

Modelización de los impactos por DSU en el río Miño (Lugo)

Modelling CSO impacts on the river Miño (Lugo)

Anta, J.^{a1}, Bermúdez, M.^{a2}, Cea, L.^{a3}, Suárez, J.^{a4}, Ures, P.^{a5} y Puertas, J.^{a6}

^{a1}ETS de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Grupo de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente, Universidade da Coruña, Campus de Elviña, s/n. 15192-La Coruña. (España). E-mail: ^{a1}jose.anta@udc.es, ^{a2}mbermudez@udc.es, ^{a3}luis.cea@udc.es, ^{a4}jsuarez@udc.es, ^{a5}pablo.ures@udc.es, ^{a6}jpuestras@udc.es.

Recibido: 17/03/2015

Aceptado: 15/04/2015

Publicado: 28/04/2015

RESUMEN

Este trabajo presenta un trabajo integrado de modelización de los impactos por oxígeno disuelto y amonio producidos por los DSU del sistema de saneamiento de Lugo sobre el río Miño. La modelización de la red de saneamiento se ha realizado con el programa SWMM. Para la modelización del impacto sobre el río Miño se ha empleado el programa Iber. Los impactos por los DSU se han evaluado empleando estándares de emisión (frecuencia y volumen de los DSU), y los estándares de calidad ambiental recogidos en el *Urban Pollution Management*. Los principales resultados del estudio indican que el tramo de río estudiado no es adecuado para la vida de salmónidos en términos de oxígeno disuelto, aunque las restricciones por amonio se cumplen para todo el tramo analizado.

Palabras clave | Calidad del Agua; Desbordamientos de Sistemas Unitarios (DSU), modelización de la calidad del agua; impactos en el medio receptor; ríos.

ABSTRACT

This study presents an integrated modelling approach to estimate dissolved oxygen and ammonia impacts of CSO of the city of Lugo sewer network in the Miño river. Sewer network modelling was performed with the SWMM software package, while Iber 2D shallow water code was used for river quality modelling. CSO impacts were evaluated by means of Emission Standards (CSO spill frequency/volume), and the Environmental Quality Standards presented in the Urban Pollution Manual were applied to evaluate the receiving water quality. The main results show that the studied river reach is not suitable for salmonid fishery in terms of dissolved oxygen concentrations, whereas total ammonia limitations are verified throughout the reach.

Key words | Water Quality; Combined sewer overflows; water quality modelling; receiving water impacts; rivers.

INTRODUCCIÓN

El diseño tradicional de los sistemas de drenaje urbano se ha llevado a cabo principalmente en términos de protección contra inundaciones y en evitar la pérdida de la capacidad hidráulica del sistema de alcantarillado. Los nuevos enfoques para la planificación y diseño del drenaje urbano incluyen de alguna manera el análisis de los impactos ambientales producidos por los Desbordamientos de los Sistemas de saneamiento Unitario (DSU). A nivel internacional se han desarrollado varias directrices y normativas para diseñar los volúmenes de almacenamiento de las estructuras de detención en las redes, fundamentalmente tanques de tormenta. El objetivo perseguido en el diseño de estas estructuras es reducir las emisiones de contaminación a las masas de agua, de forma que se puedan alcanzar los objetivos establecidos en los indicadores físico-químico y biológicos. En ocasiones es posible dimensionar con el criterio de reducir los impactos hidromorfológicos, y en coherencia con los criterios de la Directiva Marco del Agua (Consejo de la Unión Europea, 2000), alcanzar el buen estado ecológico de las aguas. Los últimos enfoques, denominados en la literatura anglosajona “*Ambient Water Quality based impact Assessment, WQA*” (Blumensaat *et al.*, 2012) incorporan la modelización integrada de todo el sistema de drenaje urbano, incluyendo las EDAR y las masas de agua receptoras.

La Directiva Marco del Agua delega la responsabilidad de la decisión e implementación de las normativas locales para preservar, conservar o mejorar el estado de las masas de agua de los estados miembros. La reducción de la cantidad de contaminación emitida por los sistemas de saneamiento se puede alcanzar a través de la disminución del número de desbordamientos en tiempo de lluvia. Sin embargo, este indicador del impacto sobre el estado de las masas de agua se debe utilizar con precaución debido a las complejas interacciones entre los DSU, el flujo conducido a la EDAR y el comportamiento de los medios receptores (Lau *et al.*, 2002). Comprender y evaluar el impacto sobre el medio natural implica una selección de los indicadores y el uso de modelos y cálculos complejos (Freni *et al.*, 2010).

En Europa la mayoría de las directrices actuales para el diseño de los depósitos anti-DSU recomiendan enfoques de simulación a largo plazo y algunas también exigen modelización de la calidad del agua con diferentes niveles de detalle, dependiendo del medio receptor y las características de las cuencas vertientes (ver entre otras las revisiones realizadas por Blumensaat *et al.*, 2012 y de Toffol, 2007). En España todavía no hay ninguna normativa nacional para el diseño de las infraestructuras para el control y tratamiento de los DSU. Sin embargo, se espera que a corto plazo, y dentro del desarrollo del RD 1290/2012, el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente redacte y publique unas Normas Técnicas para el diseño de tanques de tormenta. Estas normas deberán integrar metodologías que impliquen el uso de modelos numéricos de simulación de la calidad de las aguas coherentes con lo dispuesto en el “Manual para la gestión de vertidos” del Ministerio (MMA, 2007). A nivel autonómico y local, algunas autoridades han promovido directrices simplificadas de diseño basadas en coeficientes de dilución o han especificado una frecuencia anual de DSU (Puertas *et al.*, 2008). Recientemente, algunos organismos gestores como Augas de Galicia han promovido estrategias y directrices para el diseño de los sistemas de saneamiento en tiempo de lluvia incluyendo métodos de modelización integrados (Hernández *et al.*, 2011).

En este trabajo se presenta una aproximación de modelización numérica integrada del sistema de saneamiento de Lugo, que incluye un tramo del río Miño como medio acuático natural receptor. Para modelizar la red de saneamiento se ha empleado el *Storm Water Management Model* (SWMM). La modelización de los impactos producidos sobre el río se realizó utilizando un módulo de calidad de aguas implementado en el modelo Iber, un modelo matemático de dos dimensiones para la simulación de flujo libre superficial y de indicadores de calidad del agua. La salida del modelo de la red de saneamiento se utiliza como entrada para el modelo del río. El trabajo que se presenta se centra en la aplicación metodológica de estos modelos para analizar los posibles impactos sobre el río Miño por los DSU, tanto desde un punto de vista de “emisión” (número y volumen de los DSU), como de “inmisión” (análisis de indicadores físico-químicos en las masas de agua).

