

# Caracterización de sedimento acumulado en alcantarillas. Caso: Ciudad de Santander en España

Lía Ramos Fernández<sup>1</sup>, Juan Tejero Monzón, Javier Temprano González

## Resumen

La necesidad de conocer el comportamiento y la composición físico-química, bacteriológica y metales de los sedimentos depositados en una red de alcantarillado, es esencial para implantar programas de manejo de la red y de todo el sistema de saneamiento de la ciudad debido a que los sedimentos que se encuentran dentro de la red, son los sedimentos que van a ser decantados en las plantas de tratamiento de la ciudad. Por lo anterior, este trabajo de investigación se orienta a caracterizar el sedimento acumulado en una red de alcantarillado unitaria. Se analizó durante un periodo de tres meses con muestreos semanales, la evolución temporal de la composición físico-química, bacteriológica y metales en los sedimentos de dos pozos de registro de la red de alcantarillado de la ciudad de Santander en España. Se obtuvieron valores entre 1325-1770 kg/m<sup>3</sup> de densidad, 0.36-1.60 mm de D<sub>50</sub>, 14894-25454 mg/kg de DQO, 6269-13878 mg/kg de DBO, 368-902 mg/kg de N, 5-17 mg/kg de P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>, 5.5-6.2 log(ufc)/g de CT, 4.5-5.6 log(ufc)/g de CF, 5.1-13.3 mg/kg de Cu, 415-4180 mg/kg de Fe, 58-282 mg/kg de Zn. Los sedimentos están compuestos principalmente de arena, con un 96-98% de DQO y DBO particulada y 82-99% de nitrógeno orgánico. Además, el sedimento es fácilmente biodegradable para el pozo 1 y para la capa superior del pozo 2, y difícilmente biodegradable para la capa inferior del pozo 2. Los mayores valores de D<sub>50</sub>, DQO, DBO, N, P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>, CT y CF se obtuvieron en la capa superior del pozo 2; y los mayores valores de densidad y metales en la capa inferior. La concentración de metales cumple la normativa española de utilización de lodos de depuración en el sector agrario.

**Palabras clave:** Caracterizar Sedimento, Red de Alcantarillado, Metales, Biodegradabilidad.

## Abstract

The necessity to know the behavior and the composition physical-chemical and bacteriological analysis and metal analysis of the silts deposited in sewers in order to enforce programs relating to the network and health system management in the city. The reason for such an enforcement is that the silts found inside the system will be decanted in the treatment plants of the city. Therefore, this investigation is aimed to characterize the silt accumulated in an unitary sewer system network. The analysis lasted three months with weekly samplings and assessed the temporary evolution of the physical-chemistry, bacteriological and metals composition in the silts of two wells of registration of the sewer system network of city of Santander in Spain. The values obtained ranged between 1325-1770 kg/m<sup>3</sup> of density, 0.36-1.60 mm of D<sub>50</sub>, 14894-25454 mg/kg of DQO, 6269-13878 mg/kg of DBO, 368-902 mg/kg of N, 5-17 mg/kg of P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>, 5.5-6.2 log(ufc)/g of CT, 4.5-5.6 log(ufc)/g of CF, 5.1-13.3 mg/kg of Cu, 415-4180 mg/kg of Fe, 58-282 mg/kg of Zn. The silts consists mainly of sand, with 96-98% of DQO and DBO particulate and 82-99% of organic nitrogen. Also, the silt is easily biodegradable for the well 1 and for the superior layer of the well 2, and difficultly biodegradable for the inferior layer of the well 2. The biggest values in D<sub>50</sub>, DQO, DBO, N, P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>, CT and CF were obtained in the superior layer of the well 2; and the biggest values of density and metals weighed in the inferior layer. The concentration of metals meets the Spaniard guidelines of the use of depuration muds in the agricultural sector.

**Key words:** Characterize Sediment, Sewerage, Metals, Biodegradability.

## 1. Introducción

La necesidad de conocer el comportamiento y la composición físico-química, bacteriológica y metales, de los sedimentos depositados en una red de alcantarillado, es esencial para implantar programas de manejo de la red y de todo el sistema de saneamiento de la ciudad. Debido a que los sedimentos que se encuentran dentro de la red, son los sedimentos que van a ser decantados en las plantas de tratamiento. Pero la realidad es que debido al diseño antiguo, y a la creciente tasa de población, actividades industriales y comerciales de las ciudades, las redes no son eficientes hidráulicamente. Así, en época de verano ocurren acumulaciones de sedimento a lo largo de la red, y en épocas de lluvias se producen los desbordamientos de esta, además de que la erosión de sedimentos acumulados en las alcantarillas origina el arrastre de los agentes

contaminantes: microorganismos patógenos, nutrientes, sólidos, metales y otros constituyentes potencialmente tóxicos; los que al ser transportados aguas abajo o liberados fuera de la red, originan que reboses de alcantarillado unitario en periodo lluvioso pueden llegar a causar efectos adversos en el medio receptor.

### Objetivos:

El trabajo de investigación plantea caracterizar sedimentos acumulados en alcantarillas unitarias, esto a través de los siguientes objetivos:

- Determinación de parámetros físicos de los sedimentos: densidad, humedad, sólidos y granulometría
- Determinación de parámetros químicos de los sedimentos: pH, DBO (total, soluble y particulada), DQO (total, soluble y particulada), Nitrógeno (NTK, nitratos, nitritos y amonio) y Fósforo (ortofosfato)

<sup>1</sup> Facultad de Ingeniería Agrícola, Universidad Nacional Agraria La Molina. E-mail: [liarf01@hotmail.com](mailto:liarf01@hotmail.com).

- Determinación de indicadores microbiológicos de los sedimentos: coliformes totales, coliformes termotolerables y estreptococos fecales.
- Determinación de metales de los sedimentos: cobalto, níquel, cadmio, plomo, cromo, cobre, hierro, zinc y calcio.

La sedimentación y la resuspensión en redes unitarias de alcantarillado se originan por fenómenos combinados en tiempo seco y tiempo de lluvia. En tiempo seco sedimentan las partículas más gruesas contenidas en el agua residual, y en tiempo de lluvia, al aumentar la velocidad del agua en los conductos y la tensión tangencial sobre los sedimentos, se produce la resuspensión de todo o parte del material sedimentado aumentando considerablemente la contaminación del vertido en la red. En la práctica este fenómeno es muy complejo tal como lo demuestran diversos estudios (Ashley et al., 2000; Chebbo et al., 2001; Ristenpart, 1998; Skipworth et al., 2000; Sutter et al., 2000; Vollertsen et al., 2000). Según Sutter et al. (2000) una de las razones de la complejidad del fenómeno es el flujo no estacionario; a esto añaden Butler y Davies (2000) diferentes formas de transporte del sedimento: en suspensión, por salto o por movimiento del lecho, que dependerán de la velocidad de corte (función de la tensión tangencial) y velocidad de sedimentación.

El material resuspendido, producto de la erosión y del transporte de sedimentos de material granular, tiene un grado significativo de cohesión que no se encuentra en el lecho de sedimento. La cohesividad es muy importante, debido a la relación directa que tiene con la tensión cortante (resistencia de los sólidos para ser removidos por el flujo) necesaria para el inicio del movimiento (Ashley y Crábtree, 1992). Según Crábtree (1989), la acumulación de los sedimentos en las alcantarillas puede inhibir el funcionamiento satisfactorio de una red de saneamiento en dos días. Siendo la acumulación de sedimentos un factor restrictivo del flujo en tuberías, variando así las condiciones hidráulicas.

En tiempo seco, debido a la acumulación de los sedimentos por largos periodos de tiempo, estos empiezan un proceso de degradación de la materia orgánica. Este proceso lo llevan a cabo microorganismos heterótrofos que se encuentran adheridos a la fracción sólida y en una biopelícula que se desarrolla en las paredes de las tuberías. Inherente al depósito de sólidos, la carga de agentes contaminantes aumenta debido a la inclusión de los agentes contaminantes emitidos por los líquidos intersticiales de los depósitos de sedimentos (Mc Gregor et al, 1993).

La acumulación de nutrientes y metales pesados en los sedimentos urbanos son numerosos, pudiendo ser resuspendidos bajo condiciones de flujo variables, ser transportados y depositados de nuevo en otro punto de la red. Este fenómeno repetitivo conlleva a la conversión de los sistemas de tuberías de la red en riachuelos urbanos, adoptándose la formulación empírica y determinista de transporte de sedimentos fluviales. Según Ashley y Crábtree (1992), los orígenes de los sedimentos y los contaminantes

asociados encontrados en las alcantarillas tienen muchas variaciones temporales y espaciales, y debido a estas variaciones no es posible tener una formulación general de tasas, del fenómeno de acumulación, y del lavado superficial.

