógrafo en un predio cercano para el registro de eventos. Los informes reportan el registro de un evento correspondiente al 31 de marzo de 1995.

Se tomaron muestras de los sedimentos del lago en varios puntos caracterizando la densidad de los mismos en un promedio de 1.89 Kg/dm³. Por otro lado, se realizaron muestreos de agua en el lago para la determinación de sólidos totales, suspendidos y disueltos, fijos y volátiles, demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), demanda química de oxígeno (DQO), nitrógeno total (NT), fósforo total (FT), grasas y aceites.

Con el objetivo de reconocer las características geológicas en esos puntos y su relación con el cuerpo de agua, se realizaron sondeos eléctricos verticales en las márgenes del lago, concluyendo que, sobre la margen izquierda, el lago recibe aportes subsuperficiales durante eventos lluviosos de acuerdo a la constitución de los sedimentos existentes.

Este trabajo propuso y diseñó el dragado sistemático de los sedimentos de fondo (por bombeo), como forma de controlar la liberación de fósforo desde los mismos y llevar al sistema a un estado trófico más adecuado. Además, se generaron dos herramientas computacionales específicas para hidrología urbana (programadas en PASCAL y CAD) para el para el diseño geométrico de colectores pluviales, en base al Método Racional y al Método de las Isócronas.

2.2 PROGRAMA DE MONITOREO DE CALIDAD DE AGUA DE LA IM

El Servicio de Evaluación de la Calidad y Control Ambiental (SECCA) evalúa la calidad del Arroyo Molino con un mínimo de 2 campañas anuales de monitoreo mediante el muestreo y análisis posterior de parámetros fisicoquímicos, microbiológicos y ecotoxicológicos. Los resultados de este control se resumen en los informes anuales presentados desde el año 2004 (IM-SECCA, 2004 al 2020). Este servicio también es el encargado del monitoreo del lago del Parque Rivera, cuyos principales resultados se resumen en el informe “Programa de monitoreo de lagos urbanos. Primer Informe 2017-2020” (IM-SECCA, 2020). La ubicación de los sitios monitoreados en ambos programas, que resultan antecedentes relevantes para el presente trabajo se muestran en Figura 1.



Figura 1: Ubicación de sitios relevantes del programa de monitoreo de calidad de agua del SECCA-IM.

En relación al lago, su monitoreo evidencia que pasa por varias etapas en el año en cuanto a la calidad del agua y ésta se relaciona directamente con las lluvias y la estación. En particular, cuando ocurren altas precipitaciones, las viviendas ubicadas en la parte noroeste del mismo vierten saneamiento a la pequeña cañada que sirve como afluente del lago. Esto provoca un gran aumento de la concentración de coliformes fecales detectados en los sitios de muestreo de la IM previos al lago (AMO 0, AMO 1, AMO 2, LR 1, LR 3), alcanzando valores de órdenes de magnitud superiores al límite de la normativa nacional (Decreto 253/79). En los sitios dentro del lago (LR 2) disminuye la concentración debido a la capacidad depuradora del mismo. Esta situación ocurre ya a partir del 2009.

Asimismo, dependiendo de la estación del año, la calidad del agua del lago se ve alterada con la llegada de la primavera-verano y el aumento de la temperatura. Al disminuir el volumen del agua que ingresa al lago, se dificulta el reciclado de la misma (aumenta el tiempo de residencia), se concentran los nutrientes (fósforo y nitrógeno) provocando el crecimiento explosivo de algas. Esta alta concentración de algas se mantiene elevada hasta pasado el verano cuando disminuye la temperatura.

La clorofila-a se relaciona directamente con la presencia de algas en el agua y se ve incrementada en los sitios de muestreo dentro del lago (LR1, LR2 y LR3) en donde alcanzan su máxima actividad.

En temporada fría disminuye la concentración de algas en el agua aumentando la transparencia.

El FT supera en todos los sitios y años la normativa vigente nacional (Decreto 253/79) y el NT supera la normativa de referencia internacional (USEPA, 2016).

Los aumentos de pH se relacionan con la presencia de grandes concentraciones de algas debido a la elevada actividad fotosintética.

La conductividad es extremadamente elevada en AMO 0, AMO 1 y AMO 2 reflejando un sistema altamente impactado por algún tipo de contaminante, ésta disminuye notoriamente en los sitios dentro del lago dejando en evidencia la autodepuración del mismo.

La turbiedad aumenta en la zona del lago debido a que hay un incremento del material en suspensión en el agua (materia orgánica) y también de la concentración de algas.

2.3 CARACTERIZACIÓN DE LA RED DE SANEAMIENTO

En el año 2019, la División de Espacios Públicos y Edificaciones se encontraba en la realización de un proyecto para el diseño del Parque Lineal La Cruz de Carrasco (Figura 2), se conformó un grupo de trabajo multidisciplinario con representantes de varios servicios de la IM para abordar diversos temas relacionados. En el año 2021 se realizó un diagnóstico de la cuenca del Parque que abarcó el estudio de la red de saneamiento (Dalmao, 2021), cuyos principales resultados se resumen aquí.



Figura 2: Ubicación Parque Lineal La Cruz, extraída del informe de pasantía.

La cuenca de estudio cuenta con una extensa red de colectores de tipo mixto y algunos sectores separativos que se unen en un único colector que bordea el lago del Parque Rivera, cruza la calle Av. Italia y continúa hacia el sur hasta el interceptor de rambla O'Higgins. Además, se reciben los aportes de la impulsión de la estación de bombeo Agrigento, ubicada al norte de la cuenca considerada (Figura 3).

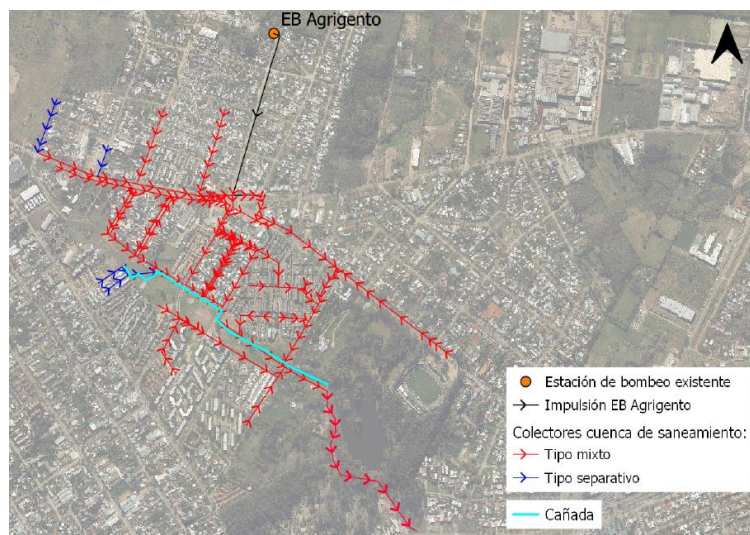


Figura 3: Esquema de la red de colectores y la estación de bombeo existentes en la zona de estudio (fuente: Dalmao, 2021).

En el registro donde se da la unión de todos los tramos de la red y continúa por un único colector, existe un alivio, hacia el arroyo Molino y termina en el lago del Parque Rivera (Figura 4). Según los relevamientos que recopila, se pudieron identificar varios puntos de roturas del colector entre calle 6 (donde se ubica el alivio) y Av. Italia, dentro del Parque, y se concluye “En términos generales, la red presenta fisuras e ingreso de raíces en múltiples puntos, en su mayoría a través de las uniones. A su vez, en la recorrida con robot se puede apreciar que existen pequeños desfasajes en las uniones, que pueden generar retención de sedimento y afectar el funcionamiento de la red. Contemplando las patologías antes mencionadas que presenta el colector, se entiende remplazar los tramos afectados por cañerías de PVC a fin de asegurar el correcto funcionamiento del mismo y evitar desbordes hacia el lago.”. Se reporta además que el tramo aguas abajo del registro donde se encuentra el aliviadero no pudo ser inspeccionado completamente, en dicha oportunidad, debido al nivel de sedimento, seguramente provocado por una rotura que no pudo ser identificada.

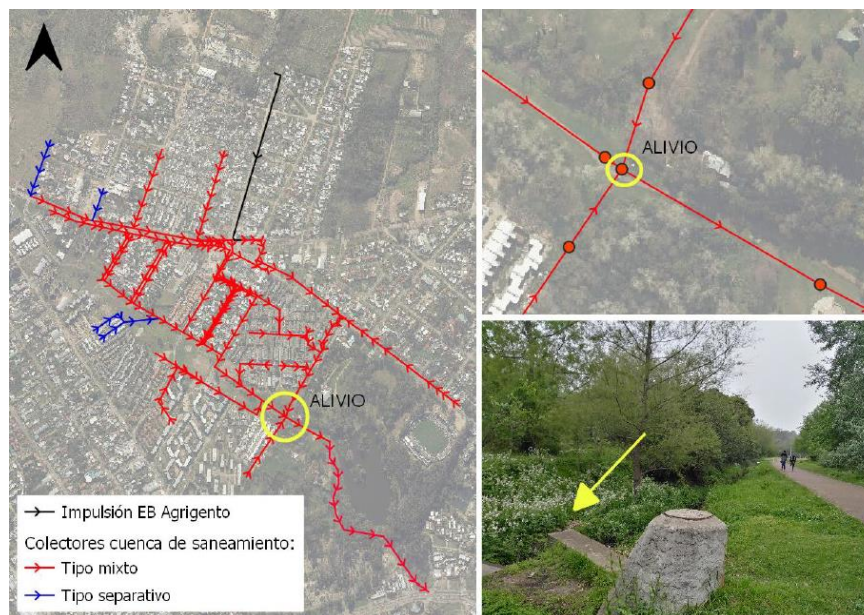


Figura 4: Ubicación del alivio en el registro de Calle 6 (fuente: Dalmao, 2021).

Se implementó un modelo hidrodinámico en Storm Water Management Model (SWMM), con el objetivo de conocer el funcionamiento de la red existente en la zona de estudio y comparar los resultados con la información disponible. El aliviadero en sí no fue incluido en el modelo.

Todos los datos de los elementos del modelo fueron extraídos del Sistema de Información Geográfica del Departamento de Montevideo (IM-SIG, 2022).

En primera instancia, se analizó la situación con caudal constante de diseño según los criterios del Plan Director de Saneamiento y Drenaje Urbano de Montevideo IM (IM, 2019). El caudal corresponde al caudal máximo horario, resultante de la suma del aporte doméstico pico horario, el caudal de infiltración y el generado por la intrusión pluvial, ya que no se constató la existencia de estructuras de drenaje que dirijan las aguas pluviales a la red de saneamiento.

Los resultados del mismo evidencian que el colector que bordea el lago junto con los inmediatos aguas arriba luego del alivio se encuentran en carga, además de observarse el desbordamiento de un registro aguas arriba del alivio.

Como conclusiones de este estudio se extrae que la red de saneamiento se ve superada en capacidad en tiempos de lluvia, en la zona donde se da la unión de los colectores en calle 6, lo cual coincide con los problemas evidenciados por los vecinos de la zona. Se concluye también la inviabilidad de incorporar aportes pluviales al sistema, a pesar de figurar como mixto, en el caso de diseñar drenaje pluvial, la red deberá ser tipo separativa.

Este trabajo considera inviable la posibilidad de aumentar el diámetro del colector, ya que la red de saneamiento sigue hacia la rambla en el mismo tamaño, por lo cual, un cambio de diámetro en esta zona implica el cambio de diámetro a todos los colectores aguas abajo generando una intervención enorme y costosa.

La solución que se plantea es una estructura que restrinja el caudal aguas abajo del colector principal y que alivie el caudal excedente hacia un tanque de amortiguación, descargándolo de forma controlada nuevamente a la red (Figura 5). Además, la sustitución del colector principal que bordea el lago del parque hacia Av. Italia por un colector de PVC de igual diámetro.

Como conclusiones del estudio de la solución propuesta de modificaciones de la red y el sistema de amortiguación proyectado se logró disminuir el caudal para que los colectores funcionen en el entorno del 75% de la capacidad. Además, no se identificaron desbordes a lo largo de la simulación y no se dan remansos que hagan que los colectores aguas arriba de la amortiguación entren en carga.

El tanque de amortiguación proyectado cumple con su objetivo y se entiende que es la solución mejor lograda en los estudios realizados. Sin embargo, se presenta una dificultad con respecto a la poca diferencia entre cotas de zapeado de las cámaras existentes, lo cual impide proyectar el tanque más enterrado, lo cual debe solucionarse aumentando el área superficial del mismo.

El vertedero de emergencia proyectado en el tanque no entró en funcionamiento para el evento analizado, con este nuevo vertedero, el alivio existente debería ser cancelado.

El informe presenta también una caracterización de la cuenca con punto de cierre en la entrada del lago y se describe la infraestructura existente para evaluar posibles mejoras como parte del proyecto final. Se manifiesta la necesidad de mejorar los drenajes de las subcuencas que ingresan al Parque Lineal, ya que sólo en las calles Prudencio Murguiondo y Manuel Techera existen cunetas. Como solución se plantea mejorar lo existente y proyectar cunetas o cordón-cuneta en todas las calles que finalicen en el parque. Otra solución sería la construcción de captaciones y colectores que dirijan el agua hacia la cañada, remarcando que debe ser totalmente independiente de la red de saneamiento existente. Sin embargo, no se realiza ninguna modelación para diagnosticar la situación del drenaje pluvial.

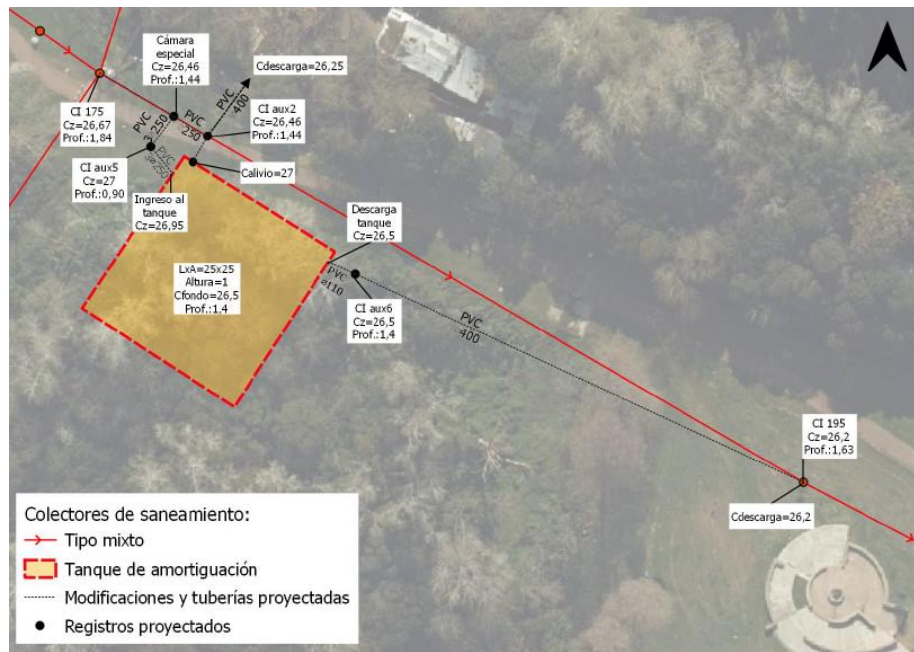


Figura 5: Esquema del sistema de amortiguación, (fuente: Dalmao, 2021).

2.4 RELEVAMIENTO DEL ESTADO DE LA RED DE COLECTORES

En el año 2019 surge la necesidad de determinar el estado de conservación de la red de saneamiento dentro del Parque Rivera a raíz de problemas de obstrucciones frecuentes y desbordes hacia la cañada afluente del lago. Para ello la IM encargó la realización de un relevamiento mediante el uso de cámara quick view y/o inspección robotizada de toda la línea de colector, incluyendo una limpieza a fondo de la misma. En el informe SEPS, 2019) se da cuenta de las patologías de cada tramo relevado con cámara robot, entre ellas se mencionan fisuras en la parte superior de los colectores con ingreso de raíces, fisuras de mayor magnitud, obstrucción total de raíces y obstrucción de sedimento con posible rotura del colector en un punto intermedio, debido a la cantidad de limpiezas en reiteradas ocasiones sin éxito. En la Figura 6 se muestran los colectores de la zona aguas arriba del lago y en rojo se destacan las zonas más afectadas.

El informe concluye en la necesidad de reemplazar los tramos afectados por cañería PVC a fin de asegurar el correcto funcionamiento del mismo y evitar desbordes hacia el lago, así como también realizar reparaciones en los registros deteriorados. Actualmente se han reemplazado los tramos más afectados, aunque sigue siendo recurrente el alivio del saneamiento hacia la cañada (IM-SEPS, com. pers.).

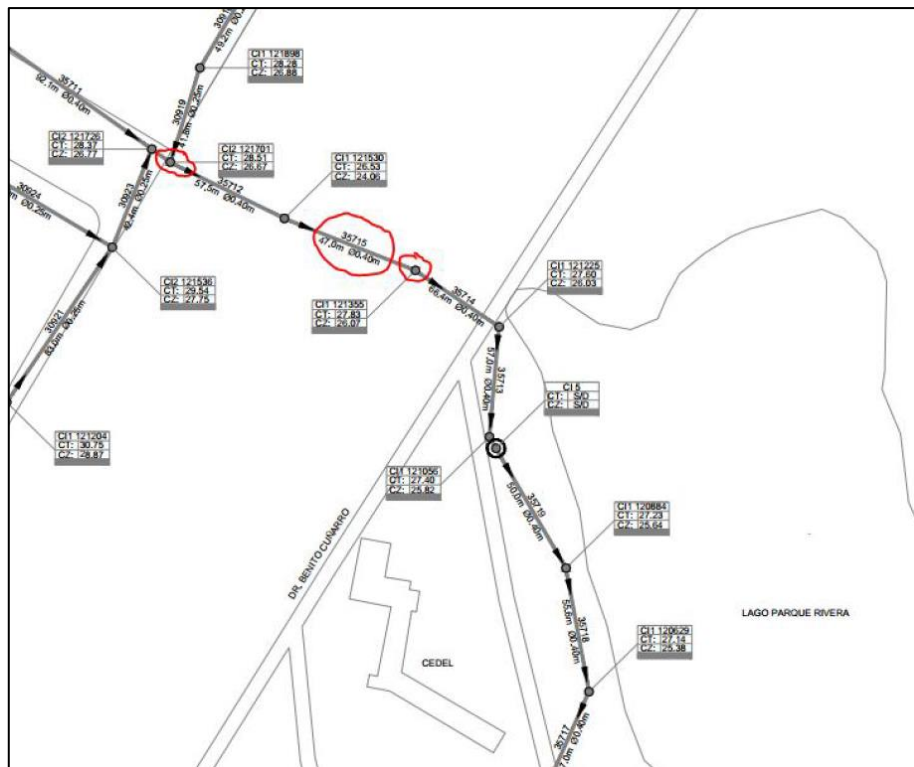


Figura 6: Colector afectado con fisuras (en rojo), hundimiento del terreno durante tareas de limpieza (fuente: SEPS-IM, 2019).

2.5 OTROS ANTECEDENTES

En el proyecto “Lago Rivera, situación actual y estrategias para su recuperación” (Mazzeo et al., 2000), se evaluaron las condiciones de calidad de agua del sistema, se identifican las causas de su deterioro y se elaboraron estrategias para su recuperación. Para ello, se realizaron muestreos estacionales de agua y sedimento durante los años 1999 y 2000 para análisis de las principales variables físicas y químicas, y determinación cualitativa y cuantitativa de las comunidades de microalgas, zooplancton y bentos. Dichos muestreos se hicieron en tres sitios: cañada de ingreso al lago, centro del lago y canal de salida. Los autores concluyen que el sistema se encuentra en un estado de hipereutrofia o estado avanzado de eutrofización, sin perjuicio de lo cual se evidencia cierta capacidad de autodepuración del lago. Los autores indican además la necesidad de medidas inmediatas para reducir o eliminar por completo la carga externa de materia orgánica y basura que llegaba al lago principalmente desde la cañada ubicada al norte del lago, y de aguas servidas provenientes del área circundante.

Dos artículos elaborados posteriormente al citado proyecto (Iglesias et al., 2011 y Mazzeo et al., no publicado), también nos brindan información relevante sobre el Lago Rivera. Es un lago pequeño de 5 ha y poco profundo (profundidad promedio = 0.8m). Se utiliza principalmente para actividades recreativas y culturales, pero es un lago eutrófico como resultado del alto aporte de nutrientes de las áreas urbanas (media anual de FT: 2.4mg l⁻¹ y de NT: 11.5mg l⁻¹). Ha recibido una gran cantidad de aguas residuales, materia orgánica y residuos sólidos. El lago Rivera suele exhibir altas densidades de peces (principalmente de la especie dominante *Cnesterodon decemmaculatus*). Sin embargo, en 1999 una gran mortandad de peces (probablemente debido a concentraciones elevadas de amoníaco) condujo a una severa disminución en la densidad de peces desde el verano hasta

el otoño, lo que resultó en condiciones casi sin peces (Mazzeo et al., 2000). Además, el lago no presenta plantas sumergidas sino sólo una pequeña cobertura de *Hydrocotyle bonariensis* y *Eichhornia crassipes* (plantas flotantes).

Finalmente, el estudio paleolimnológico del lago, realizado en el marco de una tesis de grado en ecología (Hordeñana, 2016), profundiza en caracterizar la evolución del cuerpo de agua como ecosistema e identificar las posibles influencias del desarrollo social-demográfico de la cuenca sobre el proceso de eutrofización, mediante el análisis de testigos de sedimento del lago a los que se les realizó datación (^{210}Pb y ^{137}Cs) y análisis de otras variables (%MO, clorofila y nutrientes). En base a que todas las variables aumentan abruptamente sus valores en las secciones asociadas al año 1987 en adelante, el trabajo concluye que el lago presenta eutrofización cultural, es decir que el proceso de poblamiento de la zona desarrollado en forma precaria impactó en forma negativa la calidad ambiental del lago deteriorando el ecosistema asociado.

2.6 CONCEPTOS RELEVANTES

Se detallan los puntos más relevantes identificados en los antecedentes que constituyen el punto de partida del trabajo desarrollado en este proyecto y que representan insumos útiles para este proyecto:

- El proceso de eutrofización del lago del Parque Rivera se evidencia de forma clara aproximadamente a partir del año 1985, asociado al proceso de urbanización precaria y acelerada en la cuenca de aporte (Hordeñana, 2016).
- El lago se encuentra, al menos desde finales de la década del '90, en estado hipereutrófico a consecuencia del alto aporte de nutrientes y materia orgánica de las áreas residenciales de la cuenca (Mazzeo et al., 2000). No obstante esto, presenta aún capacidad de autodepuración lo cual se evidencia por la reducción en las concentraciones de nutrientes entre la entrada y la salida en la mayor parte de los muestreos realizados (IM-SECCA 2004 al 2020, Mazzeo et al., 2000).
- Si bien la zona cuenta con sistema de saneamiento de tipo mixto por colector, los aportes de nutrientes son elevados ya que el mismo presenta puntos de alivio hacia el Arroyo Molino, algunos permanentes y otros temporales. Los alivios temporales diseñados para funcionar en eventos de lluvia como el que se ubica en el registro de Calle 6 (Figura 4) y los permanentes ocurren como consecuencia de cámaras obstruidas temporalmente en la zona de viviendas y/o roturas y obstrucciones de los colectores. Esta situación es persistente desde la década del '90 a pesar de las reparaciones y reemplazo de tramos de la red de colectores de la zona como se reseña en la Sección 2.3.
- El modelo SWMM de la red de saneamiento desarrollado en el SEPS (Sección 2.3) constituye la base del modelo hidrológico-hidráulico que se desarrolla en el marco del presente proyecto. A éste se agrega la información de las subcuencas de aporte y de la red de drenaje superficial. Además, se verifica que toda la información reportada en el expediente de relevamiento de colectores (Sección 2.4) este correctamente implementada en el modelo y se actualiza dicha información sobre la base de relevamientos en campo (Sección 3.1).
- La información batimétrica del lago, la caracterización de aportes subsuperficiales y el registro hidrometeorológico del evento registrado por de los Santos et al. (1995), sirven de antecedente para la caracterización primaria del tiempo de respuesta de la cuenca, así como de insumos para la verificación del modelo hidrológico-hidráulico implementado en este proyecto.

3 DESCRIPCIÓN DE LA CUENCA DE ESTUDIO

La zona de estudio de este proyecto corresponde a la cuenca alta del Arroyo Molino, con cierre en la salida del lago del Parque Rivera ubicado en el municipio E del departamento de Montevideo al norte de Av. Italia. La cuenca completa tiene un área aproximada de 86 ha y es fundamentalmente un área residencial. En el área de aporte directo al lago destaca el Parque Rivera que tiene una extensión aproximada de 40 ha y está cubierto mayoritariamente por abundante vegetación, en particular forestación exótica de la especie *Eucalyptus sp.* El parque fue construido por el residente francés *D. Pierre Durandeu* (1844-1927) en terrenos bajos y anegadizos quién forestó la zona e hizo excavar el lago. En 1929 fue vendido al municipio capitalino y abrió sus puertas al público hasta la actualidad (Municipio e, 2011).

3.1 CARACTERIZACIÓN DE LA CUENCA DE APORTE AL LAGO

3.1.1 Salidas de campo

Durante la instancia del proyecto, se realizaron varias visitas a la zona de estudio con distintos objetivos, como se detalla en la Tabla 2.

Tabla 2: Objetivos de las salidas de campo.

Fecha	Motivo de la salida
23/03/2022	Reconocimiento general de la zona y recorrido por la cuenca alta
28/04/2021	Reconocimiento de la zona del Parque y evaluación de alternativas para monitoreo de cantidad
27/04/2022	Medición de caudal y muestreo <i>in-situ</i> de calidad
25/05/2022	Medición de caudal y muestreo <i>in-situ</i> de calidad
06/07/2022	Recorrida de la zona
22/07/2022	Instalación de soportes de limnómetro de máxima en MO 1
16/08/2022	Relevamiento topográfico para delimitación del parteaguas en cuenca alta
22/08/2022	Relevamiento topográfico para delimitación de subcuencas en cuenca media y relevamiento batimétrico en Arroyo Molino y canales afluentes al lago
24/08/2022	Instalación de limnómetros de máxima en AMO 0 y MO 1
26/08/2022	Inspección de limnómetros de máxima en AMO 0 y MO 1
29/08/2022	Recuperación limnómetros de máxima en MO 1
01/09/2022	Instalación de limnómetros de máxima en AMO 0, AMO 0-1 y MO 1
02/09/2022	Recuperación limnómetros de máxima en AMO 0, AMO 0-1 y MO 1
22/10/2022	Instalación de limnómetros de máxima en AMO 0, AMO 0-1 y MO 1, medición caudal y muestreo de calidad de agua en AMO 0-1.
23/10/2022	Recuperación limnómetros de máxima en AMO 0, AMO 0-1 y MO 1
25/10/2022	Instalación de limnómetros de máxima en AMO 0, AMO 0-1 y MO 1
29/10/2022	Recuperación limnómetros de máxima en AMO 0, AMO 0-1 y MO 1
11/11/2022	Instalación de limnómetros de máxima en AMO 0, AMO 0-1 y MO 1
15/11/2022	Recuperación limnómetros de máxima en AMO 0, AMO 0-1 y MO 1
19/11/2022	Instalación de limnómetros de máxima en AMO 0, AMO 0-1 y MO 1
23/11/2022	Recuperación limnómetros de máxima en AMO 0, AMO 0-1 y MO 1
02/02/2023	Instalación de limnómetros de máxima en AMO 0, AMO0-1 y MO 1 pero sin efectuarse. Relevamiento pendiente canal aguas abajo del lago
14/02/2023	Relevamiento lago y vertedero

Nota: AMO 0, AMO 0-1 y MO 1 refiere a los sitios de monitoreo seleccionados, cuya ubicación se describe más adelante.

3.1.2 Relevamiento topográfico

El uso del modelo digital de terreno (MDT) del IDEUy (Infraestructura de Datos Espaciales de Uruguay) presentó incertidumbre para el trazado de la cuenca de aporte en su zona norte, por Cno. Carrasco y Av. Bolivia. A partir de las visitas y relevamientos topográficos se observaron estas zonas y se determinó de manera más certera la cuenca de aporte al lago del Parque Rivera.

En la Figura 7 (derecha), se pudo observar un levantamiento en la calle que ingresa de Av. Bolivia (Calle C5) hacia la zona residencial de la cuenca. Este mismo comportamiento se repite en las calles C1, C6 y Prudencio Murguiondo. En la Figura 7 (izquierda), se muestra la cuenca principal con punto de cierre en el lago sobre el arroyo Molino. En naranja se observa la cuenca trazada en base al MDT y en rojo la ajustada con el relevamiento actual. Como resultado de este ajuste la parte norte de la cuenca sobre Cno. Carrasco no ingresa a la cuenca, además de una porción sobre Av. Bolivia.



Figura 7: Izquierda: Puntos relevados con GPS, trazado de la cuenca principal con MDT y ajustada con relevamiento. En azul se recuadra la foto tomada en la calle C5. Derecha: Lomo sobre calle C5 en Av. Bolivia.

3.1.3 Trazado de subcuencas de aporte al lago

Mediante el uso del software QGIS (versión 3.20.0) y la información del IDEUy del MDT, se determinaron las subcuencas de aporte al lago incluyendo las subcuencas exteriores que aportan al saneamiento de la cuenca de estudio (Figura 8).