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del modelo

Con el objetivo de analizar el impacto de los vertidos en tiempo de lluvia de la ciudad de Lugo en las aguas receptoras del río Miño, se ha desarrollado un modelo integrado del sistema de saneamiento y el río utilizando dos submodelos: (i) un modelo de la red de saneamiento y drenaje y (ii) un modelo hidrodinámico y de calidad del río.

La red de saneamiento se ha modelizado con la versión 5.0.022 del *Storm Water Management Model* (SWMM, 2015) de la US-EPA (Rossman, 2010). El modelo SWMM permite estimar la transformación lluvia-escorrentía y el tránsito del caudal en el sistema de saneamiento y los tanques anti-DSU. Este software permite simular los procesos de acumulación y lavado de contaminantes en la superficie de las cuencas, la evolución de los contaminantes especificando coeficientes de desaparición, pero no es capaz de modelizar los procesos de erosión y transporte de sedimentos en las redes de alcantarillado. Debido a estas limitaciones, no se ha simulado la contaminación del agua con SWMM. Para proporcionar los polutogramas de los DSU al modelo de calidad del río se utilizaron datos de la caracterización de una de las subcuencas del sistema de saneamiento de Lugo, como se explica en el apartado Modelización Integrada del Sistema.

La evolución de los indicadores de calidad del agua a lo largo del tramo fluvial se calcula con la versión 2.3 del modelo Iber (2015), que ya ha sido aplicado con éxito a estudios previos de calidad de aguas (Cea *et al.*, 2011). El modelo incluye un módulo hidrodinámico bidimensional y un módulo de calidad de aguas. El módulo hidrodinámico resuelve las ecuaciones de aguas someras promediadas en profundidad para calcular el calado y las dos componentes horizontales de la velocidad promediada en profundidad. Se puede encontrar una descripción detallada de las ecuaciones hidrodinámicas y los esquemas numéricos utilizados para resolverlas en Bladé *et al.* (2014).

El módulo de calidad de aguas resuelve una ecuación de balance de masa para calcular la concentración de cada componente de la siguiente forma:

$$\frac{\partial hC}{\partial t} + \frac{\partial uhC}{\partial x} + \frac{\partial vhC}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left(h \left(\frac{\Gamma}{\rho} + \frac{v_t}{S_{c,t}} \right) \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(h \left(\frac{\Gamma}{\rho} + \frac{v_t}{S_{c,t}} \right) \frac{\partial C}{\partial y} \right) + S_C \quad (1)$$

Donde C es la concentración de la sustancia considerada, u y v son las dos componentes de la velocidad horizontal promediadas en profundidad, ρ es la densidad del agua, v_t es la viscosidad turbulenta calculada en este trabajo con el modelo de longitud de mezcla promediado en profundidad, Γ es el coeficiente de difusión molecular, $S_{c,t}$ es el número de Schmidt y S_C es el término fuente, que representa las interacciones entre los diferentes componentes considerados en el modelo. Los procesos de transferencia de masa se representan mediante cinéticas de primer orden, y las expresiones cinéticas se describen en detalle en Cea *et al.* (2009). La Ecuación (1) se resuelve mediante un esquema numérico en volúmenes finitos en malla no estructurada. Se puede encontrar una descripción más detallada de los esquemas numéricos implementados en el módulo de calidad de aguas en Cea *et al.* (2012).

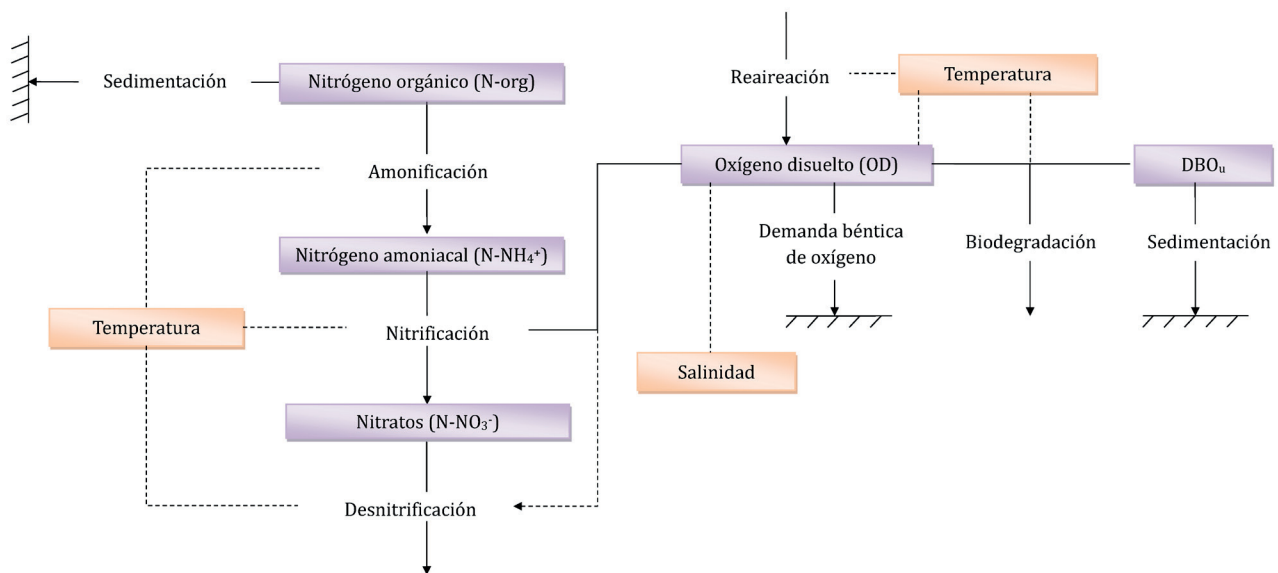


Figura 1 | Diagrama de los procesos cinéticos entre variables incluidos en el modelo.