Pitt en 1979 (citado por Ramos, 2000), en su estudio en San José de Costa Rica, de descarga de escorrentía superficial, encontró que después de un evento de lluvia hubo un gran incremento de la DBO en el lugar del vertido (Riachuelo Coyote) unos 10 a 20 días después del evento. Por lo tanto los sedimentos que tienen una gran cantidad de agentes contaminantes adheridos, afectan las concentraciones de oxígeno disuelto en el punto de vertido muchos días después de que han sido depositados por un evento de lluvia. Llegando a la misma conclusión Wilber y Hunter en 1980 en un estudio de descarga de escorrentía urbana a cauces naturales realizado en el río Saddle (New Jersey), y Meinholz en 1979 en un estudio de escorrentía urbana en Milwaukee (citados por Ramos, 2000).

Varios estudios (Ashley et al., 1992-a; Butler y Davies, 2000; Ghani et al., 2000; Taft et al., 1998) muestran que la acumulación de sedimentos depende de factores tales como: características del sedimento (físicos, químicos), características del sistema de alcantarillado (tamaño, pendiente, rugosidad), características del flujo (velocidad, grado de inestabilidad) y otros factores como la basura esparcida que se barre de las calles y se arrastra con las aguas. La acumulación de sedimentos por largos periodos de tiempo, hace que la materia orgánica empiece a ser degradada por microorganismos heterótrofos adheridos a los sólidos y a una biopelícula desarrollada en las paredes de la tubería.

Los depósitos de sedimento son una mezcla de partículas orgánicas e inorgánicas con fuentes de origen muy diversas. Al respecto, Butler y Davies (2000), mencionan que el material orgánico se adhiere al material inorgánico formando depósitos y, bajo condiciones anaerobias se origina la digestión parcial del sedimento. Sugieren que los procesos de degradación en sedimentos pueden incrementar en un 400% la carga contaminante. En los sedimentos suspendidos también se desarrollan microorganismos heterótrofos que degradan la materia orgánica soluble. La hidrólisis juega un papel muy importante, convirtiendo la materia orgánica suspendida (particulada) en un substrato disuelto. (Gardsal et al, 1995).

Varios estudios (Ashley et al., 1992-b; Butler y Davies, 2000; Skipworth et al., 2000, Sutter et al., 2000) asocian la mayor carga contaminante con las lluvias. El "primer lavado", se define como el periodo inicial de la lluvia durante el cual la concentración de sedimentos y contaminantes en el agua de alcantarilla, es significativamente mas alta que la observada durante las posteriores etapas de ocurrencia de la lluvia. Por lo tanto, los primeros minutos de lluvia son los que presentan las aguas mas contaminadas. La carga de contaminante dependerá del número de días secos previos a la lluvia, intensidad de precipitación, duración y tipología de la

red. Skipworth et al. (2000) estudiaron un modelo capaz de simular la erosión de sedimentos y encontraron que la caracterización del sedimento acumulado, la fuerza de erosión de la superficie y su variación con la profundidad fueron más importantes que las condiciones hidráulicas impuestas. Por otro lado, Ahyerre et al (2000) concluyen que la capa orgánica de la interfase sedimentos-agua es la principal fuente de sólidos erosionables.

Existen diversas investigaciones que han caracterizado los sedimentos en alcantarillas, en la Tabla 1 se observa los resultados obtenidos en cada uno de estos trabajos.

## 2. Materiales y métodos

### 2.1 Ubicación

La zona de estudio es la red de alcantarillado unitaria en la ciudad de Santander, capital de la Provincia de Cantabria al Norte de España. La zona de estudio limita con el océano atlántico (mar cantábrico), es una zona lluviosa todo el año, con temperaturas entre 5 y 12°C, y en verano puede llegar hasta 30°C. Es una zona con uso fundamentalmente residencial unifamiliar y multifamiliar. Su superficie es de 70.5 has, pendiente media del 12% y porcentaje de impermeabilidad del 40%. Con densidad de población de 125 habitantes/ha incrementándose aproximadamente 60% en verano.

### 2.2 Materiales y Método

No existe una metodología normalizada a seguir para la caracterización de sedimentos de alcantarillas, desde el muestreo, preparación de la muestra y el análisis en laboratorio. El presente trabajo plantea una metodología a seguir que se detalla a continuación:

#### 2.2.1 Identificación de Puntos de Muestreo

Se definieron dos puntos de muestreo en la red de alcantarillado, en función a su representatividad, accesibilidad y seguridad:

**Pozo 1:** ubicado en un pozo de registro del Parque del Dr. Mesones, frente a la segunda playa del sardinero, recibe las aguas del colector general de la red de alcantarillado. Lo compone una tubería principal con diámetro de 50 cm. Tiene una alta circulación de vehículos livianos. La densidad de población es de aproximadamente 400 hab/ha, incrementándose aproximadamente en un 70% en verano. La tapa del pozo tiene un diámetro de 80 cm. El pozo recibe las aguas del sector comercial, residencial y hotelero de la zona.

**Pozo 2:** ubicado en un pozo de registro de la calle Ramón y Cajal. Lo compone una tubería de 50cm. Tiene una mediana circulación de tráfico liviano. La densidad de población es aproximadamente de 300 hab/ha, incrementándose en un 60% en verano. La tapa del pozo tiene un diámetro de 65 cm. Las aguas que llegan a este pozo son generadas por un sector residencial.

#### 2.2.2 Toma de Muestras y Frecuencia de Muestreos

En el Hemisferio Norte (España), el verano se inicia la última semana de junio hasta el mes de septiembre. Por ello el estudio fue realizado en pleno verano

(agosto-septiembre) y empezando el otoño. La campaña de muestreo fue entre las 8.00 a 10.00 am, de agosto a octubre del 2001, repartiéndose regularmente los muestreos en este intervalo de tiempo. Para prevenir enfermedades por la manipulación de material contaminante, fue necesaria la vacunación contra el tétano y la hepatitis B.

Los materiales empleados en campo fueron: muestreadores, regla graduada de 1.5m, equipo de seguridad (mameluco, botas, guantes extensibles, mascarilla y cable de seguridad), camioneta de desplazamiento rápido. Las muestras se recogieron en recipientes estériles, recolectándose 0.5 kg de muestra aproximadamente.

**Pozo 1:** al estar a 3 m de profundidad, fue necesario ingresar al pozo con equipo de seguridad y con la ayuda de una pala en forma de cuchara, se efectuó la recogida manual del sedimento. Se realizaron 11 muestreos. Es de mencionar que en el pozo 1, en varios muestreos se observaba poco sedimento acumulado, lo que dificultaba su recogida, no completando los 0.5 kg de muestra a analizar. Sin embargo, con la cantidad recogida (muestra bastante fluida) se procedía a los análisis.

**Pozo 2:** al estar a 1.2 m de profundidad, no fue necesario ingresar al pozo. Se recogió la muestra con una pala de 1.5 m de brazo. Por diferencias en el perfil del lecho de sedimento, se muestreó por capas (capa superior y capa inferior). Se realizaron 24 muestreos: 12 de la capa superior y 12 de la capa inferior del sedimento.

Luego del muestreo, los sedimentos se llevaron para su análisis al “Laboratorio de Calidad de Agua, Residuos y Sólidos” de la Universidad de Cantabria, en un tiempo inferior a una hora, debido a la cercanía del laboratorio de análisis

#### 2.2.3 Preparación de la Muestra

Mc Gregor et al. (1996) considera tres métodos de preparación de sedimentos: batido, mezcla por inversión y agitación magnética; siendo el último método el que provoca menos rotura de la pared celular de las bacterias. Chebbo et al. (2001) indican que para el análisis físico-químico de sedimentos primero diluir el sedimento a concentraciones menores de 1 g/L. Ahyerre *et al.* (2000) proponen dilución de 70ml de sedimentos en 1 litro de agua y centrifugado a 18000 rpm. En estudios realizados con sedimentos del alcantarillado de Santander (Cano 1996 y Ramos 2002), emplean diluciones a mezclas homogéneas de sedimento. De todo lo anterior y de acuerdo con los propios objetivos del estudio, se siguió el siguiente procedimiento:

- **Homogenización primaria** de la muestra: mezcla de 0.5 kg de muestra con ayuda de una espátula, cuarteo y separación de 250 g para realizar los análisis de los parámetros físicos.
- **Homogenización secundaria:** batido de 250 g de la muestra de homogenización primaria durante 5 minutos, el batido se hizo con una batidora eléctrica de cocina. Las cuchillas redujeron el tamaño de las partículas y separaron los agentes contaminantes adheridos a las partículas sólidas.