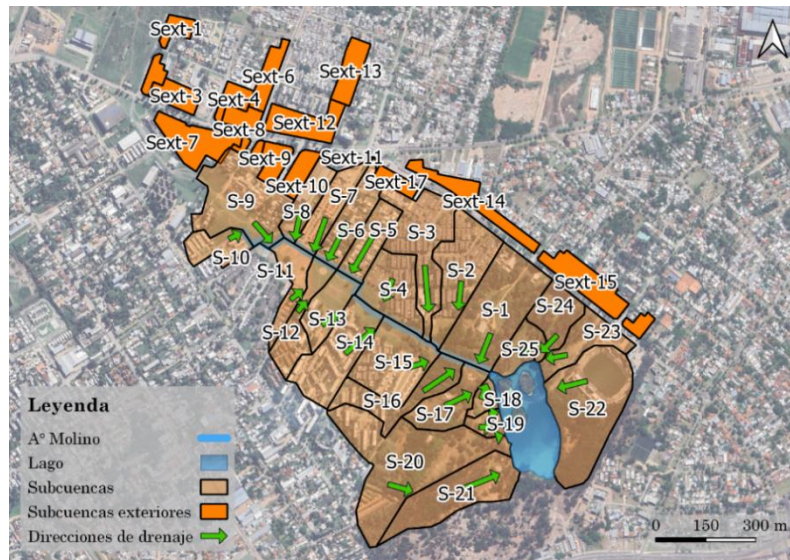


Figura 8: Trazado de las subcuencas de aporte al lago del Parque Rivera con correspondiente dirección de drenaje.

Los parámetros característicos de la cuenca y su cauce principal se presentan en la Tabla 3 y el detalle de la superficie de cada subcuenca en la Figura 9.

Tabla 3: Parámetros característicos de la cuenca de estudio.

	Parámetro	Unidad	Valor
Cuenca	Área	ha	85.9
	Pendiente	%	5.6
	Ic		1.5
Cauce principal	Longitud	m	910
	Diferencia de cota	m	15.4
	Pendiente	%	1.7

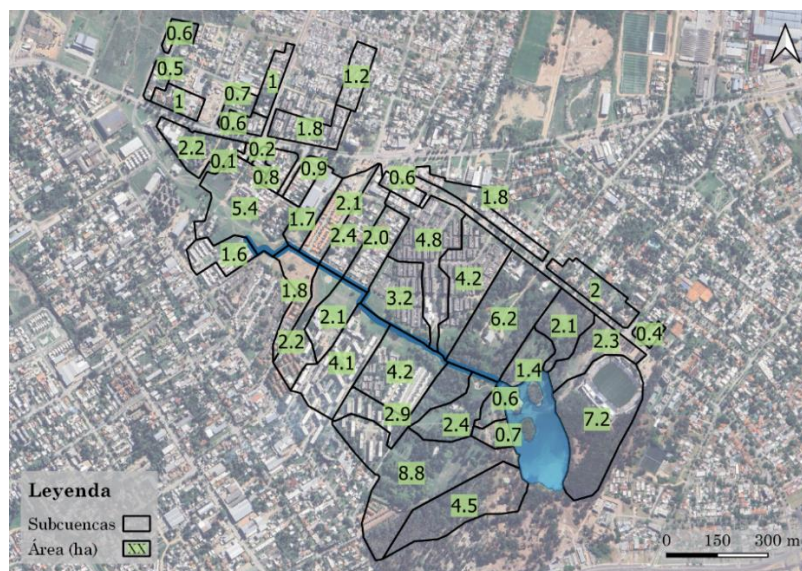


Figura 9: Cuencas de aporte al lago del Parque Rivera con su correspondiente área.

3.1.4 Tiempo de concentración

En este trabajo el primer objetivo para el cual es necesario conocer el tiempo de concentración de la cuenca, entendido como el tiempo de tránsito por el recorrido hidráulicamente más largo de la cuenca, es caracterizar los tiempos de respuesta de la cuenca frente a eventos de precipitación que deben tenerse en cuenta para un adecuado monitoreo de los caudales generados.

Una vez que el modelo hidrológico-hidráulico de esta cuenca está implementado, este tiempo de recorrido puede ser estimado de acuerdo a la geometría representativa de cada tramo del recorrido. Previamente se realiza su estimación, siguiendo metodologías usuales que se describen en MVOTMA (2009) y en base al evento registrado por De los Santos et al. (1995)

Estimación por métodos empíricos

Para la determinación de este parámetro, debe identificarse previamente si el escurrimiento se da en forma superficial (o no concentrada), o concentrada por canalizaciones, cursos de agua o colectores. En esta cuenca se identifica una primera zona de escurrimiento superficial, correspondiente a la subcuenca de cabecera (Subcuenca 10), para la cual se entiende adecuado aplicar la fórmula de Desbordes hasta el comienzo del arroyo. La segunda zona se considera a partir del comienzo del arroyo, y se calcula el tiempo de recorrido por él mismo hasta la entrada al lago, utilizando la formulación de Kirpich.

La formulación de Desbordes presenta la siguiente ecuación:

$$T_c = 6.625A^{0.3}P^{-0.38}C^{-0.45}$$

siendo A el área de la cuenca [ha], P la pendiente del cauce principal [%] y C el coeficiente de escorrentía.

Como recorrido principal de la Subcuenca 10, se utiliza la calle que conduce las aguas pluviales hacia la cañada y para el coeficiente de escorrentía se realiza una ponderación por el área impermeable/permeable de la subcuenca y considerando los valores del coeficiente de escorrentía para 2 años de período de retorno en 0.75 y 0.25 respectivamente (MVOTMA, 2009). Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla 4.

Tabla 4: Resultados formulación de Desbordes.

A (ha)	1.62
C ponderado	0.59
P (%)	0.87
Tc (hs)	0.17

La formulación de Kirpich se presenta en la siguiente ecuación:

$$T_c = 0.4 \times \frac{L^{0.77}}{S^{0.385}}$$

Donde L es la longitud del cauce principal [km] y S es la pendiente promedio del cauce principal [%]. Los resultados obtenidos se presentan en la Tabla 5.

Tabla 5: Resultados formulación de Kirpich.

L (km)	0.91
S (%)	1.69
Tc (hs)	0.30

De la suma de ambos recorridos se obtiene que el tiempo de concentración hasta la entrada al lago es de 30 minutos. Adicionalmente, existe un tiempo de tránsito del lago que será estimado también en base al modelo hidráulico considerando la geometría del lago, así como la de sus canales de entrada y salida. Previamente se hace la estimación en base al evento documentado en De los Santos (1995)

Estimación para un evento registrado

En cuencas urbanas, Abustan et al. (2008) obtienen resultados satisfactorios determinando el T_c desde el baricentro de la precipitación neta al punto de inflexión del hidrograma de escurrimiento.

El evento registrado entre el 31/03/1995 y el 01/04/1995 totalizó una precipitación de 41.5 mm, con una intensidad máxima de 5mm/h. De la representación gráfica del hietograma y el hidrograma registrados (Figura 10), se observa que el tiempo transcurrido entre el momento del baricentro de la lluvia (hora 19) y el punto de inflexión del hidrograma (hora 29), es de 10 horas. De la estimación realizada en la parte anterior se desprende que casi la totalidad de ese tiempo corresponde al tránsito por el embalse, mientras que una fracción menor (0.47 h) sería el tiempo de concentración hasta la entrada al lago.

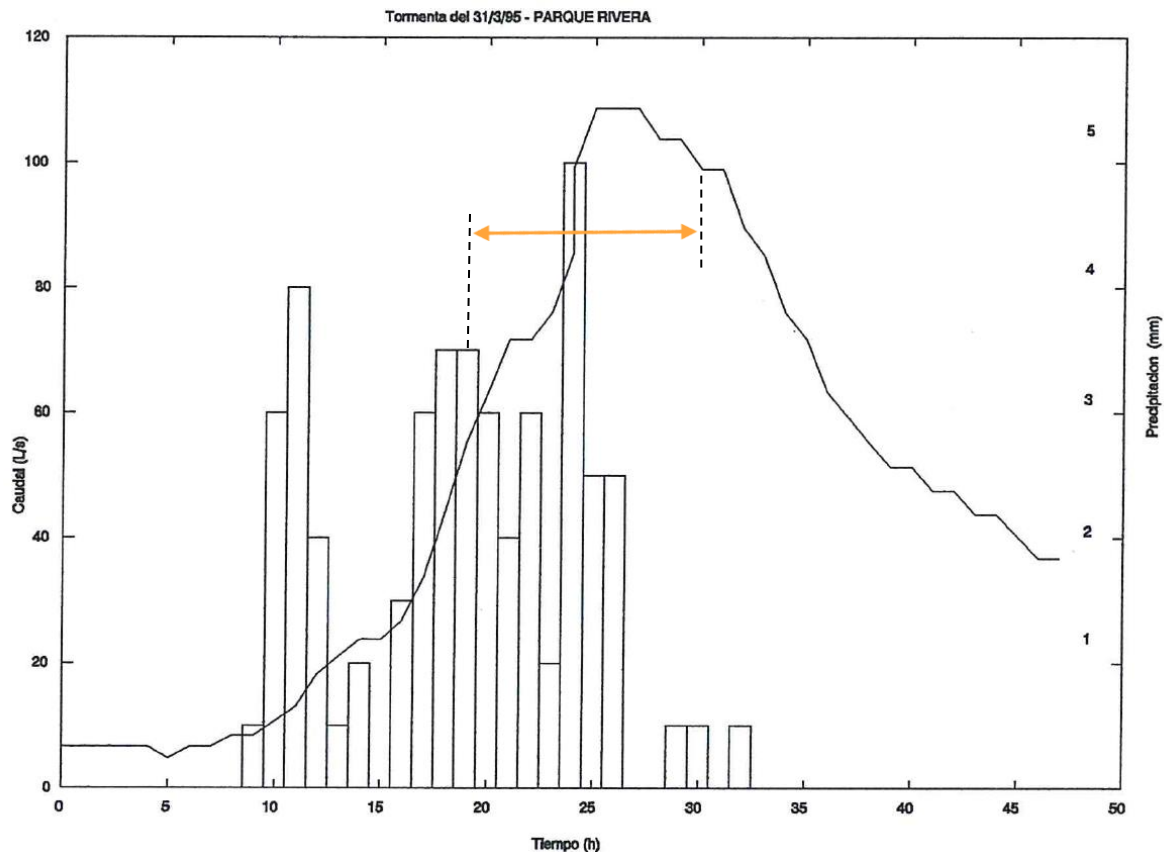


Figura 10: Estimación del tiempo de concentración hasta la salida del lago, en base al evento de marzo de 1995 (registros tomados de De los Santos, 1995).

4 INFORMACIÓN DISPONIBLE

4.1 PRECIPITACIÓN Y TEMPERATURA

Para los datos de precipitación y temperatura se solicitó la información al SEPS. Se obtuvieron los registros históricos de precipitación con frecuencia 5 minutos, de las estaciones seleccionadas de la red de hidrometeorológica de Montevideo (RHM), que se muestran en la Figura 11. Los registros de temperatura se obtuvieron de la estación meteorológica CCZ9, también de la RHM.



Figura 11: Ubicación de las estaciones de la RHM y zona de estudio.

Como se observa en la figura anterior, los equipos seleccionados de la RHM fueron:

- Pluviómetro – Planta de Lixiviados (PL)
- Pluviómetro – Centro Comunal Zonal 7 (CCZ7)
- Pluviómetro – Áreas Verdes (AV)
- Pluviómetro – Lucas Píriz (LP)
- Estación Meteorológica – Centro Comunal Zonal 9 (CCZ9)

Además, se solicitaron a INUMET las series de datos del período 1995-2022, correspondientes a las siguientes estaciones pluviométricas:

- Carrasco
- Prado
- Melilla

En la Tabla 6, se presentan la disponibilidad de datos de los equipos de pluviometría.

Los datos de temperatura se obtuvieron de la estación meteorológica CCZ9, a partir del 21/11/2018 hasta el 24/03/2023 con una frecuencia de muestreo igual que los registros de precipitación.

Tabla 6: Disponibilidad de datos de pluviometría.

Estación	Fecha inicio	Fecha fin
IM-PL	01/03/2017	21/03/2023
IM-CCZ7	01/01/2014	31/05/2022
IM-AV	08/01/2014	21/03/2023
IM-LP	01/01/2014	21/03/2023
IM-CCZ9	01/01/2014	21/03/2023
INUMET-Carrasco	01/01/1995	31/07/2022
INUMET-Prado	01/01/1995	31/07/2022
INUMET-Melilla	01/01/1995	31/07/2022

4.2 CALIDAD DEL AGUA

La información de calidad de agua fue proporcionada por el SECCA de la IM. Los puntos de monitoreo se ubican a lo largo del arroyo Molino y el lago del Parque Rivera. En la Figura 12, se muestra la ubicación de los puntos de monitoreo y en la Tabla 7 se resume la ventana temporal del programa de monitoreo, la cantidad de muestreos y la frecuencia media de los mismos.



Figura 12: Ubicación de puntos de muestreo con datos disponibles de calidad de agua (SECCA-IM).

Tabla 7: Características de las series de datos del programa de monitoreo del SECCA, por estación de muestreo.

Estación	Fecha inicio	Fecha fin	Frecuencia media de muestreo	Cantidad de visitas
AMO 0	13/09/2017	05/12/2022	20 días	82
AMO 1	04/10/2001	13/07/2022	70 días	103
AMO 2	04/10/2001	05/12/2022	60 días	138
MO 1	16/06/1999	05/12/2022	60 días	143

En el programa de monitoreo que realiza el SECCA se analizan los siguientes parámetros:

- Temperatura (T)
- pH
- Conductividad – (CE)
- Oxígeno Disuelto – (OD)
- Sólidos Suspendedos Totales – (SST)
- Demanda Bioquímica de Oxígeno – (DBO)
- Demanda Química de Oxígeno – (DQO)
- Amonio (NH_4^+)
- Nitrógeno total – (NT)
- Fósforo total – (FT)
- Metales pesados (Cromo (Cr) y Plomo (Pb))
- Coliformes fecales – (CF)

4.3 IMÁGENES SATELITALES: LANDSAT 7, LANDSAT 8, SENTINEL 2

Con el objetivo de caracterizar la ocupación del suelo en el área de estudio y su evolución espacio-temporal, inicialmente se analizaron las fotos aéreas de la zona para los años 2000, 2003, 2007 y 2014 (SIG-IM, 2022) y las ortoimágenes disponibles del IDEUy del año 2017 (IDEUy, 2017). Sin embargo, la baja calidad de esta información no permitió una clasificación adecuada del uso del suelo en diferentes clases. Por esta razón, se optó por la generación de mapas de cobertura de suelo a partir de imágenes satelitales haciendo uso de la plataforma Google Earth Engine.

Dado que en la modelación se buscará evaluar el comportamiento para el evento medido en el 1995 y que se busca realizar un análisis espacio-temporal continuo del uso del suelo, se generaron mapas para el periodo 1995-2022 (un mapa por año). Para lograr esto, se utilizaron imágenes del satélite Landsat 7 y 8, con resolución 30 metros, para el período 1995-2022 y de Sentinel 2, de resolución 10 metros, para el período 2015-2022 (período de operación). Fue necesaria la utilización de diferentes misiones para lograr cubrir la ventana temporal con imágenes claras y sin nubosidades que interfirieran.

5 MONITOREO CANTIDAD - CALIDAD

5.1 EVALUACIÓN DE ALTERNATIVAS DE MONITOREO

El cumplimiento del OE1, que implica la implementación de un sistema de monitoreo hidrométrico orientado a la modelación de la cuenca de estudio, se llevó adelante una evaluación de posibles alternativas para la medición de niveles y caudales. Para esto se tuvieron en cuenta los siguientes aspectos: rango de velocidades y profundidades de flujo esperables, duración de los eventos de crecida, accesibilidad al sitio y posibilidades de vandalismo.

Durante las visitas de reconocimiento, que se describen en la Sección 3.1.2, se observó que, durante épocas de estiaje o flujo medio, es decir en ausencia de precipitaciones recientes, el funcionamiento hidráulico del arroyo es con velocidades y profundidades bajas, que generan caudales en el rango 0-3 l/s. Esto hace inconveniente el uso del instrumental disponible para medición acústica en dichas ocasiones, dado que se cuenta actualmente con un ADCP modelo RiverRay de la marca Teledyne, que requiere tirantes de al menos 60 cm y velocidades de al menos 10 cm/s para realizar mediciones confiables; así como también con un medidor puntual ADV modelo Vectrino de la marca Nortek, que requiere una sumergencia de al menos 20 cm para poder ser utilizado. Es por esto que se definió utilizar métodos de medición basados en trazadores superficiales para la medición de caudales. Estos permiten realizar estimaciones rápidas y confiables del caudal con velocidades superficiales de al menos 5 cm/s y sin restricciones en cuanto a profundidad de flujo. A su vez, como se indica en la Sección 3.1.4, se estimó que el tiempo de concentración de la cuenca es del entorno de los 30 minutos, lo cual limita la posibilidad de registrar caudal y nivel *in-situ* durante crecidas del arroyo, debido a la dificultad logística que esto implica. Es por esto que lo más adecuado para el caso de estudio es la aplicación de sistemas de medición que puedan dejarse instalados en el sitio, de modo de poder captar eventos repentinos o inesperados de crecida. Por último, se considera que toda la cuenca de estudio tiene un riesgo de vandalismo alto, debido a su ubicación en una zona urbana densamente poblada. Es por esto que, a la hora de dejar instrumental en el sitio de forma permanente, debe ser contemplada la posibilidad de su pérdida. Cabe destacar además que el cauce cuenta con buena accesibilidad la mayor parte de su recorrido.

Las restricciones que se contemplan en el párrafo anterior llevaron al diseño de un sistema de monitoreo conformado de la siguiente manera:

- Medición de niveles máximos durante eventos de crecida a través de limnímetros de máximas que se colocan en sitio previo a cada evento (se describen en la Sección 5.4).
- Mediciones puntuales de nivel y caudal en diferentes condiciones, con el objetivo de conformar una curva de aforo para estimar caudal para un amplio rango de condiciones hidrológicas del cauce (se describen en la Sección 5.3).

Se entiende que este sistema permitirá obtener la información necesaria para la calibración de la componente hidrológica-hidráulica del modelo SWMM. Las mediciones se realizaron en dos puntos cuya selección se describe en la Sección 5.2. En dichos puntos, donde la medición de cantidad resulta factible, se realizaron los muestreos para análisis de parámetros de calidad en laboratorio y las mediciones *in-situ* de parámetros de calidad, que se describen en la Sección 5.4.

5.2 SELECCIÓN DE PUNTOS DE MONITOREO

Se seleccionaron dos sitios para medir caudal y nivel del pelo de agua durante eventos de crecida (Figura 13). Uno de ellos se ubica aguas arriba del lago del Parque Rivera (AMO 0-1), mientras que el otro está ubicado aguas abajo (MO 1). Se busca hacer varias medidas puntuales en distintos momentos de cada uno de los eventos, para así poder caracterizarlos. Las coordenadas de los sitios de medición se presentan en la Tabla 8; mientras que su ubicación se presenta sobre una fotografía satelital en la Figura 13.

Tabla 8: Coordenadas de los puntos de medición IMFIA en UTM 21S.

Sitio	X	Y
AMO 0	582725.06	6140135.79
AMO 0-1	582773.17	6140112.8
MO 1	583065.94	6139713.81

El sitio AMO 0-1 está ubicado en el arroyo, entre los puntos AMO 0 y AMO 1, aguas abajo del aliviadero de Calle 6 y aguas arriba del badén próximo al punto AMO 1. En ese tramo el cauce no se encuentra revestido, el fondo está compuesto de material granular y los taludes cubiertos por vegetación. Inicialmente se planteó ubicar este punto debajo del puente que atraviesa el cauce justo sobre su desembocadura en el lago. Sin embargo, se observó que la reja que está instalada debajo de dicho puente genera un remanso considerable, en particular cuando se obstruye por el arrastre de sólidos del arroyo. Es por esto que se decidió mover el punto AMO 0-1 a una sección que esté fuera de la influencia del remanso. El sitio seleccionado se ubica aproximadamente a 100 m aguas arriba del puente, cerca de una platea de hormigón (badén) donde se apoyan dos tuberías que descargan pluviales desde un terreno lindero.

El sitio MO 1, coincidente con el monitoreo por la IM, se ubica en el canal de descarga del lago, entre un tabique que hace las veces de vertedero y una alcantarilla abovedada que permite el paso del arroyo por debajo de una de las calles internas del parque. En este tramo el cauce está canalizado con una sección trapezoidal de ancho de base 1,55 m, con paredes revestidas en adoquines y fondo de hormigón cubierto de sedimentos.

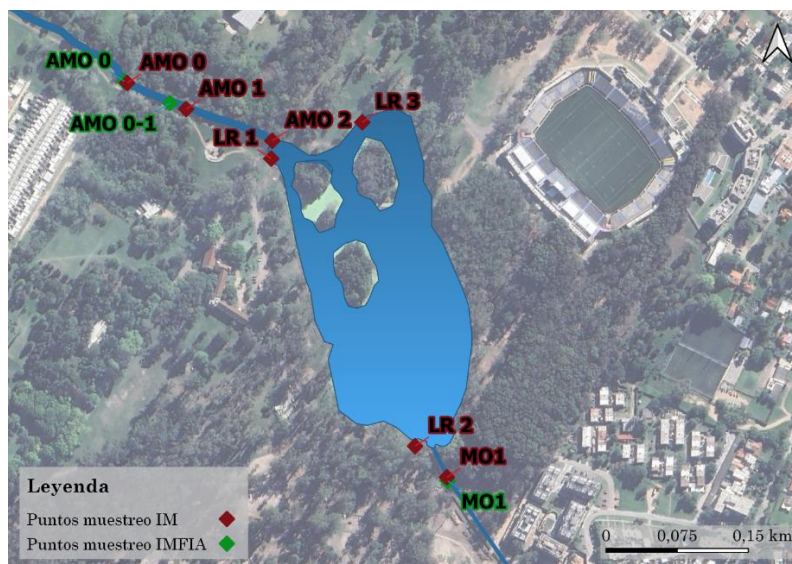


Figura 13: Ubicación de puntos de monitoreo IM e IMFIA.

5.3 MEDICIONES DE CAUDAL EN EVENTOS

Para la medición del nivel del pelo de agua se utiliza un nivel óptico en conjunto con una regla, que permite relevar con precisión de 1 cm la distancia vertical desde el pelo de agua hasta un cero de referencia local. El cero de cada punto de monitoreo se asoció a alguna estructura cercana que se encuentre fija. En AMO 0-1 el cero está sobre el badén que se describe en la Sección 5.2 (Figura 14). En MO 1 está sobre la base de una columna baja que da sostén a la baranda de margen izquierda del cauce (Figura 14).

El caudal se mide mediante la técnica de Velocimetría por Imágenes de Partículas a Gran Escala (LSPIV por sus siglas en inglés). Es una técnica no intrusiva para la caracterización cualitativa y cuantitativa del flujo, que se basa en el seguimiento de partículas que se mueven suspendidas o flotando sobre la superficie del agua (Patalano et al., 2017). El método consiste en registrar en video el tránsito de dichas partículas (llamadas “trazadores”) a través de un tramo del cauce (región de interés o RdI) en donde se quiere medir el caudal. El procesamiento posterior de las imágenes del video permite determinar el campo de velocidad superficial del agua. Asumiendo que los perfiles verticales de velocidad son logarítmicos, se relaciona la velocidad media (V_m) con la velocidad superficial (V_s) mediante un parámetro α , tal que:

$$V_m = \alpha \cdot V_s$$

Luego, el caudal se calcula como el producto entre V_m y el área de la sección que se obtiene en campo a partir de un relevamiento topo-batimétrico.



Figura 14: Altura de referencia utilizada para medición de niveles en punto AMO 0-1 (izquierda) y MO 1 (derecha).

Para llevar a cabo las mediciones, el procedimiento de campo consiste en montar una cámara de video sobre un trípode, con el fin de registrar la superficie del agua con un encuadre fijo y lo más cenital posible, abracando la RdI. Una vez instalada se siembran los trazadores en el flujo desde aguas arriba, y se filma su paso por la RdI. En este caso se utilizan chips de madera como trazadores, ya que cumplen con la propiedad de flotar correctamente y su color contrasta con el del agua en las imágenes. Dentro de dicha RdI

se colocan cuatro puntos de referencia, que se marcan de forma de hacerlos visibles en el video y se mide la distancia entre ellos. Esas distancias se tomarán en cuenta luego, durante el procesamiento digital de las imágenes, para realizar una rectificación del campo de velocidad registrado. El procedimiento de campo también incluye el relevamiento batimétrico de una o varias secciones transversales dentro de la RdI, que permitirán luego determinar el caudal.

El procesamiento de las imágenes se lleva a cabo en dos etapas, utilizando dos softwares distintos: PIVLab (Thielicke & Stamhuis, 2014) y RIVeR (Patalano et al., 2014). El primero permite determinar el campo de velocidad superficial, en unidades de píxel/segundo. El segundo permite rectificar dicho campo, utilizando la distancia entre los cuatro puntos de referencia, para transformar las unidades a m/s. Por último, RIVeR permite estimar el caudal a partir del campo de velocidades superficiales y el área de flujo, determinada a partir del relevamiento batimétrico. Para transformar la velocidad superficial a velocidad media se utiliza un valor de α de 0,85 por ser sugerido en la bibliografía (Plant, et al., 2005) y por no contarse a priori con una mejor estimación de dicho parámetro.



Figura 15: Ejemplo de procesamiento del video registrado el 24/04/2022 en el punto MO 1. Se pueden ver la RdI delimitada (en rojo), los chips de madera sembrados sobre la superficie del agua y los cuatro puntos de referencia pintados en blanco sobre las paredes del canal.

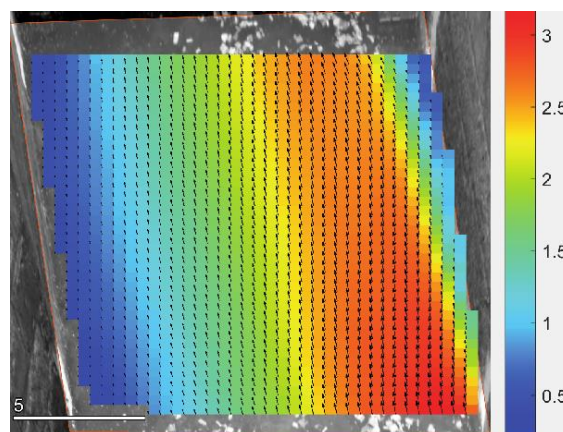


Figura 16: Ejemplo de procesamiento del video registrado el 24/04/2022 en el punto MO 1. Se puede ver el campo de velocidad superficial obtenido sobre la imagen rectificada. La unidad de la escala de colores es dm/s.

5.4 REGISTRO DE NIVELES MÁXIMOS

La alternativa propuesta al monitoreo continuo fue el registro de los niveles máximos alcanzados en cada evento de crecida y para ello se construyeron dispositivos de tipo limnógrafo de máximos, con las siguientes características:

- Instalación sólida y de fácil acceso,
- Materiales resistentes,
- Fácil mantenimiento,
- Bajo costo.

Cada dispositivo consiste en un soporte de plástico con un tubo de acrílico en cuyo interior se fija una regla milimetrada, también de acrílico. El tubo se encuentra perforado en la parte inferior para permitir el ingreso del agua, minimizando el paso de algas u otros flotantes. La regla se pinta utilizando pintura soluble en agua de forma que al subir el nivel del agua la pintura se disuelve hasta el nivel máximo alcanzado en el evento. El tubo exterior protege de la lluvia y salpicaduras a la pintura para evitar lecturas erróneas.

Se cuenta con un stock de reglas pintadas para intercambiar en las visitas a campo.

Para la protección se encontró una opción económica, simple, de fácil acceso e instalación. El artefacto estanco posee clips que sujetan la tapa de acrílico que facilitan su operación en campo. Los orificios que se le realizaron permiten el ingreso de agua sin dejar pasar algas, hojas o ramas u otros flotantes que afecten la medición.

En la Figura 17 se observa el dispositivo descrito.



Figura 17: Limnógrafo de máximos.

El registrador colocado en el punto MO 1 se fijó a la pared de hormigón del canal de salida del lago (Figura 18). Mientras que los ubicados en los puntos de monitoreo AMO 0 y AMO 0-1, se fijaron a trípodes de varilla de hierro para estabilizar el dispositivo y evitar su arrastre (Figura 19).



Figura 18: Limnógrafo instalado en el punto MO1.



Figura 19: Limnógrafo instalado con trípode para los puntos AMO 0 y AMO 0-1.

Finalmente, en el punto AMO 0, correspondiente al aliviadero del saneamiento sobre Calle 6, se utiliza como indicador del nivel máximo alcanzado pintura soluble en agua para marcar el perímetro interno de la tubería de alivio. En la Figura 20 se observa el único registro obtenido de este alivio durante el período de estudio.



Figura 20: Indicador de máximo en tubería de alivio de Calle 6, se observan las marcas de pintura previo al evento del 27/08/2022 (der) y posterior al evento (izq).

5.5 MEDICIONES DE CALIDAD DE AGUA

Los registros *in-situ* de conductividad (CE), pH y temperatura (T) se realizaron utilizando una sonda *HANNA HI98129*, por parte del equipo de proyecto.

Los análisis de coliformes fecales fueron realizados por el laboratorio del SECCA, mientras que el análisis de las muestras tomadas en el evento del 22/10/2022 fueron analizadas en un laboratorio particular

5.6 RESULTADOS

Los resultados de las mediciones de nivel, caudal y nivel máximo en eventos se presentan en la Tabla 9, en la misma se indica el sitio y la fecha de donde se obtuvo la medida y se incluye también el registro de precipitación acumulada del evento. En el caso de registro de niveles máximos, se indica el valor inicial que marca la regla cuando fue colocada y el valor máximo alcanzado. El sitio AMO 0a corresponde a la tubería de alivio que vierte al arroyo y el sitio AMO 0 al nivel de agua en el arroyo (inmediatamente aguas arriba del alivio).

Cabe destacar que en otras oportunidades y dados un pronóstico de precipitación, se concurrió al sitio, pero no fue posible medir el caudal con la metodología seleccionada ya que el mismo era muy bajo. En esos casos el caudal se estimó en el rango 1 – 3 l/s.

En la misma tabla se muestran los resultados de los registros de niveles máximos indicando el sitio y la fecha de donde se obtuvo la medida, el valor inicial registrado al colocar la regla y el valor máximo alcanzado. El sitio AMO 0a corresponde a la tubería de alivio que vierte al arroyo y el sitio AMO 0 al nivel de agua en el arroyo (inmediatamente aguas arriba del alivio).

