

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL



# **Estudio de la Dinámica de la Floculación y su relación con el Transporte de cromo en el río Salado (Santa Fe)**

Leonardo Marcelo Filippa

**FICH**

FACULTAD DE INGENIERIA  
Y CIENCIAS HIDRICAS

**INTEC**

INSTITUTO DE DESARROLLO TECNOLOGICO  
PARA LA INDUSTRIA QUIMICA

Tesis de Doctorado **2014**

**Doctorado en Ingeniería**  
**Mención Recursos Hídricos**

Título de la obra:

**Estudio de la Dinámica de la Floculación y su relación con el Transporte de cromo en el río Salado (Santa Fe)**

Autor: Leonardo Marcelo Filippa

Lugar: Santa Fe, Argentina

Palabras Claves:

Floculación,  
Transporte de sedimentos finos,  
Transporte de cromo,  
Río Salado.



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL  
Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas  
Instituto de Desarrollo Tecnológico para la Industria Química

**ESTUDIO DE LA DINÁMICA DE LA FLOCULACIÓN Y SU  
RELACIÓN CON EL TRANSPORTE DE CROMO EN EL  
RÍO SALADO (SANTA FE)**

**Leonardo Marcelo Filippa**

Tesis remitida al Comité Académico del Doctorado  
como parte de los requisitos para la obtención  
del grado de  
DOCTOR EN INGENIERÍA  
Mención Recursos Hídricos  
de la  
UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL

**2014**

Comisión de Posgrado, Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas, Ciudad Universitaria, Paraje "El Pozo",  
S3000, Santa Fe, Argentina

*A mis padres, Graciela y Juan Carlos....*  
*A mis hermanas, Mariela y Julieta*

## **AGRADECIMIENTOS**

A mi director de Tesis, Dr. Alfredo Trento, por su presencia permanente, su predisposición en las discusiones técnicas y su colaboración en la planificación y la ejecución de las tareas de campo, laboratorio y gabinete.

A la Mag. Ing. Ana M. T. Alvarez, por su colaboración y predisposición permanente en las distintas tareas realizadas a lo largo de la Tesis.

A mi co-directora de Tesis, Susana Vinzon, por su colaboración y el apoyo brindado durante mi estadía en la UFRJ, Brasil.

A Marcos Gallo y Luana Freyre, por su amistad y por toda la ayuda brindada a lo largo de mi estadía en la UFRJ, Brasil.

A la Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas y a la Universidad Nacional del Litoral, por facilitarme los espacios físicos para realizar mis tareas de gabinete y laboratorio, y la disponibilidad para realizar el transporte y la navegación durante las tareas de campo.

A Roberto Mir y Santiago Cañete por la predisposición y la colaboración brindada durante los trabajos de campo.

A la Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica por mi Beca Inicial de Doctorado en el marco del Proyecto PICT RAICES N°35885.

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas por mi Beca de Doctorado Tipo II, para la finalización de mis tareas de Tesis.

A la Dra. Eva Rueda y a la Facultad de Humanidades y Ciencias - UNL, por el instrumental facilitado para realizar mis tareas de laboratorio.

Al Dr. Claudio Pasalias por su amistad y su colaboración en la traducción de una de mis publicaciones.

A mis amigos del trabajo: Gustavo Baratti, Pablo Del Prete, Claudio Zenclusen, Ramiro Pighini, Martín Barboza, Alejandro Nardin, Lucas Palman, por su amistad, su compañerismo y su colaboración en las tareas de laboratorio y de campo.

A mis ex-compañeros de trabajo: Luciana Manelli, Matias Imoff, Maria Claret, Lucía Virgilio, Nancy Piovano, por la colaboración brindada en los trabajos de campo y laboratorio.

A mis amigos de la vida: Sebastian Ojeda, Melina Bagilet, Juan Pablo Borrego Rivero, Evangelina Luengo, Hernan Volpato, Luciano Brun, Lucrecia Pulen, Melina Segovia, Mariana Monti, José Roldan, Germán Segovia por su amistad incondicional y su apoyo afectivo permanente.

A mi familia, especialmente a mis padres y mis hermanas por el cariño y el apoyo moral incondicional.

# INDICE GENERAL

INDICE DE FIGURAS .....	XI
INDICE DE TABLAS.....	XXI
RESUMEN.....	XXIV
ABSTRACT .....	XXV
1 INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 El cromo y el transporte de sedimentos en aguas superficiales.....	1
1.2 El cromo en el río Salado: motivación de la tesis.....	3
1.3 Áreas de vacancia científico - tecnológicas.....	5
1.4 Objetivos de la Tesis.....	6
1.4.1 Objetivo general .....	6
1.4.2 Objetivos particulares.....	6
1.5 Alcance de la Tesis y abordaje general.....	6
2 ESTADO DEL ARTE .....	8
2.1 Introducción.....	8
2.2 Definiciones.....	8
2.2.1 Floculación .....	8
2.2.2 Estructura física de un flóculo de origen natural.....	8
2.2.3 Estructura fractal de los flóculos .....	10
2.2.4 Propiedades físicas de los flóculos .....	10
2.2.5 Dinámica de la floculación.....	14
2.2.6 Velocidad de sedimentación $W_s$ .....	19
2.2.7 Floculación y transporte de sedimentos finos .....	21
2.3 La floculación en ríos y ambientes naturales.....	22

2.4	Floculación y transporte de cromo.....	26
2.5	Conclusiones.....	29
3	MODELO CONCEPTUAL.....	30
3.1	Introducción.....	30
3.2	El río Salado.....	30
3.3	Escenario ambiental.....	32
3.3.1	Definición del tramo de estudio específico.....	32
3.3.2	Sub-tramos del tramo de estudio.....	34
3.4	Procesos principales, escalas espaciales y temporales asociadas.....	36
3.4.1	Procesos bajo análisis.....	36
3.4.2	Escalas espaciales.....	36
3.4.3	Escalas temporales.....	37
3.5	Modelo conceptual.....	38
3.5.1	Hipótesis generales.....	39
3.5.2	Hipótesis específicas.....	39
3.5.3	Hipótesis de la Floculación.....	40
3.5.4	Descripción del modelo conceptual.....	41
3.5.5	Hipótesis central de la Tesis.....	43
3.6	Conclusiones.....	43
4	DINÁMICA DE LA FLOCULACIÓN Y EL TRANSPORTE DE CROMO EN EL RÍO SALADO.....	45
4.1	Introducción.....	45
4.2	Metodología general.....	45
4.2.1	Definición de variables y secciones de muestro.....	45
4.3	Campañas preliminares.....	51

4.4	Contexto Hidro-sedimentológico Año 2010.....	53
4.5	Campaña Noviembre de 2010.....	54
4.5.1	Resumen y objetivos.....	54
4.5.2	Equipo de trabajo.....	54
4.5.3	Metodología específica.....	55
4.5.4	Análisis de resultados campaña Noviembre 2010.....	65
4.6	Conclusiones.....	144
5	ENSAYOS DE FLOCULACIÓN EN LABORATORIO.....	148
5.1	Introducción.....	148
5.2	Metodología general.....	148
5.2.1	Jarras de Floculación.....	148
5.2.2	Técnica de medición de tamaños.....	154
5.2.3	Técnica de medición de velocidades.....	160
5.3	Floculación aguas arriba de la fuente (sub-tramo 1).....	161
5.3.1	Metodología específica.....	162
5.3.2	Análisis de resultados.....	169
5.4	Floculación inducida por la fuente (floculación aguas abajo de la fuente, sub-tramos 2 y 3 del río).....	189
5.4.1	Metodología específica.....	189
5.4.2	Análisis de resultados.....	197
5.5	Efecto del cromo (III) sobre la floculación de sedimentos suspendidos.....	223
5.5.1	Metodología específica.....	223
5.5.2	Análisis de resultados.....	227
5.6	Conclusiones.....	231
6	CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	237

6.1	Consideraciones generales .....	237
6.2	Trabajos de campo .....	238
6.3	Trabajos de laboratorio .....	240
6.4	Recomendaciones .....	243
	LISTADO DE SÍMBOLOS .....	246
	REFERENCIAS .....	251
	ANEXO 1: PUBLICACIONES .....	261

## INDICE DE FIGURAS

Figura 1.1.- Tramo general del río Salado bajo estudio. En color azul se destaca el cauce del río Salado y el cauce del arroyo Cululú. Se indica la ubicación de la ciudad de Esperanza y las Rutas Provinciales N° 6 y N° 70. Imagen correspondiente al sensor AVNIR 2 del satélite japonés ALOS.....	4
Figura 2.1.- Esquema de la estructura jerárquica de un flóculo (reproducido de Winterwerp & Van Kesteren, 2004).....	9
Figura 2.2.- Relación entre $\Delta\rho_f$ y diámetro de flóculo. Reproducida de Winterwerp & Van Kesteren (2004).....	13
Figura 3.1.- Tramo de estudio específico, río Salado. En color amarillo se destacan: la secciones de aguas arriba y aguas abajo, y 4 sub-tramos del río con características hidroambientales similares. Con un círculo en color rojo se indica la ubicación de la fuente principal de cromo. Imagen correspondiente al sensor AVNIR 2 del satélite japonés ALOS, vista ampliada de la Figura 1.1. ....	33
Figura 3.2.- Modelo conceptual, modificado a partir de Schnoor (1996). Se presentan las variables representativas del transporte sedimentos y la floculación: $h$ , $S_w$ , $S_b$ , $k_s$ , $\alpha$ , $k_A$ , $k_B$ , $w_s$ , $G$ ; y las variables representativas del transporte de cromo: $C_{Tw}$ , $C_{pw}$ , $K_{pw}$ , $k_L$ , $C_{pb}$ , $C_{sb}$ , $K_{pb}$ , $d_a$ . ....	42
Figura 3.3.- Vista en planta de un esquema simplificado del proceso de crecimiento de los flóculos en la zona de la fuente de cromo. (Nota: los tamaños de los flóculos no se encuentran en escala, se grafican de ese modo a los fines explicativos).....	43
Figura 4.1.- Ubicación de las secciones de muestreo principales. Se indica además la ubicación de la fuente principal de cromo.....	48