**Tabla 1.** Comparaciones de Tipos de Sedimento en Diversos Estudios.

Autor	Ciudad	Lugar de muestreo en la red	Descripción	Densidad kg/m <sup>3</sup>	ST %	SV %	DQO g/kg	DBO <sub>5</sub> g/kg	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> g/kg	
Crabtree, 1989	Reino Unido	fondo de la tubería	granular grueso suelto	1720	73	7	17	3	0.1	
		zonas en reposo, solas o sobre material granular suelto	grano fino	1170	27	50	21	5	0.1	
		tanques de almacenamiento de RAU		1460	48	22	23	6	0.1	
		alrededor de las paredes de la tubería	limos orgánicos y biopelículas	1210	26	61	50	27	0.1	
Ashley et al., 1992-a	Reino Unido / Dundee	gran alcantarilla	granular grueso (mayor proporción) y grano fino móvil	1807	67	3	3	0.7	0.03	
		colector		1769	79	2	1	0.1	-	
		interceptor		1559	56	3	16	12	0.3	
			grano fino móvil	1070	5	76	1691	367	7.5	
Ristenpatta, 1995	Alemania / Hildesheim	interceptor	no especificado	1560	-	8	43	8	-	
		interceptor, muestreo por edad del sedimento	depósitos frescos	1200	-	27	96	32	-	
			semipermanentes	1510	-	9	55	12	-	
			depósitos viejos, no disturbados	1800	-	2	18	2	-	
		interceptor, muestreo vertical del sedimento, espesor 17cm	capa superior	1700**	-	4**	24**	-	-	
			capa inferior	1380**	-	10**	65**	-	-	
Mline et al., 1996	Reino Unido	Rockfield	fondo de la tubería	material grueso sin sólidos grandes asociados	1883	-	10.6**	11.7**	1.9**	-
	Sinderins	fondo de la tubería	partículas orgánicas pequeñas con inorgánicos finos	1988	-	10.9**	12.8**	1.8**	-	
Canó, 1996	España / Santander	fondo del pozo, sólo una muestra para análisis	no especificado	1909**	23	94**	9	1.3	0.04	
Mejía, 2000	España / Santander	fondo del pozo de registro, zona residencial	arena fina (espesor 21-32cm)	1763	84	6	27	11.3	0.04	
			arena media (espesor 25-44cm)	1522	80	7	39	22.9	0.10	
		fondo del pozo de registro, zona residencial y comercial (bares y restaurantes)	arena muy gruesa (espesor 12-32cm)	1644	85	14	41	20.7	0.04	
			arena gruesa (espesor 18-35cm)	1362	78	11	52	19.5	0.12	
Ashley et al., 2000	Reino Unido / Escocia	trampa en la red, muestreo vertical del sedimento	capa superior, espesor 17cm	1662	-	3	1*	0.5*	-	
			espesor 6cm	893	-	57	20*	> 7.4*	-	
			espesor 5cm	1224	-	21	13*	> 3.7*	-	
			capa inferior	815	-	52	-	-	-	
Ahyerre et al., 2000 Chebbo et al., 2001*	Francia / Paris / Marais	fondo de la tubería	granular grueso inorgánico	-	-	10/4*	180/160*	19/17*	-	
			granular grueso inorgánico con diámetro <0.4mm***	-	-	11/17*	450/430*	35/37*	-	
			granular grueso inorgánico con velocidad <0.5 cm/s***	-	-	32/25*	390/450*	39/36*	-	
		alrededor de las paredes de la tubería	biopelícula	-	-	58/71*	1600/1400*	280/370*	-	
		interface agua y cama de sedimento	capa orgánica	-	-	68/64*	1190/1600*	250/280*	-	

\* Unificado resultados: año 2000/año 2001

\*\* Estimado apartir de datos del autor

 \*\*\* Criterio para movimiento de partículas: tamaño ( $D_{90}=0.4\text{mm}$ ) y velocidad de sedimentación ( $V_{90}=0.5\text{cm/s}$ )

- Dilución al 10%: tomando 100 mL de sedimento batido y enrasando a 1L de agua destilada, centrifugar a 3000 rpm durante 10 minutos para obtener una dilución uniforme y con la máxima cantidad de agentes contaminantes separados de las partículas sólidas, obteniéndose un sobrenadante, para realizar los análisis de los parámetros químicos según sea el caso.
- Filtración del Sobrenadante: de acuerdo con el parámetro a determinar, filtrar el sobrenadante por una membrana de fibra de vidrio de  $0.47\mu\text{m}$  y luego por una membrana de nitrato de celulosa de  $0.45\mu\text{m}$ . El sistema de filtración empleado fue de 250ml con receptor graduado, esterilizable, teniendo como fuente de presión negativa una bomba marca Millipore.
- Del sobrenadante filtrado se determina los parámetros según sea el caso.

### 3. Resultados y discusión

#### 3.1. Red de Alcantarillado

La acumulación de sedimentos se ve influenciada por las características geométricas e hidráulicas de la red: pendiente, diámetro, rugosidad, caudal, además de su ubicación en la red (aguas arriba o aguas abajo). Al respecto, Ghani *et al.* (2000) indican que un alto porcentaje de atascamiento de la red se produce con pendiente pequeña y baja capacidad hidráulica de la red. En ese sentido, del estudio realizado por Mejía (2000), citado por Ramos (2002), uno de los pozos de muestreo presentaba atascamiento de la tubería y por ello el aumento del espesor de sedimento (25-44cm).

**Tabla 2.** Métodos de Laboratorio para Obtención de Parámetros Físico-Químico, Microbiológico y Metales.

Parámetro	Método empleado
Granulometría	UNE 7018. AENOR (2000)
Densidad	2710-F. Gravedad específica.
Sólidos	2540-G. Sólidos totales, fijos y volátiles
pH	4500-H <sup>+</sup> . Método electrométrico
DQO	5220-C. Método de titulación
DBO	5210-B. DBO a los 5 días
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	4500-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -B. Método espectrofotométrico
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	4500-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -B. Método colorimétrico
PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>	4500-P-C. Método colorimétrico del ácido vanadomolibdofosfórico
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	4500-NH <sub>3</sub> -D. Método del electrodo selectivo
NTK	4500-Norg B. Método Macro-Kjeldahl
CT, CF, EF	9222-B, 9222-D, 9230-C. Filtro de membrana
Metales	3111-B. Absorción atómica

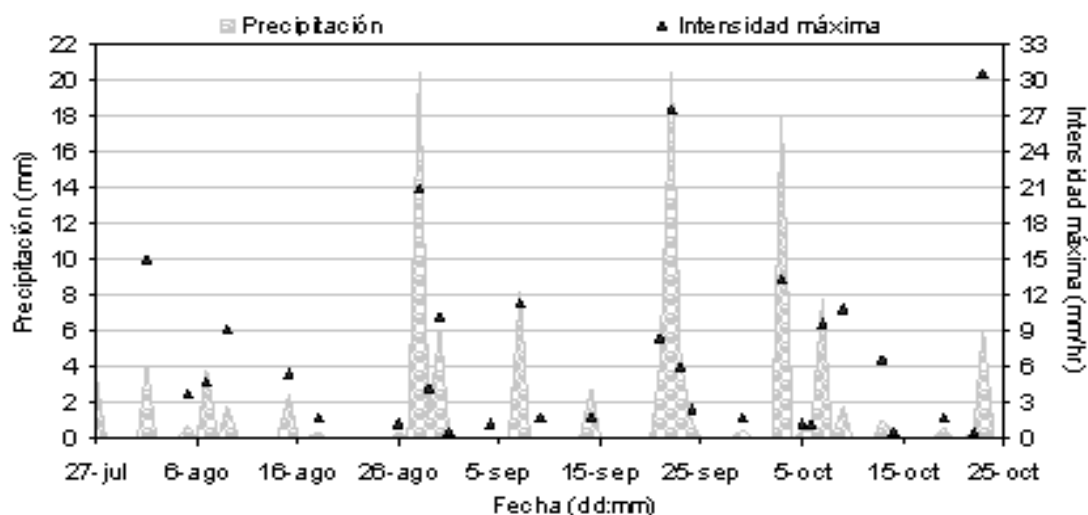
Fuente: Obtenido por el Autor de APHA (1995)

En la red de alcantarillado de la zona de estudio, el último tramo de tubería que llega al pozo 1 es de 1.1 m de diámetro, 0.35 % de pendiente y tirante de agua osciló entre 10 y 31 cm; la tubería que recoge las aguas que llegan al pozo 2 es de 0.2 m de diámetro, 0.6 % de pendiente, tirante de agua no mayor de 7cm y se halla a 1433 m aguas arriba del pozo 1. Todo lo anterior, ocasionó una mayor velocidad del flujo en el pozo 1 contrastando con el pozo 2 que tuvo una velocidad muy pequeña, por lo tanto mayor acumulación de sedimentos en el pozo 2. Es de mencionar, que cerca del 80% del calado del pozo 2 corresponde a sedimento acumulado.

### 3.2 Precipitación

Chebbu *et al.* (2000) indican que la contaminación existente en las capas de los sedimentos se ve

influenciada por la sucesión de aguaceros y periodos de tiempo seco, demostrando en su investigación una buena relación entre la erosión durante una lluvia, de los sedimentos acumulados, y la duración del anterior periodo de tiempo seco. Por lo que el poder contaminante del sedimento será mayor en verano, debido al mayor periodo de tiempo seco transcurrido entre las lluvias. En la zona de estudio, las lluvias registradas durante el periodo de análisis fueron proporcionadas por el Instituto Nacional de Meteorología de España, a través del Centro Meteorológico Territorial en Cantabria, información procesada y presentada en la Figura 1.