En este trabajo los indicadores de calidad físico-química del agua considerados son los siguientes: demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), nitrógeno orgánico (N-org), nitrógeno amoniacal (N-NH_4^+), nitrógeno en forma de nitratos (N-NO_3^-) y oxígeno disuelto (OD). El modelo conceptual general de interacciones entre componentes se muestra en la Figura 1. La temperatura del agua se asume constante en el tramo, y su variación temporal no se modeliza sino que se introduce como dato de entrada.

Estándares de calidad de aguas

Debido a la intermitencia y variabilidad de los DSU las regulaciones que limitan las concentraciones de contaminantes son difíciles de implementar y enlazar con los estándares tradicionales de calidad de agua, basados normalmente en limitar vertidos continuos. Para trabajar con vertidos intermitentes se suelen emplear dos aproximaciones diferentes. La primera consiste en definir estándares de emisión (*Emission Standards*, ES), basados en alcanzar algunos de los siguientes objetivos: captura de masa o volumen de contaminante (porcentaje de contaminante o de volumen por año), limitar la frecuencia de alivios (número de vertidos por año), captura del primer lavado, etc. Estos estándares no tienen en cuenta de forma directa las características de las masas de agua receptoras ni los impactos característicos que puedan producirse.

Por otra parte, las metodologías basadas en estándares de inmisión tienen en cuenta explícitamente las características físicas, químicas, biológicas y morfológicas de las masas de agua receptoras. Estos aspectos se han definido en los denominados estándares de calidad o EQS (*Environmental Quality Standards*). Dentro de este tipo de aproximaciones EQS, la contribución más relevante es quizás la dada por el *Urban Pollution Management* UPM (FWR, 1998), que define umbrales de concentración-duración-frecuencia que no deben ser superados para alcanzar un estado ecológico aceptable de las aguas para la vida piscícola. Estos umbrales se denominan estándares intermitentes (*Fundamental Intermittent Standards*, FIS) y dependen del ecosistema y el indicador de calidad analizado.

Los estándares FIS EQS de salmónidos adoptados en este trabajo para el oxígeno disuelto (OD) y el amonio total (NH_4^+) se muestran en la Tabla 1. Los estándares de emisión ES seleccionados para evaluar el impacto en la calidad de agua son el número de DSU de cada tanque de tormenta y el porcentaje de captura de escorrentía a lo largo de un año medio de precipitaciones.

Tabla 1 | Estándares intermitentes UPM para salmónidos adoptados en este trabajo. Los valores de nitrógeno amoniacal se obtienen desde los valores amonio no ionizado asumiendo una temperatura de 14°C y pH 8. Estos valores son poco frecuentes en el tramo analizado pero favorecerán la formación de nitrógeno amoniacal y situarán el análisis en las condiciones pésimas.

Período de retorno / Duración	Oxígeno disuelto (mg/L)			Nitrógeno Amoniacal (mg-N/L)		
	1h	6h	24h	1h	6h	24h
1 mes	5.0	5.5	6.0	2.6	1.0	0.7
3 meses	4.5	5.0	5.5	3.9	1.4	1.0
1 año	4.0	4.5	5.0	4.3	1.6	1.2

MODELIZACIÓN INTEGRADA DEL SISTEMA

Descripción del sistema de saneamiento de Lugo

El sistema de saneamiento de Lugo está formado por dos grandes cuencas vertientes que drenan sus aguas hacia el río Miño y sus afluentes Chanca-Rato-Fervedoira. El caudal medio anual del río Miño a su paso por Lugo es de unos 60 m³/s, mientras que el caudal de los afluentes asciende a 0.5 m³/s. El área total de la cuenca de la ciudad de Lugo es de unos 1280 ha. En paralelo a los cauces fluviales discurren dos colectores interceptores que llevan las aguas residuales de la aglomeración urbana hacia la EDAR de la ciudad, como se esquematiza en la Figura 2.

La construcción de los nuevos colectores interceptores de la ciudad y la nueva estación depuradora terminó en el año 1997. Para el diseño de los tanques de tormenta del sistema de saneamiento de Lugo se han ido aplicando diferentes metodologías de acuerdo a las mejores prácticas existentes en cada momento. De este modo, las estructuras del colector del Rato-Chanca-Fervedoira se dimensionaron siguiendo las Instrucciones de la antigua Confederación Hidrográfica del Norte (CHN, 1995). Los 12 tanques de tormenta de este tramo tienen un volumen de almacenamiento específico que varía entre 3 y 10 m³/ha neta (ver Tabla 2). Por otra parte, para el diseño de los 7 tanques anti-DSU del colector del Miño (denominado colector de la N-VI), se emplearon modelos de simulación de la red de saneamiento con el objetivo de reducir el número de DSU hacia el río Miño. Se estableció un ES de unos 20-30 vertidos al año, que se tradujo en volúmenes de almacenamiento de entre 20 y 50 m³/ha neta. Finalmente, la modelización integrada del sistema presentada en este artículo se empleó para el diseño del tanque de tormentas de Louzaneta, de reciente construcción. En todos los casos el ratio entre el caudal medio de tiempo seco y el máximo caudal enviado hacia la EDAR es de 6.7, siguiendo las recomendaciones de las Instrucciones de la CHN.