De la comparación entre eventos registrados, se observa coherencia entre los registros de precipitación y nivel máximo obtenido. El evento del 27/08/2022, con una precipitación de 71mm y una intensidad máxima de 25 mm/h, fue en el que se registró la mayor elevación del nivel a la salida del lago (40cm), seguido del evento del 11/11/2022 que registró una variación de 21cm para 81mm de precipitación y del evento del 22/10/2022 que registró 2cm de variación para 20mm de precipitación acumulada. Se observa además que los eventos que no registraron variación de nivel corresponden a precipitaciones menores a 0.1mm.

Tabla 9: Resultados de mediciones en campo de nivel y caudal.

Fecha del evento	Precipitación acumulada (mm)	Hora del registro	Sitio	Nivel inicial (cm)	Nivel máximo (cm)	Nivel (cm)	Caudal (l/s)	Obs.
27/04/22	11.2	10:30	AMO 0-1	-	-	-1.65	10.0	-
		9:30	MO 1	-	-	-1.10	27.5	-
		11:30		-	-	-1.07	28.0	-
25/05/22	23.6	16:00	MO 1	-	-	-1.1*	6.0	-
25/08/22	<0.1	-	AMO 0-1	---	---	-	-	-
		-	MO 1	8.0	8.0	-	-	Sin variación.
27/08/22	70.9	-	AMO 0a	---	13.0	-	-	Registro en aliviadero.

		-	AMO 0-1	-5	---	-	-	Regla arrastrada por la corriente.
		-	MO 1	8.0	47.5	-	-	-
1/9/2022	1.8	-	AMO 0a	---	---	-	-	Sin vertido.
		-	AMO 0	9.0	9.0	-	-	Sin variación.
		-	AMO 0-1	14.0	14.0	-	-	Sin variación.
		-	MO 1	10.0	10.5	-	-	-
22/10/22	19.8	13:06	AMO 0-1	-	-	-1.62	16.8	
		-	MO 1	2.0	4.0	-	-	
25/10/22	<0.1	-	MO 1	3.5	3.5	-	-	Sin variación
31/10/22	<0.1	-	MO 1	<0	<0	-	-	Sin variación
		-	AMO 0a	20.0	20.0	-	-	Sin variación
		-	AMO 0-1	< 0	< 0	-	-	Sin variación
11/11/22- 15/11/22	81.03	-	MO 1	< 0	21	-	-	
		-	AMO 0	---	---	-	-	Se volcó la regla durante el evento.
		-	AMO 0-1	> 0	---	-	-	Regla robada
19/11/22- 23/11/22	25.4	-	MO 1	---	---			Regla robada
02/02/23	4.82	-	MO 1	---	---			Lago seco
*observación errónea, se estimó el dato en base al video								

Los registros *in-situ* y los resultados de los análisis realizados en el monitoreo de calidad se muestran en la Tabla 10.

Tabla 10: Muestras de calidad de agua realizados por el IMFIA.

Fecha y Hora	Sitio	pH	CE ($\mu\text{S/cm}$)	T ($^{\circ}\text{C}$)	CF (ufc/100mL)	EF (ufc/100mL)
27/04/2022 10:30	AMO 0	7.2	360	18.9		
27/04/2022 09:45	MO 1	7.4	485	20.5		
25/05/2022 14:40	AMO 0	6.3	364	13.9	85000	260000
25/05/2022 15:20	MO 1	6.7	456	13.8	1800	3700
22/10/2022 13:00	AMO 0	7.0	256		32000	

6 VINCULACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA A LA DINÁMICA DE OCUPACIÓN Y USO DEL SUELO

Para cumplir con el OE3 del presente proyecto, que implica una evaluación de la variación temporal y espacial de la calidad del agua en la cuenca del arroyo Molino y su posible vinculación a la dinámica de ocupación y uso del suelo, se adoptó una metodología que prevé tres fases distintas: 1) análisis de variabilidad espacio-temporal de la calidad del agua (Sección 6.1); 2) evaluación de la dinámica de ocupación y uso del suelo (Sección 6.2); 3) evaluación de las correlaciones entre calidad del agua y uso del suelo (Sección 6.3).

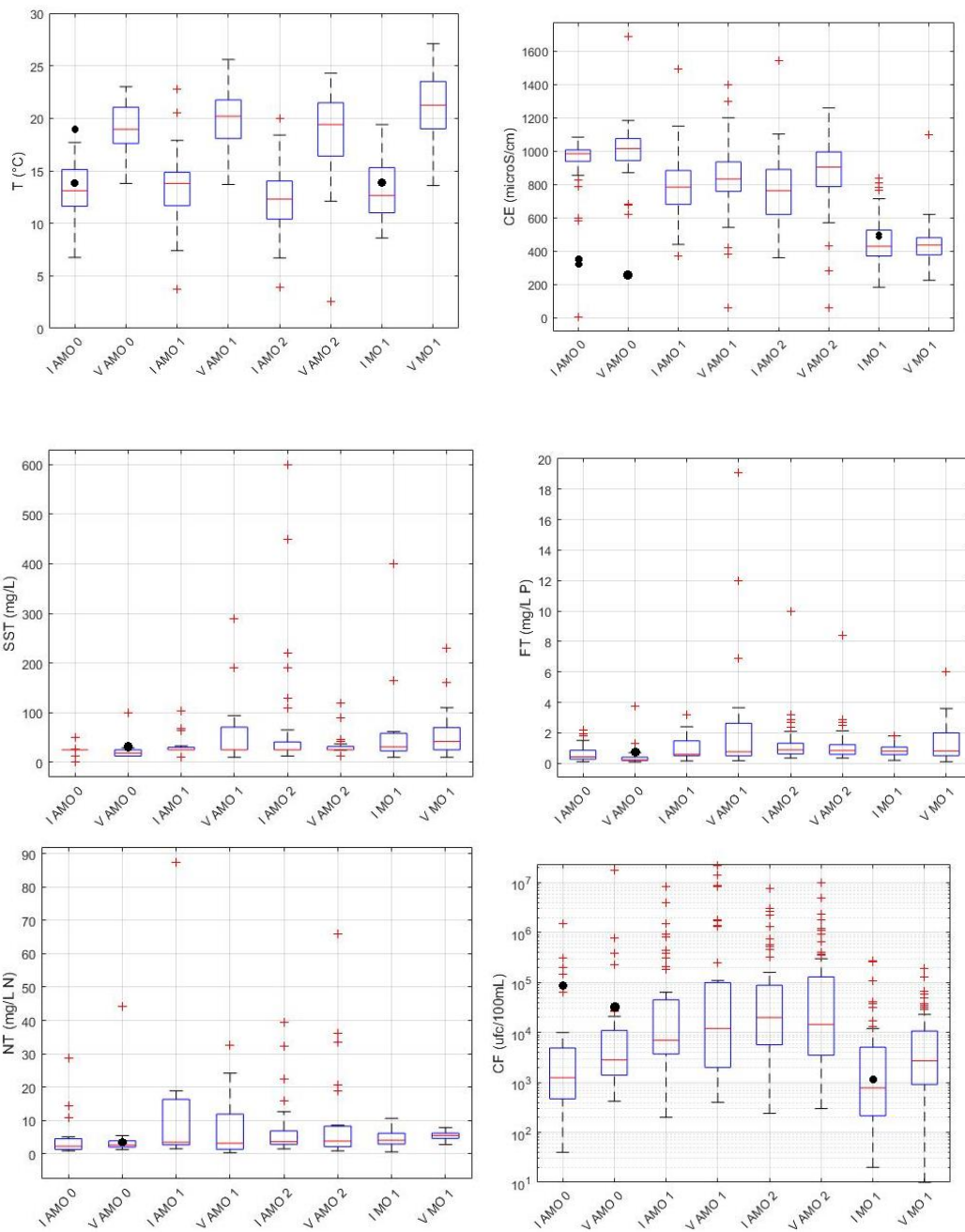
6.1 ANÁLISIS DE VARIABILIDAD ESPACIO-TEMPORAL DE LA CALIDAD DEL AGUA

Para cumplir con el primer paso de la metodología antes mencionada, para el análisis se eligieron las siguientes variables de calidad del agua:

- Temperatura (T)
- Conductividad eléctrica (CE)
- Sólidos suspendidos totales (SST)
- Fósforo total (FT)
- Nitrógeno total (NT)
- Coliformes fecales (CF)
- Oxígeno disuelto (OD)
- Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)

La selección de estas variables tuvo en cuenta las problemáticas que caracterizan la cuenca de estudio como, por ejemplo, el vertimiento de saneamiento o el alivio del mismo (CF), la eutrofización del lago (T, FT, NT), la presencia de contaminación orgánica (OD, DBO), los aportes subterráneos (CE). Los SST se consideraron para tener en cuenta la porción particulada de contaminantes como el FT y NT. Además, otro factor que se consideró para la selección de estas variables fue la disponibilidad adecuada de datos para que el análisis de correlación entre calidad de agua y uso del suelo tenga significancia estadística.

Para lograr una evaluación espacial y temporal preliminar de los contaminantes seleccionados, en Figura 21 se muestran los *box-plots* en donde se considera como invierno (I) al periodo abril-setiembre y como verano (V) a los meses octubre-marzo. Los puntos negros representan las mediciones de calidad del agua realizadas en el marco de este proyecto (Sección 5.5).



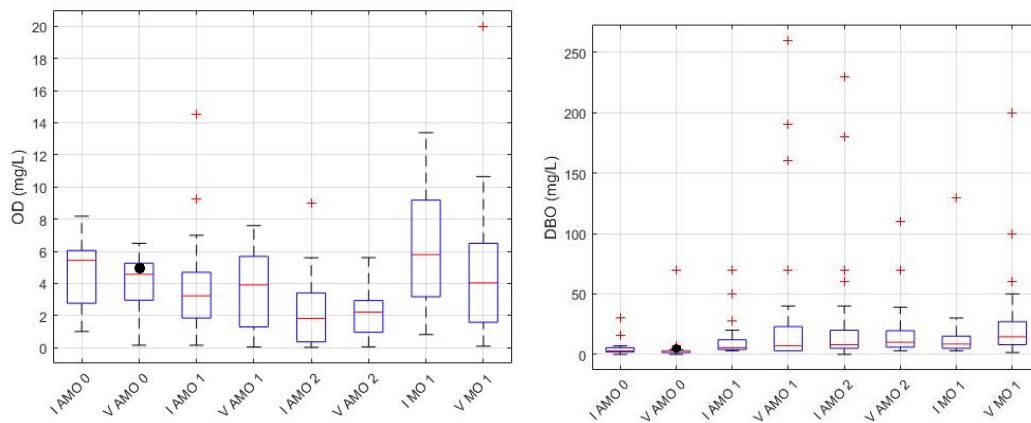


Figura 21: Variación espacial y temporal de las variables de calidad de agua: T, CE, SST, FT, NT, CF, OD, DBO.

Comparando los valores registrados (puntos negros) con los valores proporcionados por el SECCA (*box-plots*), se observa que los registros de CE de ambos muestreos se encuentran dentro de los valores típicos para el sitio MO 1 en esta época del año, mientras que para el sitio AMO 0 la CE de ambos muestreos tiene características de *outlier*, siendo mucho menor e incluso menor a la media menos la desviación estándar de la serie de muestreos. Esto puede deberse a que la mayor parte de los muestreos de la serie histórica disponible no se hacen en días de lluvia por lo cual normalmente se muestrea flujo base en la cañada asociado a escurrimiento subsuperficial o subterráneo y por ello con valores más elevados de CE. Por la misma razón los valores de CF para el evento del 25/05/2022 en ambos sitios presentan valores mayores al rango típico caracterizado en la Figura 21. En relación a la T, no se encuentran diferencias entre sitios, pero se observa que en el muestreo del día 27/04/2022 las temperaturas son más elevadas que las típicas de la época de invierno.

En relación al análisis espacio-temporal, se puede observar una clara variabilidad temporal de la T debido a las estaciones, pero sin significativa variabilidad espacial. Se registra un leve aumento en la estación aguas abajo del lago durante el verano.

La CE registra valores elevados en AMO 0 aunque con baja variabilidad, mientras que en AMO 1 y AMO 2 los datos presentan una variabilidad más alta (hay más valores que se alejan de la media), reflejando un sistema altamente impactado por algún tipo de contaminante en conjunto con probables aportes de agua subsuperficial. La CE muestra valores más bajos en la estación aguas abajo del lago (MO 1), denotando la capacidad de depuración del lago mismo. También es posible observar una pequeña variabilidad temporal de dicha variable: la CE es mayor en los meses de verano.

Los valores de SST se mantienen aproximadamente constantes en las cuatro estaciones consideradas y a lo largo del año, aunque se presentan *outliers* extremadamente elevados (hasta dos órdenes de magnitud mayores) en AMO 1 y AMO 2. El lago no logra bajar la concentración de los sólidos, probablemente debido a la poca profundidad que lo caracteriza, aunque la información disponible es insuficiente para cualquier conclusión.

El límite establecido en el Decreto 253/79 para FT es de 0,025 mg/L para aguas de Clase 3 (aguas destinadas a la preservación de los peces en general y de otros integrantes de la flora y la fauna hídrica) y es ampliamente superado en todas las muestras tomadas. Se tienen valores promedios para AMO 0, AMO 1, AMO 2 y MO 1 respectivamente de 0,40; 1,93; 1,30 y 1,10 mg/L. La situación más crítica se presenta en AMO 1, reflejando la presencia de vertidos puntuales de detergente domésticos comunes. Los valores disminuyen hacia aguas abajo, pero sin llegar a la condición inicial. Los máximos registrados en cada estación se registran en verano.

Aunque no existe normativa nacional para NT se considera que los valores son extremadamente elevados respecto a lo deseable para este tipo de aguas. Los valores promedios para AMO 0, AMO 1, AMO 2 y MO 1 son respectivamente igual a 4,04; 11,16; 8,25 y 5,26 mg/L. También para esta variable, la condición más complicada se observa en AMO 1, reflejando la presencia de contaminación de sustancias orgánica e inorgánicas de efluentes urbanos. Se logra una mejoría notoria luego de la depuración que realiza el lago (MO 1).

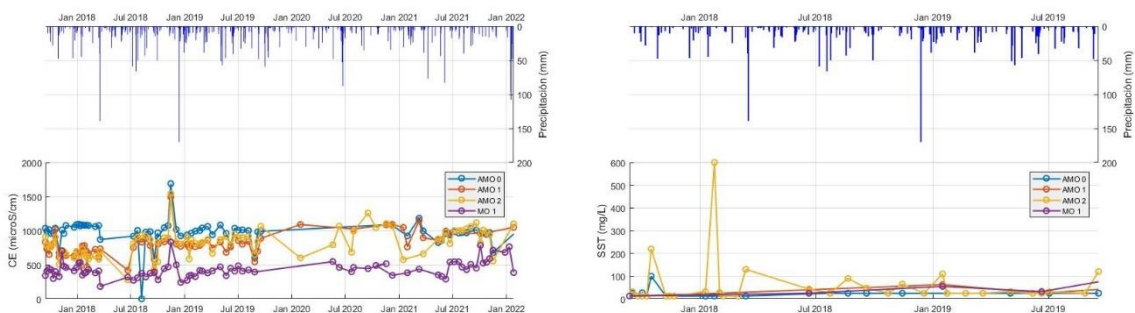
Los valores de CF observados superan ampliamente el límite establecido en el Decreto 253/79 (2000 CF/100mL). Se observa que los valores aumentan en los meses de verano y, especialmente, hacia aguas debajo de AMO 0. También en este caso, el lago logra disminuir la concentración de esta variable. Esto puede indicar problemas de conexión con al saneamiento, desagües ilegales y/o un mal funcionamiento del sistema de saneamiento.

En cuanto al OD, se observa un aumento en los meses de invierno debido a la disminución de la temperatura. También se ve una disminución hacia aguas abajo, lo que concuerda con un cuerpo de agua impactado por la contaminación orgánica. Sin embargo, el lago logra mitigar estos efectos. La norma establece un límite mínimo para el OD en cuerpos de agua de clase 3 igual a 5 mg/L, lo cual no se llega a cumplir en el 55%, 71%, 94% y 52% de las mediciones en las estaciones AMO 0, AMO 1, AMO 2 y MO 1 respectivamente.

La DBO aumenta hacia aguas abajo, siendo mayor aún después de pasar por el lago. El Decreto 253/979 fija el máximo en 10 mg/L para aguas de clase 3, que es superado en el 11%, 38%, 42%, 53% de las mediciones en las estaciones AMO 0, AMO 1, AMO 2 y MO 1 respectivamente, llegando a picos de hasta 200 mg/L.

Es importante aclarar que el afluente del Lago Rivera, donde se ubican las estaciones AMO 0, AMO 1 y AMO 2, es de muy bajo caudal, por lo tanto, la calidad del aporte es muy sensible a cualquier tipo de descarga, provocando un incremento importante de la carga de los diferentes contaminantes.

Para evaluar la influencia de los eventos de precipitación en la calidad del agua, se procedió con una evaluación preliminar cruzando la información de calidad con la serie temporal de precipitación medida por INUMET en Carrasco (Figura 22). Para todas las variables bajo estudio más influenciadas por factores antrópicos (se excluye de este análisis la T), se nota que los eventos de precipitación juegan un papel crucial en el deterioro de la calidad del agua, arrastrando una mayor cantidad de contaminantes de la superficie de la cuenca.



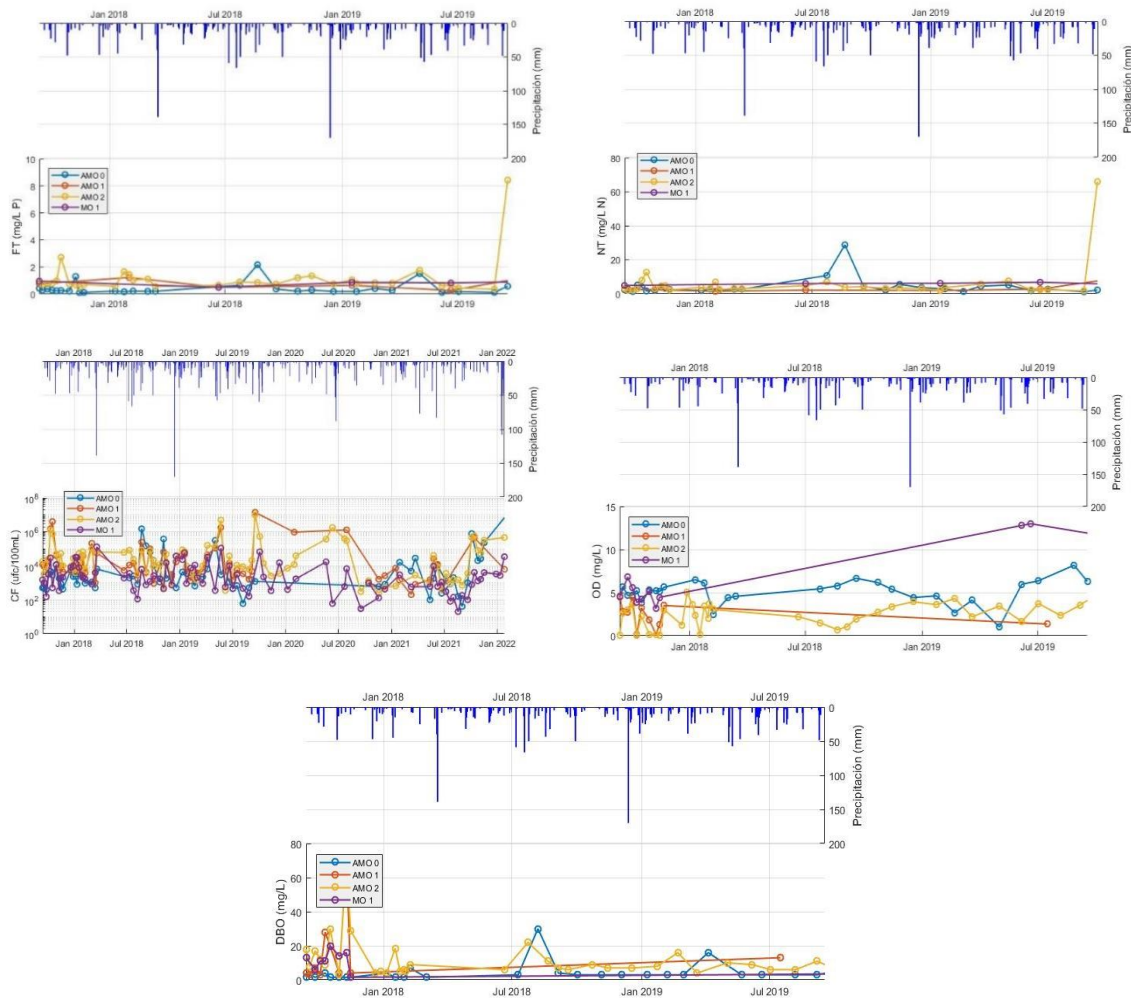


Figura 22: Variables de calidad de agua (CE, SST, FT, NT, CF, OD, DBO) vs. precipitación.

6.2 DINÁMICA DE OCUPACIÓN Y USO DEL SUELO

6.2.1 Metodología de generación de mapas de uso del suelo

Para lograr la evaluación de la dinámica de ocupación y uso del suelo, se utilizó la herramienta *Google Earth Engine* para la generación de mapas de uso del suelo de la cuenca de estudio a partir de imágenes satelitales. Dicha metodología de generación de mapas incluye tres pasos principales: 1) pre-procesamiento de los datos; 2) selección de los modelos de clasificación de aprendizaje automático; 3) evaluación del desempeño de los modelos.

Paso 1: Pre-procesamiento de los datos

En este primer paso, se pre-procesaron las imágenes satelitales de Sentinel 2 y Landsat 7 y 8 (Sección 4.3) agregando capas generadas a partir de las capas existentes mediante el cálculo de índices que aportan información respecto a las condiciones de la vegetación, de la presencia de suelo desnudo o de cuerpos de agua. La definición y el cálculo de dichos índices se presenta en el Anexo 11.1.

Además, para evitar que la magnitud de las diferentes variables interfiera con el desempeño de los modelos de clasificación, los valores se centraron en la media y se escalaron a la varianza unitaria:

$$Scale(X) = \frac{X - \min(X)}{\max(X) + \min(X)}$$

Paso 2: Selección de los modelos de clasificación de aprendizaje automático

A partir de las imágenes satelitales obtenidas en el Paso 1, los mapas de uso de suelo fueron generados mediante el uso de técnicas de aprendizaje automático de clasificación. Se entrenaron y testearon diversos modelos que utilizan como *ground-truth* la imagen satelital de 2017 superpuesta a la capa de clasificación obtenida a partir de la imagen de IDEuy con la resolución disminuida de 10cm a 10m. Los modelos adoptados para este paso fueron los siguientes:

- *Extremely Randomized Trees Classifier*: es un modelo que entrena un conjunto de árboles aleatorios en subconjuntos de datos que utiliza para mejorar la predicción y evitar el sobreajuste.
- *K-Neighbors Classifier*: implementa *k-nearest neighbors*, las predicciones se calculan con interpolación local de los puntos más cercanos.
- *Histogram-based Gradient Boosting Classifier*: es un modelo que puede soportar datos faltantes, realiza iteraciones en un conjunto de árboles agregando modelos mientras se mejore la predicción.
- *Random Forest Classifier*: entrena un conjunto de árboles dividiéndolos en subconjuntos y promediando las predicciones.

Se buscó el mejor modelo para cada una de las misiones satelitales que se utilizaron para cubrir la ventana temporal (Sentinel-2, Landsat 8 y Landsat 7). El conjunto de datos de ingreso se dividió en dos subconjuntos de entrenamiento (85%) y de testeo (15%) manteniendo las áreas relativas a cada clase. Para cada modelo, buscamos la mejor configuración paramétrica (optimización de hiperparámetros) utilizando la biblioteca de Python, Optuna. Para validar el desempeño de cada modelo, ejecutamos un proceso de validación cruzada donde el conjunto de datos de entrada (conjunto de datos de entrenamiento) se dividió aleatoriamente en k grupos de aproximadamente el mismo tamaño. El primer grupo se utilizó como conjunto de testeo (donde se evaluó el desempeño del modelo), y el resto como conjunto de entrenamiento. Luego se repitió k veces para encontrar el promedio de los valores del índice de desempeño (*F1 score*). Teniendo en cuenta los conjuntos de datos de entrada, adoptamos una validación cruzada de 5 veces. El *framework* se ejecutó hasta que se probaron 200 modelos o hasta que no se obtuvo ninguna mejora en los últimos 50 modelos.

Paso 3: Evaluación del desempeño de los modelos

El mejor modelo seleccionado de la etapa anterior fue el modelo que maximizaba los coeficientes F1 y kappa de Cohen (índices de desempeño de los modelos). Una vez obtenidos dos modelos por misión satelital, uno para cada uno de los coeficientes maximizados, se eligió uno en base al error de la capa clasificada generada respecto a la que se utilizó como input en términos de la diferencia de área por clase. Estos coeficientes que evalúan la calidad de la clasificación se definen como:

$$F1 = 2 \cdot \frac{P \cdot R}{P + R}$$

Siendo P la precisión y R la exhaustividad que se calculan como:

$$R = \frac{TP}{TP+FN}; \quad P = \frac{TP}{TP+FP}$$

donde TP , FP y FN representan positivos verdaderos (*true positives*), positivos falsos (*false positives*) y negativos falsos (*false negatives*) respectivamente. Varía entre 0 y 1 y mientras más cercano a 1 sea, más preciso será el modelo.

$$K = \frac{p_o - p_e}{1 - p_e}$$

Con p_o el acuerdo observado y p_e la probabilidad hipotética de acuerdo al azar y son:

$$p_o = \frac{TP+TN}{N}; \quad p_e = p_{yes} + p_{no}$$

Donde TP representa los positivos verdaderos, TN los negativos verdaderos, N es el número total de observaciones, p_{yes} es la probabilidad esperada de acuerdo de que las clases sean positivas y p_{no} de que sean negativas:

$$p_{yes} = \frac{TP+FP}{N} \cdot \frac{TP+FN}{N}; \quad p_{no} = \frac{FN+TN}{N} \cdot \frac{FP+TN}{N}$$

K varía entre -1 y 1 , siendo 1 un acuerdo perfecto y valores negativos indican un nivel de acuerdo menor al esperado.

6.2.2 Generación de mapas y análisis de variación espacio-temporal del uso del suelo

Se consideraron dos clases de uso del suelo para la clasificación de las imágenes satelitales: permeable (lago, vegetación, pasto, árboles) e impermeable (techos, calles).

El código selecciona cada píxel y comprueba si el parecido con una clase es mayor al 50% lo clasifica dentro de esa clase y sino pasa a ser de la otra clase. Cambiando este porcentaje de decisión de 50% a 37%, se logra obtener el mejor desempeño.

Se seleccionaron los modelos cuyos indicadores fueran lo más cercanos a 1 posibles, en ambos se dio para el modelo *Histogram-based Gradient Boosting Classifier* y fueron $F1=0,64$ en el caso de Landsat y $F1=0,67$ en Sentinel. Para Sentinel se obtuvo un error del 12% y para Landsat del 1%. La razón para que el error sea tan bajo es que, al ser una zona de estudio pequeña el modelo tiende a un sobreajuste de la información de entrenamiento. Esto hace que, para las imágenes Landsat, no se observa un aumento del área impermeable de 2015 a 2022, aunque en *Google Earth* es posible observar un aumento de la urbanización (área impermeable) en varias zonas de la cuenca (Figura 23).



Figura 23: Valoración visual del cambio de uso de suelo entre 2015 y 2022.

A partir de los mapas obtenidos, se observa un aumento del área impermeable en toda la cuenca pluvial-urbana a lo largo de los años. Dicho aumento es más notorio en la zona alta de la cuenca sobre todo debido a que en la zona baja se encuentra el Parque Rivera con el lago. En la Figura 24, se muestra una evolución del área impermeable de la cuenca para los años 2001, 2008, 2015 y 2022. En la Figura 25, se representa dicha variación año por año para todo el período de estudio (1995-2022), con la respectiva tendencia.

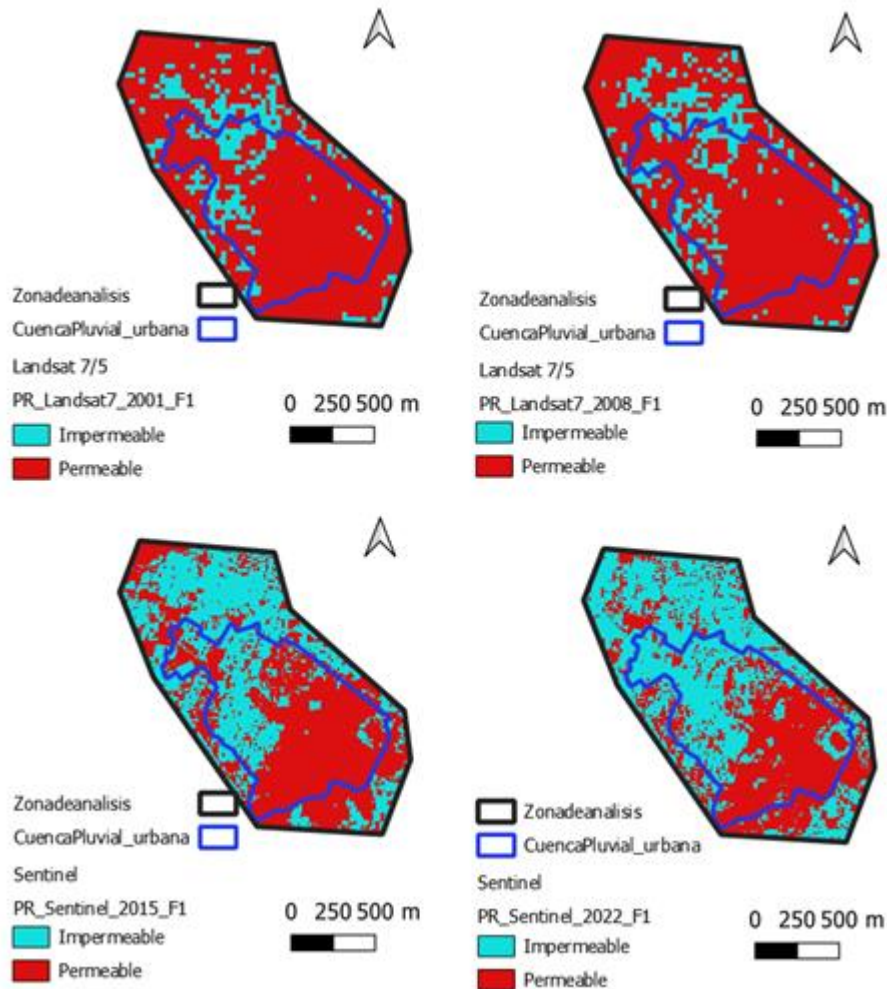


Figura 24: Evolución del uso de suelo en la zona de análisis.