**Figura 1.** Precipitación diaria de Santander durante el período de estudio.

El muestreo del 14 de septiembre coincidió con una lluvia de 1.8 mm/h de intensidad, obteniéndose el valor más alto de calado (31 cm) y velocidad del flujo (0.94 m/s) en el pozo 1, y por lo mismo menor cantidad de sedimento acumulado, poniéndose de manifiesto la relación directa entre precipitación y erosión de sedimentos. Butler y Davies (2000)

indican que la sedimentación ocurre durante periodos de tiempo seco, particularmente durante la noche.

### 4.3 Análisis de Laboratorio

En el análisis de los parámetros físico-químico, microbiológico y metales se siguió los procedimientos descritos por el APHA (1995), empleándose los siguientes equipos, cuyos límites de detección se detallan en la Tabla siguiente.

**Tabla 2.** Equipos Empleado en el Análisis de Parámetros Físico-Químico, Microbiológico y Metales.

Parámetro	Equipo	Precisión
Granulometría	balanza marca Precisa modelo 1000C-3000D	± 0.01 g
Densidad		
Sólidos	balanza marca Sartorius	± 0.0001 g
pH	pH-metro marca Crison modelo Micro pH 2001	± 0.01
DQO	Digestor marca Hach	
DBO	Oxímetro marca OXI 340	± 0.01 mg/L
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Espectrofotómetro marca Hach modelo DR/2000	σ = ± 0.8 mg/L
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>		σ = ± 0.02 mg/L
PO <sub>4</sub> <sup>-3</sup>		σ = ± 0.09 mg/L
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Equipo marca Orion modelo 720-A con electrodo selectivo Orión modelo 95-Ammonium	± 0.01 mg/L
NTK	Destilador marca P-Selecta modelo Pronitro 1 y Digestor marca P-Selecta modelo R.A.T.	
CT, CF, EF	Equipo de filtración Millipore	
Metales	Espectrofotómetro marca Perkin Elmer modelo AAnalyst 300	± 0.001 mg/L

En el caso de la granulometría, se empleó el método UNE 7018 descrito en AENOR (2000). El análisis se realizó a partir del sedimento obtenido de la homogeneización primaria. La densidad del sedimento se usó para la conversión de unidades de volumen (mg/L) a unidades de peso (mg/kg). Y a partir de la homogeneización primaria del sedimento, se determinó los sólidos. En cambio, a partir de la homogeneización secundaria se determinó DBO, DQO e indicadores microbiológicos.

Para el análisis de DBO y DQO soluble, se realizó a partir del sobrenadante filtrado. Para el caso de la DBO particulada, se

obtuvo:  $DBO_{particulada} = DBO_{total} - DBO_{soluble}$ ,

y los mismo para la DQO particulada.

El límite de confianza del método para el análisis de indicadores microbiológicos es del 95%.

En el análisis de metales pesados por el método de absorción atómica descrito en APHA (1995), la determinación de los metales se realizó a partir de una muestra de 50ml diluida de la homogeneización secundaria a la que se agregó 5ml de ácido sulfúrico para favorecer la digestión durante 48 horas. Luego del cual se filtró por una membrana de fibra de vidrio de 0.47µm y luego por una membrana de nitrato de celulosa de 0.45 µm. A partir del filtrado se determinó los siguientes metales: cobalto, níquel, cadmio, plomo, cromo, cobre, hierro, zinc y calcio.

Por este método las muestras se vaporizaban a muy altas temperaturas y la concentración de átomos seleccionados absorbía la luz a una cierta longitud de onda. La absorción es específica, por lo que cada elemento absorbe a longitudes de onda únicas. El análisis cuantitativo se basó en la construcción de una curva patrón ó estándar. Es esencial que la composición de los patrones sea lo mas cercana a la de la muestra problema, por lo que se tuvo que preparar en cada análisis, nueve curvas patrón lo mas cercanas a la concentración de los metales: cobalto, níquel, cadmio, plomo, cromo, cobre, hierro, zinc y calcio; siendo el límite de detección del equipo ±

0,001mg/L. El equipo utilizado fue un espectrofotómetro de absorción atómica que incluía: seis lámparas: una multiparamétrica (Co, Cr, Fe, Cu, Mn, Ni), una biparamétrica (Ca, Mg), y cuatro monoparamétricas (Cd, Zn, Pb y Hg); una campana extractora; una bomba de acetileno con manómetro; un compresor y computadora con Software.

### 3.4 Parámetros Físicos

En la Tabla 3 se muestran los resultados obtenidos para los diferentes parámetros físicos estudiados.

#### 3.4.1 Densidad

Se obtuvieron valores medios de densidad de 1325, 1530 y 1770 kg/m<sup>3</sup>, para el pozo 1 (P1), la capa superior del pozo 2 (P2s) y la capa inferior del pozo 2 (P2i) respectivamente, estos valores se hallan dentro del rango obtenido en diversos estudios que van de 815-1988 kg/m<sup>3</sup>.

Para P1 se obtuvo una densidad mínima de 970 kg/m<sup>3</sup>, debido a la presencia de materia orgánica de densidad menor a la del agua, es por ello que le corresponde un valor alto de sólidos volátiles de 77%. Al respecto, Ashley *et al* (2000) obtuvo que a densidades bajas (815 y 893 kg/m<sup>3</sup>) le correspondían sólidos volátiles más altos (57 y 52%). Por otro lado, Vollertsen *et al.* (2000), indican que la densidad decrece con la profundidad, principalmente por la producción de metano que ocasiona un incremento de volumen del 20-40% y con ello una reducción de la densidad. Esto contradice los resultados obtenidos en P2 (aumento de densidad en la capa inferior). En el pozo 2 al ser solo 7cm el espesor de sedimento, se genera un ambiente principalmente aerobio, con poca producción de metano; además, la capa inferior tiene sólidos de mayor peso específico, poco alterados, en comparación con la capa superior que presenta sedimentos más recientes y con mayor contenido de materia orgánica. Al respecto, Ristenpart (1995) demuestra la influencia de la "edad del sedimento" en su caracterización, obteniendo mayor densidad en sedimentos no alterados y menor densidad en

sedimentos frescos (Tabla 2), haciendo esto, consistente nuestros valores.

### 3.3.2 Sólidos

El contenido de sólidos volátiles es un índice del contenido de materia orgánica, se obtuvieron valores medios de 26, 5 y 4 % para P1, P2s y P2i respectivamente, sin embargo para P1 la dispersión de datos alrededor de la media es bastante elevada, probablemente debido a la poca cantidad de sedimento disponible para el análisis de laboratorio, esto haría inconsistente el valor de 26% de sólidos volátiles obtenido. El P1 tiene un alto contenido de sólidos volátiles para diámetros de partículas de 0.3 a 2 mm, debido a que los gruesos (tampones, telas, pelos, tiras de esponja, mallas, etc) son retenidos en los tamices de 2, 1 y 0.5 mm obteniéndose valores altos de sólidos volátiles en estas fracciones. Por otro lado, en el P2s se mantiene por encima de P2i debido al mayor contenido de materia orgánica en la capa superior, resultado consistente con estudios obtenidos por Ristenpart *et al.* (1995) para sedimentos de diferentes edades.

### 3.4.3 Granulometría

Para P1 el 80% del sedimento tiene un tamaño menor de 1.4 mm, en cambio para P2 el 60% del sedimento tiene un tamaño promedio menor de 1.6 mm. Estas variaciones significativas en su espectro de tamaño son debido a que las tuberías que llegan a cada pozo tienen: diferentes características geométrico hidráulicas y diferente ubicación en la red (P2 está a 1433 m aguas arriba de P1). Además, de diferentes tipos de sedimentos que llegan a cada pozo.

Las curvas de P2s y P2i siguen la misma tendencia, pero siempre con un mayor tamaño en P2s esto debido a que la mínima velocidad del flujo hace que las partículas grandes pero de poco peso queden en la capa superficial. Sin embargo, partículas finas también se depositan en la capa superficial, pero podría ser que estas partículas estén fuertemente adheridas entre sí (sedimento cohesivo) de forma que solo una agitación mecánica intensa, o la adición de dispersante, serían capaces de conseguir que se comporten como partículas individuales.