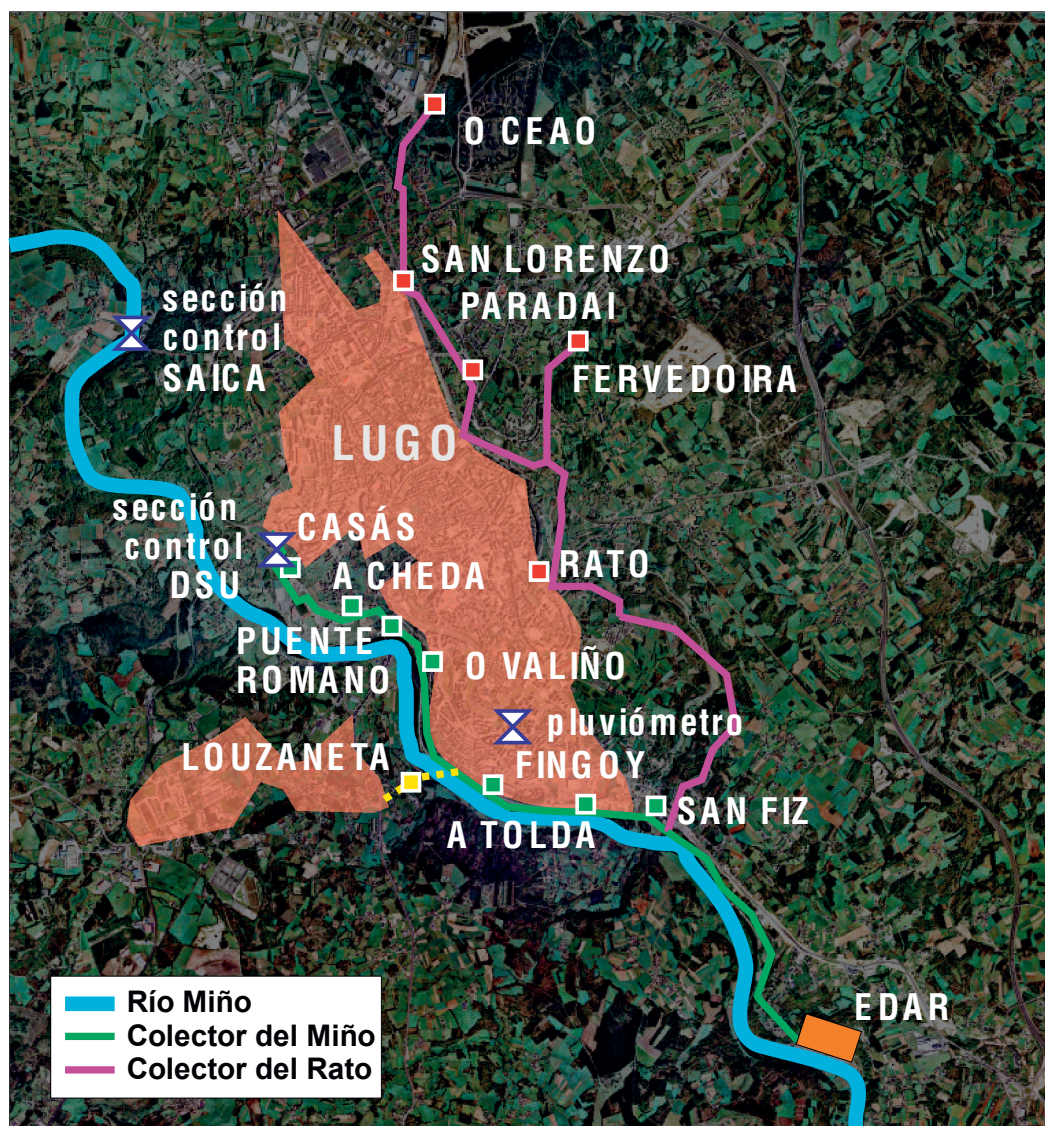


Figura 2 | Esquema del sistema de saneamiento de Lugo

Tabla 2 | Principales características de las cuencas y de los tanques de tormenta del sistema de saneamiento de Lugo.

Sistema	Cuenca	Area (ha)	% Impermeabilidad	Pendiente (%)	Volumen del tanque de tormenta (m ³ /ha neta)
Rato	Montirón	4.5	70	3.2	2.9
	O Rato	50.9	93	5.7	9.2
	Arq. Lugo-260	3.2	40	14.4	7.0
	O Portiño	24.7	64	10.0	12.6
	Fervedoira	57.0	70	2.7	3.9
	Sagrado Corazón	36.5	90	6.2	15.3
	Paradai	84.7	80	4.9	8.9
	San Lorenzo	102.4	73	3.4	4.1
Miño	Casás	146.2	85	4.4	31.4
	A Cheda	96.5	82	5.7	19.2
	Puente Romano	42.9	40	6.6	52.8
	O Valiño	52.6	81	7.5	26.4
	Fingoy	18.6	72	11.2	18.2
	A Tolda	95.8	74	4.6	39.4
	San Fiz	55.4	56	6.6	35.5
Louzaneta	Louzaneta	380.5	27	5.6	43.3

La metodología utilizada en este estudio ha consistido en realizar un modelo de la red de saneamiento y un modelo de 8 km del río Miño y del tramo tributario del Rato-Chanca-Fervedoira. En el modelo no se ha incluido la EDAR, situada aguas abajo del tramo modelizado. El periodo de simulación se corresponde con el año 2008, que se considera como el año medio de precipitaciones siguiendo las recomendaciones de las Instrucciones Técnicas para Obras Hidráulicas en Galicia, ITOHG (Hernández *et al.*, 2011). En este periodo la precipitación total anual es de 1008 mm y el número de días con lluvia asciende a 220. Los datos pluviométricos se han registrado cerca del centro de la ciudad, con una resolución diez-minutal. Los registros de caudales medios diarios de la red SAICA se han empleado como valores base de caudal y de calidad de agua para caracterizar el comportamiento del río Miño antes de recibir los vertidos de DSU. El tramo de los afluentes Rato-Chanca-Fervedoira se ha introducido en el modelo como un canal (el tramo está encauzado) con un caudal medio de 0.5 m³/s. Para definir la morfología del cauce del río Miño se realizó un estudio batimétrico del tramo modelizado. Para definir la geometría del Rato-Chanca-Fervedoira (perfil longitudinal y secciones tipo) se emplearon los datos de los proyectos de encauzamiento de dicho río.

Modelo de la red de saneamiento

El modelo del sistema de saneamiento de Lugo se realizó con ayuda de la versión 5.020 del programa SWMM. La topología de la red se introdujo a partir de los datos del SIG de la empresa que gestiona el sistema de saneamiento de la ciudad. El modelo desarrollado cuenta con 153 subcuencas, con una superficie media de 8 ha. Los parámetros que gobiernan los procesos de transformación lluvia-escorrentía se adoptaron a partir de la forma y pendiente media de cada cuenca.

Para estimar la infiltración se empleó la ecuación de Horton, aunque el modelo no es muy sensible a este proceso dado que la mayor parte de la superficie de las cuencas es impermeable (ver Tabla 2). El tránsito de caudales en la red se modelizó empleando la ecuación de onda dinámica. Los tanques de tormenta se han modelizado como tanques en línea, con la forma en planta y curva de llenado definidas a partir de los proyectos constructivos de los mismos. Las curvas de gasto de aliviaderos y control de caudales hacia los colectores también se modelizaron a partir de los datos de dichos proyectos.