Figura 4.2.- Ubicación de las verticales de muestreo principales. Con los índices 1, 2 y 3 se indican las verticales sobre margen derecha, centro del cauce y margen izquierda, respectivamente. En color rojo se indica la ubicación de la fuente principal de cromo. 50	
Figura 4.3.- Fotografía de la fuente, tomada desde la margen derecha del río hacia aguas abajo, campaña 24 Noviembre de 2010.....	51
Figura 4.4.- Evolución de la cota de pelo de agua en la sección hidráulica correspondiente a la RP70, año 2010. Se incluyen las fechas de las distintas campañas realizadas y las $S_w$ medidas en la sección RP6. ....	53
Figura 4.5.- Fotografía del bote empleado, tomada desde margen derecha hacia aguas arriba, campaña Noviembre de 2010. En el fondo de la imagen se observa el puente de la RP6 y a la izquierda del mismo, también en el fondo de la imagen, se puede ver el efecto de la fuente de cromo sobre el río.....	55
Figura 4.6.- Relación $SMD$ LISST vs $SMD$ Malvern (Filippa et al., 2011). ....	57
Figura 4.7.- Malla de elementos finitos utilizada en la discretización espacial, para la implementación del modelo hidrodinámico. ....	65
Figura 4.8.- Campo de velocidades entre las secciones 5 y 8. Resultados del modelo hidrodinámico de SisBAHIA. Escenario Noviembre de 2010.....	67
Figura 4.9.- Distribución final de la nube de partículas erogadas por la fuente, de acuerdo a los resultados del modelo Lagrangeano del sistema computacional SisBAHIA. Escenario 24 Noviembre de 2010. ....	70
Figura 4.10.- Distribución final de la nube de partículas erogadas por la fuente, de acuerdo a los resultados del modelo Lagrangeano del sistema computacional SisBAHIA. Vista ampliada entre las secciones 6 y 10. Escenario 24 Noviembre de 2010. ....	71

Figura 4.11.- Distribución espacial del $pH$ en el tramo del río analizado. Distancia progresiva de 0 a 4000 m. Campaña 24 de Noviembre de 2010.....	73
Figura 4.12.- Distribución espacial de la $CE$ en el tramo del río analizado. Distancia progresiva de 0 a 4000 m. Campaña 24 de Noviembre de 2010.....	73
Figura 4.13.- Distribución espacial de $S_w$ en el tramo del río analizado. Distancia progresiva de 0 a 16000 m. Campaña 24 de Noviembre de 2010.....	75
Figura 4.14.- Pluma de sedimentos (floculados), vertical 8.1, 150 m aguas abajo de la fuente. Imagen tomada desde la margen derecha. Campaña 24 de Noviembre de 2010. ....	76
Figura 4.15.- Distribución espacial de $S_w$ en el tramo del río analizado y evolución de $F_{S_w}$ total en la sección, en función de la progresiva. Distancia progresiva de 0 a 4000 m. ....	77
Figura 4.16.- Evolución espacial del flujo $F_{S_w}$ total en la sección y $F_{S_w}$ sobre margen derecha, centro del cauce y margen izquierda respectivamente. Campaña 24 de Noviembre de 2010. ....	78
Figura 4.17.- Comparación de la evolución espacial de $S_w$ y de $F_{S_w}$ total en la sección. Arriba: Campaña Noviembre de 2010. Abajo: Noviembre de 2008. ....	81
Figura 4.18.- Composición granulométrica, campaña Noviembre de 2010. Arriba: sedimentos suspendidos. Abajo: sedimentos del lecho. ....	83
Figura 4.19.- Curvas de distribución de tamaños de partículas, campaña Noviembre de 2010. Izquierda, desde arriba hacia abajo: distribuciones de tamaños de partículas de los sedimentos suspendidos, en cada sección desde $CP$ hasta $Sch$ . Derecha, desde arriba hacia abajo: distribuciones de tamaños de partículas de los sedimentos del lecho, en cada sección desde $CP$ hasta $Sch$ .....	88

Figura 4.20.- Comparación diámetros <i>SMD</i> LISST medidos in-situ vs. <i>SMD</i> Malvern medidos en laboratorio en ausencia de floculación. Campaña 24 de Noviembre de 2010. .....	92
Figura 4.21.- Distribución espacial de $df_{50}$ de flóculos y partículas suspendidos en el tramo del río. analizado. Distancia progresiva de 0 a 4000 m. Campaña 24 de Noviembre de 2010. ....	93
Figura 4.22.- Imagen de una muestra de agua tomada en la vertical 8.1, 150 m aguas abajo de la fuente. Se puede distinguir con claridad la presencia de flóculos en suspensión. Campaña 24 de Noviembre de 2010. ....	94
Figura 4.23.- Izquierda: diámetros $df_{50}$ en función de la profundidad desde el pelo de agua, desde la sección 6 hasta la sección 10. Derecha: parámetro $G$ en función de la profundidad desde el pelo de agua, desde la sección 6 hasta la sección 10, calculados según la Ec.(4.12). Campaña 24 de Noviembre de 2010. ....	98
Figura 4.24.- Comparación de la distribución espacial de los tamaños de flóculos, $df_{50}$ . Arriba: Campaña Noviembre de 2010. Abajo: Campaña Noviembre de 2008. ....	100
Figura 4.25.- Evolución espacial del cociente $k_A/k_B$ desde la sección CP hasta la sección 10. Campaña 24 de Noviembre de 2010. ....	106
Figura 4.26.- Resultados de $W_s$ en función de la distancia progresiva. Resultados según: Arriba: Ec. (4.16); Abajo: Ec. (4.20). Campaña 24 de Noviembre de 2010. ....	112
Figura 4.27.- Relación entre $W_s$ y $df_{50}$ . Arriba: resultados Ec. (4.16). Abajo: resultados Ec. (4.20). Campaña Noviembre de 2010. ....	114
Figura 4.28.- Comparación de la distribución espacial de las $W_s$ , según la Ec. (4.16), en el tramo del río evaluado desde la progresiva 0 a 4000 m. Arriba: campaña Noviembre de 2010. Abajo: campaña Noviembre de 2008. ....	115

Figura 4.29.- Relación $W_s$ vs diámetro de flóculo. Comparación con resultados de otros ambientes naturales a nivel mundial. Resultados del río Salado graficados sobre la figura original reproducida de Winterwerp & Van Kersteren (2004). .....	117
Figura 4.30.- Distribución espacial de la tasa de depositación $m_d$ en el tramo del río analizado. Distancia progresiva de 0 a 4000 m. Campaña Noviembre de 2010. ....	118
Figura 4.31.-Distribución espacial de $C_{Tw}$ en el tramo analizado. Distancia progresiva de 0 a 16000 m. Campaña 24 de Noviembre de 2010.....	121
Figura 4.32.- Distribución espacial de $C_{Tw}$ en el tramo analizado. Se incluyen los valores de flujo másico de cromo total $F_{CTw}$ en la sección transversal. Distancia progresiva de 0 a 4000 m. Campaña 24 de Noviembre de 2010.....	122
Figura 4.33.- Evolución espacial del Flujo de cromo en la sección, sobre la MD, el centro y la MI, respectivamente. Arriba: Flujo de cromo total. Centro: Fujo de cromo particulado. Abajo: Flujo de cromo disuelto. Campaña Noviembre de 2010. ....	123
Figura 4.34.- Evolución espacial de la $K_{pw}$ . Arriba: Noviembre de 2010. Abajo: Noviembre de 2008. ....	127
Figura 4.35.- Evolución espacial de la $f_{pw}$ . Arriba: Noviembre de 2010. Abajo: Noviembre de 2008. ....	129
Figura 4.36.- Arriba: distribución espacial de la concentración de cromo total en el lecho $r$ . Abajo: distribución espacial de la tasa de depositación de sedimentos suspendidos $m_d$ . ....	130
Figura 4.37.- Distribución espacial de la diferencia $C_{sb}-C_{sw}$ entre las secciones CP y 10. Escenario Noviembre de 2010.....	133
Figura 4.38.- Evolución espacial del $F_{dif}$ promedio entre las secciones 6 y 10. Escenario Noviembre de 2010. ....	135

Figura 4.39.- Síntesis de la evolución espacial de las principales variables que caracterizan el transporte de sedimentos, la floculación y el transporte de cromo. Desde arriba hacia abajo: $S_w$ (y $F_{S_w}$ ), $C_{T_w}$ (y $F_{C_{T_w}}$ ), $df_{50}$ , $W_s$ , $m_d$ y $r$ . Escenario 24 de Noviembre de 2010. ....	141
Figura 5.1.- Dispositivo Jar Test. Se presenta el equipo completo en funcionamiento con las 4 jarras de vidrio. Se muestran además las cajas de petri plásticas empleadas luego para el almacenamiento las muestras extraídas. ....	150
Figura 5.2.- Dimensiones principales de las jarras y paletas, expresadas en mm. ....	151
Figura 5.3.- Imagen generada con el software Corel Draw 12. Contiene 101854 círculos de 7 tamaños distintos, ver Tabla 5.1. ....	156
Figura 5.4.- Comparación entre la distribución de tamaños real generada en Corel Draw (ver Figura 5.3) y la distribución calculada por ImageJ para la misma imagen.....	157
Figura 5.5.- Fotografía de la suspensión de microesferas de vidrio, tomada con la cámara de fotos y el microscopio. ....	158
Figura 5.6.- Comparación entre la distribución de tamaños determinada con el difractor Malvern vs. la calculada por ImageJ. ....	159
Figura 5.7.- Esquema general del proceso de determinación de tamaños. ....	160
Figura 5.8.- Curva granulométrica acumulada de la muestra de agua de río. $d_{p50} = 9.25 \mu\text{m}$ .....	163
Figura 5.9.- Evolución del diámetro $df_{50}$ en función del tiempo. Ensayos correspondientes a las condiciones medidas en el sub-tramo 1, aguas arriba de la fuente. $S_w = 63.7 \text{ mg/L}$ , $d_{p50} = 9.25 \mu\text{m}$ . ....	170
Figura 5.10.- Fotografías de flóculos: Izquierda: $t=30 \text{ min}$ , $G = 451 \text{ 1/s}$ ; Centro: $t= 210 \text{ min}$ , $G = 15 \text{ 1/s}$ ; Derecha: $t = 330 \text{ min}$ , $G = 44 \text{ 1/s}$ . ....	172