**Tabla 3.** Resumen de los Parámetros de Caracterización del Sedimento del Pozo 1 y Pozo 2.

Parámetro	Unidad	Pozo 1			Pozo 2 capa superior			Pozo 2 capa inferior				
		Media	Minimo	Máximo	Media	Minimo	Máximo	Media	Minimo	Máximo		
Calado	cm	16 ± 11	10	31	-	-	-	6 ± 1	6	7		
Velocidad del flujo	m/s	0.63 ± 0.25	0.47	0.94	-	-	-	-	-	-		
Físicos	Densidad húmeda	kg/m <sup>3</sup>	1325 ± 803	970	1920	1530 ± 306	1280	1730	1770 ± 212	1660	1990	
	Densidad de batido	kg/m <sup>3</sup>	1327 ± 806	970	1930	1585 ± 288	1310	1750	1850 ± 232	1700	2070	
	Humedad	%	58 ± 67	18	99	42 ± 20	32	65	28 ± 16	17	44	
	Sólidos totales	%	42 ± 67	1	82	58 ± 20	35	68	72 ± 16	56	83	
	Sólidos volátiles	%	26 ± 66	1	77	5 ± 4	3	11	2 ± 1	1	3	
	D <sub>50</sub>	mm	0.36 ± 0.25	0.20	0.60	1.60 ± 0.40	1.35	2.00	0.87 ± 0.47	0.43	1.30	
Químicos	pH		7.7 ± 0.6	7.3	8.4	8.0 ± 0.6	7.0	8.0	8.0 ± 1.2	6.0	9.0	
	DQO total	mg/kg	14894 ± 15886	6490	29510	25454 ± 9026	15780	30840	19421 ± 4526	14590	22900	
	DQO soluble	mg/kg	446 ± 493	130	1090	896 ± 800	460	1960	330 ± 252	150	560	
	DQO particulada	mg/kg	14447 ± 15519	6000	28420	24558 ± 9396	13820	29720	19091 ± 4496	14270	22610	
	DBO total	mg/kg	6269 ± 4783	2970	10300	13878 ± 7072	6470	19010	7248 ± 3370	4430	9710	
	DBO soluble	mg/kg	281 ± 242	130	610	403 ± 240	260	660	210 ± 74	150	280	
	DBO particulada	mg/kg	5988 ± 4619	9690	2840	13475 ± 7001	6210	18630	7038 ± 3342	4240	9500	
	Nutrientes	Ntotal*	mg/kg	368 ± 339	123	688	902 ± 743	549	2025	373 ± 275	100	575
		NTK	mg/kg	353 ± 339	85	669	885 ± 738	547	2007	372 ± 262	99	572
		Norgánico**	mg/kg	366 ± 390	65	646	740 ± 252	507	873	354 ± 286	53	532
		N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/kg	14 ± 22	0	38	17 ± 16	2	28	4 ± 10	0	16
		N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	µg/kg	57 ± 68	22	128	38 ± 42	10	90	19 ± 32	0	58
		N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/kg	20 ± 9	13	26	41 ± 16	33	58	38 ± 9	34	46
		P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	mg/kg	7 ± 10	3	21	17 ± 18	4	33	5 ± 4	2	8
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>		mg/kg	20 ± 31	9	63	53 ± 54	11	101	14 ± 14	7	26	
Bacteriológicos	CT	Log(ufc)/g	6.1 ± 1.1	5.2	6.9	6.2 ± 0.6	5.8	6.8	5.5 ± 1.1	4.6	6.2	
	CF	Log(ufc)/g	5.3 ± 1.3	4.4	6.0	5.6 ± 1.1	4.8	6.5	4.5 ± 1.2	3.4	5.2	
	EF	Log(ufc)/g	5.7 ± 1.2	5.0	6.7	6.0 ± 0.8	5.4	6.7	5.5 ± 1.3	4.5	6.6	
Metales	Cobalto	mg/kg	< 2.5	-	-	-	< 1.8	1.5	-	< 1.4	1.8	
	Niquel	mg/kg	< 2.9	-	-	-	< 2.1	2.5	-	< 1.6	6.6	
	Cadmio	mg/kg	-	< 0.6	20.2	-	< 0.5	7.7	-	< 0.3	12.7	
	Plomo	mg/kg	-	< 9.3	16.6	4.2 ± 2.3	2.0	11.0	7.8 ± 9.7	3.3	18.8	
	Cromo	mg/kg	-	< 1.7	6.1	6.1 ± 4.1	3.3	9.3	9.2 ± 3.7	6.3	13.3	
	Cobre	mg/kg	5.1 ± 6.3	1.3	11.9	10.3 ± 6.1	6.0	14.4	13.3 ± 4.6	8.7	16.5	
	Hierro	mg/kg	415 ± 574	120	880	2106 ± 1896	880	3610	4180 ± 3430	1420	7530	
	Zinc	mg/kg	282 ± 1153	6	1542	58 ± 62	32	121	182 ± 171	102	320	
	Calcio	mg/kg	4764 ± 4137	2390	8570	5220 ± 3841	2990	9990	6142 ± 3499	4470	9280	

\* Ntotal = NTK + N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> + N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>

\*\* Norgánico = NTK - N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>

\*\*\* P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> = PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> / 3.07

Se obtuvo un coeficiente de uniformidad (D<sub>60</sub>/D<sub>10</sub>) de 2.53, 9 y 10 para P1, P2s y P2i respectivamente, que indica un sedimento de granulometría muy uniforme en P1 en contraste con P2 que tiene una granulometría muy extendida.

De la Tabla 3, se tiene un diámetro característico D<sub>50</sub> de 0.36, 1.60 y 0.87 mm para P1, P2s y P2i respectivamente; y según la escala de Wentworth, Simons *et al.* (1992), el D<sub>50</sub> indica mayor presencia

de arena media, arena muy gruesa y arena gruesa en P1, P2s y P2i respectivamente, agregando que para P2s, la arena está asociada con partículas orgánicas grandes y finas. La presencia de arena es debido a la proximidad de la playa, arena de playa que es erosionada principalmente por el viento. Por otro lado, menor tamaño de partícula implica mayor volumen de vacíos con capacidad para retener mayor cantidad de líquidos y por lo tanto una menor

densidad. Esto se demuestra debido a que P1 tiene los menores valores de  $D_{50}$  y densidad, además del mayor porcentaje de humedad. Sin embargo al comparar las densidades de P2s y P2i, es la capa superior quien tiene la menor densidad a pesar de tener el mayor  $D_{50}$ , esto se debe a su mayor contenido de materia orgánica (suelo orgánico tiene una densidad mas baja que la arena). Esto se confirma con los resultados de Mejía (2000) citado por Ramos (2002) en que para diferentes sedimentos, el mayor valor de  $D_{50}$  de 1.8 mm le correspondió a un valor bajo de densidad  $1362 \text{ kg/m}^3$  que el autor justifica por su ubicación en una zona verde.

Los resultados del trabajo de investigación, en que el  $D_{50}$  de la capa superior es mas alto, se confirma con los datos obtenidos por Ashley *et al.* (2000). Sin embargo, Verbanck (1992), obtiene datos opuestos esto debido a la presencia de material granular más pesado y más grande en la capa inferior del lecho, que no han sido afectados por la intensa limpieza creada durante la lluvia.

En el análisis granulométrico, el mayor tamiz usado fue de 2 mm, debiéndose usar tamiz de un mayor diámetro para el caso de sedimentos muestreados al día siguiente de la ocurrencia de lluvia, ya que por la resuspensión (lavado de material fino) quedarían sólidos de mayor diámetro al de 2 mm. Esto se muestra en la Figura 2, en que los días 02/09 y 28/09 no se pudieron calcular el  $D_{50}$ , en la capa superior del sedimento del pozo 2.

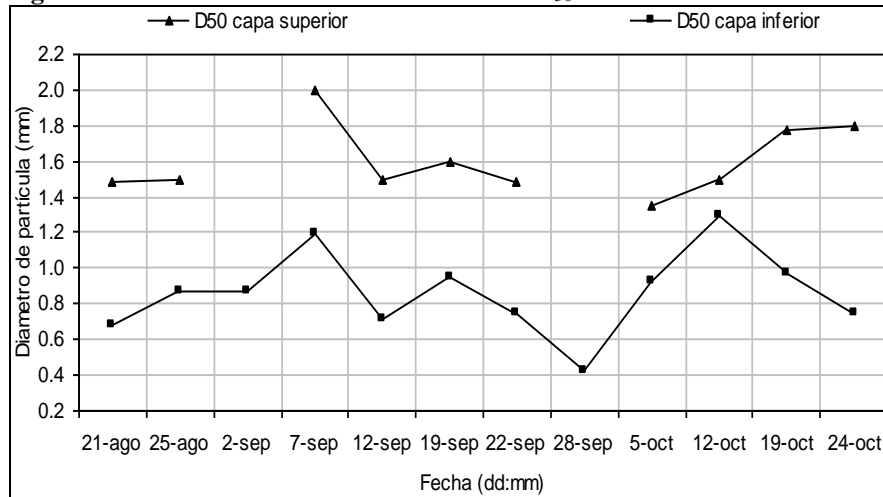
La consistencia del sedimento se hizo evidente en el momento del batido, centrifugado y filtrado de la muestra. Así, para P1 la mezcla era fluida, de apariencia granular, fácil separación del sobrenadante en el centrifugado, y filtrado rápido. Para P2s la mezcla presentaba olor fuerte, bastante espesa con abundante pelo, algodón, hojas, semillas, tela, papel, que dificultaban el batido, con difícil separación del sobrenadante en el centrifugado (visualmente casi imperceptible) y filtrado muy lento. Para P2i, la mezcla era de color negro intenso muy brillante, de apariencia granular, fácil separación del sobrenadante en el centrifugado y filtrado un poco lento.