Con objeto de reducir la incertidumbre del modelo de la red, ésta se calibró a partir de los registros recogidos en la subcuenca de Casás. En este tanque de tormenta se instaló un caudalímetro área-velocidad SIGMA 950. Los parámetros de calibración fueron el porcentaje de área impermeable, la detración inicial y el coeficiente de fricción de Manning de las subcuencas tributarias al

tanque de Casás. Se empleó un ajuste manual con objeto de minimizar los errores de volumen y caudal punta en tres eventos de lluvia registrados en Diciembre de 2009. El proceso de calibración se realizó en dos pasos. En primer lugar se modificaron los porcentajes de impermeabilidad y la detracción superficial para minimizar los errores de volumen. A continuación, se ajustó el coeficiente de fricción de Manning para ajustar la forma y el caudal máximo de cada evento de lluvia. En este periodo de calibración los errores obtenidos oscilan entre el 1.5 y el 3% para el volumen de agua, y entre un 18 y un 20% para los caudales máximos. Los parámetros obtenidos para esta cuenca se aplicaron al resto de subcuencas de la ciudad.

Con ayuda de un tomamuestras automático y una sonda en continuo de turbidez se caracterizaron también los polutogramas de los DSU del tanque de Casás. Durante el periodo de muestreo (Enero a Julio de 2010), se caracterizaron 6 eventos de lluvia. Los valores de contaminación registrada en los DSU se emplearon como datos de entrada al modelo fluvial (ver apartado siguiente). Los registros de caudales se emplearon para validar el modelo hidráulico de la subcuenca, obteniendo errores relativos en el volumen de agua movilizadora de entre un 8 y un 22%, y entre un 14 y un 16% para los caudales punta.

Modelo del sistema fluvial

Las velocidades promediadas en profundidad y el calado en el tramo de río fueron calculados mediante un modelo hidrodinámico bidimensional basado en las ecuaciones de aguas someras. Los únicos parámetros de entrada de este modelo son la cota del fondo, obtenida de un levantamiento batimétrico del tramo de río llevado a cabo específicamente para este estudio, y el coeficiente de Manning, cuyo valor fue fijado en $0.025 \text{ s/m}^{1/3}$ de acuerdo con las características del fondo del río. La viscosidad turbulenta se calculó con un modelo de turbulencia de longitud de mezcla.

Los vertidos por DSU calculados con el modelo del sistema de saneamiento se introdujeron como datos de entrada en el modelo de calidad de la masa de agua receptora (en las ubicaciones marcadas en la Figura 4). Como se ha señalado anteriormente, no se realizó un modelo de contaminación de la red de saneamiento debido a las limitaciones del modelo SWMM. Para determinar los polutogramas de entrada al modelo del río se emplearon los DSU caracterizados en el tanque de tormenta de Casás (Piñeiro *et al.*, 2011). Los valores de Concentración Media del Suceso (CMS, o EMC por sus siglas en inglés), de DBO_5 , amonio y nitrógeno orgánico fueron ajustados a una distribución log-normal. Los valores de la mediana (probabilidad del 50%) se usaron como valores constantes para definir la concentración de los vertidos en tiempo de lluvia.

Dado que el tamaño del tanque puede afectar al rendimiento de eliminación de contaminantes se definieron dos tipos de tanques distintos en este estudio. En los tanques grandes del sistema Miño los valores obtenidos en la estructura de Casás se mantuvieron constantes en todas las unidades de almacenamiento: $\text{DBO}_5=70 \text{ mg/L}$, $\text{N-NH}_4^+=1.5 \text{ mg/L}$, $\text{N-Org}=5.0 \text{ mg/L}$, $\text{OD}=4.0 \text{ mg/L}$. En los tanques pequeños del tramo de río Rato-Chanca-Fervedoira se asumió un enfoque conservador de no reducción de la carga contaminante. En estos tanques, los valores medios de la CMS se obtuvieron de las distribuciones log-normales determinadas por el grupo de investigación GEAMA en varias campañas de campo desarrolladas en Galicia: $\text{DBO}_5=220 \text{ mg/L}$, $\text{N-NH}_4^+=8.0 \text{ mg/L}$, $\text{N-Org}=18 \text{ mg/L}$, $\text{OD}=4.0 \text{ mg/L}$ (Piñeiro *et al.*, 2011).

Por otra parte, el caudal base y los valores de concentración de contaminantes en el río Miño también deben ser introducidos en el modelo. Los registros diarios de caudales del año 2008 y los valores medios mensuales de DBO_5 , OD, nitrógeno orgánico, amonio y temperatura del agua fueron obtenidos del Sistema Automático de Información de Calidad de las Aguas (SAICA). De acuerdo con esto, se fijó una variación diaria de caudales y una variación mensual del resto de los parámetros en la sección aguas arriba del tramo simulado en el modelo: OD entre 8.1 y 11 mg/L, temperatura entre 7.6 y 20.8°C y amonio entre 0.001 y 0.031 mg/L a lo largo del año (Figura 3). No obstante, los parámetros con pequeña variación anual se asumieron constantes: $\text{DBO}_5=3 \text{ mg/L}$, $\text{N-Org}=0 \text{ mg/L}$.

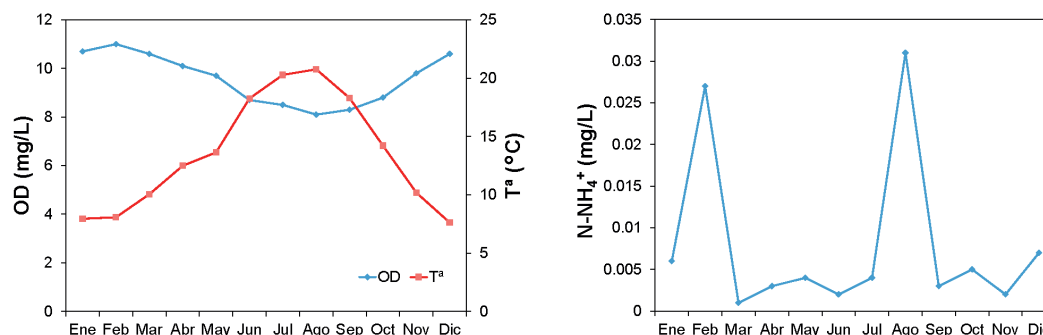


Figura 3 | Valores medios mensuales de oxígeno disuelto, temperatura y nitrógeno amoniacal usados como condición de contorno de entrada en el modelo del río.