Se supone que el crecimiento real no tiene tanta variación de un año a otro ya que se está considerando superficie edificada o impermeable que no se crea y se destruye tan rápidamente, sino que se debe a los errores del modelo que hacen variar el porcentaje en más menos 10%. Es por esto que se traza una línea de tendencia que representa de mejor manera el crecimiento del área impermeable en la zona de análisis. En general, se trata de un crecimiento total del 25%.

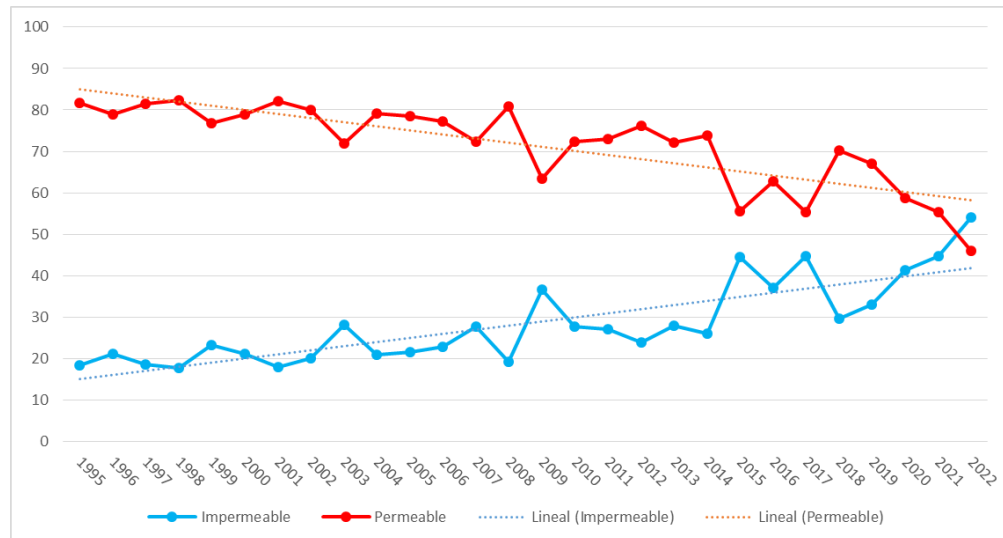


Figura 25: Evolución temporal del porcentaje de cada clase (área permeable e impermeable).

6.3 RELACIONES ENTRE CALIDAD DEL AGUA Y USO DEL SUELO

6.3.1 Selección de las variables de calidad del agua

Para una mejor interpretación de los resultados, para el análisis de correlación, se consideran dos variables de calidad del agua: CF y FT. Dichas variables tienen en cuenta las dos problemáticas principales de la cuenca: el aporte de saneamiento y la eutrofización del lago. Además, es importante remarcar que la cantidad de datos de los dos contaminantes seleccionados se considera adecuada para que los análisis tengan significancia estadística.

6.3.2 Métricas de paisaje

Con los mapas obtenidos con la clasificación de la cuenca, se calcularon diferentes métricas de paisaje considerando dos subcuencas que tenían como punto de cierre las estaciones de muestreo AMO 0 y MO 1. Se eligieron estas subcuencas para observar el comportamiento en la zona alta de la cuenca (sin el lago) y de toda de la cuenca (con el lago). Las métricas de paisaje son valores numéricos que describen algún aspecto de la geografía del paisaje como composición y configuración. Cuantifican parches, clases o mosaico. En este caso se consideraron únicamente métricas de clase que se dividen en tres categorías: área y perímetro, forma y agregación. Fueron calculadas con la aplicación FRAGSTATS v4.2 con la configuración por defecto.

Inicialmente, se eligió un conjunto de métricas de paisaje utilizados en estudios científicos que consideran las mismas variables de calidad de agua que se seleccionamos para este análisis (CF y FT) (Buzai, G.D., 2014) el uso de métricas que pueda generar información redundante, se realizó un análisis de correlación lineal y se eligió un subconjunto de métricas que no estaban correlacionadas entre ellas ($r < |0,8|$). El conjunto de métricas inicialmente seleccionadas y la matriz de correlación se presentan en el Anexo 11.2. El subconjunto de métricas elegidas para el análisis se describe en la Tabla 11.

Tabla 11: Métricas de clase elegidas.

Nombre FRAGSTATS	Nombre	Unidades	Rango	Descripción
CA	Área de clase	ha	$CA > 0$	Representa el área total de cada clase
AREA_MN	Valor medio del área	ha	$AREA_MN > 0$	Valor medio del área de los parches
FRAC_MN	Valor medio de la dimensión fractal de parche	Adimensional	$FRAC_MN > 0$	Describe la complejidad del parche considerando el perímetro y el área
ENN_MN	Valor medio de la distancia euclidiana al vecino más cercano	m	$ENN_MN > 0$	Mide la distancia al parche vecino más cercano de la misma clase
NP	Número de parches	Adimensional	$NP \geq 1$	Cuantifica el número de parches pertenecientes a una clase

6.3.3 Metodología

El análisis de las relaciones entre calidad del agua y uso del suelo se realizó para las dos subcuencas definidas por los puntos de monitoreo de interés (AMO 0 y MO 1).

Las variables de entrada al modelo se crearon a partir de las métricas de uso del suelo antes descritas para cada una de las clases, con un total de 10 variables (5 por clase).

Las variables de salida se crearon a partir del promedio anual de las variables de calidad de agua (CF y FT). Se generó un modelo por cada variable de calidad de agua considerada, por cada subcuenca (4 en total).

Para este análisis se seleccionó el modelo *Partial Least Squares Regression* (PLSR). Es un método de regresión lineal rápido y eficiente basado en la covarianza. Se recomienda su uso en casos donde el número de variables de entrada es muy alto y donde se supone que las variables de entrada pueden estar correlacionadas. La idea de la regresión PLS es crear, a partir de un conjunto de m observaciones y n variables de entrada, un conjunto de h componentes que describen la relación entre las variables de entrada y las de salida (Pirouz, 2006). En este caso, se crean dos componentes y se muestra el peso asignado de las variables de entrada a cada componente en forma gráfica. También se mide la distancia euclidiana a los puntos (1, 1), (-1, -1), (1, -1) y (-1, 1) para obtener de forma rápida aquellas variables a las que se les asigna una mayor importancia, en otras palabras, identificar los índices de uso de suelo que más influyen la variable de calidad de agua bajo estudio; luego del cálculo se ordenan las variables según la menor distancia.

Para visualizar las relaciones encontradas se usaron los *Shapely Additive Explanations* (SHAP). SHAP es un algoritmo creado usando la teoría de juego donde se cuantifica la contribución de cada variable de entrada en cada predicción de un modelo. Para esto, se selecciona iterativamente un subgrupo de variables de entrada que se mantiene inalterado y se introduce ruido en el resto, de esta forma se puede medir la influencia que genera la variación de cada entrada en el modelo y su predicción, a este valor de variación se le llama valor *Shapely* (Lundberg et al., 2017).

Para determinar el subconjunto de variables de entrada que mayor importancia tienen en las variables predichas, se suma el valor absoluto de los valores *Shapely* de cada punto para cada variable y se las ordena según magnitud.

6.3.4 Resultados

Los resultados obtenidos se presentan por subcuenca y por variable de calidad de agua.

Subcuenca AMO 0

- FÓSFORO TOTAL

En la Figura 26 se presenta el gráfico de dispersión para los pesos de los dos primeros componentes del modelo PLSR y en la Tabla 12 la varianza por componente. La Figura 27 muestra los valores de SHAP para el modelo PLSR.

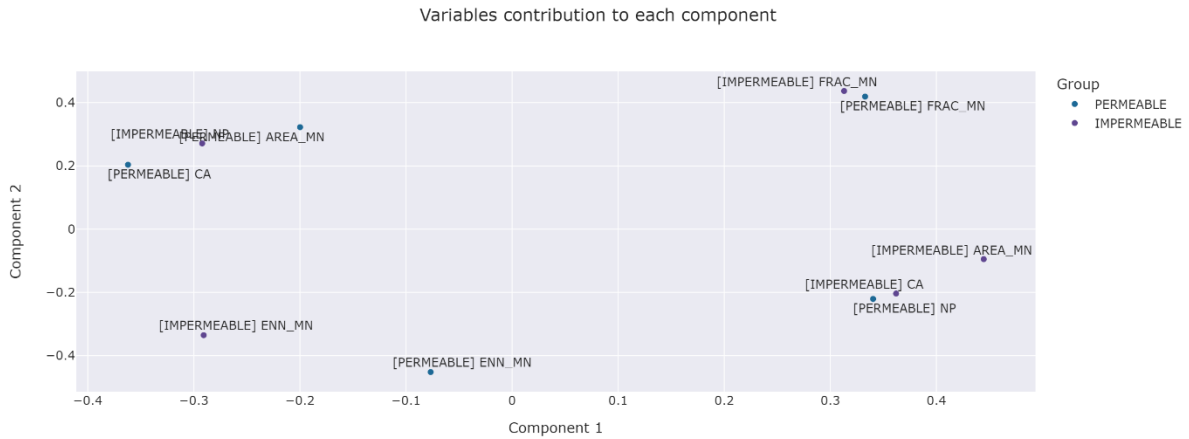


Figura 26: Dispersión para los pesos de los dos primeros componentes del modelo PLSR para FT en subcuenca AMO 0.

Tabla 12: Varianza por componente del modelo PLSR para FT en AMO 0 de las variables de uso de suelo.

	Comp. 1	Comp. 2	Comp. 3	Comp. 4
AMO 0	47.7851	46.9728	5.2422	0

La componente 1 explica el 48% de la varianza de las variables de uso de suelo. Las primeras 2 componentes explican el 95% de la varianza por lo que el sistema se puede reducir a solo dos componentes.

El área de la clase permeable ([PERMEABLE] CA) tiene la mayor influencia negativa y el valor medio del área de la clase impermeable ([IMPERMEABLE] AREA_MN) la mayor influencia positiva en el componente 1. El valor medio de la distancia euclidiana al vecino más cercano de la clase permeable ([PERMEABLE] ENN_MN) tiene la mayor influencia negativa e [IMPERMEABLE] FRAC_MN la mayor influencia positiva en el componente 2.

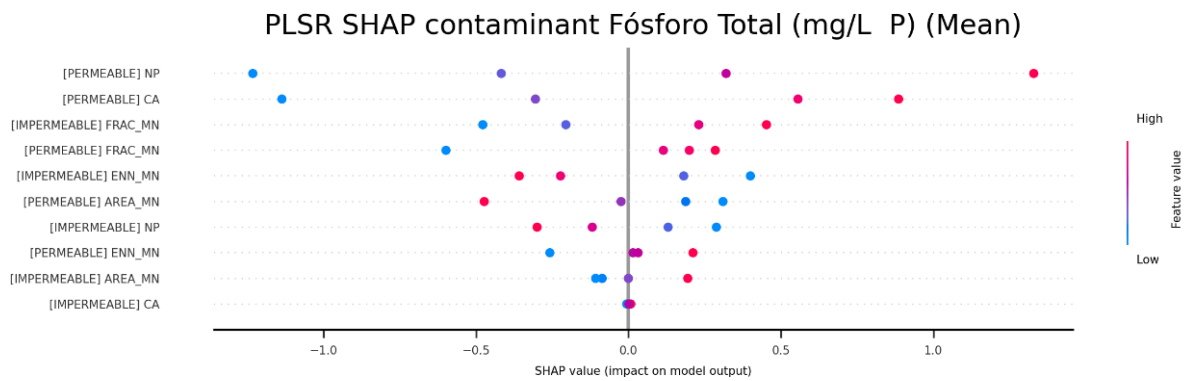


Figura 27: Valores del SHAP para el modelo PLSR para FT en subcuenca AMO 0.

El rango de variación del valor de SHAP para el modelo PLSR se encuentra entre -1.5 y 1.5 . El índice [PERMEABLE] NP es el que más influye en la salida del modelo: valores altos generan impactos positivos altos y valores bajos, impactos negativos. Valores bajos de [PERMEABLE] CA generan impacto negativo en el modelo. Valores altos de [PERMEABLE] CA impactan positivamente en el modelo.

- COLIFORMES FECALES

En la Figura 28 se presenta el gráfico de dispersión para los pesos de los dos primeros componentes del modelo PLSR y en la Tabla 13 la varianza por componente. La Figura 29 presenta los valores del SHAP para el modelo PLSR.

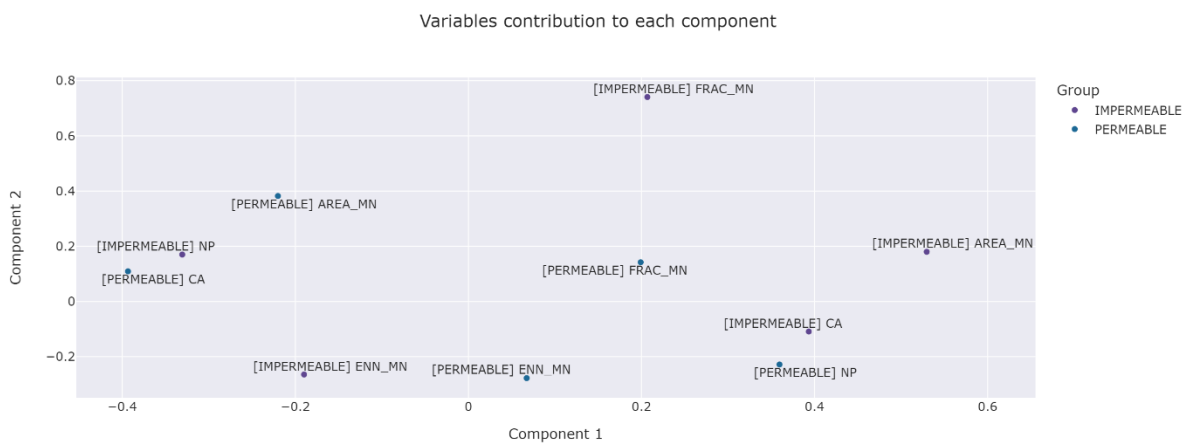


Figura 28: Dispersión para los pesos de los dos primeros componentes del modelo PLSR para CF en subcuenca AMO 0.

Tabla 13: Varianza por componente del modelo PLSR para CF en AMO 0 de las variables de uso de suelo.

	Comp. 1	Comp. 2	Comp. 3	Comp. 4	Comp. 5	Comp. 6
AMO 0	55.4932	32.3143	5.5339	1.4181	5.2404	0

La componente 1 explica el 56% de la varianza de las variables de uso de suelo. Las primeras 2 componentes explican el 88% de la varianza de las variables de uso de suelo. El área de la clase permeable ([PERMEABLE] CA) tiene la mayor influencia negativa y el valor medio del área de la clase impermeable ([IMPERMEABLE] AREA_MN) la mayor influencia positiva en el componente 1. El valor medio de la distancia euclidiana al vecino más cercano de la clase permeable ([PERMEABLE] ENN_MN) tiene la mayor influencia

negativa e [IMPERMEABLE] FRAC_MN la mayor influencia positiva en el componente 2.

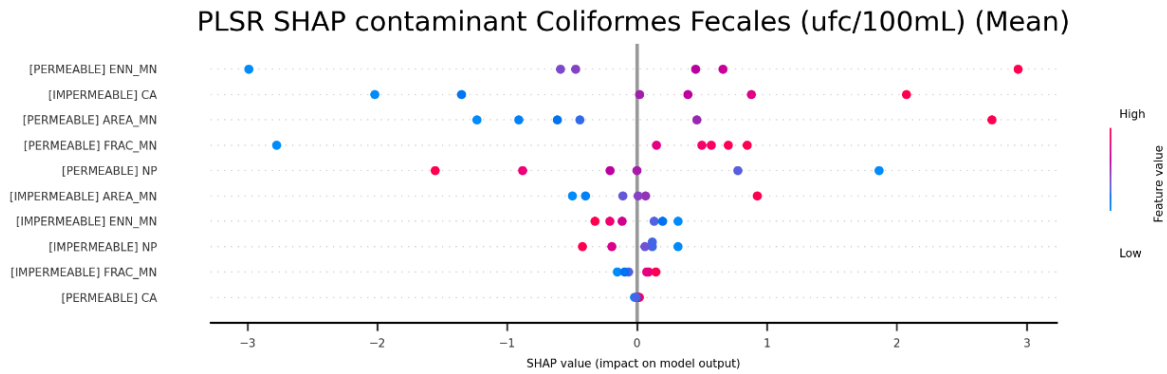


Figura 29: Valores del SHAP para el modelo PLSR para CF en subcuenca AMO 0.

El rango de variación del valor de SHAP para el modelo PLSR se encuentra entre -3 y 7 . El índice [PERMEABLE] ENN_MN es el más sensible a la salida del modelo, valores altos generan impactos positivos altos y valores bajos, impactos negativos. También impactan negativamente los valores bajos de [IMPERMEABLE] CA y [PERMEABLE] FRAC_MN. Los mayores impactos positivos se dan por valores altos de [IMPERMEABLE] CA y [PERMEABLE] AREA_MN.

Subcuenca MO 1

- FÓSFORO TOTAL

En la Figura 30 se presenta el gráfico de dispersión para los pesos de los dos primeros componentes del modelo PLSR y en la Tabla 14 la varianza por componente. La Figura 31 muestra los valores de SHAP para el modelo PLSR.

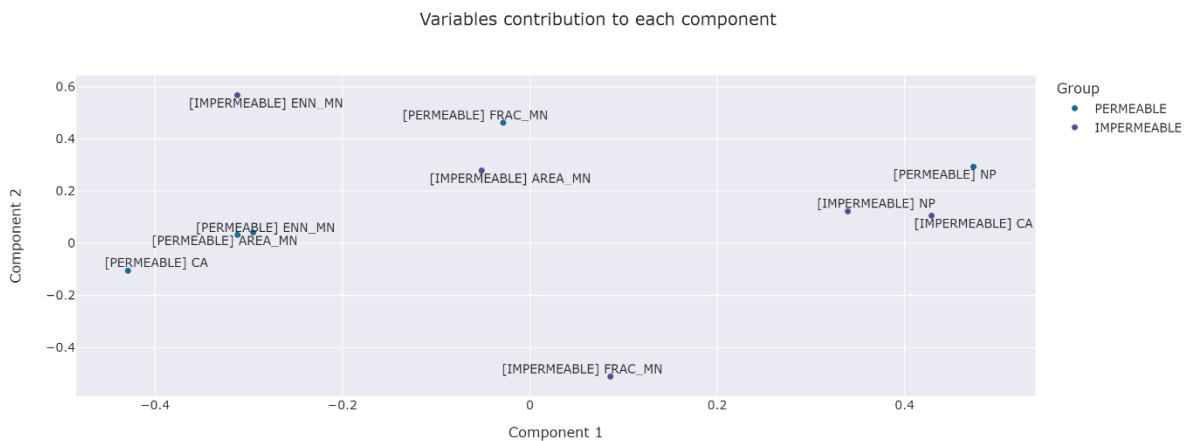


Figura 30: Dispersión para los pesos de los dos primeros componentes del modelo PLSR para FT en subcuenca MO 1.

Tabla 14: Varianza por componente del modelo PLSR para FT en MO 1 de las variables de uso de suelo.

	Comp. 1	Comp. 2	Comp. 3	Comp. 4	Comp. 5	Comp. 6	Comp. 7	Comp. 8	Comp. 9	Comp. 10
MO 1	57.8916	13.3768	8.0574	6.0900	4.4767	2.5529	2.4436	3.0179	2.0932	0

La componente 1 explica el 58% de la varianza de las variables de uso de suelo. Las primeras 2 componentes explican el 71% de la varianza.

El área de la clase permeable ([PERMEABLE] CA) tiene la mayor influencia negativa y el número de parche de la clase permeable ([PERMEABLE] NP) la mayor influencia positiva en el componente 1. El valor medio de la dimensión fractal de parche de la clase impermeable ([IMPERMEABLE] FRAC_MN) tiene la mayor influencia negativa e [IMPERMEABLE] ENN_MN la mayor influencia positiva en el componente 2.

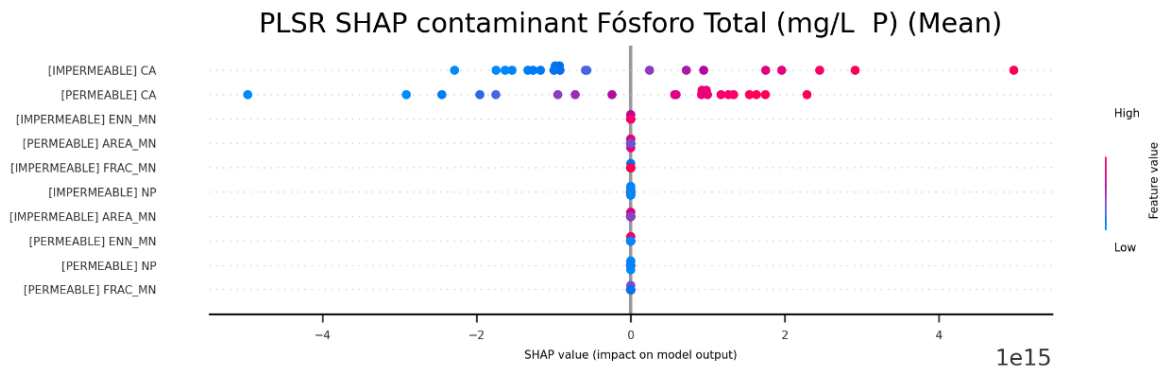


Figura 31: Valores del SHAP para el modelo PLSR para FT en subcuena MO 1.

Los índices [IMPERMEABLE] CA y [PERMEABLE] CA son los que tienen mayor influencia en el modelo. Valores altos del primero impactan positivamente y valores bajos del segundo tienen el mayor impacto negativo en la salida. El valor de SHAP igual a cero de las otras variables de ingreso del modelo demuestra que ([IMPERMEABLE] CA y [PERMEABLE] CA son suficientes para representar bien el sistema.

- COLIFORMES FECALES

En la Figura 32 se presenta el gráfico de dispersión para los pesos de los dos primeros componentes del modelo PLSR y en la Tabla 15 la varianza por componente. La Figura 33 presenta los valores del SHAP para el modelo PLSR.

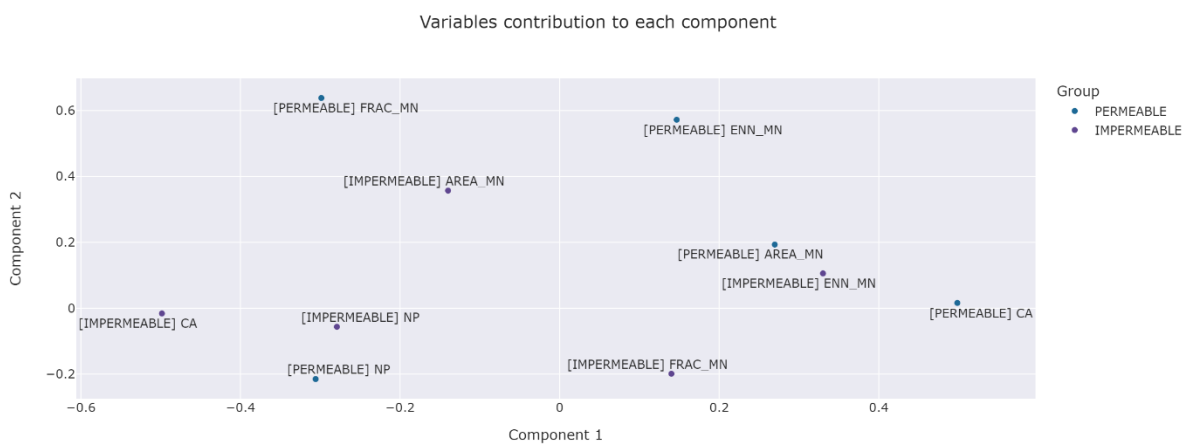


Figura 32: Dispersión para los pesos de los dos primeros componentes del modelo PLSR para CF en subcuena MO 1.

Tabla 15: Varianza por componente del modelo PLSR para CF en MO 1 de las variables de uso de suelo.

	Comp. 1	Comp. 2	Comp. 3	Comp. 4	Comp. 5	Comp. 6	Comp. 7	Comp. 8	Comp. 9	Comp. 10
MO 1	49.0832	21.6572	6.8834	4.8925	7.0889	4.9742	3.0509	0.8651	1.5048	0

La componente 1 explica el 49% de la varianza de las variables de uso de suelo. Las primeras 2 componentes explican el 71% de la varianza de las variables de uso de suelo. El área de la clase impermeable ([IMPERMEABLE] CA) tiene la mayor influencia negativa y el área de la clase permeable ([PERMEABLE] CA) la mayor influencia positiva en el componente 1. El número de parches de la clase permeable ([PERMEABLE] NP) tiene la mayor influencia negativa y [PERMEABLE] FRAC_MN la mayor influencia positiva en el componente 2.

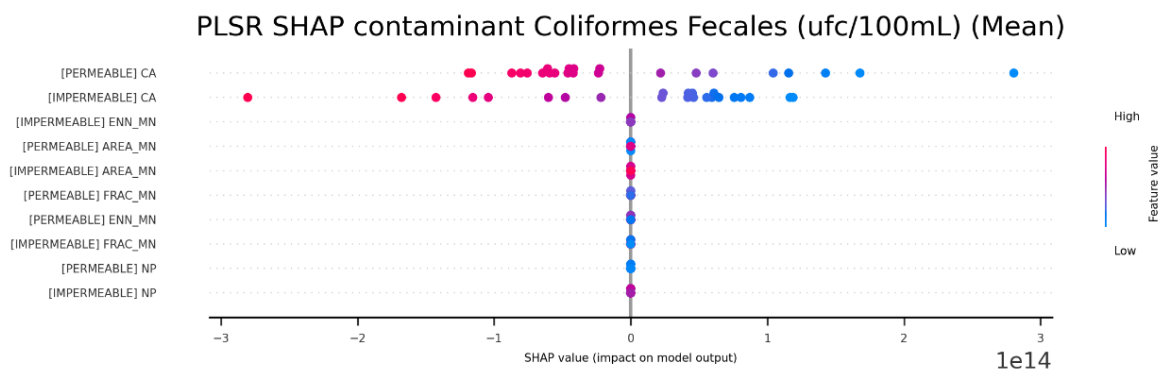


Figura 33: Valores del SHAP para el modelo PLSR para CF en subcuenca MO 1.

Los índices [PERMEABLE] CA e [IMPERMEABLE] CA son los que tienen mayor influencia en el modelo. Valores bajos del primero tienen un impacto positivo alto y valores altos del segundo tienen el mayor impacto negativo en la salida. El valor de SHAP igual a cero de las otras variables de ingreso del modelo demuestra que [PERMEABLE] CA y [IMPERMEABLE] CA son suficientes para representar bien el sistema y el resto de las variables se podría no considerar sin perder información útil.

6.3.5 Síntesis de resultados

Para la subcuenca con punto de cierre en la estación de muestreo AMO 0, la agregación de la cuenca de aporte (representada por las métricas NP y ENN_MN) tiene efectos importantes en el valor medio de las variables de calidad de agua seleccionada (CF y FT). En particular, se observa que la clase permeable se encuentra directamente correlacionada con ambas variables, siendo importante la fragmentación de esta ya que las métricas más influyentes son ENN_MN y AREA_MN para CF y NP para FT. El FT también tiene una correlación positiva con el área de la clase permeable, mientras que para CF la correlación positiva es con el área de la clase impermeable. Esto se puede justificar con el hecho que un aumento del FT en el medio acuático está asociado con diversas actividades humanas, como, por ejemplo, el uso de fertilizantes en las áreas permeables de la cuenca (parque, jardines, etc.). Mientras que el aumento de CF en los cursos de agua urbanos generalmente es un indicador que permite detectar problemas de conexión al saneamiento, vertidos irregulares y pérdidas o roturas de la red, que se pueden ver asociados al aumento de la urbanización (área impermeable) en el tiempo que caracteriza la zona.

Por otro lado, en la subcuenca con punto de cierre MO 1, el área de las dos clases de uso del suelo es la que genera los efectos en el valor medio tanto del FT como de los CF. En ambos casos la correlación se da con el área de la clase impermeable siendo directa para el FT e inversa para CF. Es interesante notar como la presencia del lago pueda cambiar los resultados en comparación a los resultados obtenidos en la cuenca con punto de cierre en AMO 0. De hecho, el lago logra disminuir la concentración de los CF y no la del FT (Figura 21).

7 MODELACIÓN HIDROLÓGICA DE CANTIDAD DE AGUA

7.1 OBJETIVO DEL MODELO

Para poder caracterizar y representar el comportamiento hidrológico - hidráulico del sistema de drenaje en la cuenca (OE2), se implementa un modelo en SWMM, se analiza su sensibilidad a la variación de los parámetros más relevantes y se verifica su comportamiento en relación a los registros logrados en eventos durante este período.

El modelo desarrollado, toma como base el ya existente que describe la red de saneamiento de la zona de estudio y lo completa con el sistema de drenaje superficial, incorporando la división en subcuencas, las conducciones de pluviales incluyendo el cauce del Arroyo Molino, el lago del Parque Rivera y sus estructuras de control a la salida.

7.2 DESCRIPCIÓN DEL MÓDULO HIDROLÓGICO/HIDRÁULICO DEL MODELO

SWMM es un modelo dinámico de simulación precipitación-escorrentía, capaz de simular la cantidad y calidad de agua. La componente hidrológica de este software opera a partir de subcuencas que reciben precipitación y generan escorrentía y cargas de contaminantes. Su módulo hidráulico simula el transporte de dicha escorrentía y cargas de contaminantes a lo largo de redes de colectores, canales, unidades de almacenamiento/tratamiento hasta el punto de descarga final de la cuenca.