**Tabla 4.** Comparación de  $D_{50}$  hallados en diversos estudios.

Autor	Ciudad	Descripción	$D_{50}$ mm
Verbanck 1992	Bélgica / Bruselas	capa superior del sedimento	0.20*
		capa inferior del sedimento (granular pesado y grande)	0.29*
Milne <i>et al.</i> , 1996	Reino Unido	Rockfield	material grueso sin sólidos grandes asociados
	Sinderins	partículas orgánicas pequeñas con sólidos inorgánicos finos	0.67*
Mejía, 2000	España / Santander	arena fina	0.23
		arena media	0.46
		arena muy gruesa asociada con sólidos orgánicos	1.80
		arena gruesa asociada con sólidos orgánicos	1.15
Ashley <i>et al.</i> , 2000	Reino Unido / Escocia	capa superior del sedimento, espesor 170mm	0.20
		espesor 60mm	0.10
		espesor 50mm	0.15
		capa inferior del sedimento	0.15
Ghani <i>et al.</i> , 2000	Malasia	Alor Setar	0.60
		Butterworth	0.90
		Ipoh	0.80
		Kota B.	0.60
		Johor B.	0.70
		arena y grava es el principal componente	0.70

\*\* Estimado de gráfico del autor

**Figura 2.** Evolución del Diámetro Característico  $D_{50}$  en los Sedimentos del Pozo 2.





### 3.5 Parámetros Químicos

#### 3.5.1 pH

El pH es un parámetro importante, pero no el único, para definir la adsorción de los metales ya que a pH ácidos tienden a estar más disponibles y a pH moderadamente alcalinos se produce la precipitación del metal en forma de hidróxido, y en medios muy alcalinos pueden nuevamente pasar a ser solubles como hidroxicomplejos. Para el presente estudio, se obtuvieron valores medios de pH de 7.7, 8.0 y 8.0 para P1, P2s y P2i respectivamente, su distribución es bastante simétrica y sin puntos extremos, siendo estos ligeramente alcalinos, debido a la presencia de amonio y carbonatos. Un mayor análisis de la solubilidad de metales se hace en el punto 4.6 referido a Metales.

#### 3.5.2 Materia orgánica

Como parámetros indicadores de materia orgánica, se midió la DQO y DBO. Se obtuvieron valores medios de  $DQO_{total}$  de 14894, 25454 y 19421 mg/kg,  $DBO_{total}$  de 6269, 13878 y 7248 mg/kg, para P1, P2s y P2i respectivamente, además se midió la DQO y DBO soluble; se observó gran dispersión de los datos alrededor de la media, sobre todo para P1, coincidiendo esto con la investigación de Ristenpart (1995), que obtiene valores de  $DBO(g/kg) = 8.18 \pm 12.62$  y  $DQO(g/kg) = 42.69 \pm 66.72$  también bastante dispersos, justificando que se deba a la inexactitud de las técnicas analíticas de laboratorio, variación temporal y espacial de las características del sedimento debido a la heterogeneidad de la fuente de los sedimentos, procesos de degradación y consolidación, y al flujo variable de líquidos y sólidos que entran a la red. En lechos de sedimentos de espesor apreciable se diferencian fenómenos aerobios y anaerobios, así, organismos heterótrofos degradan la materia orgánica en condiciones aerobias y al romperse las moléculas de proteína producen amonio (amonificación) elevando el pH, y empezando a actuar bacterias autótrofas que oxidan el amonio a nitritos y nitratos (nitrificación) y ya en condiciones anóxicas las bacterias heterótrofas toman el oxígeno de los nitratos produciendo  $N_2$  (desnitrificación) que va a la atmósfera. La fermentación anaerobia transforma la materia orgánica a ácidos grasos volátiles y luego a metano. Las condiciones aerobias se dan en la capa superior (amonificación y nitrificación), y las condiciones anóxicas y anaerobias se dan en la capa inferior (desnitrificación y fermentación), esto sumado a la permanente erosión de la capa superior, originan valores mas altos de DQO y DBO en la capa inferior, como los obtenidos por Ristenpart (1995) y Ashley *et al* (2000).

En cambio, los sedimentos de poco espesor se ven mas influenciados por la edad del sedimento que está

directamente relacionado con los periodos de tiempo seco, siendo la degradación de la materia orgánica principalmente en condiciones aerobias, dando valores mas altos de DQO y DBO en la capa superior, como los obtenidos por Ristenpart (1995) y los del presente estudio.

La Figura 3 presenta la evolución de la  $DQO_{total}$  y  $DBO_{total}$  en los sedimentos del pozo 2, obteniéndose valores mas altos en la capa superior, a excepción del día 05/10 fecha en que el muestreo coincidió con una lluvia lo que debió provocar el lavado del sedimento muestreado. Estos valores altos indican que la capa superior es altamente orgánica. Al respecto, Chebbo *et al.* (2001) reportan que las partículas erosionables son altamente orgánicas con tasas medias de  $DQO_{soluble}/DQO_{total}$  y  $DBO_{soluble}/DBO_{total}$  del 10 al 30% y tasa de biodegradabilidad ( $DQO_{total}/DBO_{total}$ ) de 2.5.

En el estudio se obtuvieron tasas medias de  $DQO_{soluble}/DQO_{total}$  y  $DBO_{soluble}/DBO_{total}$  en el intervalo de 1 a 5% y tasas de biodegradabilidad de 2.4, 1.9 y 2.8, para P1, P2s y P2i respectivamente; esto indica la tendencia de P1 y P2s a ser fácilmente biodegradables, al contrario de P2i que es difícilmente biodegradable. Se visualiza también que la materia difícilmente biodegradable ( $DQO_{total}/DBO_{total}$ ) es mayor en la capa inferior. Además, los porcentajes de DQO y DBO particulada son del 96-98%, es decir que la degradación de la materia orgánica implica primero solubilizar el sustrato.

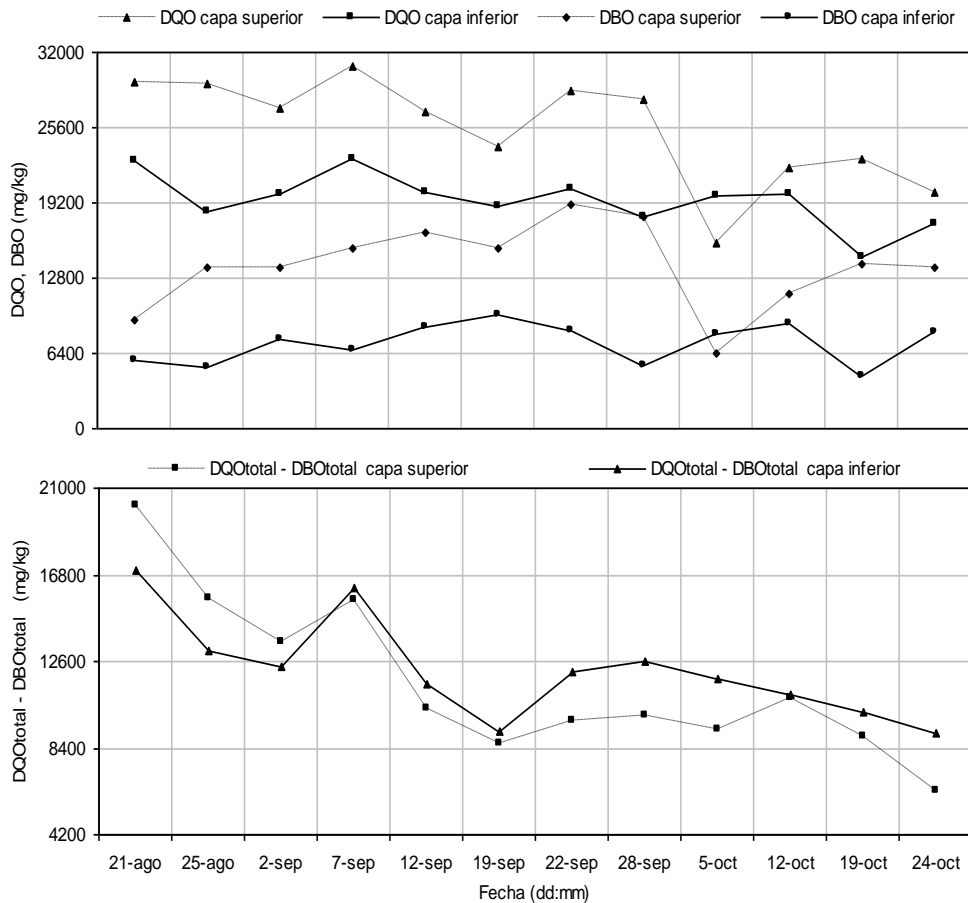
Sedimentos difícilmente biodegradables también fueron obtenidos por Ayherre *et al.* (2000) con tasas de biodegradabilidad de 10.5, 4.8 y 4.0, para sedimento en el fondo del pozo, biopelícula y capa orgánica respectivamente.

Los valores de DQO y DBO obtenidos por Mejía (2000) citados por Ramos (2002), son mayores a los obtenidos en el presente estudio debido principalmente al mayor espesor de sedimento (12-44cm) con el que trabajó el autor, es decir sedimentos mas desarrollados. En cambio, Cano (1996) obtiene valores muy bajos que podrían deberse a que sólo se analizó una muestra tomada después de una lluvia de 4.3 L/m<sup>2</sup> o a la metodología de análisis de laboratorio.