Como se señaló anteriormente, en el modelo fueron considerados tanto el transporte debido a la advección y la dispersión turbulenta, así como las cinéticas de los diferentes componentes. Los valores introducidos para las constantes cinéticas que controlan las variaciones de la concentración de OD y de las formas de nitrógeno son los siguientes: 0.35 d⁻¹ para la degradación de materia orgánica carbonosa, 0.2 d⁻¹ para la hidrólisis del nitrógeno orgánico y 1.0 d⁻¹ para la nitrificación del amonio. Los valores de estas constantes se han determinado a partir del análisis de las aguas de DSU del tanque de Casás (Suárez *et al.*, 2010) y a partir de campañas realizadas en otros tramos fluviales de características similares (Suárez *et al.*, 1997 y 2009).

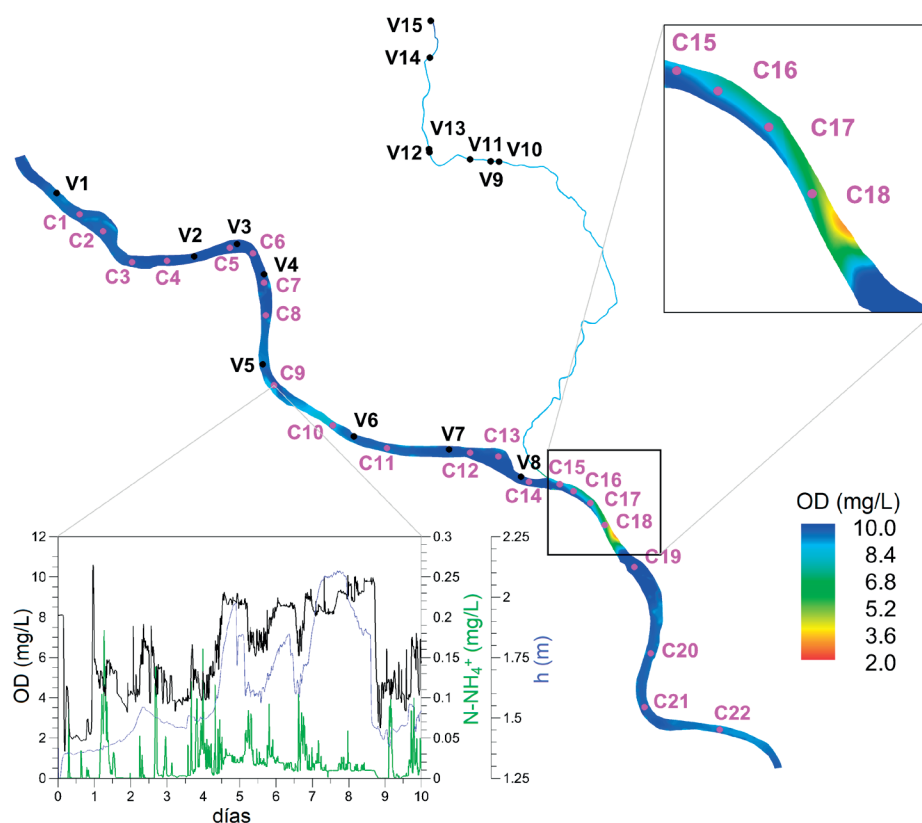


Figura 4 | Ejemplo de niveles de oxígeno disuelto en un instante de la simulación y series temporales en el punto de control C9 para los 10 primeros días simulados. Nota: localización de los puntos de vertido (V1-V15) y puntos de control (C1-C22) en el modelo de río.

Finalmente, el cumplimiento de los estándares de calidad fue estudiado por medio tanto de series temporales en puntos de control como de campos bidimensionales de concentración. A modo ilustrativo, la evolución temporal del OD en el punto de control C9 y el campo de concentración bidimensional de este componente se muestran en la Figura 4. Dado que el modelo es bidimensional promediado en profundidad, es capaz de reproducir la mezcla progresiva que se produce aguas abajo de la confluencia de los dos ríos. Asume así una concentración homogénea en la vertical de los componentes pero calcula su variación transversal y longitudinal. Como se muestra en la Figura 4, la desembocadura del afluente crea, en cierta medida, una pluma de contaminación en el río Miño. Su evolución posterior está gobernada por procesos de advección y dispersión.

EVALUACIÓN DEL IMPACTO EN LA CALIDAD DEL AGUA DEL RÍO MIÑO

En primer lugar, el comportamiento a largo plazo de los tanques de tormenta del sistema de saneamiento de Lugo fue evaluado en términos de estándares de emisión de frecuencia/volumen de vertido durante el año 2008. Estos indicadores fueron obtenidos mediante el módulo estadístico del software SWMM. La Figura 5 muestra el efecto del volumen del tanque en el número de vertidos y en el volumen de escorrentía interceptada en los tanques. Se observa una gran dispersión, sin una relación clara entre el volumen de almacenamiento y los valores de emisión. Esto es particularmente cierto para los tanques de tormenta del colector del Rato-Chanca-Fervedoira, donde volúmenes específicos de almacenamiento entre 5-10 m³/ha neta pueden producir desde 10 a 140 vertidos por año. En el colector del Miño la frecuencia de vertidos anual ronda los 10-30, a excepción de O Valiño y San Fiz, con 61 y 43 vertidos, respectivamente.

El volumen de escorrentía interceptada anual y enviada desde los tanques hacia la EDAR presenta también una gran dispersión. Esto se debe a que el volumen de los DSU depende no sólo del volumen específico de almacenamiento, sino también de otros factores, como la topología de la cuenca y del tanque (pendiente, impermeabilidad, tipo de elemento de regulación del caudal hacia EDAR). Además, siempre es esperable una gran variabilidad al analizar parámetros relacionados con la emisión de contaminación (Gamerith *et al.*, 2011).