Figura 5.11.- Fotografías de flóculos: Izquierda: $t=30$ min, $G = 451$ 1/s; Centro: $t= 210$ min, $G = 15$ 1/s; Derecha: $t = 330$ min, $G = 75$ 1/s. ....	172
Figura 5.12.- Fotografías de flóculos: Izquierda: $t=30$ min, $G = 451$ 1/s; Centro: $t= 210$ min, $G = 15$ 1/s; Derecha: $t = 330$ min, $G = 100$ 1/s. ....	172
Figura 5.13.- Diámetros $df_{50eq}$ como función del parámetro $G$ . Ensayos correspondientes a las condiciones medidas en el sub-tramo 1, aguas arriba de la fuente.....	173
Figura 5.14.- Diámetros $df_{50eq}$ como función del parámetro $G$ . Comparación con los resultados obtenidos por otros investigadores en jarras de floculación, bajo condiciones experimentales equivalentes: Logan & Kilps, 1994; Mietta et. al, 2009; Kumar et. al 2010. ....	173
Figura 5.15.- Velocidades de sedimentación, $w_s$ , en función del diámetro máximo. En líneas de puntos las $w_s$ estimadas según la Ec. (5.12) para $n_f = 1.5, 2, 2.5$ y $3$ . Ensayos correspondientes a las condiciones medidas en el sub-tramo 1, aguas arriba de la fuente. ....	177
Figura 5.16.- Comparación entre $w_s$ medidas en laboratorio en los ensayos para el sub-tramo 1, con $W_s$ calculadas para el río Salado en Noviembre de 2010, en todo el tramo bajo estudio.....	179
Figura 5.17.- Densidades diferenciales como función del diámetro máximo. Ensayos correspondientes a las condiciones medidas en el sub-tramo 1, aguas arriba de la fuente. ....	180
Figura 5.18.- Dimensiones fractales como función del diámetro máximo. Ensayos correspondientes a las condiciones medidas en el sub-tramo 1, aguas arriba de la fuente. ....	182

Figura 5.19.- Evolución de la fracción floculada en función del tiempo. Ensayos correspondientes a las condiciones medidas en el sub-tramo 1, aguas arriba de la fuente. ....	184
Figura 5.20.- Tensiones resistentes en función de los $df_{max}$ . Calculadas con $A_{\tau} = 1$ N/m <sup>2</sup> . Ensayos correspondientes a las condiciones medidas en el sub-tramo 1, aguas arriba de la fuente. ....	186
Figura 5.21.- Tensiones resistentes en función de los $df_{max}$ . Calculadas con $A_{\tau} = 2$ N/m <sup>2</sup> . Ensayos correspondientes a las condiciones medidas en el sub-tramo 1, aguas arriba de la fuente. ....	188
Figura 5.22.- Evolución de los diámetros $df_{50}$ , en función del tiempo. Los primeros 210 min corresponden al agua del río sin efluente. Ensayos correspondientes a las condiciones observadas en los sub-tramos 2 y 3, aguas abajo de la fuente.....	198
Figura 5.23.- Fotografías de flóculos: Izquierda: $t=30$ min, $G = 451$ 1/s, $Vol_{Ef} = 0$ ; Centro: $t= 210$ min, $G = 44$ 1/s, $Vol_{Ef} = 0$ ; Derecha: $t = 330$ min, $G = 44$ 1/s, $Vol_{Ef} = 1\%$ .....	201
Figura 5.24.- Fotografías de flóculos: Izquierda: $t=30$ min, $G = 451$ 1/s, $Vol_{Ef} = 0$ ; Centro: $t= 210$ min, $G = 44$ 1/s, $Vol_{Ef} = 0$ ; Derecha: $t = 330$ min, $G = 44$ 1/s, $Vol_{Ef} = 10\%$ .....	201
Figura 5.25.- Fotografías de flóculos: Izquierda: $t=30$ min, $G = 451$ 1/s, $Vol_{Ef} = 0$ ; Centro: $t= 210$ min, $G = 44$ 1/s, $Vol_{Ef} = 0$ ; Derecha: $t = 330$ min, $G = 44$ 1/s, $Vol_{Ef} = 66\%$ .....	201
Figura 5.26.- Fotografías del fondo de una jarra de floculación: Izquierda: $t = 210$ , $G = 44$ 1/s, $Vol_{Ef} = 0$ ; Derecha: $t = 330$ min, $G = 44$ 1/s, $Vol_{Ef} = 10 \%$ .....	202

Figura 5.27.-Diámetros $df_{50eq}$ como función de la proporción de efluente. Ensayos correspondientes a las condiciones observadas en los sub-tramos 2 y 3, aguas abajo de la fuente. ....	202
Figura 5.28.- Distribuciones de tamaños, estado de equilibrio. Ensayos correspondientes a las condiciones observadas en los sub-tramos 2 y 3, aguas abajo de la fuente. Se incluye la distribución correspondiente al agua de río, sin flocular (rótulo 0% Malvern). ....	204
Figura 5.29.- Relación entre las $W_s$ y los $df_{max}$ . En líneas de puntos las $W_s$ estimadas según la Ec. (5.12) para $n_f = 1.5, 2, 2.5$ y 3. Ensayos correspondientes a las condiciones observadas en los sub-tramos 2 y 3, aguas abajo de la fuente. ....	207
Figura 5.30.- Comparación entre $w_s$ medidas en laboratorio en los ensayos para el sub-tramo 2-3, con $W_s$ calculadas para el río Salado en Noviembre de 2010, en todo el tramo bajo estudio. ....	209
Figura 5.31.- Relación entre $\Delta\rho_f$ y $df_{max}$ , obtenida para flóculos en estado de equilibrio. Ensayos correspondientes a las condiciones observadas en los sub-tramos 2 y 3, aguas abajo de la fuente. ....	211
Figura 5.32.-Dimensiones fractales en función del diámetro máximo. Ensayos correspondientes a las condiciones observadas en los sub-tramos 2 y 3, aguas abajo de la fuente. ....	212
Figura 5.33.- Evolución temporal de la fracción particulada de cromo, $f_{pw}$ . Ensayos correspondientes a $Vol_{Ef} = 1\%$ y $10\%$ . ....	216
Figura 5.34.- Evolución de $S_w$ como función de $Vol_{Ef}$ . Los pares de valores indicados junto a los puntos de la gráfica representan el $Vol_{Ef}$ y su correspondiente $S_w$ . ....	217

Figura 5.35.- Evolución de $SSV/S_w$ como función de $Vol_{Ef}$ . Los pares de valores indicados junto a los puntos de la gráfica representan el $Vol_{Ef}$ y su correspondiente $SSV/S_w$ .....	217
Figura 5.36.- Evolución de $SDT$ como función de $Vol_{Ef}$ . Los pares de valores indicados junto a los puntos de la gráfica representan el $Vol_{Ef}$ y su correspondiente $SDT$ .....	218
Figura 5.37.- Evolución de $SDV/SDT$ como función de $Vol_{Ef}$ . Los pares de valores indicados junto a los puntos de la gráfica representan el $Vol_{Ef}$ y su correspondiente $SDV/SDT$ .....	218
Figura 5.38.- Evolución de $C_{Tw}$ como función de $Vol_{Ef}$ . Los pares de valores indicados junto a los puntos de la gráfica representan el $Vol_{Ef}$ y su correspondiente $C_{Tw}$ .....	219
Figura 5.39.- Evolución de $f_{pw}$ como función de $Vol_{Ef}$ . Los pares de valores indicados junto a los puntos de la gráfica representan el $Vol_{Ef}$ y su correspondiente $f_{pw}$ . ....	219
Figura 5.40.- Evolución temporal de los diámetros $df_{50}$ . Ensayos evaluación del efecto del cromo (III) en la floculación de sedimentos suspendidos. ....	227
Figura 5.41.- Diámetros de equilibrio $df_{50eq}$ en función de la concentración de cromo total. Ensayos evaluación del efecto del cromo (III) en la floculación de sedimentos suspendidos.....	229
Figura 5.42.- Velocidades de sedimentación, $W_s$ , en función del diámetro máximo. En líneas de puntos las $W_s$ estimadas según la Ec. (5.12) para $n_f = 1.5, 2$ y $3$ . Ensayos evaluación del efecto del cromo (III) en la floculación de sedimentos suspendidos. ...	231

## INDICE DE TABLAS

Tabla 2.1.- Comparación de estudios de floculación desarrollados en distintos río del mundo. Se indica el nombre del río o cuenca, las escalas espaciales y temporales, los métodos de medición de tamaños de flóculos y la referencia correspondiente.....	25
Tabla 2.2.- Resumen de estudios de transporte de cromo asociado a sedimentos en distintos ríos del mundo. Se indica el nombre del río o cuenca, las escalas espaciales y temporales, el origen del cromo, los procesos de transporte evaluados y la referencia correspondiente.....	27
Tabla 3.1.- Variables hidráulicas y sedimentológicas correspondientes: al escenario de la Tesis (Noviembre de 2010), a valores medios y a la crecida extraordinaria del año 2003.....	32
Tabla 3.2.- Síntesis de las características principales de los sub-tramos definidos en la Figura 3.1.....	34
Tabla 4.1.- Listado de procesos, variables asociadas y técnicas correspondientes de medición a emplear en campo y laboratorio.....	46
Tabla 4.2.- Variables características de las 3 descargas de cromo. Se incluye como referencia la sección <i>CP</i> (progresiva 0 m) aguas arriba de las 3 descargas.....	51
Tabla 4.3.- Resultados principales del modelo hidrodinámico.....	68
Tabla 4.4.- Composición mineralogía de las arcillas, río Salado. Se incluye como referencia la capacidad de intercambio de cationes, <i>CEC</i> , de cada tipo de arcilla (según Mehta &McAnally, 2009).....	91
Tabla 4.5.- Comparación de los tamaños de flóculos en el río Salado con otros ambientes fluviales a nivel mundial. Se incluyen las escalas espaciales y temporales, y el método de medición de tamaños empleado en cada caso.....	102