#### 3.5.3 Nutrientes

Se obtuvieron valores medios de 14, 17 y 4 mg/kg de nitratos; para P1, P2s y P2i respectivamente; que esta en el rango obtenido por Mejía (2000) citado por Ramos (2002), de 0 a 24 mg/kg de nitrato. Es destacable que los valores altos se deben principalmente a la escorrentía desde tierras con una intensa actividad agrícola que no corresponde a la cuenca en estudio.

**Figura 3.** Evolución de la DQO<sub>total</sub>, DBO<sub>total</sub> y biodegradabilidad en los sedimentos del pozo 2.



La combustión de carburantes origina emisiones de óxidos de nitrógeno que son una fuente de nitrito. Estos óxidos son transportados por la lluvia (gas disuelto en agua) hasta la red de alcantarillado unitario. En el estudio se obtuvieron concentraciones medias de 57, 38 y 19  $\mu\text{g}/\text{kg}$  de nitrito; para P1, P2s y P2i respectivamente, valores cercanos al rango obtenido por Mejía (2000) citado por Ramos (2002), de 2 a 41  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Los nitritos pueden provenir o de una oxidación incompleta del amoníaco, cuya nitrificación no se completa totalmente, o de una reducción de los nitratos bajo la influencia de una acción desnitrificante. Por ello, para la interpretación definitiva de los resultados de nitrito se debe tener en cuenta los contenidos de nitratos, de nitrógeno amoniacal y de materias orgánicas. Son también susceptibles de formarse bajo la acción de bacterias y a temperaturas elevadas a partir del amoníaco que proviene de la esterilización por las cloraminas originadas durante la desinfección por reacción con el amoníaco. Su empleo como inhibidor de la corrosión en las estaciones de tratamiento de las aguas puede también conducir a errores de interpretación.

El amonio puede existir como resultado de un proceso de degradación incompleta de la materia orgánica. Se considera un índice de contaminación reciente y peligrosa. En los análisis efectuados se observan valores medios de 20, 41 y 38 mg/kg; para P1, P2s y P2i respectivamente. Al respecto, los resultados para el pozo 2 coinciden con los obtenidos por diversos autores presentados; y el valor bajo de

amonio para P1 puede deberse al poco sedimento recogido durante el muestreo. Este valor bajo se correlaciona con el mínimo pH hallado, también para P1.

El nitrógeno total medio obtenido es de 368, 902 y 373 mg/kg para P1, P2s y P2i respectivamente, valores cercanos al rango dado por Mejía (2000) citado por Ramos (2002) de 376-1046 mg/kg; siendo el nitrógeno orgánico el de mayor presencia con 99, 82 y 95% del nitrógeno total, para P1, P2s y P2i respectivamente; además el máximo de nitrógeno orgánico se correlaciona con el máximo de DQO y DBO registrados en el periodo de estudio. Esto pone de manifiesto la procedencia orgánica del sedimento y su relación con un proceso de descomposición.

Por otro lado, la sedimentación de agua residual doméstica da una concentración de fosfatos en gran medida debido a los detergentes de uso doméstico, pero también puede ser aportado en grandes cantidades por vertidos industriales y escorrentías naturales.

Para el estudio, se obtuvieron valores medios de ortofosfato de 20, 53 y 14 mg/kg y fósforo de ortofosfato de 7, 17 y 5 mg/kg, para P1, P2s y P2i respectivamente; los valores de ortofosfato están cercanos al rango hallado por Mejía (2000) de 16 a 81 mg/kg. El nitrógeno total, amonio, nitrato, nitrito, NTK y ortofosfato en la capa superior del sedimento del pozo 2 obtiene los mayores valores, esto debido a los procesos que predominan en los sedimentos de poco espesor (no mayor de 7cm).

### 3.6 Indicadores Microbiológicos

En el estudio, se obtuvo para P1 valores medios de 6.1, 5.3 y 5.7 log(ufc)/g de CT, CF y EF respectivamente; para P2s valores medios de 6.2, 5.6 y 6.0 log(ufc)/g de CT, CF y EF respectivamente; y para P2i valores medios de 5.5, 4.5 y 5.5 log(ufc)/g de CT, CF y EF respectivamente. Estos valores son menores a los obtenidos por Mejía (2000), 8.6-9.4 log(ufc)/g para CT, 8.0-8.6 log(ufc)/g de CF y 8.2-8.9 log(ufc)/g de EF, debido a un sedimento mas desarrollado con espesores de 12-44 cm.

### 3.7 Metales

La acumulación y disponibilidad de los metales en los sedimentos dependerá de las características propias de los sedimentos, como: pH, contenido de materia orgánica, condiciones redox, presencia de óxidos e hidróxidos de Fe y Mn, presencia de carbonatos. Los metales se adhieren a la materia orgánica formando complejos de cambio y quelatos que migran con mayor facilidad a lo largo del perfil y se acumulan en la capa inferior. Chebbo *et al.* (2001) indican que la predominancia en la fase soluble de la escorrentía superficial está asociada con la

combinación de concentraciones altas de metales pesados y bajas concentraciones de sólidos suspendidos que limitan la posibilidad de adsorción. Esto indicaría que un mayor contenido mineral está asociado con un menor contenido de sólidos volátiles que justamente es lo que ocurre en la capa inferior del sedimento del pozo 2 (mayor contenido de metales menor porcentaje de sólidos volátiles). En la Tabla 5 se resumen las concentraciones de metales de diversos estudios, destacando que es la biopelícula quien tiene la mayor concentración de metales. Asimismo, Delattre *et al.* (1998) obtienen para sedimentos de alcantarillado unitario al sur de Francia, de 400-600 mg/kg de Zn. En el presente estudio, los niveles de metales en P1 fueron: para Co < 2.5mg/kg, Ni < 2.9mg/kg, Cd < 20.2 mg/kg, Cu < 11.9mg/kg, y valores medios de 282, 415, y 4764 mg/kg para Zn, Fe y Ca respectivamente; valores por lo general, menores a los obtenidos por los autores mostrados en la Tabla 10. Esto se debe al poco sedimento acumulado en el pozo 1, lo que se refleja en una alta dispersión de los datos alrededor de la media.

**Tabla 5.** Comparación de Metales hallados en diversos estudios.

Autor	Descripción	Metales (mg/kg sólidos) <sup>1</sup> (mg/kg SS) <sup>2</sup>								
		Cd	Cu	Pb	Zn	Ni	Fe	Co	Cr	Ca
Michelbach <i>et al.</i> , 1990 <sup>1</sup>	biopelícula	1.5**	139**	88**	1714**	30**	-	-	-	-
	granular	0.3**	26**	14**	327**	14**	-	-	-	-
Mejía 2000 <sup>1</sup>	arena fina	24	45	41	98	7.5	3410	2.3	48	54060
	arena media	25	46	28	152	5.9	2990	2.4	44	67060
	arena muy gruesa	5	48	60	84	5.2	1770	2.0	28	91840
	arena gruesa	42	77	30	124	9.0	2730	2.9	47	83960
Ahyerre <i>et al.</i> , 2000 <sup>2</sup> . Chebbo <i>et al.</i> , 2000 <sup>2</sup>	granular grueso	3	555	1304	3238	-	-	-	-	-
	granular grueso con diámetro <0.4mm***	5.8/3.9*	1255/870*	2338/1870*	5507/4047*	-	-	-	-	-
	granular grueso con diámetro >0.4mm***	1.94/1.94*	358/175*	1013/1000*	2599/3020*	-	-	-	-	-
	biopelícula	6/13*	1273/2900*	2589/3900*	12484/21000*	-	-	-	-	-
	capa orgánica	0.84/0.97*	212/131*	212/214*	1457/1270*	-	-	-	-	-

\* Igual zona de estudio: datos del 2000 y 2001

\*\* Estimado apartir de datos del autor

\*\*\* Criterio para movimiento de partículas: tamaño ( $D_{90}=0.4\text{mm}$ )

Para el pozo 2, se obtuvieron concentraciones más altas de metales en la capa inferior del sedimento del pozo 2. Los datos están dispersos alrededor de la media para metales como el Zn (en P2s) y el Pb (en P2i). Esta mayor dispersión para Zn y Pb coincide con los resultados obtenidos por Mejía (2000) citados por Ramos (2002), por lo que pueda deberse a vertidos puntuales en la red o a las lluvias. Chebbo *et al.* (2001), concluyen que la escorrentía superficial es la mayor fuente de contaminación de Cd, Cu, Pb y Zn. En general, los valores son menores que los obtenidos por Mejía (2000) debido al mayor contenido de materia orgánica y mayor tiempo de retención del sedimento (atascamiento de la red) ya que esto está asociado con una mayor acumulación de metales. Diferencias en las concentraciones pueden también ser debido a diferentes actividades en las cuencas en estudio. Otro factor es la legislación

existente, al respecto, Michelbach *et al* (1992) indican que la reducción de los valores de Pb está asociado con la legislación en Alemania que restringe el uso de gasolina sin plomo.

Es de mencionar que el calcio en el sedimento puede encontrarse en forma de  $\text{CaCO}_3$ , elevando el pH y propiciando la precipitación y asociación de los metales pesados con los sedimentos acumulados.