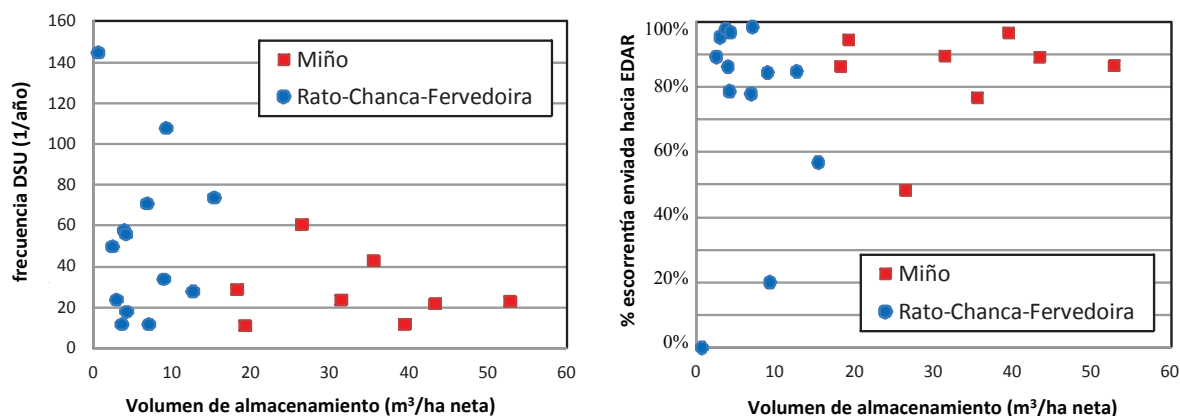


Figura 5 | Frecuencia de vertidos y porcentaje de captura de escorrentía vs volumen específico de almacenamiento del tanque en el sistema de saneamiento de Lugo

Siguiendo la metodología UPM, la frecuencia de superación de los límites concentración-duración se evaluó en distintos puntos de control (ver Tabla 3). Los criterios de oxígeno disuelto para salmónidos se incumplen prácticamente en todos los puntos, excepto en los situados al final del dominio. Los umbrales concentración-duración-frecuencia más restrictivos se corresponden con los de 1 hora de duración. Por el contrario, los umbrales de amonio se cumplen a lo largo de todo el dominio espacial. La frecuencia de superación se incrementa ligeramente aguas abajo de la confluencia de los dos ríos (punto de control C15 frente a C13 en la Tabla 3), pero está todavía muy por debajo de los límites especificados por la metodología UPM para salmónidos. Al igual que en el caso del oxígeno disuelto, los límites de 1 hora de duración son los que se superan más frecuentemente.

Tabla 3 | Número de veces que se superan los estándares intermitentes UPM adoptados en este estudio en los puntos de control 9, 13 y 15. Los valores de nitrógeno amoniacal se obtienen desde los valores amonio no ionizado asumiendo una temperatura de 14°C y pH 8. Estos valores son poco frecuentes en el tramo analizado pero favorecerán la formación de nitrógeno amoniacal y situarán el análisis en las condiciones pésimas. Los incumplimientos de estándares FIS están marcados con *

Punto de control	Período de retorno/Duración	Oxígeno disuelto (mg/L)			Nitrógeno Amoniacal (mg-N/L)		
		1h	6h	24h	1h	6h	24h
C9	1 mes	43*	12	3	2	0	0
	3 meses	36*	8*	1	1	0	0
	1 año	24*	5*	1	1	0	0
C13	1 mes	37*	11	3	2	0	0
	3 meses	18*	5*	2	1	0	0
	1 año	8*	4*	2*	1	0	0
C15	1 mes	38*	17*	4	3	0	0
	3 meses	19*	10*	2	1	0	0
	1 año	10*	4*	1	1	0	0

CONCLUSIONES

Este artículo presenta una metodología para desarrollar un esquema de modelización integrada y detallada de los posibles impactos por DSU de un sistema de saneamiento en un medio fluvial por vertidos intermitentes. El principal objetivo del trabajo fue analizar la potencialidad de un código 2D de aguas someras para evaluar la calidad de las masas acuáticas receptoras empleando los estándares intermitentes FIS del procedimiento UPM (FWR, 1998). Adicionalmente, también se han evaluado los estándares de emisión más habituales como la frecuencia y el volumen de los DSU.

La metodología propuesta se ha aplicado al sistema de saneamiento de la ciudad de Lugo, empleando una simulación que se corresponde con el año medio de precipitaciones. Los resultados indican que el tramo analizado no es adecuado para la vida de salmónidos de acuerdo con los estándares FIS del procedimiento UPM, en términos de oxígeno disuelto. Sin embargo, los criterios de amonio total si se cumplen en todo el tramo analizado.

La aplicación de metodologías integrales con estándares de calidad de las aguas EQS permite conocer mejor la presión ejercida por los vertidos por DSU en el río Miño a su paso por Lugo. Con este tipo de metodologías se podrían aplicar estrategias específicas a nivel de cada subcuenca para reducir las concentraciones máximas y las cargas movilizadas por los aliviaderos de la red (p.ej. usando tratamientos avanzados en los puntos de DSU), o incluso modificando el esquema de implantación o la geometría de los nuevos tanques de tormenta. La aplicación de estándares de emisión ES es mucho más sencilla y rápida que el desarrollo de metodologías que contemplen los estándares de inmisión EQS. Sin embargo, el desarrollo de estándares locales de emisión no es habitual en las actuales normativas y recomendaciones relacionadas con el diseño de tanques de tormenta. En algunas regiones de España, se ha fijado frecuente un valor límite de 20 vertidos al año sin considerar explícitamente el ámbito climático ni las condiciones del medio receptor (Hernández *et al.*, 2011). Un procedimiento adecuado para el diseño de tanques de tormenta puede consistir en un proceso secuencial de aplicación de ES y EQS. Los estándares de emisión pueden ser útiles como un primer paso para el predimensionamiento y análisis de diferentes soluciones, mientras que el análisis del cumplimiento de los estándares de calidad de las aguas serán útiles para realizar análisis detallados en los medios receptores más sensibles y/o que reciban una mayor presión por vertidos de DSU.