Utiliza un modelo no lineal de embalse para estimar la escorrentía superficial producida por la precipitación en cada subcuenca (Rossman, 2016). La pérdida de agua del sistema que se considerará en el modelo incluirá pérdidas por almacenamiento superficial en la parte impermeable de la cuenca, pérdidas por evaporación y por infiltración. Este último proceso se modelará con el método de Numero de Curva (NC), evaluando, por cada subcuenca identificada, el porcentaje de área permeable a partir del mapa de uso del suelo generado (Sección 6.2).

El módulo hidráulico utiliza como datos de entrada los datos de salida del módulo hidrológico (hidrogramas de escorrentía superficial) en los nodos. Con esa información, calcula el flujo del agua por la red, a través de los conductos, nodos y depósitos (Rossman, 2017). Para este proyecto, se utilizará el modelo de onda dinámica. Este análisis resuelve la forma completa de las ecuaciones de flujo de St. Venant. Con este análisis, se pueden tener en cuenta el almacenamiento del canal, los efectos de remanso, las pérdidas de entrada/salida, el flujo de alcantarilla, la inversión del flujo y el flujo a presión.

7.2.1 Discretización de la cuenca

Las subcuencas que se definen en la Sección 3.1.3 (Figura 8), fueron implementadas en el modelo SWMM y para su caracterización se emplearon los valores de área y porcentaje de impermeabilidad informados en la Sección 6.2, definiendo también parámetros adicionales. Se calcula el parámetro *Width* (W) y se establecen valores para el parámetro que caracteriza la rugosidad de las áreas permeables e impermeables ($N\text{-Perv}$ y $N\text{-Imperv}$

respectivamente), valores para el parámetro que caracteriza la capacidad de almacenamiento de en las áreas permeables e impermeables ($Dstore-Peruv$ y $Dstore-Imperuv$ respectivamente) y para el porcentaje de área impermeable sin almacenamiento ($\%Zero-Imperuv$). Los parámetros $N-Peruv$ y $N-Imperuv$ se definen en base a la recomendación del *SWMM Hydrology Manual* diferenciando entre las subcuencas que son parte del parque caracterizadas por una cobertura vegetal predominante de plantación de Eucalyptus) y las que aportan aguas arriba y cuya cobertura vegetal es de césped corto con baja cobertura, como se presenta en la Figura 34. Para $Dstore-Peruv$ y $Dstore-Imperuv$ también se utilizan valores de referencia del *SWMM Hydrology Manual*. Asimismo, el $\%Zero-Imperuv$ se fija igual a 0. Los valores de N y $Dstore$ se listan en la Tabla 16 y Tabla 17 respectivamente.

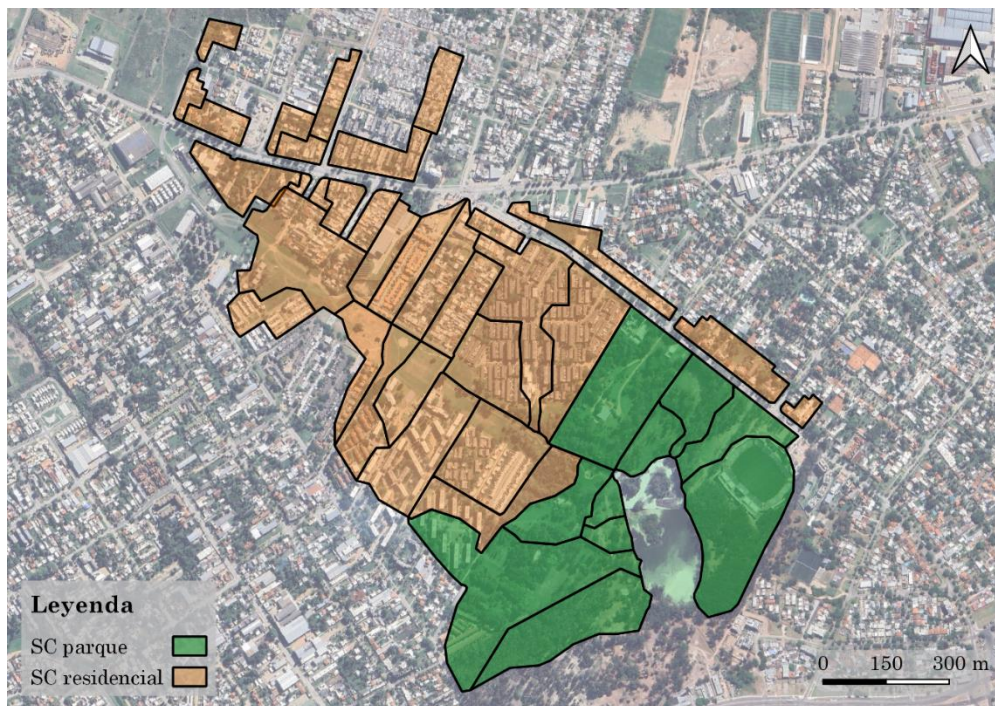


Figura 34: Subcuencas del parque y subcuencas residenciales.

Tabla 16: Valores de $N-Imperuv$ y $N-Peruv$ para las cuencas modeladas.

Tipo subcuenca	N-Imperuv		N-Peruv	
	N	Cobertura	N	Cobertura
Parque	0.017	Concret pavement	0.075	Parks and lawns
Residencial	0.014	Tar and sand pavement	0.12	Shrubs and bushes

Tabla 17: Valores de $Dstore-Imperuv$ y $Dstore-Peruv$ para las cuencas modeladas.

Tipo subcuenca	Dstore-Imperuv		Dstore-Peruv	
	Dstore (mm)	Cobertura	Dstore (mm)	Cobertura
Parque	1.9	Impervious	5.1	Pasture
Residencial	1.9	Impervious	3.8	Lawns

7.2.2 Implementación de conducciones

Al modelo base que cuenta con la red de saneamiento (Sección 2.4), se le incorpora la red de drenaje superficial cuya descripción geométrica es producto de la caracterización y relevamientos topográficos realizados (Sección 3.1). En la Figura 35 se muestra un esquema de las conducciones implementadas.

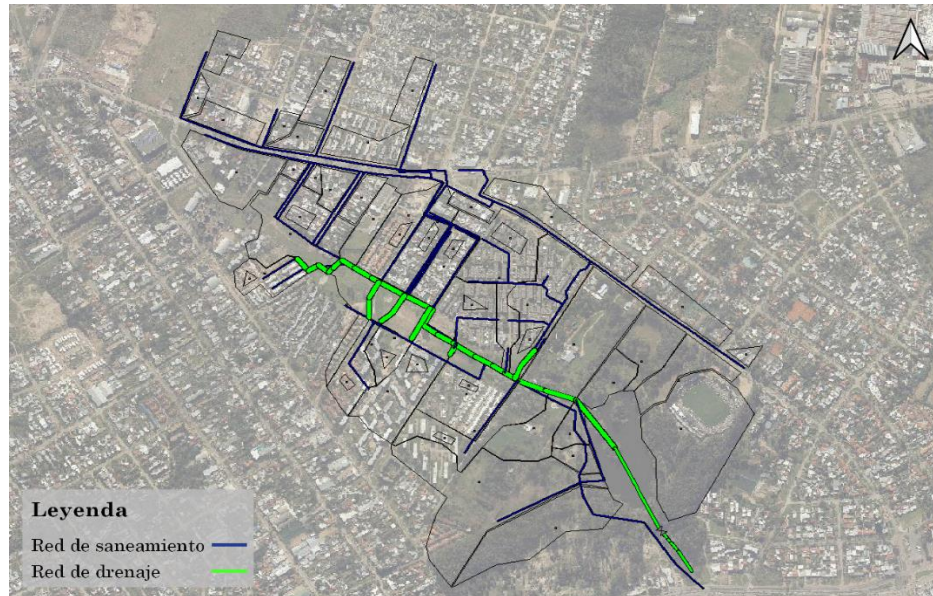


Figura 35: Esquema conceptual de las conducciones incorporadas en el modelo SWMM.

Para precisar el coeficiente de rugosidad de Manning (n), se distingue entre 3 tipos de conducciones: i) cordón cuneta y pequeños canales en hormigón; ii) canales y cauce con revestimiento vegetal y fondo cubierto de sedimento granular y iii) canales aguas abajo del lago revestidos de adoquines y fondo de sedimentos (Figura 36). El valor de n se establece según recomendaciones del *SWMM User Manual* y se detalla en la Figura 36.

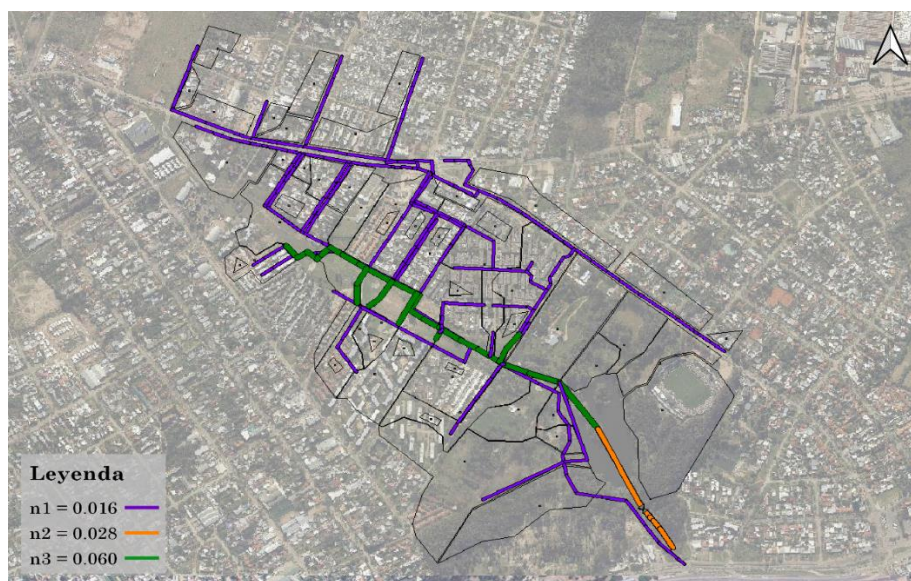


Figura 36: Esquema de las conducciones y su respectivo coeficiente de rugosidad incorporadas en el modelo SWMM.

7.2.3 Implementación del lago

Para la representación del lago en el modelo se consideran dos alternativas (Figura 37):

1. Tanque de almacenamiento, representa el tránsito del hidrograma como piscina nivelada.
2. Modelar la geometría como un canal ancho con secciones irregulares y representar el tránsito como onda dinámica.

Para ambos casos es necesario contar con una descripción de la geometría del lago que permita estimar la curva cota-área para la alternativa 1, o las secciones transversales en el caso de la alternativa 2. Para esto se utiliza como base la información batimétrica del lago relevada en 1995 (Sección 2.1). Dado que esta información consiste en puntos con sus 3 coordenadas expresadas en metros, pero sin sistema de referencia, se debe hacer una georreferenciación a partir de puntos singulares. En primer lugar, se genera un MDT a partir de los puntos, en segundo lugar, se posiciona en planta siguiendo las referencias del MDT de IDEUy, y finalmente se ajustan las cotas al cero local, con puntos relevados en el lago durante este proyecto.

Para el caso del tanque, se define una curva de almacenamiento tabular. Para el caso del canal, se definen diferentes conductos con secciones irregulares definidas con cortes transversales según la batimetría del lago. En esta última representación, la rugosidad en los conductos se toma igual a la del cauce aguas arriba, es decir n_3 .



Figura 37: Alternativas de representación del lago incorporadas en el modelo SWMM.

7.3 ANÁLISIS Y GENERACIÓN DE SERIES TEMPORALES DE PRECIPITACIÓN Y TEMPERATURA DE INGRESO AL MODELO SWMM

Así como se mencionó en la Sección 4.1, la información de precipitación fue recolectada de cinco estaciones de la red hidrometeorológica de la Intendencia de Montevideo (RHM) con frecuencia de 5min (CCZ9 - estación meteorológica; CCZ7, LP, AV y PL – estaciones pluviométricas) y tres estaciones de INUMET con frecuencia de 3h (Carrasco, Prado y Melilla). Para el modelo, se descartaron las series temporales de estas últimas tres estaciones por la frecuencia más baja. Para elegir qué estación considerar para armar la serie temporal de input del modelo, se hizo un estudio comparativo sobre las cinco series de la RHM.

Inicialmente se evaluó la calidad de los datos de dichas series considerando la cantidad de datos “vacíos” -datos donde el registro no presenta información de lluvia- y la cantidad de datos de precipitación nula, para cada estación (Tabla 18).

Tabla 18: Cantidad de datos vacíos y datos nulos en las series de precipitación de la RHM.

	CCZ7	CCZ9	LP	AV	PL
Fecha inicio	01/01/2014 07:00	01/01/2014 07:00	01/01/2014 07:00	08/04/2014 07:00	01/03/2017 07:00
Fecha fin	01/09/2021 06:55	31/05/2022 23:55	31/05/2022 23:55	31/05/2022 23:55	31/05/2022 23:55
Cantidad datos	806399	884940	884940	857004	552300
Datos vacíos	69276	18664	238669	21752	201599
% datos vacíos	9%	2%	27%	3%	37%
Días vacíos equivalentes	241	65	829	76	700
Datos vacíos totales	147817	18664	238669	49688	534239
% datos vacíos contra total	17%	2%	27%	6%	60%
Datos ceros	724640	848564	635363	820197	343978
% datos ceros	90%	96%	72%	96%	62%

Se descarta la estación CCZ7 debido a que dejó de funcionar en setiembre de 2021 y son de interés los datos actuales. El CCZ9 se encuentra a 4,4km del Parque Rivera y se tienen datos medidos cada cinco minutos desde las 07:00h del 01/01/2014 hasta las 23:55h del 31/05/2022 para realizar este análisis. Dentro de ellos se tienen 2,5% de datos faltantes y 95,5% de datos que son 0. En LP también se cuentan con datos medidos cada cinco minutos desde las 07:00h del 01/01/2014 hasta las 23:55h del 31/05/2022 y se encuentra a 6,4km. Hay 27% de datos faltantes y 71,8% de datos igual a 0. La estación AV que se encuentra a 6,7km cuenta con datos de 08/04/2014 a las 07:00h hasta las 23:55h del 31/05/2022 de los cuales 2,9% son faltantes y 92,3% son 0. Por último, PL ubicada a 3,3km que comienza a medir el 01/03/2017 a las 07:00h. Cuenta con 62% de datos faltantes y 93% de datos 0.

Sobre la base de esta información, se eligió considerar la estación CCZ9. Para completar los datos faltantes, se realizaron diagramas de doble masa para comparar CCZ9 con el comportamiento de cada una de las otras estaciones y elegir la estación “más similar” para la imputación de los datos faltantes (Figura 38). Se observa que la mejor opción para completar la serie es AV.

En relación a la temperatura, para construir la serie temporal de ingreso al modelo, se utilizaron los datos de la estación meteorológica CCZ9. Dicha serie tenía un 5,3% de datos faltantes en el período 21/11/2018-30/04/2022, lo cual se completó con el promedio de la información inmediatamente anterior y siguiente al dato faltante.

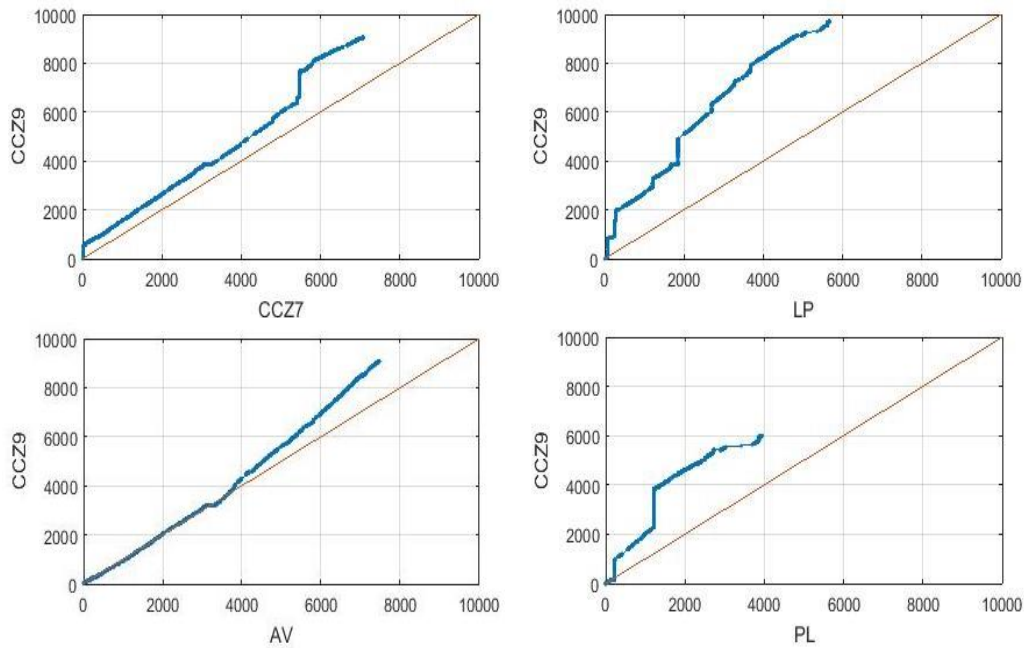


Figura 38: Diagramas de doble masa.

7.4 ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD Y VERIFICACIÓN DEL MODELO

7.4.1 Análisis de sensibilidad

Este análisis permite evaluar cómo las variaciones en los parámetros del modelo afectan su resultado. En este caso se realizó un análisis de sensibilidad local, es decir se impuso la variación de un parámetro a la vez dentro de un rango centrado en el valor de referencia. Para ello se seleccionaron los siguientes parámetros:

- n de los conductos.
- $N\text{-Perv}$ y $N\text{-Imperv}$ de las subcuencas.
- $D\text{store-Perv}$ y $D\text{store-Imperv}$ de las subcuencas.
- $\%Zero\text{-Imperv}$ de las subcuencas.

El análisis se basó en la simulación del evento registrado el 27/08/2022 dado que fue el evento de mayor acumulado de precipitación que permite representar una mayor variación en la salida del modelo. Se utilizó la simulación con la alternativa del lago representado como un tanque de almacenamiento, debido a que es la alternativa que el SWMM modela en forma más estable y con menor error en el tránsito de la onda.

El efecto en los resultados del modelo se observó para el sitio MO 1, donde se tiene registro para esta tormenta, pero también para el sitio AMO 0-1 para así considerar el impacto aguas arriba del lago.

Para cada parámetro, se define un rango de variación porcentual entorno al valor de referencia y se observa el efecto tanto en el nivel de agua como en el caudal modelados. Asimismo, para los resultados de cota en el sitio MO 1, se calcula el error de la modelación respecto del valor registrado.

La sensibilidad al n de las conducciones se analizó variando el parámetro en el rango de $\pm 50\%$, analizando particularmente los resultados para $\pm 50\%$, $\pm 30\%$ y $\pm 10\%$. Como se

describe anteriormente, para el modelo se establecieron tres tipos de n (Figura 36), por lo tanto, se varían tanto individual como conjuntamente. Cabe destacar que, para $n=50\%$, particularmente $n_3=50\%$ se generan inestabilidades en el modelo aguas arriba del lago. Para N y $Dstore$ de las subcuencas, los parámetros $N-Perv$, $N-Imperv$, $Dstore-Perv$ y $Dstore-Imperv$ se varían $\pm 50\%$. En el caso del parámetro $\%Zero-Imperv$, se analizan los resultados para la variación en el rango $+25\%$ respecto al valor que SWMM asume por defecto.

En la Tabla 19, se detalla la variación de los resultados al modificar los parámetros según se menciona. Mientras que, en la Tabla 20, el error de la modelación respecto del registro disponible en cada caso. A modo de ejemplo, en la Figura 39 y Figura 40 se muestran los resultados de la modelación aguas arriba (AMO 0-1) y aguas abajo del lago (MO 1) para la variación de n de los conductos. En el Anexo 11.3 presentan los resultados del modelo para cada simulación implicada en el análisis de sensibilidad.

Como se observa en la Tabla 19 y las salidas gráficas mostradas en el Anexo 11.3, en general el modelo es poco sensible a la variación de los parámetros analizados. Como era esperable el parámetro n_3 (rugosidad en la cañada y canales con revestimiento vegetal) es el que produce las mayores variaciones en la cota simulada en la cañada (AMO 0-1), pero dicha sensibilidad se ve muy reducida al observar las variaciones a la salida del lago (MO 1). En relación a los parámetros que caracterizan la relación precipitación-escorrentía en las subcuencas, $N-Perv$ y $Dstore-Perv$ son los que generan mayores variaciones del caudal a la salida del lago, aunque estas no superan el 10% del valor del caudal máximo, mientras que la afectación ante la variación de $\%Zero-Imperv$ es nula.

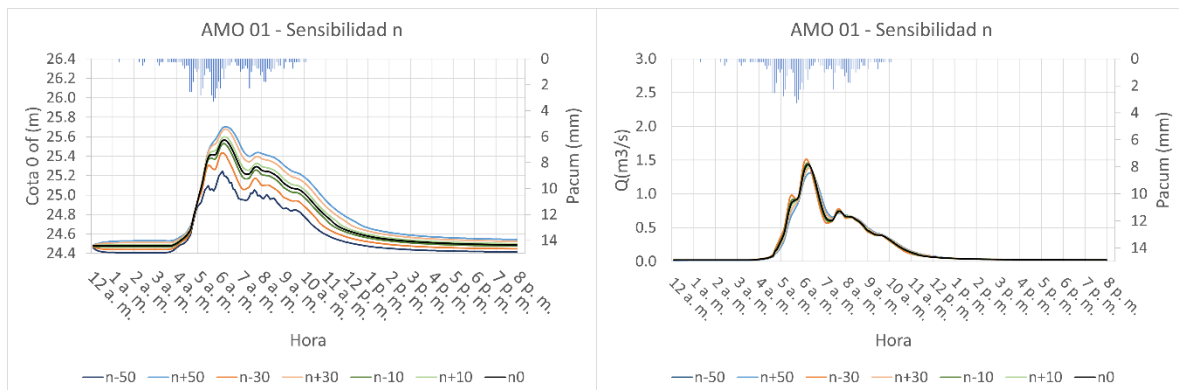


Figura 39: Sensibilidad de los resultados del modelo al parámetro “n”, sitio AMO 0-1.

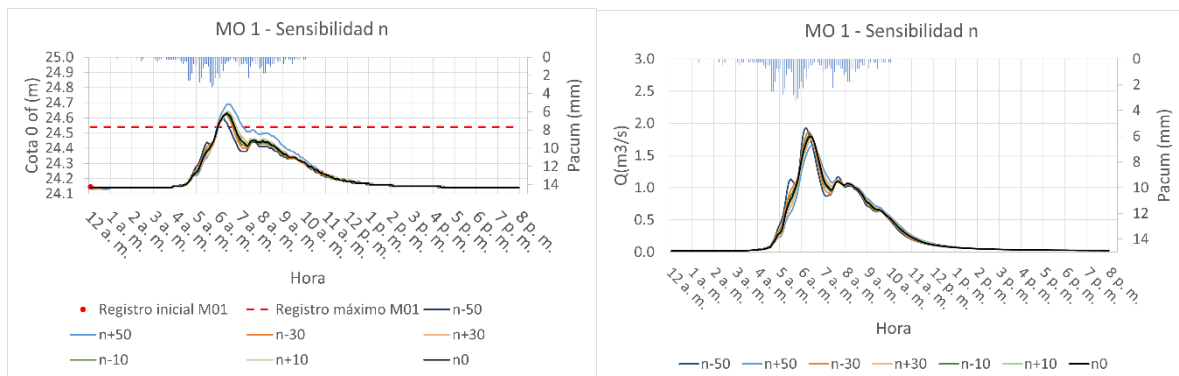


Figura 40: Sensibilidad de los resultados del modelo al parámetro “n”, sitio MO 1.

Tabla 19: Diferencia de los resultados respecto al valor de referencia.

Sitio	Parámetro	Variable	Diferencia (m)	
			Parámetro - 50%	Parámetro +50%
AMO 0-1	n	Cota máx (m)	-	0.14
		Caudal máx (m ³ /s)	-	-0.12
MO 1		Cota máx (m)	-0.03	0.06
Caudal máx (m ³ /s)		0.12	-0.15	
AMO 0-1	n ₁	Cota máx (m)	0.01	-0.03
		Caudal máx (m ³ /s)	0.02	-0.08
MO 1		Cota máx (m)	0.00	-0.02
Caudal máx (m ³ /s)		0.01	-0.07	
AMO 0-1	n ₂	Cota máx (m)	0.02	-0.03
		Caudal máx (m ³ /s)	-0.01	0.01
MO 1		Cota máx (m)	-0.06	0.06
Caudal máx (m ³ /s)		0.00	-0.15	
AMO 0-1	n ₃	Cota máx (m)	-	0.19
		Caudal máx (m ³ /s)	-	0.07
MO 1		Cota máx (m)	0.01	-0.02
Caudal máx (m ³ /s)		0.06	-0.07	
AMO 0-1	N-Imperv	Cota máx (m)	0.01	-0.01
		Caudal máx (m ³ /s)	0.04	-0.04
MO 1		Cota máx (m)	0.01	-0.01
Caudal máx (m ³ /s)		0.03	-0.04	
AMO 0-1	N-Perv	Cota máx (m)	0.01	-0.01
		Caudal máx (m ³ /s)	0.09	-0.07
MO 1		Cota máx (m)	0.04	-0.03
Caudal máx (m ³ /s)		0.18	-0.12	
AMO 0-1	Dstore-Imperv	Cota máx (m)	0.00	0.00
		Caudal máx (m ³ /s)	0.01	-0.01
MO 1		Cota máx (m)	0.00	0.00
Caudal máx (m ³ /s)		0.01	-0.01	
AMO 0-1	Dstore-Perv	Cota máx (m)	0.00	0.00
		Caudal máx (m ³ /s)	0.04	-0.05
MO 1		Cota máx (m)	0.04	-0.05
Caudal máx (m ³ /s)		0.16	-0.18	
Sitio	Parámetro	Variable	-	Parámetro + 25%
AMO 0-1	%Zero- Imperv	Cota máx (m)	-	0.00
		Caudal máx (m ³ /s)	-	0.00
MO 1		Cota máx (m)	-	0.00
		Caudal máx (m ³ /s)	-	0.00

Tabla 20: Error del nivel modelado respecto del registro en M0 1.

Parámetro	Error (%)		
	Parámetro - 50%	Parámetro 0	Parámetro +50%
n	-	9.86	18.31
n1	9.86	9.86	7.04
n2	1.41	9.86	18.31
n3	-	9.86	7.04
N-Imperv	10.75	9.86	8.42
N-Perv	15.44	9.86	5.68
Ds-Imperv	9.97	9.86	9.30
Ds-Perv	14.99	9.86	3.51
Parámetro	-	Parámetro 0	Parámetro 25%
%Zero- Imperv	-	9.83	9.86

En base a este análisis se considera adecuado mantener los valores adoptados originalmente para los parámetros, en la simulación de eventos que se presenta a continuación

7.4.2 Verificación del modelo

La información monitoreada de nivel y caudal, que se describe en las Secciones 5.3 y 5.4, resultó insuficiente para la calibración del modelo implementado, entendida como la generación de un set de parámetros que optimicen una función objetivo dada.

Sin embargo, los registros generados durante este proyecto, sumados a la descripción temporal del evento de marzo de 1995 (Sección 2.1) aportan información relevante para verificar el funcionamiento del modelo frente a esos eventos de precipitación. En la Tabla 21 se resumen dichos eventos, se detallan sus registros de precipitación y tiempos relevantes del hietograma (inicio, centroide y fin) y se incluye el tipo de información hidrométrica disponible. Se excluye de este resumen el correspondiente al 25/08/2022 ya que únicamente se registraron trazas de precipitación (<0.1mm), lo cual, si bien es coherente con el registro de niveles que permanecieron constantes, no permite realizar una simulación de evento.

Tabla 21: Resumen de eventos de precipitación para la verificación con el modelo SWMM.

Evento	Fecha	Hora de inicio	Hora del centroide	Hora de fin	Precipitación acumulada (mm)	Registro hidrométrico
1	31/03/1995	9:00	18:00	1:00+1d	41.5	Nivel y caudal continuo
2	27/04/2022	04:09	04:49	08:09	11.2	Nivel y caudal puntual
3	25/05/2022	07:14	10:30	20:54	23.6	Caudal puntual
4	27/08/2022	01:20	05:45	9:55	70.9	Nivel máximo

5	01/09/2022	07:10	08:25	10:00	1.8	Nivel máximo
6	22/10/2022	02:20	11:15	18:25	19.8	Nivel y caudal puntual Nivel máximo

Al modelo se ingresaron como entrada las series temporales de precipitación horaria de los eventos 1 al 6 (Tabla 21) y se definieron condiciones iniciales de nivel y de caudal correspondientes al flujo base previo a la precipitación, según la información disponible.

Para la simulación del evento de 1995 se utilizó la información de porcentaje de impermeabilidad de cada subcuenca que surge de la estimación realizada en base a las imágenes Landsat de ese año (Sección 6). Sin embargo, la geometría actual del modelo no fue modificada para esa simulación.

A continuación, se presentan los resultados para cada evento, para las dos diferentes alternativas de representación del lago.

Evento 1- 31/03/1995

Para este evento se tiene registro continuo del nivel sobre el vertedero del punto MO 1 y utilizando la curva de descarga que describe De los Santos (1995) se estimó la serie temporal de caudal (Figura 10). A partir de los registros iniciales se impone la condición inicial de caudal en 9 L/s. En la Figura 41 se presentan los resultados de ambas simulaciones y en la Tabla 22 el detalle de los valores máximos correspondientes.