Tabla 4.6.- Resultados de $W_s$ en función de las progresivas, calculadas según las Ec. (4.16) y (4.20), para la campaña del 24 de Noviembre de 2010. Se presentan los valores de los parámetros utilizados para los cálculos: $d_{50p}$ , $G_{med}$ , $S_w$ , $k_A/k_B$ , $W_{s,p}$ , $U_{med}$ y $h$ . ....	110
Tabla 5.1.- Comparación de los tamaños y del número de partículas generados en la imagen vs. los homólogos detectados por el software ImageJ.....	157
Tabla 5.2.- Resumen de parámetros característicos de la muestra de agua de río.....	162
Tabla 5.3.- Composición granulométrica de la muestra de agua de río. ....	163
Tabla 5.4.- Condiciones experimentales. Ensayos correspondientes a las condiciones medidas en el sub-tramo 1, aguas arriba de la fuente.....	165
Tabla 5.5.- Programa de muestreo para determinación de tamaños y mediciones de ws. Válido para todos los ensayos descritos en éste capítulo. ....	168
Tabla 5.6.- Resumen de los resultados principales: $T_e$ , $T_e$ según Ec. (5.11), $df_{50eq}$ , y $CVdf_{50}$ en función de $G$ . Ensayos correspondientes a las condiciones medidas en el sub-tramo 1, aguas arriba de la fuente.....	171
Tabla 5.7.- Resumen de parámetros característicos de la muestra de efluente. ....	190
Tabla 5.8.- Resumen de condiciones experimentales. Ensayos correspondientes a las condiciones observadas en los sub-tramos 2 y 3, aguas abajo de la fuente.....	192
Tabla 5.9.- Cronograma de extracciones de muestras para determinaciones de cromo disuelto. Válido para los ensayos con $Vol_{Ef} = 1\%$ y $10\%$ .....	197
Tabla 5.10.- Resumen de resultados: $df_{50eq}$ , $CVdf_{50eq}$ y $T_e$ . Ensayos correspondientes a las condiciones observadas en los sub-tramos 2 y 3, aguas abajo de la fuente. ....	200
Tabla 5.11.- Escalas de sedimentación aproximadas, para los flóculos formados en los grupos B y C.....	210
Tabla 5.12.- Resultados de concentraciones de cromo total en agua y fracción particulada en el tiempo final de los ensayos ( $t = 330$ min), luego de la adición de	

efluente. Se incluyen los valores de $C_{Tw}$ antes de la adición de efluente, y los $df_{50eq}$ y $T_e$ , finales luego de la adición de efluente.....	215
Tabla 5.13.- Tendencias de las variables $S_w$ , $SSV/S_w$ , $SDT$ , $SDV/SDT$ , $C_{Tw}$ y $f_{pw}$ ante el incremento en $Vol_{Ef}$ agrupado por rangos.....	220
Tabla 5.14.- Condiciones experimentales ensayadas. Se presentan los valores de $G$ , $\sigma$ , $pH$ , $CE$ , $S_w$ , $SSV$ , $SDT$ , $C_{Tw}$ y $f_{pw}$ . Los valores de $C_{Tw}$ informados aquí corresponden a las lecturas de cromo realizadas en muestras tomadas al final de cada ensayo.....	224
Tabla 5.15.- Resumen de resultados: $df_{50eq}$ , $CVd_{50eq}$ y $T_e$ . Ensayos evaluación del efecto del cromo (III) en la floculación de sedimentos suspendidos. Se informan las concentraciones de cromo total adicionadas (y verificadas luego) y las $f_{pw}$ correspondientes al tiempo final.....	228

## RESUMEN

El transporte de metales pesados (MP) como el cromo en aguas superficiales se encuentra estrechamente ligado al transporte de sedimentos, puesto que los MP tienden a transportarse mayoritariamente sorbidos a los sedimentos en suspensión, específicamente a la fracción fina, que es la fracción con tendencia a flocular. En este contexto, donde la floculación juega un rol central en el proceso de depositación de sedimentos con MP sorbidos, los sedimentos del lecho se transforman en el sumidero último de los MP.

A lo largo de ésta Tesis a partir de los trabajos desarrollados en campo, se demuestra que en condiciones de aguas bajas, dentro del tramo del Río Salado evaluado: la fuente de cromo (proveniente de una curtiembre local) genera un fenómeno particular de floculación, que incrementa los tamaños de los flóculos hasta en un 200 %; y como consecuencia incrementa las velocidades de sedimentación y las tasas de depositación de sedimentos en un orden de magnitud. El flujo de cromo erogado por la fuente disminuye rápidamente en una escala espacial de 300 m, producto de la rápida depositación de sedimentos floculados (con cromo sorbido) que ocurre dentro de la misma escala espacio-temporal.

Consecuentemente el proceso de floculación-sorción-depositación explica la rápida disminución del flujo de cromo en la columna de agua. De esta manera la escala espacial del transporte del cromo en la columna de agua queda determinada por la dinámica de la floculación inducida por la misma fuente de cromo. Conclusión que se confirma con los resultados de laboratorio.

## ABSTRACT

The transport of heavy metals (HM) like chromium in surface waters is strongly linked to the sediment transport, because HM tend to transport themselves mostly sorbed to the suspended sediments, specifically to the fine fraction which is the fraction prone to flocculate. In this context, where flocculation plays a major role in the deposition process of suspended sediments with sorbed HM, bed sediments become the last sink of HM.

In this Thesis from the work done in the field, it is demonstrated that under low discharge conditions, within the reach of the Salado river under evaluation: the chromium source (from a local tannery) generates a particular flocculation phenomena, which increases the floc diameters up to 200%; and it consequently increases the sedimentation velocity and the sediment deposition rates up to an order of magnitude. The flux of chromium from the source quickly decreases in a spatial scale of 300 m, because of the fast deposition of flocculated sediments (with sorbed chromium) which happens in the same spatial and temporal scales.

Consequently the flocculation-sorption-deposition process explains the rapid decrease in the chromium flux from the water column. Thus the spatial scale of the chromium transport in the water column is determined by the flocculation induced by the same chromium source. This conclusion is then confirmed by the laboratory results.

# 1 INTRODUCCIÓN

## 1.1 El cromo y el transporte de sedimentos en aguas superficiales

El cromo al igual que otros metales pesados (MP) puede presentarse en el medio ambiente de forma natural o como consecuencia de la actividad humana. Diversas son las industrias que emplean o generan MP en sus procesos de producción (Song et al., 2010; Igari et al., 2012) y que luego los erogan con sus efluentes sobre cursos de agua, con o sin tratamientos previos. Entre las actividades más representativas de la contaminación ambiental con MP se encuentran la minería, fuente de distintos metales pesados; la industria metalmecánica; la industria del petróleo; y particularmente en el caso del cromo analizado en esta Tesis, las curtiembres (Jordao et al., 1997, Szalinska et al., 2010).

El cromo en cuerpos de agua superficiales, en condiciones naturales, puede presentarse en estados de oxidación (III) y (VI). Se considera al cromo (VI) potencialmente perjudicial para la biota (Shanker et al., 2005). Los efectos agudos del cromo (VI) sobre la salud humana que han sido mencionados en la bibliografía son: daños gastrointestinales, edemas pulmonares y daños hepáticos y renales. Entre los efectos de carácter crónico se han mencionado: perturbaciones gastrointestinales y en la sangre, daños hepáticos y renales, disminución de la fertilidad, alergias, dificultades respiratorias y cáncer pulmonar (Bini et al., 2008). El cromo (III) es esencial para los seres humanos y animales en el metabolismo de la glucosa y los lípidos (Bini et al., 2008). La exposición excesiva al cromo (III) en general es considerada menos tóxica (que en el caso del cromo (VI)) (Shanker et al., 2005, Szalinska et al., 2010). Aunque sus efectos sobre la salud humana se consideran menos peligrosos, algunos estudios

recientes han demostrado que las altas exposiciones al cromo (III) pueden causar daños en el ADN humano (Zhang et al., 2008).

Visto desde una perspectiva global, el cromo al igual que otros MP participa de complejos ciclos biogeoquímicos (Schnoor, 1996), persiste en el medio ambiente, dado que no se degrada y está sujeto a bioacumulación y eventualmente a biomagnificación (Reible, 2008; Ji, 2008) a lo largo de la cadena trófica.

Los MP en aguas superficiales se presentan sorbidos a los sedimentos suspendidos y a los sedimentos del lecho; y disueltos en la columna de agua o en los poros del lecho (Schnoor, 1996; Chapra, 1997). Las fracciones disueltas y particuladas en agua y lecho, son dinámicas y dependen de las propiedades fisicoquímicas tanto de los sedimentos como del agua (Fairbrother et al., 2007; Taylor et al., 2008); además de las condiciones hidrodinámicas y sedimentológicas particulares. En general la fracción de MP sorbida a los sedimentos tiende a ser mayor que la disuelta en el agua. En tal sentido Taylor et al. (2008), menciona que en cursos fluviales un 90% de la carga de metales puede ser transportada sorbida al material particulado, dependiendo del tipo de metal y de la fisicoquímica del agua.

En este contexto resulta natural inferir que los sedimentos son el sumidero último de los MP (Gibbs, 1983; Igari et al., 2012) y que el transporte y destino de ambos se encuentra íntimamente relacionado. Los sedimentos contaminados depositados en el lecho, pueden convertirse en fuentes secundarias de MP para la columna de agua (Westrich & Förstner, 2007) y eventualmente en fuentes primarias en el caso de desaparecer las fuentes originales. Por otro lado bajo condiciones hidrodinámicas que favorezcan la erosión, el cromo del lecho puede resultar resuspendido junto con los sedimentos y ser transportado aguas abajo (y/o hacia las planicies), incrementándose sustancialmente la escala espacial del problema ambiental.