Los sedimentos acumulados en la red, serán los que al ser resuspendidos, en algún momento lleguen a la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales Domésticas y formen parte de los lodos. Una buena opción de uso podría ser utilizarlos en la agricultura. Al respecto, los resultados del presente estudio cumplen con los valores límites dados en el Real Decreto Español 1310/1990 (1990) sobre la utilización de lodos en el sector agrario.

**Tabla 6.** Comparación de valores obtenidos con valores límites de la Legislación Española.

Metal (mg/kg)	Estudio actual pH = 7.7 - 8.0	Valor límite	
		pH < 7	pH > 7
Cd	< 0.3 - 20.2	20	40
Cr	< 1.7 - 13.3	1000	1500
Cu	1.3 - 16.5	1000	1750
Ni	< 1.6 - 6.6	300	400
Pb	3.3 - 18.8	750	1200
Zn	6.0 - 1542	2500	4000

#### 4. Conclusiones

1. En la preparación de la muestra de sedimento, se debe realizar una homogenización primaria para el análisis de parámetros físicos; y luego homogenización secundaria obteniéndose un sobrenadante. Es en el sobrenadante, en el que se hizo el análisis de los parámetros químicos, microbiológicos y metales, según procedimientos para aguas residuales por el APHA (1995)

2. Valores de densidad húmeda obtenidos de 970-1920 kg/m<sup>3</sup> y D50 de 0.2-0.6mm, para el pozo 1, están dentro de los rangos normales de densidad y D50. Siendo estos consistentes con estudios realizados en otros lugares como Escocia con densidad de 1224 kg/m<sup>3</sup> y D50 de 0.20mm. En el pozo 2, la densidad aumenta y el D50 disminuye con la profundidad, así, se obtuvo densidad de 1530 kg/m<sup>3</sup> y D50 de 1.6 mm para la capa superior y densidad de 1770 kg/m<sup>3</sup> y D50 de 0.87mm para la capa inferior, esto es consistente con los valores hallados en ciudades como Hildesheim, para sedimento fresco y sedimento viejo no alterado. Siendo el material constitutivo de los sólidos los que rigen en mayor medida los valores de densidad. Además, el transporte y la resuspensión de las partículas más finas (menor D50) dependen de las características de la lluvia (duración, intensidad, periodo seco), en cambio el transporte de partículas más gruesas (mayor D50) depende de la historia de ocurrencia de las lluvias.

3. Las curvas granulométricas presentan variaciones significativas en su espectro de tamaño debido a que las tuberías que llegan a cada pozo tienen diferentes características geométricas hidráulicas, diferente ubicación en la red y a los diferentes tipos de sedimentos que llegan a cada pozo. En el pozo 2, la capa superior e inferior siguen la misma tendencia de la curva pero con mayor tamaño de partícula en la capa superior, esto debido a la mínima velocidad del flujo que hace que las partículas grandes pero de poco peso queden en la capa superficial. Según la clasificación de Wentworth, los sedimentos acumulados son: arena media para el pozo 1; arena muy gruesa para la capa superior y arena gruesa para la capa inferior.

4. Los valores de DQO y DBO son altos. Se obtuvieron para el pozo 1 valores de 14894 y 6269 mg/kg de DQO y DBO. Para el pozo 2, mayores valores en la capa superior, 25454 y 19421 mg/kg de DQO y DBO respectivamente; y para la capa inferior 13878 y 7248 mg/kg de DQO y DBO respectivamente. Se encontró gran dispersión de los

datos alrededor de la media, debido a la variación temporal y espacial del sedimento: heterogeneidad de la fuente de sedimento, procesos de degradación y consolidación, flujo variable de líquidos y sólidos que entran a la red.

5. Además, la DQO y DBO particulada representan el 96-98 % de la DQO y DBO total, y tasas de biodegradabilidad que muestran que el pozo 1 y la capa superior tienden a ser fácilmente biodegradables con valores de 2.4 y 1.9. En cambio, la capa inferior tiende a ser difícilmente biodegradable con una tasa de 2.8.

6. El pozo 1 obtuvo un valor medio de nitrógeno total de 368 mg/kg del que el 99% es nitrógeno orgánico. Para el pozo 2 se obtuvo un mayor valor en la capa superior, así, 902 mg/kg del que el 82% es nitrógeno orgánico. Estas características orgánicas se dan por el origen de las aguas domésticas. Con respecto al fósforo de ortofosfato se obtuvo para el pozo 1 el valor de 7 mg/kg y para el pozo 2 17mg/kg en la capa superior. El origen del fósforo puede atribuirse a los detergentes de uso doméstico.

7. La concentración de calcio en los dos pozos fue elevada, posiblemente debido a la presencia de CaCO<sub>3</sub> en el agua de abastecimiento, que elevó el pH, favoreciendo la precipitación de los metales y su adsorción a la materia orgánica. Estos metales migraron con mayor facilidad y se acumularon en la capa inferior del sedimento. Así, las mayores concentraciones de metales pesados se obtuvieron en la capa inferior del sedimento del pozo 2, con valores de 182, 4180, 13.3, 7.8 y 9.2 mg/kg de Zn, Fe, Cu, Pb y Cr respectivamente; siendo el pozo 1 el que presenta la mayor dispersión de los datos alrededor de la media, posiblemente debido a características propias de cada lluvia (duración, intensidad, periodo seco) o por posibles vertidos puntuales. Estos valores cumplen ampliamente los límites de metales pesados para la utilización de lodos de depuración en el sector agrario de la norma española.

#### 5. Referencias bibliográficas

- Ahyerre, M.; Chebbo, G. y Saad, M. 2000. Sources and erosion of organic solids in a combined sewer. *Urban Water*, 2(4), pp. 305-315.
- Apha; Awwa y Wpcf. (1995). Standard methods for the examination of water and wastewater. 19<sup>th</sup> Edition. Washington. ISBN 0-87553-223-3.
- Ashley, R.; Alasdair, F.; Burrows, R. y Blanksby, J. 2000. The management of sediment in combined sewers. *Urban Water*, 2(4), pp. 263-275.

- Butler, D. y Davies, W. 2000. *Urban drainage*. First published by E&FN Spon. London. ISBN 0-419-22340-1
- Crabtree, R.W. 1989. Sediments in sewers. *Journal of the Institution of Water and Environmental Management*, 3, pp. 569-578.
- Cano, J. 1996. Contaminación de la escorrentía superficial en un área metropolitana de la ciudad de Santander. Tesis de Master. Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente. Universidad de Cantabria. Santander.
- Chebbo, G.; Gromaire, M.; Ahyerre, M. y Garnaud, S. 2001. Production and transport of urban wet weather pollution in combined sewer systems: the Marais experimental urban catchment in Paris. *Urban Water*, 3(1-2), pp. 3-15.
- Delattre, C.; Bertrand-Krajewski, J.-L.; Picard, V.; Berga, P. y Balades, J. 1998. Characteristics and treatability of deposits from urban catchments, sewer systems and storage tanks. *Proceedings of the third international conference on innovative technologies in urban storm drainage*, Lyons, France.
- Ghani, Ab.; Zakaria, A.; Kassim, M. y Nasir, A. 2000. Sediment size characteristics of urban drains in Malaysian cities. *Urban Water*, 2(4), pp. 335-341.
- Mcgregor, I.; Souter, N. y Ashley, R. 1996. Sewer Sediments: Preparation methods for enumerating bacteria. *Wat. Sci. & Tech.*, 33(9), pp. 179-186.
- Michelbach S.; Wohrle C. 1992. Settleable solids in a combined sewer system-measurement, quantity, characteristic. *Wat. Sci. & Tech.*, 25(8), pp. 181-188.
- Milne D.; Jefferies C.; Ashley R. 1996. Pollutional aspects of gross solids and their interaction with sewer sediments. *Wat. Sci. & Tech.*, 33(9), pp. 31-37.
- Ramos F. L. 2002. Caracterización de Sedimentos en una Cuenca de la red unitaria de saneamiento de Santander. Tesis de Master. Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente. Universidad de Cantabria. España
- Ristenpart, E. 1998. Solids transport by flushing of combined sewers. *Wat. Sci. & Tech.*, 37(1), pp. 171-178.
- Simons, D. y Senturk, F. 1992. *Sediment transport technology: water and sediment dynamics*. Ed. Book Crafters Inc. Michigan. ISBN 0-918334-66-7
- Skipworth, P.J.; Tait, S.J. y Saul, A.J. 2000. The first foul flush in combined sewers: an investigation of the causes. *Urban Water*, 2(4), pp. 317-325.
- Sutter, R.; Huygens, M. y Verhoeven, R. 1999. Unsteady flow sediment transport in a sewer model. *Wat. Sci. & Tech.*, 39(9), pp. 121-128.
- Verbanck, M. 1992. Field investigations on sediment occurrence and behaviour in Brussels combined sewers. *Wat. Sci. & Tech.*, 25(8), pp. 71-82.
- Vollertsen, J.; Thorkild, H.-J. 2000. Resuspension and oxygen uptake of sediments in combined sewers. *Urban Water*, 2(1), pp. 21-27.