Comparando el hidrograma observado con los simulados se observa que para ambas alternativas de simulación el volumen acumulado resulta inferior al observado, en particular una diferencia de 53.2% con el modelo del canal y 50.7% con el del tanque. Por otro lado, el coeficiente de correlación de Pearson entre la serie observada y la simulada, resulta en 0.91 y 0.58 para las alternativas de canal y tanque respectivamente.

No se verifica el comportamiento del modelo para los niveles dado que se desconoce la cota del vertedero en 1995 ya que en ese entonces existía un perfil de metal colocado sobre el muro de hormigón actual.

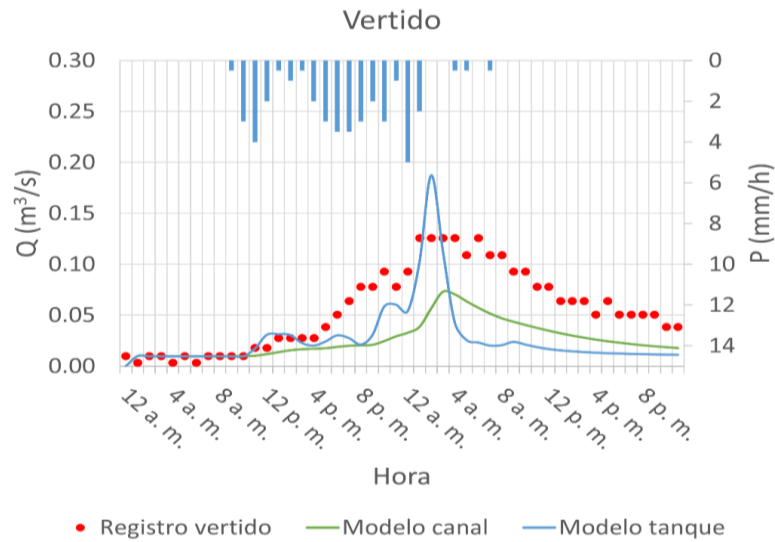


Figura 41: Resultados de la modelación en el vertedero para el evento 1.

Tabla 22: Comparación de los valores máximos modelados y registrados para el evento 1.

	Registro	Modelo canal	Modelo tanque
Q _{máx} (m ³ /s)	0.13	0.07	0.19
Hora Q _{máx} (m ³ /s)	1am	4am	2am

Evento 2: 27/04/2022

Para este evento se cuenta con registros de nivel y caudal en AMO 0-1 y en MO 1. Como condición inicial de caudal se asume un flujo base de 3 L/s en la cañada, valor estimado en los relevamientos realizados durante período seco (Sección 5). Los resultados de la simulación se muestran en la Figura 42 y la Figura 43 para el sitio AMO 0-1 y en la Figura 44 y Figura 45 para el sitio MO 1. En la

Tabla 23 se comparan los valores registrados con los obtenidos en ambas alternativas de simulación.

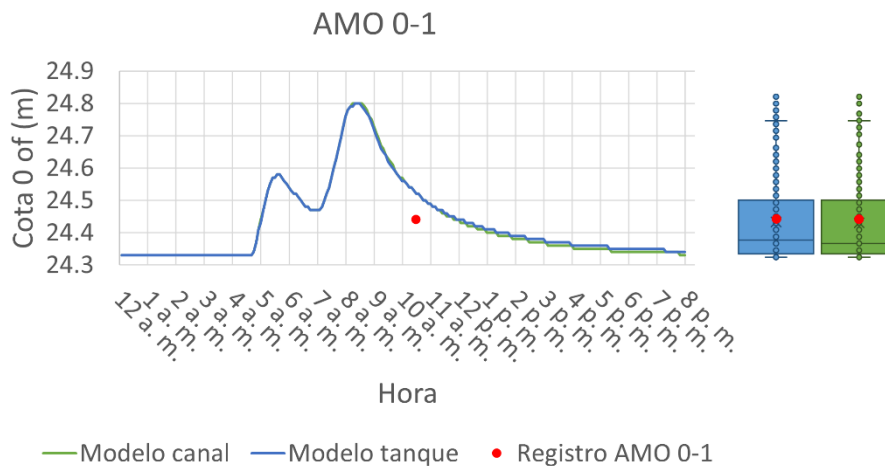


Figura 42: Resultados del modelo en el sitio AMO 0-1 para el evento 2 - cota.

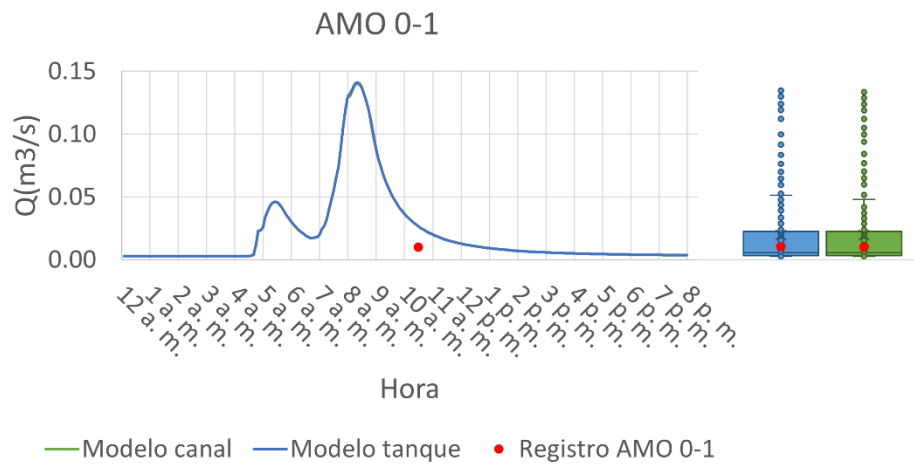


Figura 43: Resultados del modelo en el sitio AMO 0-1 para el evento 2 - caudal.

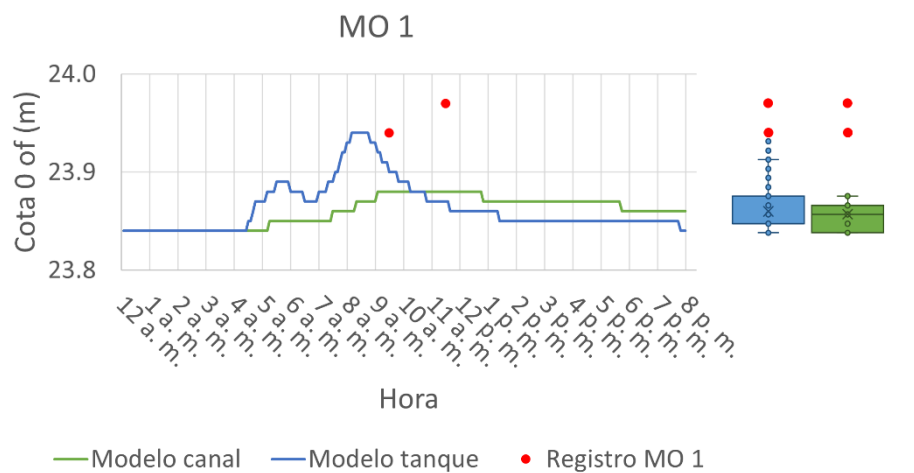


Figura 44: Resultados del modelo en el sitio MO 1 para el evento 2 - cota.

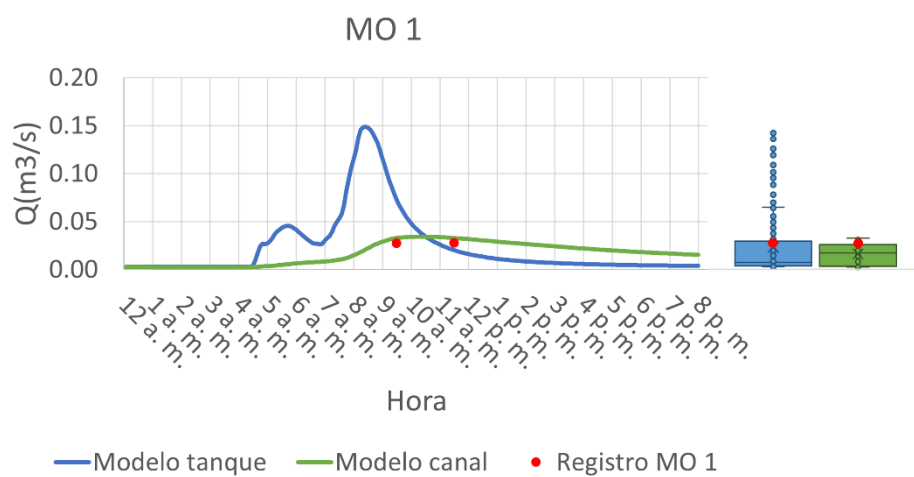


Figura 45: Resultados del modelo en el sitio MO 1 para el evento 2 - caudal.

Tabla 23: Comparación de los valores modelados y registrados para el evento 2.

		Registro	Modelo canal	Modelo tanque
AMO 0-1	Cota 10:30am (m)	24.44	24.52	24.52
	Q 10:30am (m ³ /s)	0.01	0.03	0.03
MO 1	Cota 9:30am (m)	23.94	23.88	23.90
	Cota 11:30am (m)	23.97	23.88	23.87
	Q 9:30am (m ³ /s)	0.03	0.03	0.07
	Q 11:30am (m ³ /s)	0.03	0.03	0.02

Evento 3- 25/05/2022

Para la verificación en este evento se cuenta con un registro puntual de caudal en el sitio MO 1. Al igual que para la simulación del evento 2, se adopta la condición inicial de caudal de 3 L/s. En la Figura 46 y la Tabla 24 se pueden observar los resultados de la comparación.

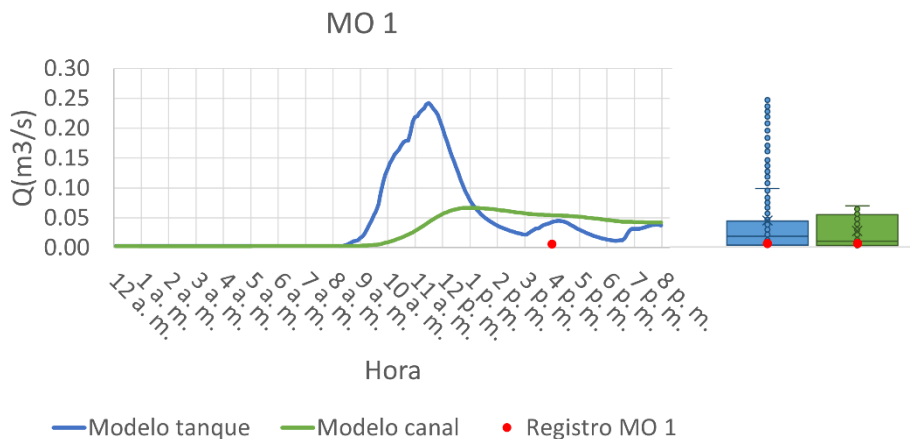


Figura 46: Resultados del modelo en el sitio MO 1 para el evento 3 - caudal.

Tabla 24: Comparación de los valores modelados y registrados para el evento 3.

	Registro	Modelo canal	Modelo tanque
Q 16pm (m ³ /s)	0.006	0.054	0.043

Evento 4- 27/08/2022

En este evento se cuenta con registro de nivel inicial y nivel máximo en MO 1, por lo que las condiciones iniciales de nivel y caudal de la simulación se fijan en base a esto. Se establece entonces un caudal de 20 L/s en la cañada y una cota inicial en el lago de 24.15 m. En la Figura 47 se presentan los resultados para el sitio MO 1. En la Tabla 25 se compara el nivel máximo registrado con los obtenidos en ambas alternativas de simulación.

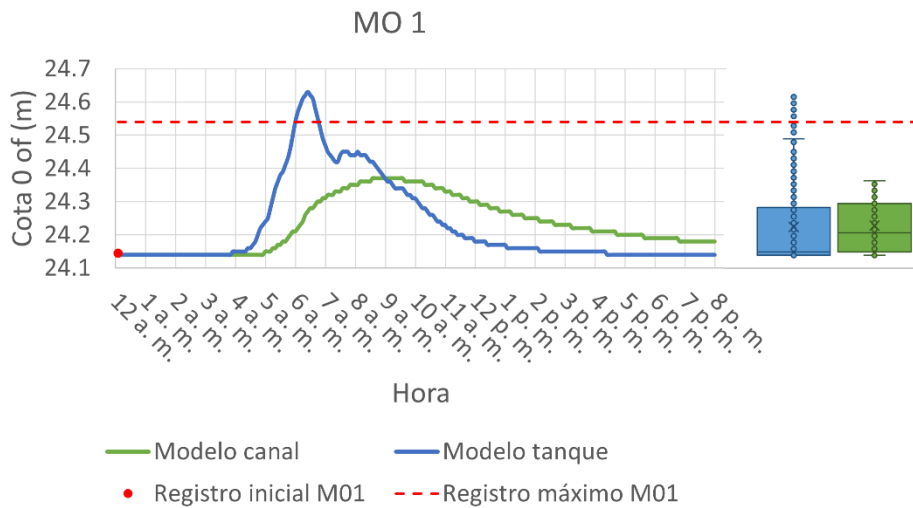


Figura 47: Resultados del modelo en el sitio MO 1 para el evento 4 - cota.

Tabla 25: Comparación de los valores máximos modelados y registrados para el evento 4.

	Registro	Modelo canal	Modelo tanque
Cota máx (m)	24.54	24.37	24.63
Hora cota máx (m)	-	8:35pm	6:25pm

Evento 5- 01/09/2022

Para este evento los registros indican que no existió variación apreciable en el nivel de agua, como se informa en la Tabla 9. Al igual que para el evento 4, se definen las condiciones iniciales en base al registro de nivel previo al evento, con un caudal de 20 L/s en la cañada y una cota inicial en el lago de 24.17 m. En la Figura 48 y Figura 49 se muestran los resultados para ambos puntos de interés. Se observa que la simulación representa adecuadamente la invariancia del nivel para el evento de precipitación que tuvo un acumulado de 1.8 mm.

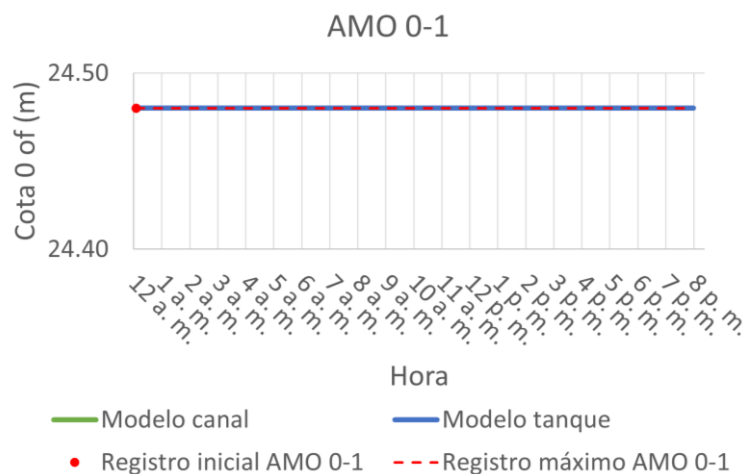


Figura 48: Resultados del modelo en el sitio AMO 0-1 para el evento 5 - cota.

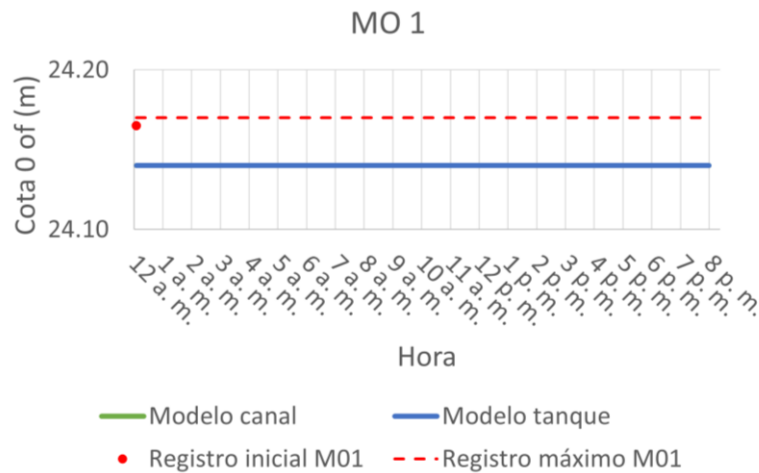


Figura 49: Resultados del modelo en el sitio MO 1 para el evento 5 - cota.

Evento 6- 22/10/2022

En este evento se registró nivel y caudal en el sitio AMO 0-1 puntualmente durante el desarrollo del evento y también el nivel inicial y nivel máximo en el sitio MO 1. Al igual que para el evento 2, se asume un caudal inicial de 3 L/s en la cañada. Los resultados en términos de cota y caudal en el sitio AMO 0-1 se pueden observar en la Figura 50 y Figura 51 respectivamente. Y para el sitio MO 1 en términos de cota en la Figura 52. Por otra parte, en la Tabla 26 se detallan los valores modelados asociados a la hora del registro para AMO 0-1 y valores máximos para MO 1.

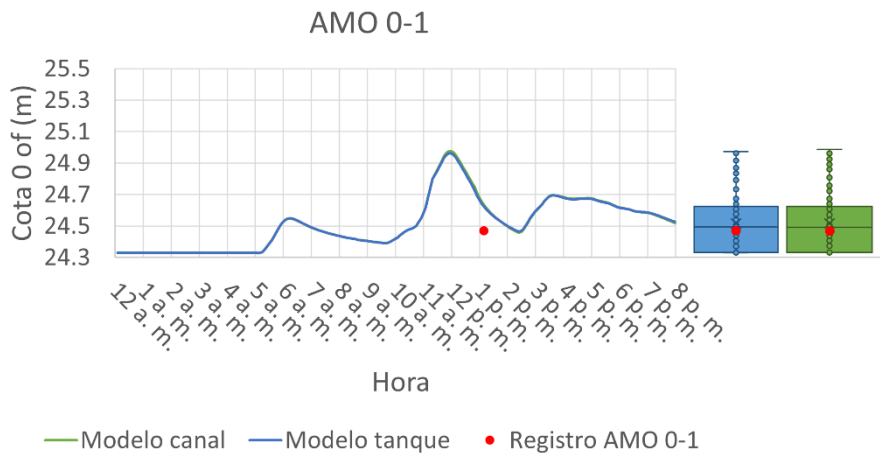


Figura 50: Resultados del modelo en el sitio AMO 0-1 para el evento 6 - cota.

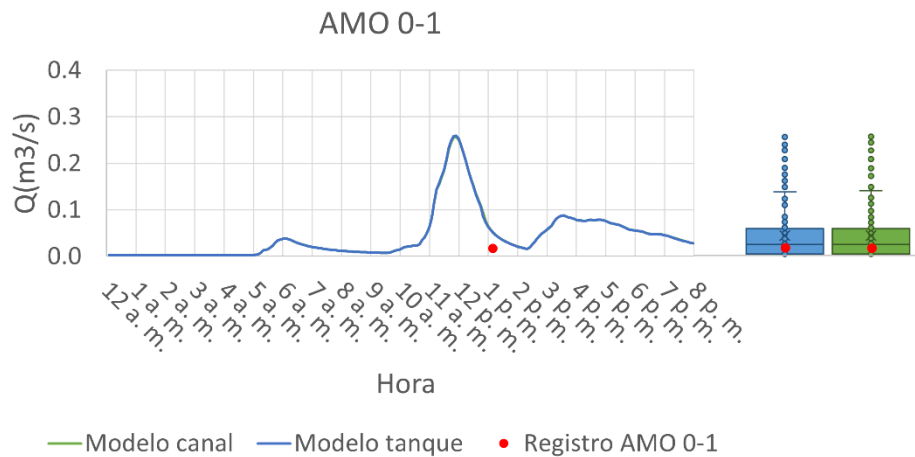


Figura 51: Resultados del modelo en el sitio AMO 0-1 para el evento 6 - caudal.

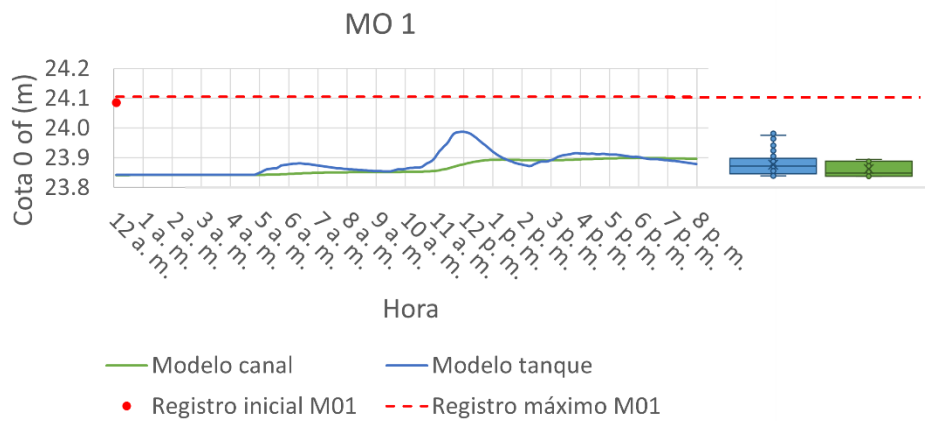


Figura 52: Resultados del modelo en el sitio MO 1 para el evento 6 - cota.

Tabla 26: Comparación de los valores modelados y registrados para el evento 6.

		Registro	Modelo canal	Modelo tanque
AMO 0-1	Cota 13.06pm (m)	24.47	24.66	24.64
	Q 13.06pm (m³/s)	0.0168	0.0582	0.0573
MO 1	Cota máx (m)	24.11	23.90	23.99

En síntesis, de los resultados expuestos en esta verificación del comportamiento de las simulaciones en relación a la información registrada, se observa que la diferencia absoluta (m) entre la cota simulada y la observada se ubica en el rango 0.04 a 0.21m, siendo que las diferencias menores se dan para la alternativa de simulación del Lago como tanque. No se identifican diferencias en el ajuste entre ambos sitios.

En relación al caudal, las diferencias entre caudal simulado y observado se encuentran en el rango de 10 a 60 L/s, también verificando un mejor desempeño de la alternativa del Lago como tanque.

En estas comparaciones se debe considerar además que existe una incertidumbre alta en la comparación de niveles y caudales puntuales registrados originada en la representación temporal de los hidrogramas. De la verificación del evento 1 se desprende que la

representación del hidrograma en la alternativa del Lago como canal es más ajustada en el tiempo, mientras que la alternativa de tanque de almacenamiento, como es esperable por su simplificación, subestima principalmente el tiempo base del hidrograma.

7.4.3 Verificación del tiempo de respuesta de la cuenca

Al igual que se realiza con el evento de 1995 (Sección 3.1.4), se estima el tiempo de concentración con el evento del 27/08/2022 (el de mayor acumulado de precipitación) con los resultados de la modelación. De la representación gráfica del hietograma registrado y los hidrogramas modelados (Figura 53), se observa que el tiempo transcurrido entre el momento del baricentro de la lluvia (5:45 am) y el punto de inflexión de cada hidrograma (10:00 am para el modelo del tanque y 12:00 pm para el del canal), es de 4.25 h para el modelo del tanque y 5.25h para el modelo del canal. Tomando que el tiempo de concentración hasta la entrada al lago es 0.5h (según se calculó en la Sección 3.1.4) se puede estimar que el tiempo de tránsito en el lago es de entre 3.75 y 4.75h.

Este valor resulta considerablemente menor que el calculado para el evento de 1995, lo cual es razonable dado que se trata de un evento de mayor precipitación acumulada e intensidad máxima lo cual reduce tanto los tiempos de respuesta de la cuenca, como el tránsito por el lago.

Se puede concluir entonces que el tiempo de respuesta de la cuenca, incluido el tránsito por el lago, es de entre 3.75 y 10 horas, para eventos de entre 25 y 5 mm/h de intensidad máxima.

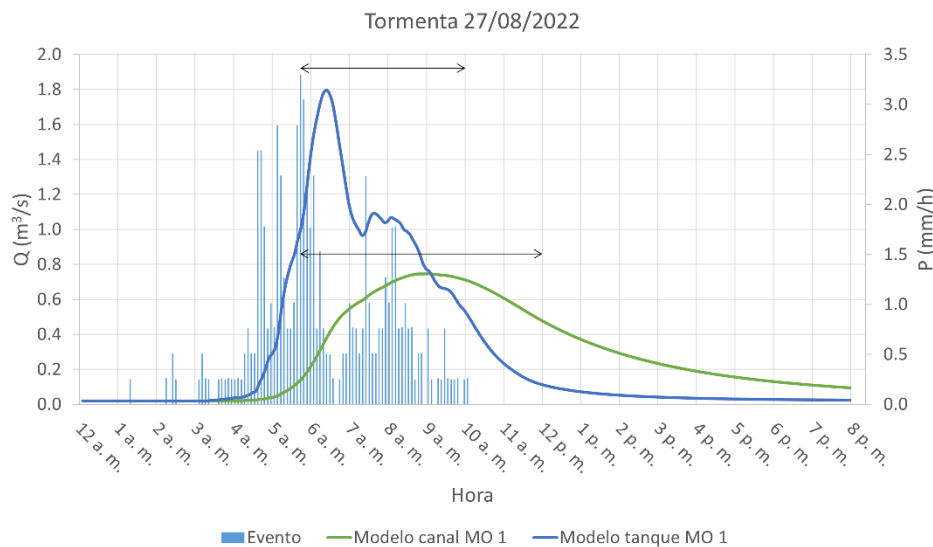


Figura 53 : Estimación del tiempo de concentración hasta la salida del lago, en base al evento del 27/08/2022.

8 INTEGRACIÓN CANTIDAD Y CALIDAD DE AGUA EN LA MODELACIÓN

8.1 OBJETIVO DEL MODELO

Para cumplir con el OE4 del presente proyecto, que implica un avance en el modelo orientado a la integración cantidad-calidad de agua en la cuenca piloto, se analizaron las diferentes alternativas de simulación de los procesos que caracterizan la calidad del agua del modelo SWMM y se hicieron algunas simulaciones utilizando una de estas alternativas. Además, para sentar las bases de un modelo integrado cantidad-calidad, se identificaron las incertidumbres que pueden afectar los resultados de las simulaciones y que es necesario tener en cuenta para poder mejorar el desempeño del modelo.

8.2 DESCRIPCIÓN DEL MÓDULO DE CALIDAD DE AGUA SWMM

SWMM simula la componente de calidad del agua considerando los siguientes procesos:

- Acumulación (build-up) de los contaminantes sobre las superficies impermeables de la cuenca; ocurre durante el tiempo seco;
- Lavado (wash-off) de los contaminantes previamente acumulados sobre las superficies impermeables, por parte de la escorrentía superficial; ocurre durante los eventos de precipitación;
- Transporte de los contaminantes en la red de drenaje; ocurre durante los eventos de precipitación.

8.2.1 Acumulación de contaminantes

Existe amplia evidencia de que la acumulación de contaminantes es una función no lineal de los días secos (Sartor and Boyd, 1972; Pitt, 1979). Debido a que los datos de acumulación muestran claramente que se aplican diferentes tasas a diferentes usos del suelo, SWMM permite definir una función de acumulación diferente para cada combinación de contaminante-uso del suelo. Debido a que no existe una única función adecuada que describa la acumulación de contaminantes a lo largo del tiempo para todos los casos de estudio, SWMM brinda al usuario tres opciones diferentes para cualquier combinación de variable de calidad del agua y uso del suelo: función de potencia, función exponencial y de saturación (Rossman and Huber, 2016). La función exponencial es la más adoptada en la literatura científica (Alley and Smith, 1981):

$$M_a(d_{adp}) = \left(\frac{Accu}{Disp}\right) AP_{imp} \left(1 - e^{-(Disp \cdot d_{adp})}\right)$$

donde $M_a(d_{adp})$ representa la acumulación de contaminantes durante el período seco [kg/ha]; $Disp$ es el parámetro que mide la desaparición de los contaminantes acumulados por acción del viento o del tránsito vehicular [1/d]; P_{imp} es la fracción del área impermeable; $Accu$ es el parámetro que caracteriza la tasa de acumulación de los contaminantes [kg/(ha·d)]; $\left(\frac{Accu}{Disp}\right) AP_{imp}$ representa el límite asintótico máximo de la curva de acumulación. Los parámetros $Disp$ y $Accu$ se refieren especialmente a la modelación de los sólidos o de contaminantes particulados.

La simulación de la acumulación de contaminantes en la superficie de la subcuenca solo se requiere si se usa la función exponencial de SWMM para describir el lavado, ya que esa función depende de la cantidad de acumulación presente.

8.2.2 Lavado de contaminantes

El lavado es el proceso de erosión o disolución de los contaminantes acumulados sobre una superficie impermeable de una cuenca, que ocurre durante un período de escorrentía. SWMM incorpora tres opciones diferentes de modelos empíricos para representar el lavado de contaminantes: función exponencial, rating curve y EMC. También para la simulación de este proceso, la función exponencial es la más adoptada en la literatura científica (Jewell and Adrian, 1978):

$$\frac{dM_a(t)}{dt} = -Arra i(t)^{wash} M_a(t)$$

donde $\frac{dM_a(t)}{dt}$ es la tasa de carga de lavado [kg/h]; $Arra$ es el coeficiente de lavado [mm⁻¹]; $i(t)$ es la tasa de escorrentía [mm/h]; $wash$ es el exponente de lavado, un parámetro que controla la influencia de la intensidad de la lluvia en la cantidad de contaminantes lixiviados, M_a es la masa de contaminante acumulada sobre la superficie de la cuenca [kg].

Para este proyecto, se eligió la opción de abandonar la noción de simulación de calidad detallada y se utilizó una concentración constante (EMC):

$$W = C.Q$$

Donde el coeficiente C representa la concentración de contaminante de lavado [masa/L] y Q la tasa de escorrentía. En este caso, C se estima como el promedio de los valores registrados disponibles para cada variable de calidad del agua considerada. Consecuentemente, no se considera la simulación de acumulación de contaminantes en la modelación.