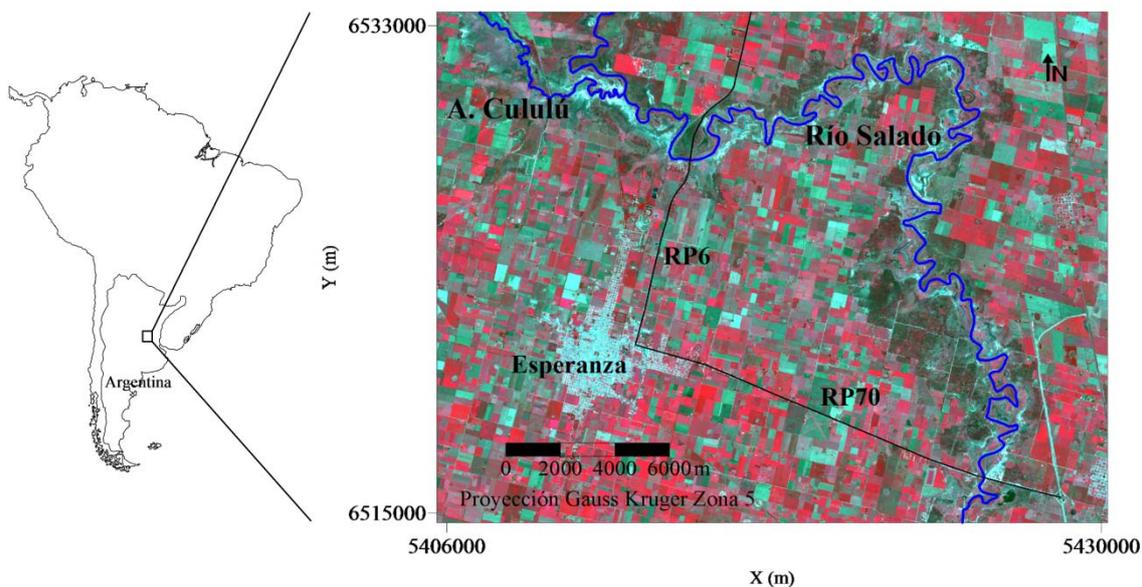
La floculación juega un rol central en el transporte de sedimentos finos suspendidos, dado que determina los tamaños, densidades y velocidades de sedimentación media de los agregados, que difieren notablemente de las propias de las partículas individuales (Winterwerp & Van Kesteren, 2004; Lick, 2009). La literatura considera a la floculación como el mecanismo principal para explicar la rápida depositación de los MP en el lecho de los estuarios (Puig et al., 1999; George et al., 2007). En cursos fluviales, no existen estudios detallados que evalúen el vínculo entre floculación y transporte de cromo. Sin embargo en general se reconoce a la floculación como fenómeno relevante en ríos (Nicholas & Walling, 1996; Guo & Qing, 2011) y se ha mencionado (sin hacer un estudio cuantitativo) al proceso de sorción-coagulación-depositación como responsable de la rápida sedimentación del cromo en las cercanías de fuentes que erogan efluentes de curtiembres (Szalinska et al., 2010).

## **1.2 El cromo en el río Salado: motivación de la tesis**

El área general de estudio, Figura 1.1, se ubica en el tramo inferior del río Salado, en las cercanías de la ciudad de Esperanza (Pcia. de Santa Fe). Esta región del país (departamentos Las Colinas y Castellanos) se caracteriza por su prosperidad económica, acentuada en la última década, asociada a la producción agrícola y ganadera, especialmente a la producción láctea (Ferreira, 2005). Se reconoce a esta región como una de las principales cuencas lecheras de Latinoamérica.

Existen además diversas industrias localizadas en las cercanías de este tramo del río, entre las que se destacan las agroalimenticias, metalmecánicas y curtiembres. El creciente desarrollo económico trajo aparejado un impacto considerable en la calidad del agua del río Salado, dado que en general los efluentes de las distintas industrias son erogados al río y sus afluentes (arroyos Las Prusianas y Cululú), aportando

contaminantes orgánicos e inorgánicos, entre ellos metales pesados (Gagneten et al., 2007). El MP de origen antropogénico más abundante en este tramo del río, tanto en agua como en sedimentos, es el cromo, siendo su principal origen una importante curtiembre ubicada en la ciudad de Esperanza.



**Figura 1.1.-** Tramo general del río Salado bajo estudio. En color azul se destaca el cauce del río Salado y el cauce del arroyo Cululú. Se indica la ubicación de la ciudad de Esperanza y las Rutas Provinciales N° 6 y N° 70. Imagen correspondiente al sensor AVNIR 2 del satélite japonés ALOS.

Mediciones efectuadas en la última década (Gallo et al., 2006) detectaron concentraciones de cromo en agua y en el lecho que exceden largamente los valores recomendados ( $8.9 \mu\text{g/L}$  en aguas superficiales y  $37.3 \mu\text{g/g}$  en sedimentos del lecho) para la protección de la vida acuática de la Canadian Water Quality Guidelines (CCME, 1999).

En la actualidad no existen bases de datos de acceso público, que integren información sobre el cromo en agua y en el lecho del río Salado, ni protocolos estructurados de control que consideren las escalas espaciales y temporales relevantes del problema.

Tampoco existen antecedentes de campo y/o laboratorio donde se evalúe específicamente a la floculación de sedimentos suspendidos y su relación con el transporte de cromo en este río.

En este contexto existe una fuerte motivación para el estudio de la problemática ambiental del transporte de cromo y su relación con la dinámica de la floculación y el transporte de sedimentos en el río Salado.

### **1.3 Áreas de vacancia científico - tecnológicas**

De acuerdo al estudio y el análisis de la bibliografía disponible, se pudo concluir que el conocimiento actual sobre los procesos de floculación y transporte de cromo, se encuentra particularmente desarrollado para el caso de ambientes estuarianos. Ambos procesos naturales han sido menos investigados a nivel mundial en ambientes fluviales como el río Salado, tanto desde la perspectiva de campo como de laboratorio.

Las escalas espaciales y temporales abordadas en la bibliografía son diversas y frecuentemente poco justificadas. Existe una escasez notable en cuanto al análisis de la totalidad de las variables que determinan la dinámica de la floculación y el transporte de cromo en ríos, para un estado hidrométrico particular. Fenómenos locales, tales como el impacto de un efluente industrial con cromo sobre la floculación de sedimentos suspendidos, han sido escasamente estudiados a nivel global.

En tal sentido la presente Tesis contribuye al conocimiento actual sobre la dinámica del transporte de cromo en ambientes fluviales, en presencia de sedimentos finos floculados.

Para facilitar la lectura, el estudio del estado del arte y el análisis de los conceptos asociados a la floculación y el transporte de cromo se postergan hasta el Capítulo 2.

## **1.4 Objetivos de la Tesis**

### **1.4.1 Objetivo general**

Contribuir al conocimiento de la dinámica del transporte de cromo en ambientes fluviales caracterizados por la presencia de sedimentos finos flocculados.

### **1.4.2 Objetivos particulares**

#### **Evaluar:**

El grado de relevancia de la dinámica de la floculación en el transporte de cromo en la columna de agua.

El grado de importancia del efluente en la dinámica de la floculación.

Las propiedades físicas de los agregados y su relación con el transporte de cromo en la columna de agua.

## **1.5 Alcance de la Tesis y abordaje general**

Los sistemas fluviales, como el río Salado, son sistemas naturales complejos donde interactúan innumerables procesos hidrodinámicos, sedimentológicos, biológicos y fisicoquímicos (entre otros) en diversas y complejas escalas espaciales y temporales.

La presente Tesis se centrará específicamente en la evaluación de los procesos de floculación, transporte de sedimentos y transporte de cromo en un tramo del río Salado.

La escala espacial mayor que se tratará, está determinada por la longitud del tramo del río bajo estudio. La escala temporal mayor será el tiempo de viaje entre el inicio y el fin del tramo. Dentro de este dominio espacial y temporal naturalmente coexisten otras escalas, sobre las cuales se volverá más adelante en el capítulo 3.

La Tesis se focaliza en un escenario ambiental caracterizado por un estado hidrométrico de aguas bajas ocurrido durante Noviembre de 2010, precedido por una pronunciada bajante del río a lo largo de todo ese año.

La Tesis plantea un abordaje de la problemática desde la perspectiva mecanicista de la hidráulica fluvial, con especial énfasis en los aspectos físicos de los procesos de floculación, transporte de sedimentos y transporte de cromo asociado.

## **2 ESTADO DEL ARTE**

### **2.1 Introducción**

En este capítulo se introducen el estado del arte y los principales conceptos relacionados a la floculación asociada al transporte de cromo en ríos. Inicialmente se presentan las definiciones y conceptos elementales sobre la floculación en ambientes naturales. Luego se introduce el estado de conocimiento actual sobre la floculación en ríos. Seguidamente se aborda el estado del arte del transporte de cromo asociado a sedimentos y su relación con la floculación en ríos. Finalmente, en las conclusiones, se resume el encuadre de la tesis en el estado actual del conocimiento y los principales aportes al mismo que se buscan alcanzar.

### **2.2 Definiciones**

#### **2.2.1 Floculación**

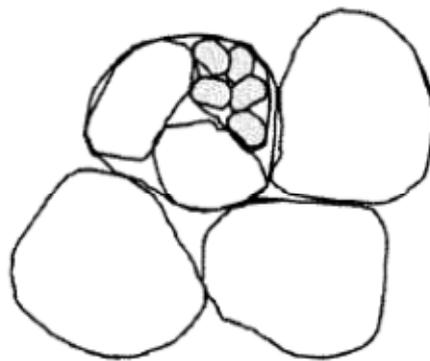
La floculación es un proceso dinámico que involucra los procesos de agregación y desagregación de partículas (Mehta et al., 1989). La agregación y la desagregación de las partículas que componen a los flóculos, son además procesos dinámicos gobernados por factores variables que interactúan entre sí y que contribuyen a la dinámica del proceso global de transporte de sedimentos.

A lo largo de esta Tesis se empleará el término agregado como sinónimo de flóculo.

#### **2.2.2 Estructura física de un flóculo de origen natural**

En términos físicos la estructura de un flóculo originado en un cuerpo de agua natural, está constituida por una aglomeración de partículas inorgánicas y/o orgánicas, gas y agua. Las fuerzas que mantienen la cohesión de las partículas en los flóculos son variables y dependen de la composición de las partículas y de las características

fisicoquímicas del agua (Winterwerp & Van Kesteren, 2004). En la Figura 2.1 se esquematiza la estructura física de un flóculo, según el modelo de estructura jerárquica propuesto por Krone en 1986, reproducido aquí de Winterwerp & Van Kesteren (2004). Este modelo postula que un flóculo de origen natural se forma de manera ordenada, siguiendo una estructura jerárquica, comenzando por las partículas primarias, las arcillas, hasta formar el flóculo completo. La Figura 2.1 presenta un flóculo con 3 órdenes de agregación.



**Figura 2.1.-** Esquema de la estructura jerárquica de un flóculo (reproducido de Winterwerp & Van Kesteren, 2004).

Las partículas inorgánicas son principalmente sedimentos de origen mineral con características cohesivas, como arcillas y limos finos (Mehta & McAnally, 2009). La fracción orgánica puede estar constituida por material biótico o abiótico de origen vegetal o animal: secreciones celulares, bacterias y otros microorganismos, algas, ácidos húmicos, ácidos fúlvicos, polímeros en general, entre otros (Wikilson & Reinhardt, 2005).

Algunos investigadores consideran a los flóculos como pequeños micro-ecosistemas, donde la agregación y desagregación de las partículas está influenciada por la acción de los microorganismos que habitan dentro de los flóculos (Leppard & Droppo, 2005).