Por último, hay que señalar que es necesario seguir avanzando en el desarrollo de metodologías como la propuesta en este trabajo. En particular, es importante incorporar en el análisis el funcionamiento de la EDAR bajo dos hipótesis de funcionamiento: la primera que todo el efluente cumple los objetivos de vertido de tiempo seco y la segunda asumiendo un vertido de flujo parcialmente

tratado (p.ej. con tratamiento primario). Además, la caracterización simultánea de los vertidos y la calidad de las aguas fluviales permitirán conocer mejor el funcionamiento del sistema y la validación del modelo numérico del medio fluvial.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido desarrollado con ayuda de la Confederación Hidrográfica Miño-Sil y PROYFE. Daniel Torres colaboró en el desarrollo de la campaña de caracterización de DSU. Por último, los autores quieren agradecer los comentarios de José Piñeiro, Fran Aguirre y Juan Vidal.

REFERENCIAS

- Bladé, E., Cea, L., Corestein, G., Escolano, E., Puertas, J., Vázquez-Cendón, M.E., Dolz, J., Coll, A. (2014). Iber: herramienta de simulación numérica del flujo en ríos. *Revista Internacional de Métodos Numéricos para Cálculo y Diseño en Ingeniería*, 30(1): 1-10. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rimni.2012.07.004>
- Blumensaat, F., Staufer P., Heusch S., Reubner F., Schütze M., Steiffert S., Grauber G., Zawilski M., Rieckermann J. (2012). Water quality based assessment of urban drainage impacts in Europe – where do we stand today. *Water Science and Technology*, 66(2): 304-13. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2012.178>
- Cea L., Bermúdez M., Puertas, J. (2009). Modelo de calidad de aguas bidimensional para flujos poco profundos en lámina libre. Aplicación a la desembocadura del río Ulla. *Actas de las I Jornadas de Ingeniería del Agua*, 27-28 Octubre, Madrid, España
- Cea L., Bermúdez M., Puertas, J. (2011). Uncertainty and sensitivity analysis of a depth-averaged water quality model for evaluation of *Escherichia Coli* concentration in shallow estuaries. *Environmental Modeling & Software*, 26(12): 1526-1539. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2011.08.001>
- Cea, L., Vázquez-Cendón, M.E. (2012). Unstructured finite volume discretisation of bed friction and convective flux in solute transport models linked to the shallow water equations. *Journal of Computational Physics*, 231(8): 3317-3339, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jcp.2012.01.007>
- CHN. (1995). Especificaciones técnicas básicas para proyectos de conducciones generales de saneamiento. *Confederación Hidrográfica del Norte*, Oviedo, Spain.
- Consejo de la Unión Europea (2000). Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo de la Unión Europea por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política del agua (2000/60/EC).
- De Toffol, S. (2007). *Sewer system performance assesment – an indicators based methodology*. Ph.D. thesis, Unit of Environmental Engineering, Insbruck University, Austria.
- Freni, G., Mannina, G., Viviani, G. (2010). Emission standards versus inmission standards for assesing the impact of urban drainage in ephemeral receiving water bodies. *Water Science and Technology*, 61(6): 1617-1629. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2010.887>
- FWR. (1998). *Urban Pollution Management manual: a planing guide for the management of urban wastewater discharges during wet weather*. Foundation of Water Research, Buckinghamshire, UK.
- Gamerith, V., Bertrand-Krajewski, J.-L., Mourad ,M., Rauch, W. (2011) Implications of long-term stormwater quality modelling for design of combined sewer infrastructure. *Urban Water Journal*, 8(3): 155-166. <http://dx.doi.org/10.1080/1573062X.2011.581295>
- Hernáez, D., Blanco, J.P., Arias, R., Sánchez, E.M., Suárez, J., Puertas, J., Anta, J., Jácome ,A. (2011). ITOHG: CSO regulations in NW Spain. *Proceedings of the 12th International Conference on Urban Drainage*, 10-16 Septiembre, Porto Alegre, Brasil
- Iber. Modelo Iber. [Consulta 15 de Abril de 2015]. Disponible en: <http://www.iberaula.es>

Lau, J., Butler, D., Schütze, M. (2002). Is combined sewer overflow spill frequency/volume a good indicator of receiving water quality impact? *Urban Water*, 4(2), 181-189. [http://dx.doi.org/10.1016/S1462-0758\(02\)00013-4](http://dx.doi.org/10.1016/S1462-0758(02)00013-4)

MMA. (2007). *Manual para la gestión de vertidos. Autorización de vertidos*. Ministerio de Medio Ambiente, Madrid.

Piñeiro, J., Maestro, I., Aguirre, F., Ures, P., Torres, D., Anta, J., Puertas, J., Suárez, J. (2011). Análisis del funcionamiento de un depósito-aliviadero en el sistema de saneamiento unitario en la aglomeración de Lugo. *Actas de las II Jornadas de Ingeniería del Agua*, 5-6 Octubre, Barcelona, Spain.

Puertas, J., Suárez, J., Anta, J. (2008). *Gestión de las aguas pluviales. Implicaciones en el diseño de los sistemas de saneamiento y drenaje urbano*. Monografía M98, CEDEX, Madrid.

Rossman, L. (2010). *Storm Water Management Manual. User's Manual. Version 5.0*. U.S. Environmental Protection Agency, EPA/600/R-05/040, Cincinnati, Estados Unidos.

SWMM. *Storm Water Management Manual*. (2015). [Consulta 15 de Abril de 2015]. Disponible en: <http://www2.epa.gov/water-research/storm-water-management-model-swmm>

Suárez, J., Jácome, A., Maestro, I., Puertas, J., Díaz-Fierros, F., Samper, J. (1997). CSO impact on Sar river. A first approach. *Proceeding of Stormwater Management – Creating sustainable urban water resources for the 21st century*. 7-12 Septiembre, Malmo, Suecia.

Suárez, J., Ardá, I., González, J., Puertas, J., García, R., Álvarez, M., Vieito, S. (2009). Modelización de la calidad del agua en ríos fuertemente contaminados por aguas residuales urbanas. experiencias en el río Sar (Galicia). *Jornadas de Ingeniería del Agua*, 27 y 28 de Octubre, Madrid, España.

Suárez, J., del Río, H., Jácome, A., Martínez, M., Llopart-Mascaró, A., Ruiz, R., Malgrat, P., Ures, P., Puertas, J. (2010). Comparación básica de la biodegradabilidad de las aguas residuales en una red unitaria en tiempo seco y en tiempo de lluvia. *XXXII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS)*, 7-1 Noviembre, Punta Cana, República Dominicana.