8.2.3 Transporte de contaminantes

SWMM calcula la tendencia espacial y temporal de las concentraciones de contaminantes en la red de drenaje, asumiendo que los conductos se comportan como reactores ideales de flujo completamente mixto (*completely-mixed flow reactors* (CMFR)). El volumen de control (es decir, el volumen del reactor) coincide con el volumen del conducto. En el reactor, el balance matemático se obtiene a partir de un balance de masa de material macroscópico (Di Modugno et al., 2015):

$$\frac{d(VC)}{dt} = Q_{in}C_{in} - Q_{out}C_{out} - kVC_{out}$$

donde V representa el volumen de agua en el conducto (reactor), calculado en cada paso de tiempo t [m³]; Q_{in} es el caudal de entrada en el conducto [m³/s]; C_{in} es la concentración de contaminante a la entrada del conducto [mg/L]; Q_{out} es el caudal de salida al conducto [m³/s]; C_{out} es la concentración de contaminante de volumen V a la salida del conducto [mg/L]; y k es el coeficiente de decaimiento [s⁻¹].

8.3 RESULTADOS DE LA MODELACIÓN DE CALIDAD DEL AGUA

Así como se mencionó anteriormente, para este proyecto, se eligió la opción de abandonar la noción de simulación de calidad detallada y se utilizó una concentración constante que se calculó como promedio de las concentraciones de las variables observadas. Dicha

concentración se calculó considerando solo las mediciones que ocurrieron durante eventos de precipitación ($P > 0$).

Para este análisis, se consideraron las variables SST y FT y las simulaciones se corrieron para la subcuenca con punto de cierre AMO 0-1 (aguas arriba del lago), para no incluir la incertidumbre dada de la implementación del lago en el modelo. Las concentraciones promedio calculadas (Tabla 27) se ingresaron en el modelo como parámetro C de la ecuación del proceso de lavado EMC.

Tabla 27: Valores promedios de SST y FT en AMO 0-1 (parámetro C del proceso de lavado en SWMM).

Sitio	P (mm)	Promedio	
		SST (mg/L)	FT (mg/L)
AMO 0-1	> 0	36.88	1.11

Las simulaciones se corrieron para los seis eventos registrados a lo largo del proyecto (Tabla 21) y los resultados se muestran numéricamente (Tabla 28) y gráficamente (Figura 54 y Figura 55) para SST y FT. Para una mejor comparación con las observaciones, se consideran el máximo y el promedio de los polutogramas simulados.

Tabla 28: Concentración media y máxima simulada de SST y FT en AMO 0-1.

Sitio	Evento	Máximo		Promedio	
		SST (mg/L)	FT (mg/L)	SST (mg/L)	FT (mg/L)
AMO 0-1	1	9.37	0.28	3.98	0.12
	2	27.75	0.84	11.20	0.34
	3	27.95	0.84	15.43	0.46
	4	27.33	0.82	10.30	0.31
	5	0	0	0	0
	6	28.34	0.85	18.41	0.55

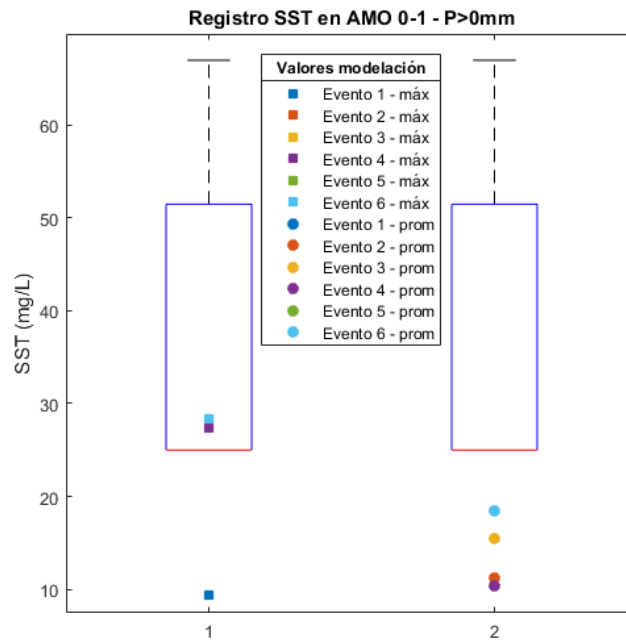


Figura 54: Comparación entre la concentración de SST observados y simulados en AMO 0-1.

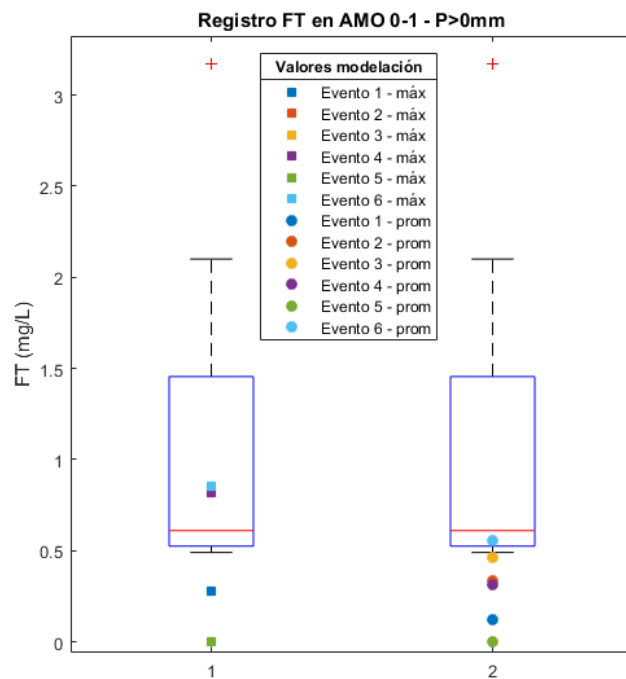


Figura 55: Comparación entre la concentración de FT observados y simulados en AMO 0-1.

En general, es posible ver que el modelo tiende a subestimar las concentraciones simuladas para los dos contaminantes; sin embargo, las simulaciones son del mismo orden de magnitud de las observaciones. Es importante aclarar que el evento 1 (marca azul) corresponde al evento del 1995; por lo tanto, los valores bajos de concentración son debidos a que se está simulando un evento del pasado con una representación actual de la geometría de la cuenca, aunque se utilizó la información de porcentaje de impermeabilidad de cada subcuenca, según la estimación realizada en base a las imágenes Landsat de ese año (Sección 6). Además, para la construcción de los *box-plots*, se

consideraron solo los datos registrados durante eventos de precipitación. Dichos datos empiezan en el 2015 - aunque el registro de calidad del agua empieza en el 2001 - período con características meteorológicas diferentes de la década de los '90. El evento 5 (marca verde) es caracterizado por una precipitación acumulada igual a 1.8 mm, esto hace que la escorrentía generada no tiene suficiente energía para arrastrar los contaminantes considerados (concentración de SST y FT igual a 0).

8.4 INCERTIDUMBRE EN LA MODELACIÓN QUE PUEDEN AFECTAR LOS RESULTADOS DE LAS SIMULACIONES

Para cualquier tipo de modelación, se pueden identificar dos tipos principales de incertidumbres (δ) que influyen en la incertidumbre de los resultados del modelo ($\delta_{results}$) (Loucks and Beek, 2005; ASME PTC Committee, 2009): i) incertidumbre del modelo (δ_{mod}), e ii) incertidumbre de medición (δ_{med}):

$$\delta_{results} = \delta_{mod} - \delta_{med}$$

En particular, δ_{mod} se identifica como la suma de tres tipos de incertidumbre (ASME PTC Committee, 2009): i) incertidumbre del modelo teórico (δ_{theor_mod}), que representa la incertidumbre debida a simplificaciones y aproximaciones involucradas en las representaciones matemáticas; ii) incertidumbre de los parámetros (δ_{param}), que representa la incertidumbre en los resultados de la simulación relacionada con la estimación de los parámetros del modelo; iii) incertidumbre de los esquemas numéricos y soluciones (δ_{en}), que representa la incertidumbre asociada con los esquemas numéricos y las soluciones de las ecuaciones:

$$\delta_{mod} = \delta_{theor_mod} + \delta_{param} + \delta_{en}$$

Cualquier error de estos factores conducirá a resultados no confiables, lo que podría causar interpretaciones incorrectas de los procesos de acumulación y lavado de los contaminantes.

En este trabajo, la incertidumbre de los valores de los parámetros del modelo (δ_{param}) se considera una de las principales fuentes de incertidumbre en los resultados del modelo de calidad de aguas. Se supone que la incertidumbre potencial en los esquemas numéricos y soluciones por SWMM está controlada, y se considera que el modelo teórico es válido ya que también tiene una incertidumbre baja.

Por su parte, la incertidumbre de medición (δ_{med}) se vincula con los conceptos de exactitud y precisión de las mediciones experimentales, y pueden clasificarse según Hughes y Hase (2010) en función del origen del error que la genera, como: i) accidentales o puntuales; ii) aleatorios: se suponen distribuidos en forma simétrica respecto al valor verdadero por lo que no influyen en el promedio y otros estadísticos, pero si afectan la precisión de la medida puntual; y ii) sistemáticos: son de un mismo signo y por ello generan sesgos en el promedio afectando la exactitud de la medida

En este trabajo puede considerarse que los dos primeros tipos de incertidumbre afectan principalmente a las medidas de nivel, mientras que las medidas de caudal están afectadas principalmente por la tercera, debido al tipo de procesamiento requerido para su estimación.

9 CONCLUSIONES

El objetivo principal de este proyecto fue avanzar hacia la modelación hidrológica integrada cantidad-calidad en cuencas urbanas de Montevideo. La estrategia de investigación adoptada se centró en campañas de monitoreo de cantidad y calidad de agua y análisis de la información disponible (*in situ* y satelital) orientadas a la modelación numérica del proceso lluvia-escorrentía en la cuenca alta del arroyo Molino y a la evaluación del proceso de dilución de algunas variables de calidad de agua.

Los resultados principales obtenidos en el marco de este proyecto se pueden sintetizar como sigue:

- *Monitoreo de cantidad-calidad del agua.* Se diseñó un sistema de monitoreo compuesto por: i) medición de niveles máximos durante eventos de crecida a través de limnómetros de máximo; ii) mediciones puntuales de nivel y caudal en diferentes condiciones de flujo durante el desarrollo de eventos de crecida. Las mediciones se realizaron en dos puntos: AMO 0-1 ubicado próximo al ingreso del Arroyo Molino en el Lago; y MO 1 ubicado en la desembocadura del Lago. En dichos puntos se realizaron además las mediciones *in-situ* de CE, pH y T y se colectaron muestras en dos eventos para análisis de CF y en uno de ellos además se evaluaron SST y nutrientes (FT y NT). Este sistema de monitoreo, en conjunto con la red pluviométrica de la IM, permitió obtener información relevante para la validación del modelo hidrológico-hidráulico implementado, sin embargo, no fue suficiente para una calibración robusta del mismo.
- *Correlaciones calidad del agua – uso del suelo.* Para la subcuenca con punto de cierre en la estación de muestreo AMO 0, la agregación de la cuenca de aporte (representada por las métricas NP y ENN_MN) tiene efectos importantes en el valor medio de las variables de calidad de agua seleccionada (CF y FT). En particular, se observa que la clase permeable se encuentra directamente correlacionada con ambas variables, siendo importante la fragmentación de esta ya que las métricas más influyentes son ENN_MN y AREA_MN para CF y NP para FT. El FT también tiene una correlación positiva con el área de la clase permeable, mientras que para CF la correlación positiva es con el área de la clase impermeable. Por otro lado, en la subcuenca con punto de cierre MO 1, el área de las dos clases de uso del suelo es la que genera los efectos en el valor medio tanto del FT como de los CF. En ambos casos la correlación se da con el área de la clase impermeable siendo directa para el FT e inversa para CF.
- *Modelación hidrológico-hidráulica.* Se encontró que la implementación del modelo en SWMM, basada en la descripción en detalle de la geometría de la red superficial y en una adecuada caracterización de las subcuencas (rugosidad y almacenamiento de la fracción impermeable) y de los canales (rugosidad) es suficiente para una representación aceptable de eventos de precipitación en el rango de 2 a 71mm de magnitud.

Los resultados de la verificación del comportamiento de los eventos registrados muestran diferencias de entre 0.04 a 0.21m en la cota y de 10 a 60 L/s en el caudal, siendo que para ambos casos las diferencias menores se dan para la alternativa de simulación del lago como tanque.

La simulación del evento de mayor magnitud utilizando las dos alternativas de implementación del lago, permitió además estimar el tiempo de respuesta de la

cuenca, incluido el tránsito por el lago, el cual se ubica entre 3.75 y 10 horas, para eventos de entre 25 y 5 mm/h de intensidad máxima.

- *Modelación de calidad del agua.* El modelo implementado utiliza una alternativa simple (EMC) de simulación del proceso de lavado de los contaminantes sobre las superficies impermeables. Aunque las concentraciones simuladas de SST y FT en el punto AMO 0-1 son del mismo orden de magnitud de las observadas en tiempo de lluvia ($P > 0$), el modelo tiende a subestimar dichas concentraciones.

Un aspecto importante que podrá respaldar los hallazgos del modelo integrado desarrollado en el marco de este proyecto es contribuir a ampliar el conjunto de datos de observación con el cual se puede lograr una calibración más rigurosa del modelo. Esto es factible de alcanzarse mediante dos acciones: una campaña de monitoreo de cantidad-calidad más extensa en el área de estudio y la incorporación de registros de fotografía y video para el monitoreo continuo de nivel de agua y la estimación de caudal en los sitios de interés. La primera acción se orienta a mitigar las limitaciones impuestas por el período de excepcional déficit hídrico que coincidió con el desarrollo del proyecto, mientras que la segunda pretende hacer mayor uso de la tecnología de procesamiento de imágenes actualmente en desarrollo en el IMFIA.

Es importante aclarar que este proyecto pretende ser un paso fuerte en la consolidación de la línea de investigación y desarrollo local sobre hidrología urbana, donde converjan los esfuerzos del grupo de Hidrología y Clima del IMFIA y de la IM. En la medida de consolidar dicha línea, los avances en este proyecto piloto que consideró una cuenca peri-urbana con diferentes peculiaridades hidrológicas e hidráulicas, permitirán prepararse de la mejor manera posible para lograr el máximo aprovechamiento para las otras cuencas urbanas y peri-urbanas del país.

10 BIBLIOGRAFÍA

- Abustan I, Sulaiman AH, Wahid NA, Baharudin F., 2008. Determination of Rainfall-Runoff Characteristics in an Urban Area: Sungai Kerayong Catchment, Kuala Lumpur. 11th International Conference on Urban Drainage; 2008; Edinburgh, Scotland. Disponible en: http://web.sbe.hw.ac.uk/staffprofiles/bdgsa/11th_International_Conference_on_Urban_Drainage_CD/ICUD08/pdfs/706.pdf. (Accedido junio 2022).
- Aissia, M-A. B., Chebana, F., Ouarda, T.M.B.J., 2017. Multivariate missing data in hydrology—Review and applications. *Advances in Water Resources*, 110, 299-309.
- Alilou, H., Nia, A.M., Saravi, M.M., Salajegheh, A., Han, D., Enayat, B.B., 2019. A novel approach for selecting sampling points locations to river water quality monitoring in data-scarce regions. *Journal of Hydrology*, 573, 109-122.
- Alley, W.M., Smith, P.E., 1981. Estimation of accumulation parameters for urban runoff quality modelling. *Water Res.* 17, 1657–1664 1981.
- ASME PTC Committee, 2009. Standard for Verification and Validation in Computational Fluid Dynamics and Heat Transfer. 2009.
- Bentancor, L., Silveira, L., & García Petillo, M., 2014. Incidencia de la intensidad de lluvia en el tiempo de concentración de microcuencas del Uruguay. *Agrociencia (Uruguay)*, 18(2), 106-116.
- Buzai, G.D., 2014. Primer seminario argentino de geografía cuantitativa (1° SEMAGEC). *GeoFocus. International Review of Geographical Information Science and Technology* (4), 1–5.
- Dalmao, S., 2021. Parque lineal La Cruz. Informe de pasantía en Ingeniería Civil, Facultad de Ingeniería, UdelaR.
- De los Santos, J., Gonzalez, E., Díaz Goano, C., 1995. Evaluación del comportamiento hidrológico-hidráulico y de sedimentación en los lagos de los Parques Rodó y Rivera. Primer informe. Convenio IM-IMFIA. Facultad de Ingeniería, UdelaR.
- Di Modugno, M., Gioia, A., Gorgoglione, A., Iacobellis, V., la Forgia, G., Piccinni, A.F., Ranieri, E., 2015. Build-up/wash-off monitoring and assessment for sustainable management of first flush in an urban area. *Sustain. Times* 7, 5050–5070 2015.
- Freni, G., Mannina, G., 2012. The identifiability analysis for setting up measuring campaigns in integrated water quality modelling. *Physics and Chemistry of the Earth*, 42(44), 52-60.
- Hordeñana, J., 2016. Estudio Paleo limnológico de un lago recientemente urbanizado: lago del Parque Rivera, Montevideo, Uruguay” Tesina de grado. Sección Oceanografía y Ecología Marina, Facultad de Ciencias, UdelaR.
- Hughes, I., Hase, T., 2010. Measurements and their uncertainties: a practical guide to modern error analysis. OUP Oxford.
- IDEUy, 2017. Ortoimágenes Urbanas 2017/2018. Disponibles en: https://visualizador.ide.uy/ideuy/core/load_public_project/ideuy/ (accedido mayo de 2022)
- Iglesias, C., Mazzeo, N., Meerhoff, M., Lacerot, C., Clemente, J.M., Scasso, F., Kruk, C., Goyenola, G., García-Alonso, J., Amsinck, S.L., Paggi, J.S., de Paggi, S.J., Jeppesen, E., 2011. High predation is of key importance for dominance of small-bodied

- zooplankton in warm shallow lakes: evidence from lakes, fish enclosures and surface sediments. *Hydrobiologia*, 667:133–147. DOI 10.1007/s10750-011-0645-0
- IM, 2019. Plan Director de Saneamiento y Drenaje Urbano de Montevideo IM. Tomo XVII, Evaluación del funcionamiento hidráulico del sistema de saneamiento y drenaje.
- IM-SECCA, 2004 al 2020. Programa de monitoreo de cuerpos de agua menores. Informes anuales del 2004 al 2020. Disponibles en: <https://montevideo.gub.uy/areas-tematicas/ambiente/calidad-de-agua/cursos-de-agua> (accedido abril 2022). Intendencia de Montevideo (IM), Servicio de Evaluación de la Calidad y Control Ambiental (SECCA).
- IM-SECCA, 2020. Programa de monitoreo de lagos urbanos. Primer Informe 2017-2020. Intendencia de Montevideo (IM), Servicio de Evaluación de la Calidad y Control Ambiental (SECCA).
- IM-SEPS, 2019. Solicitud de inspección de colectores en Parque Rivera y Parque Lineal La Cruz. Estudio técnico. N° de expediente: 2019-8634-98-000005. Intendencia de Montevideo, Servicio de Estudios y Proyectos de Saneamiento.
- IM-SIG, 2022. Sistema de Información Geográfica de la Intendencia de Montevideo. Disponible en: <https://sig.montevideo.gub.uy/> (accedido mayo de 2022).
- Jewell, T.K., Adrian, D., 1978. SWMM stormwater pollutant washoff functions. *J. Environ. Eng. Div.* 104, 1036–1040 1978.
- Loucks, D.P., Beek, E.V., 2005. *Water Resources Systems Planning and Management. An Introduction to Methods, Models and Applications.* UNESCO92-3-103998-9 2005.
- Mazzeo, N., Gorga, J., Lacerot, G., Kruk, C., Scasso, F., Meerhoff, M., Rodríguez, L., Clemente, J., García, J. Do omnivorous fish prevent the occurrence of large-bodied Cladocera in subtropical hypertrophic shallow lakes? (no publicado).
- Mazzeo, N., Lacerot, G., Kruk, C., Gorga, J., Scasso, F., Rodríguez, L., Clemente, J., García, J., 2000. Lago Rivera, situación actual y estrategias para su recuperación. Informe final. Sección Limnología, Facultad de Ciencias, UdelaR.
- Municipio e (21 de junio de 2011). Parque Rivera. Municipio E. <https://municipioe.montevideo.gub.uy/node/204>
- MVOTMA, 2017. Plan Nacional de Aguas. ISBN: 978-9974-658-31-8.
- MVOTMA, 2009. Diseño de Sistemas de Aguas Pluviales Urbanas, manual V1.0. MVOTMA, DINASA, IDU. Montevideo, Uruguay.
- Patalano A., García C.G., Rodríguez A., 2017. Rectification of Image Velocity Results (RIVeR): A simple and user-friendly toolbox for large scale water surface Particle Image Velocimetry (PIV) and Particle Tracking Velocimetry (PTV), *Computers & Geosciences*, Volume 109, pp. 323-330, <https://doi.org/10.1016/j.cageo.2017.07.009>.
- Plant, W. J., Keller, W. C., Hayes, K. & Spicer, K., 2005. Streamflow Properties from Time Series of Surface Velocity and Stage. *Journal of Hydraulic Engineering*, 131(8), 657-664.
- Rauch, W., Bertrand-Krajewski, J.-L., Krebs, P., Mark, O., Schilling, W., Schuetze, M., Vanrolleghem, P.A., 2002. Deterministic modelling of integrated urban drainage systems. *Water Sci. Technol.* 45 (3), 81–94.
- Rodriguez, R., Pastorini, M., Etcheverry, L., Chreties, C., Fossati, M., Castro, A., Gorgoglione, A., 2021. Water-quality data imputation with high percentage of missing

values: a machine learning approach. Preprints, 2021050105. doi: 10.20944/preprints202105.0105.v1.

- Rossmann, L.A., 2016. Storm Water Management Model Reference Manual Volume I - Hydrology (Revised). U.S. Environmental Protection Agency, National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development, Cincinnati, OH, USA.
- Rossmann, L.A., 2017. Storm Water Management Model Reference Manual Volume II – Hydraulics. U.S. Environmental Protection Agency, National Risk Management Laboratory-Office of Research and Development. Cincinnati, OH, USA: EPA/600/R-17/111.
- Rossmann, L.A. & Simon, M.A., 2022. Storm Water Management Model User's Manual Version 5.2 (Revised). U.S. Environmental Protection Agency, National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development, Cincinnati, OH, USA.
- Thielicke, W. & Stamhuis, E. J., 2014. PIVLab – Towards User-friendly, Affordable and Accurate Digital Particle Image Velocimetry in MATLAB. Journal of Open Research Software, 2: e30. DOI: <http://dx.doi.org/10.5334/jors.bl>.
- USEPA, 2016. United States Environmental Protection Agency. FINAL Integrated Water Quality Assessment for Florida: 2016 Sections 303(d), 305(b), and 314 Report and Listing Update Division of Environmental Assessment and Restoration Florida Department of Environmental Protection. <https://floridadep.gov/sites/default/files/2016-Integrated-Report.pdf>.

11 ANEXOS

11.1 PRE-PROCESAMIENTO DE LAS IMÁGENES SATELITALES

Definición y el cálculo de los índices que aportan información respecto a las condiciones de la vegetación, de la presencia de suelo desnudo o de cuerpos de agua, usados para la generación de mapas de uso del suelo de la cuenca de estudio a partir de imágenes satelitales.

- Índice de Vegetación Diferencial Normalizada (NDVI): indica el vigor de la vegetación. Valores cercanos a 1 indican vigorosidad de la vegetación y cercanos a 0 ausencia de la misma.

$$NDVI = \frac{(NIR - RED)}{(NIR + RED)}$$

Con NIR y RED bandas de infrarrojo cercano y espectro rojo respectivamente.

- Índice de Vegetación Ajustado al Suelo Modificado (MSAVI2): se utiliza para ampliar los límites de aplicación de NDVI en áreas con elevada presencia de suelo desnudo, minimizando la influencia del fondo del suelo y aumentando el rango dinámico que señala la vegetación.

$$MSAVI2 = \frac{(2 \cdot NIR + 1 - \sqrt{(2 \cdot NIR + 1)^2 - 8 \cdot (NIR - RED)})}{2}$$

Con NIR y RED bandas de infrarrojo cercano y espectro rojo respectivamente.

- Índice de Vegetación Mejorado (EVI): es similar a NDVI pero reduce la influencia de la atmósfera.

$$EVI = \frac{2.5 \cdot (NIR - RED)}{NIR + 6 \cdot RED - 7.5 \cdot BLUE + 1}$$

Con NIR, RED y BLUE bandas de infrarrojo cercano, espectro rojo y azul respectivamente.

- Índice de vegetación de Diferencia Normalizada Verde (GNDVI): es una versión del NDVI pero con mayor sensibilidad al contenido de clorofila. Valores entre -1 y 0 están asociados a presencia de agua o suelo desnudo.

$$GNDVI = \frac{(NIR - GREEN)}{(NIR + GREEN)}$$

Con NIR y GREEN bandas de infrarrojo y espectro verde respectivamente.

- Índice de Suelo Desnudo (BSI): es un indicador numérico que combina diferentes bandas espectrales para capturar cambios en el suelo.

$$BSI = \frac{(NIR + SWIR1) - (NIR + BLUE)}{(NIR + SWIR1) + (NIR + BLUE)}$$

Con NIR, SWIR1 y BLUE bandas de infrarrojo cercano, infrarrojo de onda corta y espectro azul respectivamente.

- Índice Diferencial de Agua Normalizado (NDWI): se utiliza para delimitar y monitorear agua superficial.

$$NDWI = \frac{(GREEN - SWIR1)}{(GREEN + SWIR1)}$$

Con SWIR1 y GREEN bandas de infrarrojo de onda corta y espectro verde respectivamente.

- Índice Diferencial de Humedad Normalizada (NDMI): calcula los niveles de humedad en la vegetación.

$$NDMI = \frac{(NIR - SWIR1)}{(NIR + SWIR1)}$$

Con NIR y SWIR1 bandas de infrarrojo cercano e infrarrojo de onda corta respectivamente.

- Índice Normalizado de Área Quemada (NBRI): se utiliza para resaltar áreas quemadas, mitigando los efectos atmosféricos.

$$NBRI = \frac{(NIR - SWIR1)}{(SWIR1 + NIR)}$$

Con NIR y SWIR1 bandas de infrarrojo cercano e infrarrojo de onda corta respectivamente.

- Índice de Diferencia Normalizada Edificada (NDBI): enfatiza en áreas construidas frente a zonas naturales con vegetación o área desnuda.

$$NDBI = \frac{(SWIR1 - NIR)}{(SWIR1 + NIR)}$$

Con NIR y SWIR1 bandas de infrarrojo cercano e infrarrojo de onda corta respectivamente.

11.2 MÉTRICAS DE PAISAJE

Conjunto de métricas de paisaje inicialmente seleccionada y matriz de correlación calculada para elegir un subconjunto de métricas que no estaban correlacionadas entre ellas ($r < |0,8|$).

Nombre FRAGSTATS	Nombre	Unidades	Rango	Descripción
CA	Área de clase	ha	$CA > 0$	Representa el área total de cada clase
PLAND	Porcentaje de área de cada clase	%	$0 < PLAND \leq 100$	Cuantifica abundancia relativa de cada clase
LPI	Índice de parche más largo	%	$0 < LPI \leq 100$	Cuantifica el porcentaje del área total del paisaje ocupada por el parche más grande.
AREA_MN	Valor medio del área	ha	$AREA_MN > 0$	Valor medio del área de los parches
GYRATE_MN	Valor medio del radio de giro	m	$GYRATE_MN \geq 0$	Mide la forma de los parches en términos de su grado de complejidad
PARA_MN	Valor medio de la relación área – perímetro	Adimensional	$PARA_MN > 0$	Mide el tamaño promedio de los parches
SHAPE_MN	Índice medio de forma	Adimensional	$SHAPE_MN \geq 1$	Mide la compacidad de los parches
FRAC_MN	Valor medio de la dimensión fractal de parche	Adimensional	$FRAC_MN > 0$	Describe la complejidad del parche considerando el perímetro y el área
CIRCLE_MN	Valor medio del círculo de circunscripción relacionado	Adimensional	$CIRCLE_MN > 0$	Compara los parches con un círculo
CONTIG_MN	Valor medio de la contigüidad de parches	Adimensional	$0 \leq CONTIG_MN \leq 1$	Mide la conectividad entre los parches
ENN_MN	Valor medio de la distancia euclidiana al vecino más cercano	m	$ENN_MN > 0$	Mide la distancia al parche vecino más cercano de la misma clase
NP	Número de parches	Adimensional	$NP \geq 1$	Cuantifica el número de parches pertenecientes a una clase
DIVISION	Índice de división del paisaje	Adimensional	$0 \leq DIVISION < 1$	Probabilidad de que dos celdas no estén ubicadas en el mismo parche
SPLIT	Índice de división	Adimensional	$1 \leq SPLIT \leq N^\circ$ de celdas al cuadrado	Número de parches si todos los parches de una clase se dividieran en parches de igual tamaño
PLADJ	Porcentaje de adyacencias similares	%	$0 \leq PLADJ \leq 100$	Calcula la frecuencia con la que parches de diferentes clases están uno al lado del otro
AI	Índice de agregación	%	$0 \leq AI \leq 100$	Es el número de adyacencias sobre le

				número teórico de adyacencias posibles
CLUMPY	Índice de aglutinación	Adimensional	$-1 \leq \text{CLUMPY} \leq 1$	Mide la agrupación de los parches
LSI	Índice de forma del paisaje	Adimensional	$\text{LSI} \geq 1$	Es una medida estandarizada de la densidad del perímetro
COHESION	Índice de cohesión de parches	Adimensional	$0 < \text{COHESION} < 100$	Mide la conexión física entre los parches de una clase

	CA	PLAND	LPI	AREA_MN	GYRATE_MN	PARA_MN	SHAPE_MN	FRAC_MN	CIRCLE_MN	CONTG_MN	ENN_MN	NP	DIVISION	SPLIT	PLADJ	AI	CLUMPY	LSI	COHESION	
CA		0.95	0.94																	
PLAND			0.98	0.64	0.63	-0.64	0.45	0.28	0.57	0.62	0.62	-0.69	-0.91	-0.77	0.96	0.96	0.82	-0.87	0.89	
LPI				0.68	0.67	-0.66	0.50	0.29	0.58	0.64	0.64	-0.78	-0.95	-0.86	0.96	0.96	0.76	-0.90	0.96	
AREA_MN					0.70	0.67	-0.64	0.52	0.31	0.60	0.62	-0.78	-0.99	-0.80	0.93	0.93	0.72	-0.87	0.95	
GYRATE_MN						0.99	-0.82	0.94	0.70	0.80	0.82	0.80	-0.75	-0.76	-0.40	0.66	0.66	0.71	-0.83	
PARA_MN							-0.87	0.83	0.75	0.81	0.87	0.83	-0.75	-0.72	-0.40	0.65	0.66	0.73	-0.81	
SHAPE_MN								-0.72	0.90	0.73	0.73	0.66	-0.63	-0.56	-0.31	0.48	0.48	0.52	-0.60	
FRAC_MN										0.70	0.57	0.55	-0.43	-0.33	-0.14	0.29	0.29	0.38	-0.38	
CIRCLE_MN											0.80	0.84	-0.67	-0.63	-0.32	0.58	0.58	0.69	-0.72	
CONTG_MN												0.88	-0.73	-0.66	-0.38	0.65	0.66	0.77	-0.82	
ENN_MN													-0.72	-0.67	-0.36	0.65	0.66	0.80	-0.84	
NP														0.80	0.62	-0.76	-0.76	-0.69	0.82	
DIVISION															0.70	-0.88	-0.88	-0.71	0.89	
SPLIT																-0.88	-0.87	-0.60	0.67	
PLADJ																	1.00	0.87	-0.92	
AI																		0.87	-0.92	
CLUMPY																			0.87	
LSI																			-0.93	
COHESION																				0.67

11.3 ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD – RESULTADOS DE LA MODELACIÓN

En las siguientes figuras (Figura 56 a Figura 71) se muestran los resultados del modelo para las diferentes variaciones en los parámetros n , N , D_{Store} y %Zero-Imperv.