### 2.2.3 Estructura fractal de los flóculos

La idea general de estructura jerárquica presentada en la Figura 2.1, se conceptualiza mediante la teoría de los fractales. Existe un consenso en la comunidad científica en considerar a la estructura de los flóculos en cuerpos de agua como entidades fractales autosimilares (Winterwerp, 2000; Winterwerp & Van Kesteren, 2004; Maggi, 2005), donde sus propiedades geométricas se mantienen invariantes con el tamaño del flóculo. Esto implica que varias propiedades físicas asociadas a la floculación siguen leyes potenciales, como por ejemplo, las densidades diferenciales y tensiones resistentes (Kranenburg, 1994), entre otras. La discusión de la teoría de los fractales excede los alcances de ésta tesis, luego aquí sólo se introducirán sus aplicaciones a la floculación en ambientes naturales. Se define a la dimensión fractal  $n_f$  de un agregado, según la Ec. (2.1):

$$n_f = \lim_{L_f \rightarrow \infty} \frac{\ln(N(L_f))}{\ln(L_f)} \quad (2.1)$$

Con  $L$  el tamaño del agregado y  $N$  el número de partículas primarias que forman al agregado.

### 2.2.4 Propiedades físicas de los flóculos

Las propiedades físicas principales de los agregados que se emplearán a lo largo de ésta Tesis son: el diámetro  $d_f$ , la velocidad de sedimentación  $W_s$ , la densidad diferencial  $\Delta\rho_f$ , la dimensión fractal  $n_f$  y la tensión resistente  $\tau_f$ .

#### 2.2.4.1 Diámetro

Los flóculos en un ambiente natural presentan diversos tamaños conformando una población de flóculos en suspensión que se puede caracterizar a partir de su curva de distribución de tamaños. La curva de distribución de tamaños de flóculos puede ser

unimodal o bimodal (Van Leussen, 1994), dependiendo de las condiciones hidrodinámicas y sedimentológicas particulares. Sin embargo los mecanismos que gobiernan la distribución de tamaños, aún no son totalmente comprendidos (Maggi, 2005).

Dado que se trata de un objeto tridimensional con formas irregulares, el diámetro de un agregado puede ser definido de diversas formas. Actualmente no existe un consenso predominante en la comunidad científica sobre cual definición utilizar (Maggi, 2005). Las definiciones comúnmente utilizadas (Mietta, 2010) son: el diámetro de giro, que representa 2 veces la distancia promedio entre el centro de masa de las partículas que forman el agregado; el diámetro de colisión, definido como la máxima distancia necesaria para que dos flóculos entren en contacto; el diámetro hidráulico, que representa el diámetro de una esfera cuyo volumen es equivalente al volumen del flóculo, entre otros.

En general la tecnología utilizada en la determinación de tamaños deja establecida la definición de diámetro a emplear. En ésta Tesis durante los trabajos de campo se empleará el difractómetro sumergible LISST-25X que determina el diámetro medio Sauter (*SMD*), el cual representa el promedio del diámetro Sauter (*SD*) de toda la población de flóculos. El concepto de *SD* asume que la relación volumen/área superficial del agregado, es igual a la relación volumen/área superficial de una esfera cuyo diámetro es el *SD*. Como se verá en el capítulo 4, los diámetros *SMD* son convertidos luego a su equivalente  $df_{50}$  (mediana de la distribución de flóculos en suspensión) a partir de una correlación *SMD*- $d_{50}$  (Filippa et al., 2011), realizada con un difractómetro Malvern que emplea la definición de diámetro hidráulico (Mietta, 2010). Los detalles de esa conversión de diámetros se explican en el párrafo 4.5.3.1.1. En los trabajos de laboratorio de esta Tesis se empleará la técnica de microscopía óptica (ver el

detalle en el párrafo 5.2.2), mediante la cual se adopta la definición de diámetro hidráulico (o esfera equivalente).

#### **2.2.4.2 Velocidad de sedimentación**

Cada flóculo tiene asociada una velocidad de sedimentación,  $w_s$ , que es función de su diámetro y de su densidad. En el desarrollo de esta Tesis en los trabajos de campo se utilizará el concepto de velocidad media en la vertical o velocidad efectiva, la cual se simbolizará con  $W_s$ .

Existen en la literatura diversos modelos que vinculan la  $W_s$ , con alguna de las propiedades físicas de los agregados o de la suspensión. La presentación de estos modelos se posterga hasta el párrafo 2.2.6, para su mejor comprensión luego de la presentación de otros conceptos relevantes.

#### **2.2.4.3 Densidad diferencial y tensión resistente**

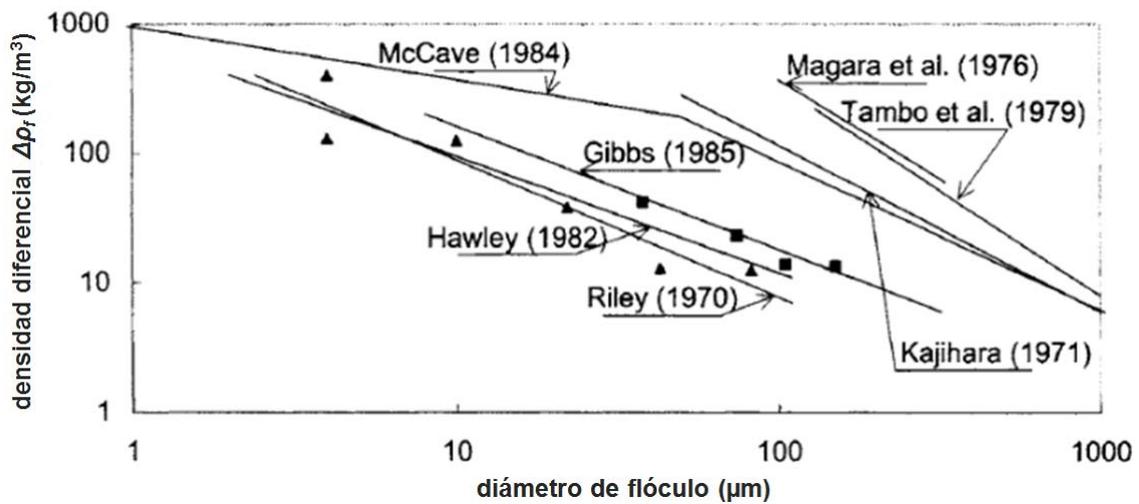
La densidad diferencial de un flóculo  $\Delta\rho_f$  se define como la diferencia entre la densidad del flóculo  $\rho_f$  y la densidad del agua  $\rho_w$ . Haciendo uso del concepto de dimensión fractal, Kranenburg (1994) define  $\Delta\rho_f$ , según la Ec. (2.2):

$$\Delta\rho_f = \rho_f - \rho_w = (\rho_s - \rho_w) \left( \frac{d_p}{d_f} \right)^{3-n_f} \quad (2.2)$$

Siendo  $d_p$ , el diámetro de las partículas individuales sin flocular y  $\rho_s$  la densidad de las partículas sin flocular.

La Ec. (2.2) representa una de las características distintivas de los flóculos formados en cuerpos de agua naturales: el decrecimiento en su densidad a medida que el tamaño del flóculo crece, aproximándose a la densidad del agua (Van Leussen, 1994). Este comportamiento se debe a las características propias del proceso de agregación, a partir del cual, la cantidad de agua que se encuentra entre las partículas que forman el flóculo, se incrementa gradualmente y consecuentemente disminuye la densidad de todo el

flóculo. La densidad  $\rho_f$  no es sólo función del tipo de sedimentos y del contenido de agua, sino que se encuentra influenciada también por la cantidad de materia orgánica (*MO*) presente en los sedimentos, donde el contenido de *MO* tiende a disminuir la densidad de los agregados (Van Leussen, 1994). En la Figura 2.2 se representa la relación entre diámetro de flóculo y densidad diferencial  $\Delta\rho_f$  obtenida por diversos autores y reproducida aquí de Winterwerp & Van Kesteren (2004).



**Figura 2.2.-** Relación entre  $\Delta\rho_f$  y diámetro de flóculo. Reproducida de Winterwerp & Van Kesteren (2004).

La tensión resistente  $\tau_f$  representa la máxima tensión que puede soportar un agregado en suspensión. Cuando la tensión de corte ejercida por el fluido excede  $\tau_f$ , el agregado tenderá a quebrarse. Matemáticamente se representa mediante la Ec. (2.3) propuesta por Krannenburg (1994):

$$\tau_f = A_\tau \left( \frac{\Delta\rho_f}{\rho_w} \right)^{\frac{2}{3-n_f}} \quad (2.3)$$

Con  $A_\tau$  una constante de proporcionalidad, función de las propiedades de los sedimentos y del agua, que varía entre 1 y  $10^4 \text{ N/m}^2$  (McAnally & Metha, 2002).

## **2.2.5 Dinámica de la floculación**

### **2.2.5.1 Agregación**

La agregación se produce cuando dos o más partículas o flóculos colisionan entre sí, producto del movimiento relativo entre las partículas dentro del fluido, originado por tres mecanismos posibles (Van Leussen, 1994; Winterwerp & Van Kesteren, 2004; Maggi, 2005):

Movimiento Browniano: las colisiones se producen por el movimiento generado por la agitación térmica del agua. Éste mecanismo cobra relevancia para tamaños de partículas inferiores a 1  $\mu\text{m}$ .

Sedimentación diferencial: en este caso las colisiones se generan por diferencias en las velocidades de sedimentación de las partículas o flóculos, donde las partículas con mayores tamaños y velocidades colisionan con las de menor velocidad, dando lugar a nuevos agregados. Se considera que en general este proceso es importante en condiciones de baja turbulencia.

Tensiones de corte: aquí la difusión turbulenta produce las colisiones entre las partículas. Éste es el mecanismo de floculación predominante en ambientes estuarinos y en ríos en general.

### **2.2.5.2 Frecuencia de colisión**

La frecuencia de colisión cuantifica el número de colisiones por unidad de tiempo y unidad de volumen. De acuerdo al mecanismo de colisión se definen las siguientes funciones de frecuencia de colisión (Van Leussen, 1994; Winterwerp, 2000) para dos partículas de tamaños  $L_i$  y  $L_j$ .

Movimiento Browniano, Ec. (2.4):

$$\Lambda_{i,j}^{MB} = \frac{2}{3} \frac{KT}{\mu} \frac{(L_i + L_j)^2}{L_i L_j} \quad (2.4)$$

Donde  $K$  es la constante Boltzman,  $T$  la temperatura absoluta y  $\mu$  la viscosidad dinámica del agua.

Sedimentación diferencial, Ec. (2.5):

$$\Lambda_{i,j}^{SD} = \frac{\pi}{4} (L_i + L_j)^2 |w_i - w_j| \quad (2.5)$$

Siendo  $w_i$  y  $w_j$  las velocidades de sedimentación de las partículas  $i$  y  $j$ , respectivamente  
Tensiones de corte (régimen turbulento), Ec. (2.6):

$$\Lambda_{i,j}^T = \frac{G}{6} (L_i + L_j)^3 \quad (2.6)$$

Con  $G$ , el parámetro de disipación de la turbulencia definido luego en el párrafo 2.2.5.4.

### 2.2.5.3 Desagregación

La desagregación de flóculos ocurre cuando la tensión resistente de los flóculos,  $\tau_f$ , es excedida por las fuerzas ejercidas por las tensiones de corte del escurrimiento o por efecto de las colisiones con otras partículas.

En términos generales se considera predominante el proceso de desagregación por tensiones de corte, por encima del efecto generado por las colisiones con otros flóculos y partículas (Winterwerp, 2000; Winterwerp & Van Kesteren, 2004).

### 2.2.5.4 Factores que gobiernan la dinámica de la floculación

La floculación es un proceso dinámico resultado de los procesos simultáneos de agregación y desagregación. Cuando ambos procesos se encuentran balanceados, la floculación encuentra un estado de equilibrio, caracterizado por la estabilización en la distribución de los tamaños de los flóculos en suspensión. El tiempo necesario para alcanzar el estado de equilibrio se denomina tiempo de equilibrio o tiempo de

floculación (Winterwerp, 2000) y la distribución de tamaños alcanzada se conoce como distribución de tamaños de equilibrio.

La literatura sobre floculación de sedimentos cohesivos reconoce a los siguientes factores como los principales determinantes del proceso de floculación: hidrodinámica, concentración de sedimentos suspendidos, salinidad,  $pH$ , contenido de materia orgánica, presencia de otros iones. El efecto de cada uno de estos factores en la floculación se describe en los siguientes párrafos.

#### **2.2.5.4.1 Hidrodinámica**

Para un fluido en escurrimiento turbulento existen diversas escalas de la turbulencia asociadas a distintos tamaños representativos de vórtices que se generan por la transmisión de la energía cinética turbulenta; desde los grandes vórtices del orden de la profundidad o el ancho del escurrimiento hasta los vórtices más pequeños donde la disipación de energía se produce en forma de calor por efectos viscosos (Tennekes & Lumley, 1972).

Las escalas mayores de la turbulencia no poseen un rol central en la floculación, dado que, en esas escalas la interacción agua-sedimentos es representada esencialmente por el transporte: advección y dispersión (Maggi, 2005).

La floculación ocurre dentro del orden de la escala más pequeña de la turbulencia  $\eta$  (Van Leussen, 1994, Winterwerp & Van Kesteren, 2004), conocida como la microescala de Kolmogorov, que se encuentra inversamente relacionada al parámetro  $G$  a partir de sus respectivas formulaciones matemáticas. El parámetro  $G$  se define según la Ec. (2.7) y la microescala  $\eta$  según la Ec. (2.8):

$$G = (\varepsilon / \nu)^{\frac{1}{2}} \tag{2.7}$$

Con  $\varepsilon$ , la tasa de disipación de la energía cinética de la turbulencia;  $\nu$  la viscosidad cinemática del agua.

$$\eta = (\nu^3 / \varepsilon)^{\frac{1}{4}} \quad (2.8)$$

Las microescalas de Kolmogorov para el tiempo  $T_k$  y la velocidad  $v_k$  de los remolinos de tamaño  $\eta$  se representan, respectivamente, mediante las Ec. (2.9) y (2.10) (Winterwerp, 2000):

$$T_k = (\nu / \varepsilon)^{\frac{1}{2}} \quad (2.9)$$

$$v_k = (\nu \varepsilon)^{\frac{1}{4}} \quad (2.10)$$

De las definiciones de  $T_k$  y  $v_k$  se desprende que  $G = T_k^{-1}$

Para escalas mayores a  $\eta$  la turbulencia produce, además de colisiones, tensiones de corte que en general exceden la tensión resistente de los flóculos. Por ese motivo, los agregados tienden a ser del orden de o menores a  $\eta$  (Winterwerp, 2000).

Lo anterior implica que para un determinado rango de valores de  $G$  los tamaños de los flóculos tenderán a incrementarse ante aumentos en  $G$ , reflejando un predominio de las condiciones de agregación por sobre las de desagregación; hasta un determinado valor umbral por encima del cual las condiciones de desagregación predominarán y los tamaños de los agregados tenderán a disminuir ante incrementos en  $G$ .

#### **2.2.5.4.2 Concentración de sedimentos suspendidos**

En términos físicos un incremento en la concentración de sedimentos aumenta en primera instancia el número de colisiones y con ello la posibilidad de que se formen más agregados, y/o de que se incrementen los tamaños de los agregados ya existentes (Metha & McAnally, 2009). Este aumento en el número y el tamaño de los flóculos estará condicionado por los demás factores que interactúan en el proceso de agregación,

fijando los máximos tamaños posibles. Algunos autores como Van Leussen (1994) afirman que la concentración de sedimentos es el factor más importante que influye sobre el proceso de agregación.

Por otro lado un incremento excesivo en la concentración de sedimentos puede incrementar en exceso el proceso de desagregación de flóculos debido al incremento en el número de colisiones, y como consecuencia disminuir los tamaños de los agregados. (Winterwerp, 2000; Metha & McAnally, 2009).

#### **2.2.5.4.3 Salinidad y pH**

Las arcillas ( $d_p < 2 \mu\text{m}$ ) son consideradas la fracción más cohesiva de los sedimentos finos. Las mismas pueden presentar una carga superficial heterogénea, aunque su carga neta bajo condiciones de  $pH$  neutro ( $pH \sim 7$ ) es negativa (Tombácz & Szekeres, 2006). A partir de la teoría de la doble capa sobre la cual no nos extenderemos aquí (cuya aplicación a sedimentos cohesivos se puede consultar en Winterwerp & Van Kesteren, 2004), se predice que: ante incrementos en la salinidad de la suspensión, la doble capa eléctrica que se desarrolla alrededor de las arcillas se comprime, disminuyendo así las fuerzas de repulsión entre las arcillas y favoreciendo así el proceso de floculación. Autores como Mietta et al. (2009), Bouyer et al. (2005a) reconocen que el rol de la salinidad en la floculación de las arcillas depende tanto de la concentración de la sal como del tipo de sal que se adicione a la suspensión.

En relación al  $pH$ , Mietta et al. (2009) en su estudio sobre la floculación de arcillas en laboratorio, concluye que ante disminuciones en el  $pH$ , particularmente para valores próximos al punto isoeléctrico de las arcillas ( $pH \sim 4$ ), los flóculos tienden a presentar incrementos considerables en sus tamaños, debido a los cambios que se generan en las cargas superficiales de las arcillas (neutralizándose las mismas ó eventualmente invirtiendo su signo de negativo a positivo).

#### **2.2.5.4.4 Materia orgánica**

Si bien de acuerdo a nuestro conocimiento de la literatura no existen estudios que indaguen de forma detallada en cursos fluviales el efecto de la materia orgánica en la floculación, se reconoce que tanto el rol de la materia orgánica particulada como la disuelta, dependen del origen de la misma como de la cantidad presente (Wilkinson et al., 1997; Wikilson & Reinhardt, 2005). En tal sentido Maldiney & Mouchel (1995), mencionan los efectos sobre la floculación que pueden ocasionar los efluentes de plantas de tratamiento biológico, por el elevado aporte de material orgánico biológico al sistema, bajo condiciones propicias.

#### **2.2.5.4.5 Distribución de tamaños de partículas y mineralogía**

El tamaño y la mineralogía de las partículas determinan en gran medida la capacidad de cohesión de las mismas. Las arcillas, con tamaños inferiores a los 2  $\mu\text{m}$ , presentan áreas específicas proporcionalmente mayores a las de las demás partículas de sedimentos. Sus cargas superficiales, tal como se mencionó en el párrafo 2.2.5.4.3, las hacen susceptibles a la agregación bajo condiciones fisicoquímicas favorables del agua ( $pH$ , salinidad, y otros iones). Las arcillas, frecuentemente encontradas en ambientes naturales, con mayor capacidad de cohesión (indicador de su tendencia a agregarse) son las esmectitas, seguidas por las cloritas, illitas y las caolinitas, con la menor capacidad de cohesión (Metha & McAnally, 2009). Naturalmente aquellos sedimentos en suspensión cuya distribución de tamaños muestre un predominio de sedimentos cohesivos ( $d < 16 \mu\text{m}$ ), presentarán una fuerte tendencia a flocular.

#### **2.2.6 Velocidad de sedimentación $W_s$**

Existen en la literatura distintos modelos matemáticos que vinculan la velocidad de sedimentación con alguna de las propiedades físicas de los flóculos o del agua. A continuación se describen brevemente algunos de éstos modelos.

### 2.2.6.1 Modelo potencial

Se trata de un modelo sencillo, Ec. (2.11), obtenido a partir del ajuste de datos empíricos de campo o laboratorio (Van Leussen, 1994) , donde se vincula a la  $W_s$  (en mm/s) con la concentración de sedimentos suspendidos  $S_w$  (en mg/L), mediante una ley potencial de la forma:

$$W_s = K S_w^m \quad (2.11)$$

Donde  $K$  y  $m$  son parámetros empíricos. La ecuación es aplicable para valores de  $S_w$  en el rango de 0.1 g/L a 10 g/L. Si bien se trata de un modelo matemáticamente sencillo, en algunos casos ha demostrado ser el modelo que mejor representa las observaciones de campo, en comparación con otros modelos conceptualmente más elaborados (Spearman & Roberts, 2002)

### 2.2.6.2 Modelo potencial con parámetro de disipación

Este modelo presentado por Van Leussen en 1994, incorpora los efectos de la turbulencia sobre la agregación y la desagregación de los flóculos, Ec. (2.12):

$$W_s = K (S_w)^m \frac{1+aG}{1+bG^2} \quad (2.12)$$

Siendo  $K$ ,  $m$ ,  $a$ ,  $b$  parámetros de ajuste experimental. De acuerdo a una implementación del modelo realizada por Spearman & Roberts (2002) en el río Tamar en Inglaterra (y tal como lo predice la forma general de la ecuación), el modelo prevee un crecimiento en las  $W_s$  hasta un determinado valor umbral (para este caso particular  $G = 2.55$  1/s), disminuyendo luego las  $W_s$  para mayores valores de  $G$ . Queda reflejando de ese modo el efecto predominante de agregación o desagregación que puede generar  $G$  de acuerdo a su magnitud.