1. Coefficiente de rugosidad de los conductos

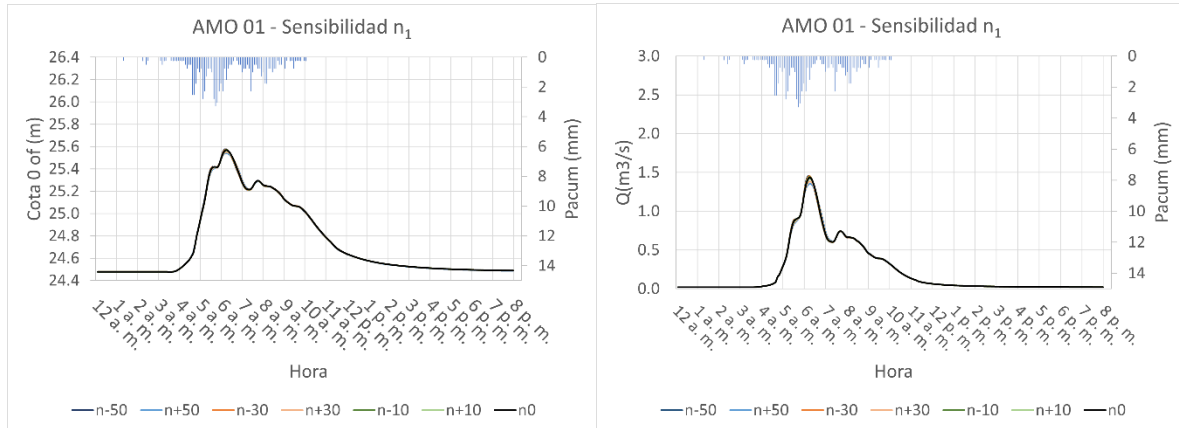


Figura 56: Resultados del modelo en el sitio AMO 0-1 para el evento 4 – sensibilidad n_1 .

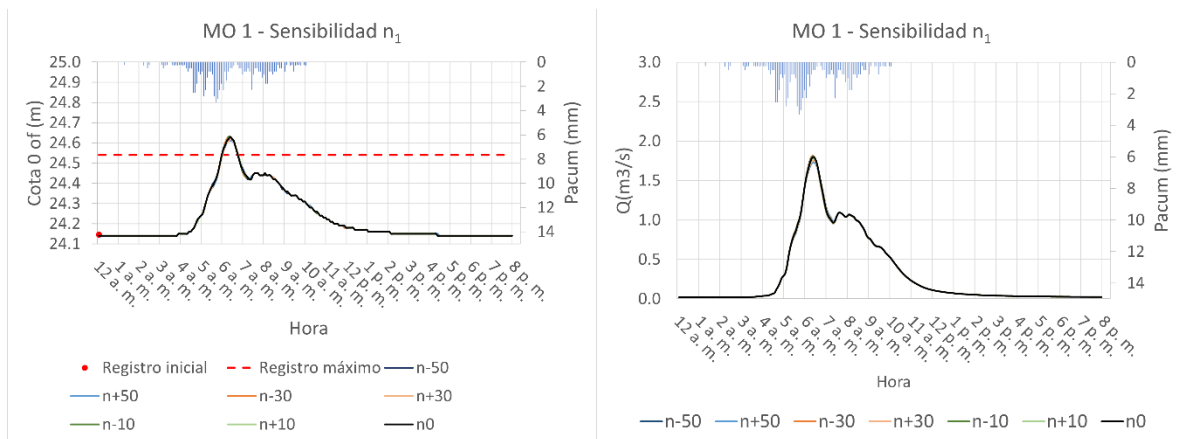


Figura 57: Resultados del modelo en el sitio MO 1 para el evento 4 – sensibilidad n_1 .

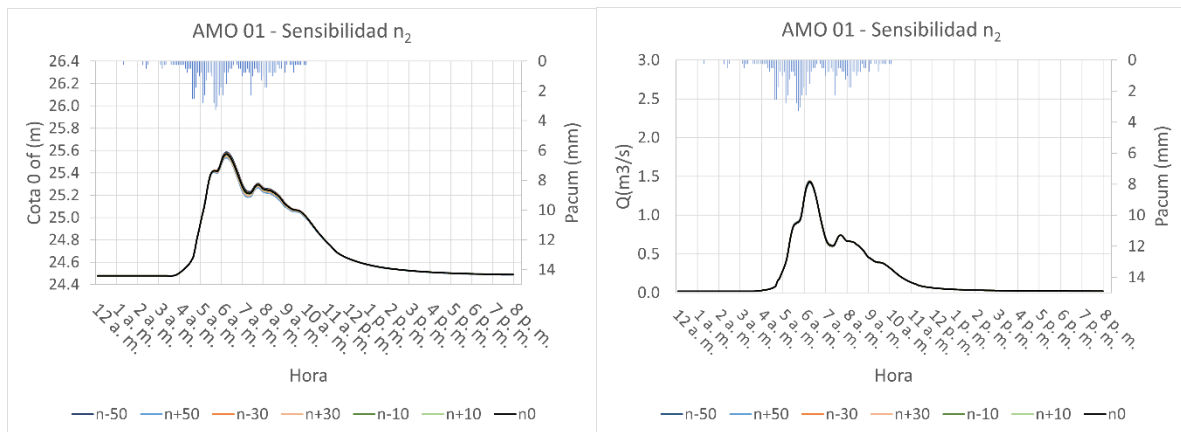


Figura 58: Resultados del modelo en el sitio AMO 0-1 para el evento 4 – sensibilidad n_2 .

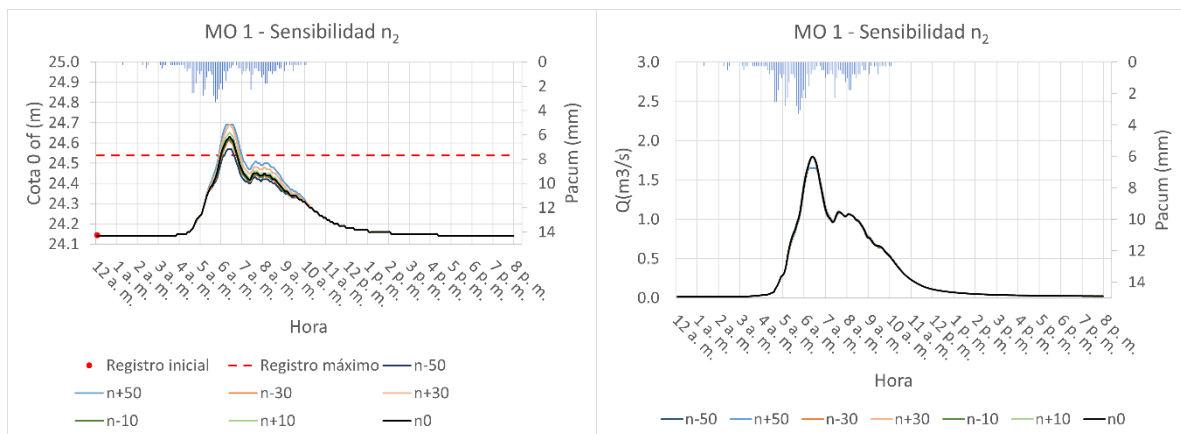


Figura 59: Resultados del modelo en el sitio MO 1 para el evento 4 – sensibilidad n_2 .

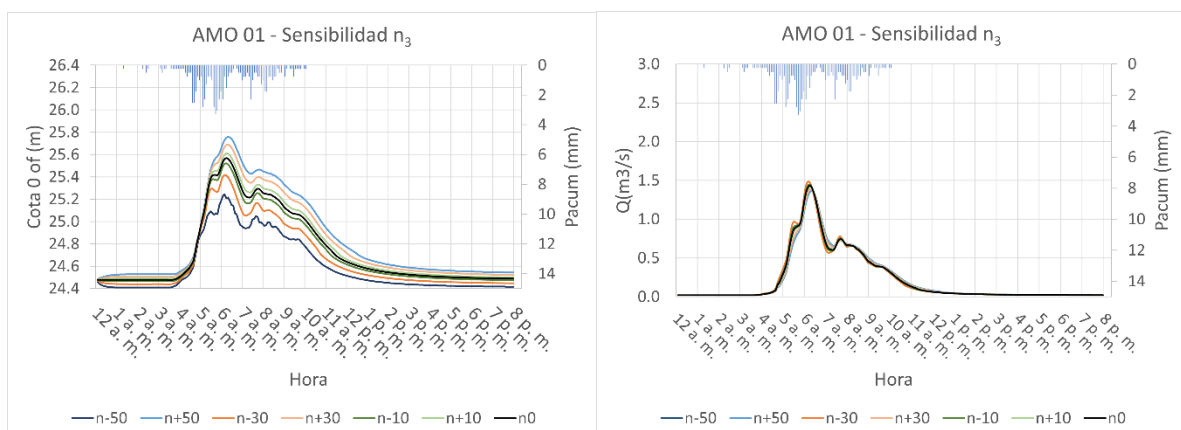


Figura 60: Resultados del modelo en el sitio AMO 0-1 para el evento 4 – sensibilidad n_3 .

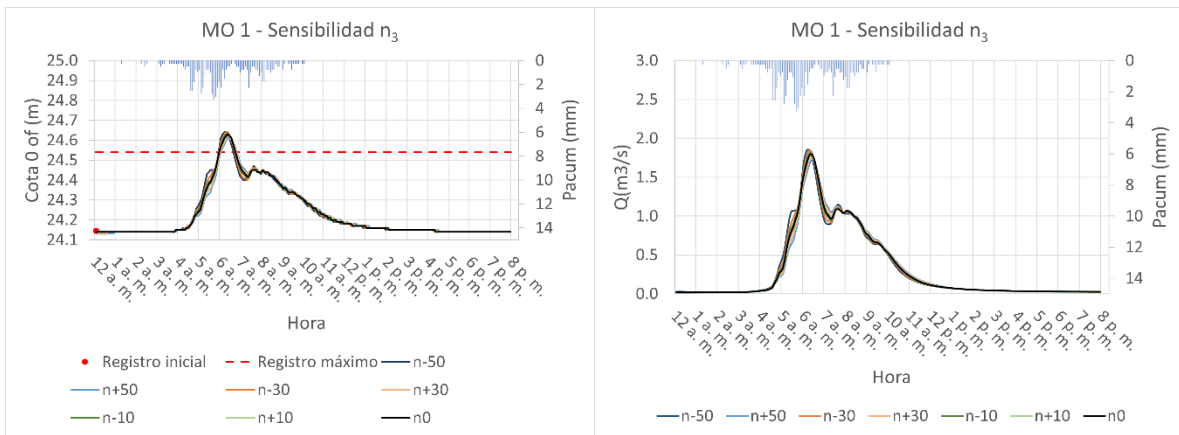


Figura 61: Resultados del modelo en el sitio MO 1 para el evento 4 – sensibilidad n_3 .

2. N-Imperv y N-Perv

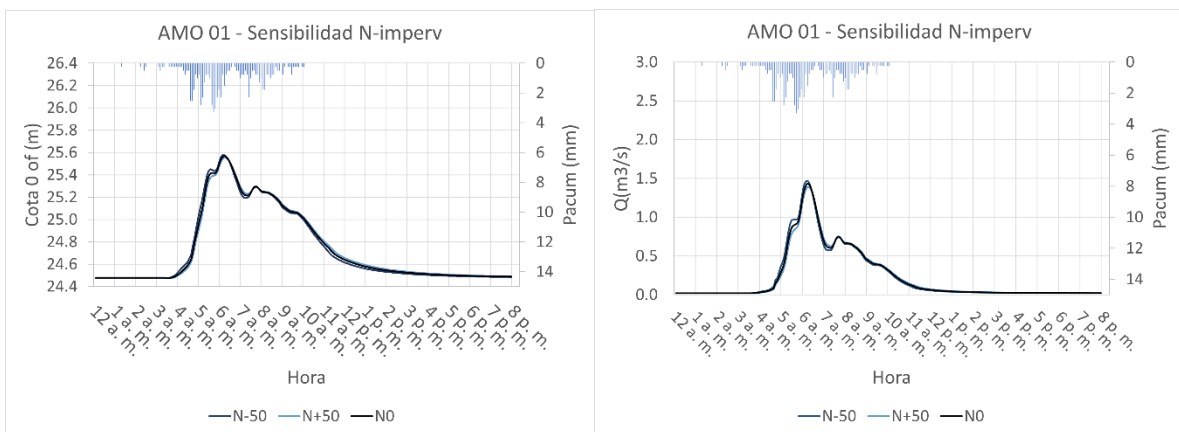


Figura 62: Resultados del modelo en el sitio AMO 0-1 para el evento 4 – sensibilidad N-Imperv.

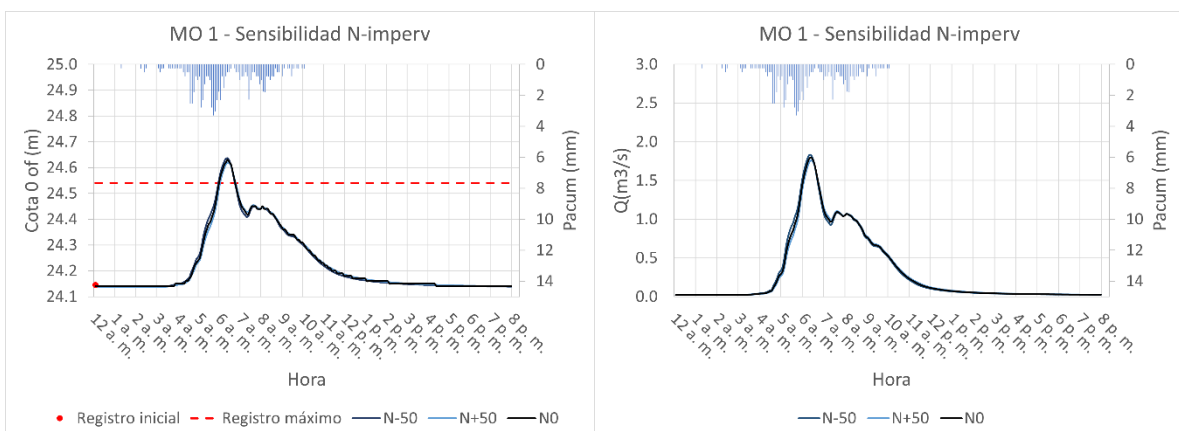


Figura 63: Resultados del modelo en el sitio MO 1 para el evento 4 – sensibilidad N-Imperv.

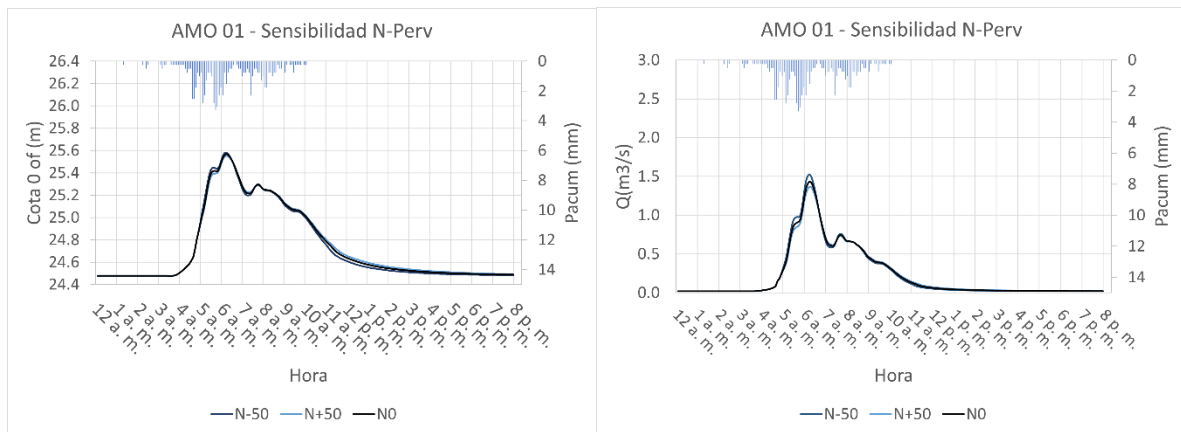


Figura 64: Resultados del modelo en el sitio AMO 0-1 para el evento 4 – sensibilidad N-Perv.

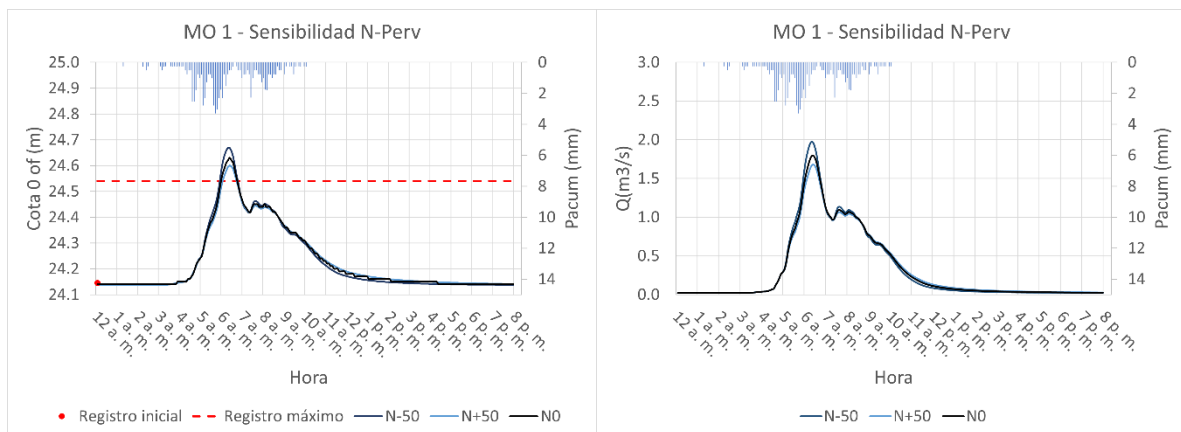


Figura 65: Resultados del modelo en el sitio MO 1 para el evento 4 – sensibilidad N-Perv.

3. Dstore-Imperv y Dstore-Perv

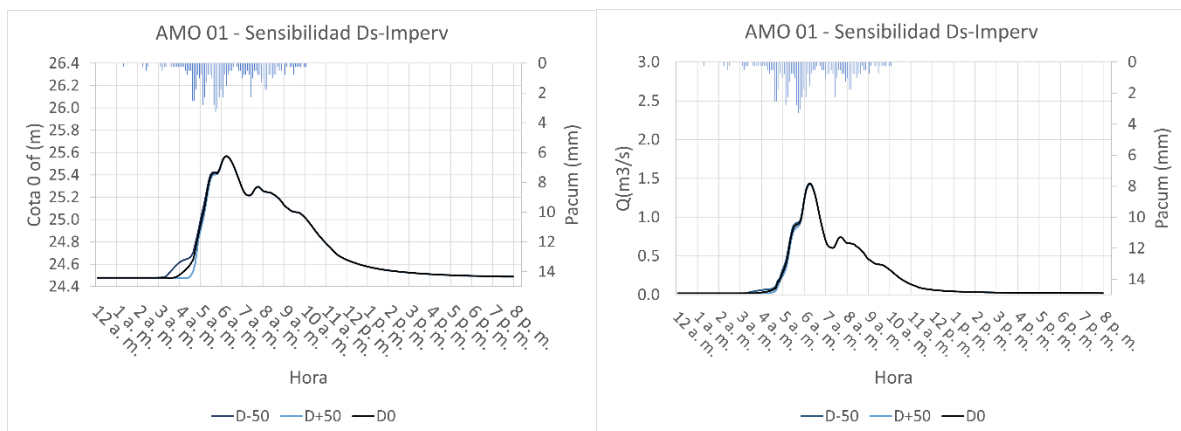


Figura 66: Resultados del modelo en el sitio AMO 0-1 para el evento 4 – sensibilidad Ds-Imperv.

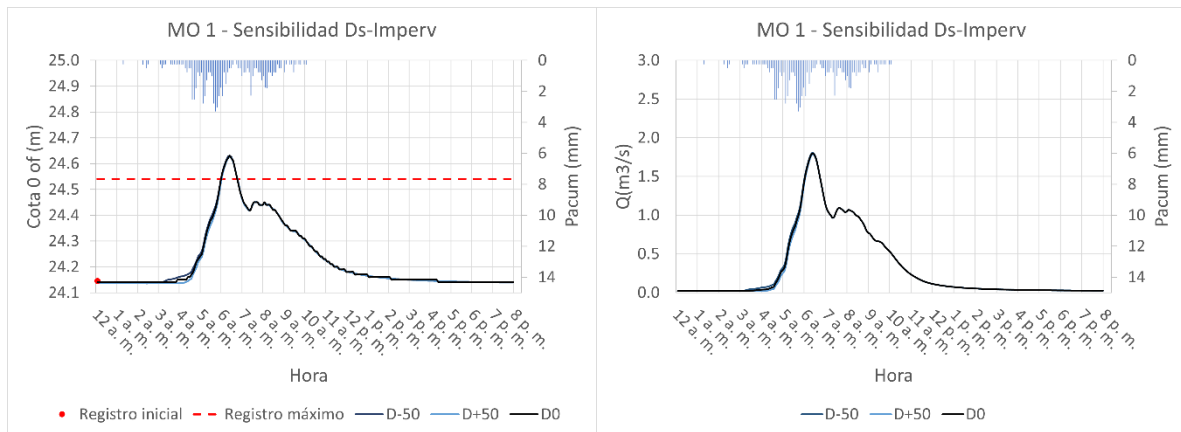


Figura 67: Resultados del modelo en el sitio MO 1 para el evento 4 – sensibilidad Ds-Imperv.

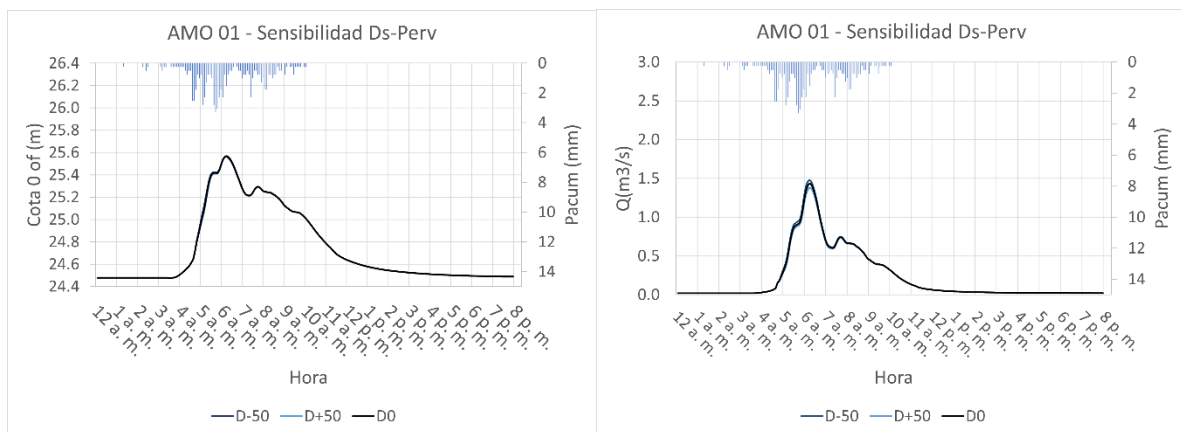


Figura 68: Resultados del modelo en el sitio AMO 0-1 para el evento 4 – sensibilidad Ds-Perv.

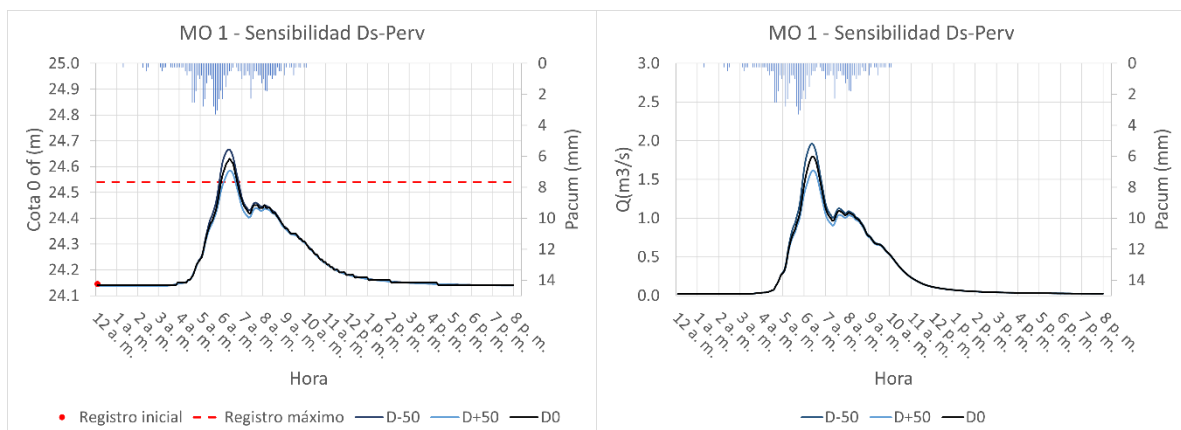


Figura 69: Resultados del modelo en el sitio MO 1 para el evento 4 – sensibilidad Ds-Perv.

4. %Zero-Imperv

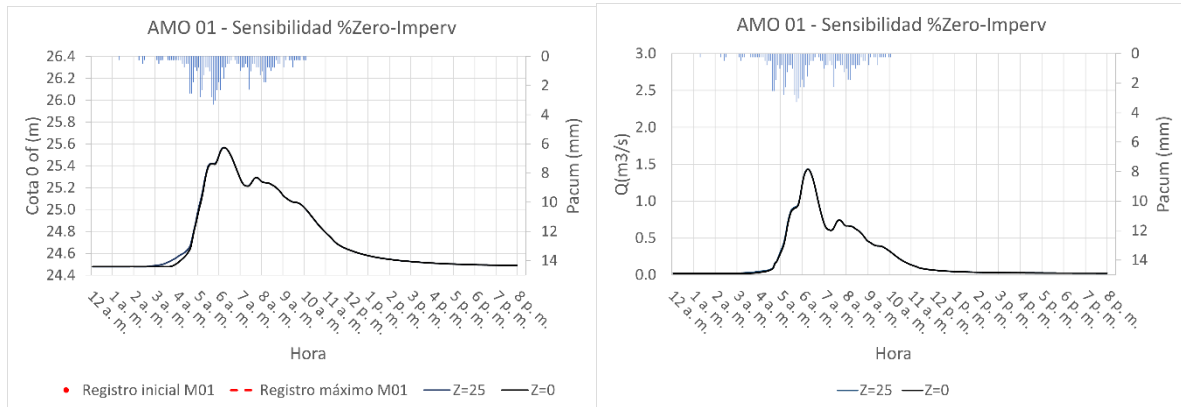


Figura 70: Resultados del modelo en el sitio AMO 0-1 para el evento 4 – sensibilidad %Zero-Imperv.

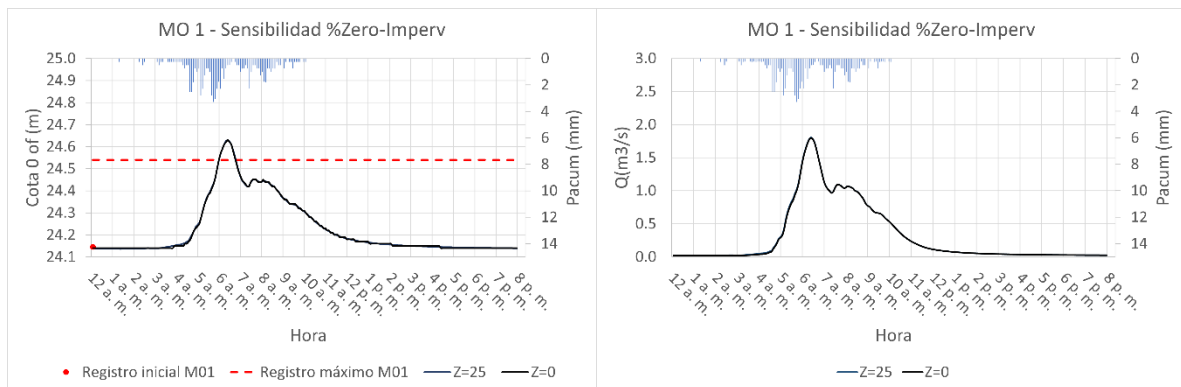


Figura 71: Resultados del modelo en el sitio MO 1 para el evento 4 – sensibilidad %Zero-Imperv.