### 2.2.6.3 Modelo de Winterwerp

Winterwerp en 1998 presentó un modelo 1DV (modelo 1D integrado en la vertical), Ec. (2.13), para estudiar la evolución temporal de los tamaños de los flóculos en la columna de agua:

$$\frac{\delta d_f}{\delta t} = k_A S_w G d_f^{4-n_f} - k_B G^{q+1} d_f^{2q+1} (d_f - d_p)^p \quad (2.13)$$

Con  $k_A$  y  $k_B$  constantes empíricas a ser determinadas que parametrizan la agregación y ruptura de los flóculos respectivamente,  $p$  y  $q$  parámetros empíricos a determinar en laboratorio. El modelo asume que no hay transporte advectivo neto y que la concentración de sedimentos es constante.

En la condición de equilibrio, cuando la derivada temporal del diámetro de flóculo se hace igual a cero, se obtiene la Ec. (2.14) que permite calcular el diámetro de equilibrio de flóculo  $d_e$ .

$$d_e = d_p + \frac{k_A S_w}{k_B \sqrt{G}} \quad (2.14)$$

Donde la velocidad de sedimentación  $W_{s,e}$  de un flóculo de diámetro  $d_e$  queda definida por la Ec. (2.15).

$$W_{s,e} = W_{s,p} + \alpha' \frac{k_A}{k_B} d_p \frac{\Delta g}{\nu} \frac{S_w}{\sqrt{G}} \quad (2.15)$$

En la ecuación Ec. (2.15)  $W_{s,p}$  representa la velocidad de sedimentación de una partícula individual,  $\alpha' = \alpha/18\beta$  es un factor de forma del sedimento,  $\alpha$  y  $\beta$  representan la esfericidad de las partículas,  $\Delta = (\rho_s - \rho_w)/\rho_w$ .

### 2.2.7 Floculación y transporte de sedimentos finos

La tasa de depositación,  $m_d$ , cuya definición matemática se presentará en el capítulo 4 (ver párrafo 4.5.4.6.7), es función de  $W_s$ , la velocidad media de sedimentación de los

flóculos en la vertical. Es aquí donde cobra relevancia el proceso de floculación, en el proceso global de transporte de sedimentos suspendidos, dado que determina los tamaños, densidades y consecuentemente las velocidades de sedimentación de los flóculos y la tasa de depositación de los sedimentos suspendidos floculados.

### **2.3 La floculación en ríos y ambientes naturales**

La floculación de sedimentos cohesivos es un fenómeno inherente de los cuerpos de agua superficiales en general (Guo & Qing, 2011). Hasta hace aproximadamente dos décadas atrás se consideraba a la floculación como un proceso relevante sólo en ambientes estuarinos y oceánicos, donde la salinidad se consideraba como el factor determinante para la agregación de las partículas. La idea clásica asumía que los sedimentos suspendidos se transportaban no floculados a través de los cursos fluviales hacia los estuarios y que allí comenzaba el proceso de floculación por efecto del cambio en las condiciones fisicoquímicas del agua, generadas por la salinidad, que incrementaba la eficiencia de colisión de los sedimentos.

Hoy en día existe un consenso ya generalizado en que la floculación es un proceso relevante tanto en los estuarios y zonas oceánicas costeras, como en los cursos fluviales en general (Nicholas & Walling, 1996; Woodward & Walling, 2007; Guo & Qing, 2011). También se ha demostrado que los tamaños de los agregados generados en ríos pueden ser del mismo orden y aún mayores que los observados en estuarios y regiones costeras (Guo & Qing, 2011). Algunos autores mencionan la importancia de la floculación aún en los tramos superiores de cursos fluviales nacidos en glaciares, donde tanto la salinidad como la presencia de materia orgánica (factores determinantes de la floculación) no son relevantes (Woodward et al., 2002).

Las estimaciones realizadas en cursos fluviales, indican que un 80% del volumen de sedimentos suspendidos se transportan floculados (Leppard & Droppo, 2005).

Tal como se mencionó en el párrafo 2.2.5.4, los factores principales que gobiernan la floculación en la columna de agua son la hidrodinámica, las condiciones fisicoquímicas, el tipo y origen de los sedimentos y la materia orgánica. Para cursos fluviales en general, donde las condiciones hidrodinámicas son relativamente estables, y donde la salinidad es normalmente baja, se considera que la presencia de material orgánico juega un papel central en el proceso de agregación de las partículas (Van Leussen, 1994).

La bibliografía reconoce dos clases de flóculos en cursos fluviales, en relación a su origen: los agregados originados por la erosión de los suelos de la cuenca y arrastrados al curso fluvial por la escorrentía superficial y los agregados formados en la columna de agua del río (Nicholas & Walling, 1996; Woodward & Walling, 2007). La característica más distintiva de ambos tipos agregados es su densidad, siendo más compactos y densos aquellos agregados provenientes de la erosión de suelos. En esta tesis, se tiene como objeto de estudio a los flóculos formados en la columna de agua.

La mayor parte de la bibliografía sobre floculación en ambientes naturales se encuentra dedicada a estuarios y regiones oceánicas costeras. Esto no es casual, dado que la mayoría de los grandes centros urbanizados del mundo se encuentran ubicados próximos a estuarios. Luego existe en estos ambientes una fuerte motivación al estudio de la floculación y su relación con el transporte y depositación de contaminantes orgánicos e inorgánicos, entre ellos metales pesados como el cromo.

La floculación en cursos fluviales en términos generales ha sido menos abordada en la literatura. A continuación se describen algunos ejemplos:

La floculación para una escala espacial de 1500 km en un gran río fue evaluada en el río Yangtse (China) por Guo & Qing (2011). Allí se demostró que los flóculos se

encuentran presentes en todo el curso del río y que sus tamaños son del mismo orden o mayores a los presentes en el estuario. En una escala mucho menor del orden de los 100 km, se estudió la floculación en la cuenca del río Exe, Reino Unido, (Williams et al., 2007; Woodward & Walling, 2007), donde se analizó la dinámica de la floculación durante sucesivas crecidas de diferentes ríos de la cuenca, concluyendo sobre la importancia de la floculación para explicar el proceso de transporte de sedimentos durante crecidas; y poniendo de manifiesto la insuficiencia de las determinaciones de tamaños de partículas individuales, para explicar los procesos generales de transporte de sedimentos. La relevancia de la floculación en tramos superiores de ríos de glaciares fue estudiada en trabajos como el de Woodward et al. (2002), demostrándose que aún bajo condiciones de baja salinidad y bajo contenido de materia orgánica, la floculación es un proceso determinante del transporte de sedimentos. La floculación y su relación con el proceso de depositación de sedimentos en planicies de inundación, para una escala espacial de 100 km fue estudiada en el río Culm, Reino Unido, por Nicholas & Walling (1996). Allí se puso en evidencia la necesidad de considerar a la floculación de sedimentos finos en la explicación de las distribuciones de tamaños medidos en los sedimentos depositados en las planicies de inundación, durante crecidas.

En la Tabla 2.1 se presenta un resumen de distintos trabajos de investigación sobre floculación desarrollados en diferentes ríos alrededor del mundo. Se presentan las técnicas de medición de tamaños, y las escalas espaciales y temporales abordadas. Sobre los trabajos mencionados en la Tabla 2.1 y sobre la bibliografía relacionada a la floculación en ríos en general se pueden observar los siguientes puntos:

- 1) Heterogeneidad de escalas espaciales y temporales abordadas, junto con una diversidad de ambientes analizados, lo cual dificulta la comparación entre resultados, y plantea la necesidad de nuevas líneas de investigación que amplíen la información

disponible para lograr una comprensión generalizada de la dinámica de floculación en los ríos del planeta.

2) El estudio de las propiedades físicas de los flóculos ( $d_f$ ,  $W_s$ ,  $\Delta\rho_f$ ,  $n_f$ ,  $\tau_f$ ) en ríos es escasamente abordado.

**Tabla 2.1.-** Comparación de estudios de floculación desarrollados en distintos ríos del mundo. Se indica el nombre del río o cuenca, las escalas espaciales y temporales, los métodos de medición de tamaños de flóculos y la referencia correspondiente.

<b>Río o cuenca</b>	<b>Escala Espacial (km)</b>	<b>Escala temporal</b>	<b>Método medición de tamaños</b>	<b>Referencia</b>
Ríos de glaciares en los Alpes e Himalaya	< 60 km	6 crecidas Mediciones instantáneas individuales	Microscopía electrónica	Woodward et al., 2002
Río Exe, Reino Unido	Mediciones En 1 sola vertical	4 crecidas individuales Mediciones durante < 24 hs por crecida Resolución temporal de 5 min	LISST-100	Williams et al., 2007
Río Exe, Reino Unido	100 km	1 año y medio, 36 crecidas, datos integrados temporalmente	<i>Water elutriation apparatus</i>	Woodward & Walling, 2007
Río Sena, Francia		1 crecida de 36 hs, mediciones instantáneas individuales	Filtrado in situ y Coulter counter	Maldiney & Mouchel, 1995
Río Yangtze, China	1500 km	1 mes en todo el río	LISST-100	Guo & Qing, 2011
Río Culm, Reino Unido	< 10 km	10 crecidas 6 hs por crecida Datos integrados temporalmente	<i>Water elutriation apparatus</i>	Nicholas & Walling, 1996

3) En general las mediciones son presentadas como datos integrados en alguna de las escalas espaciales (ej: ancho y profundidad del río) y en algunos casos, integrados temporalmente; sin justificaciones rigurosas y perdiéndose información sobre la variabilidad espacial y temporal de los fenómenos.

4) En la mayoría de los trabajos no se presenta información integral sobre las características y variables del transporte de sedimentos y la floculación (ej: granulometría de los sedimentos suspendidos en la columna de agua y del lecho, concentración de sólidos suspendidos, materia orgánica, etc.).

5) Existen pocas menciones sobre el posible impacto de las actividades humanas, particularmente el vertido de efluentes, sobre la floculación en ríos. En tal sentido Maldiney & Mouchel (1995), mencionan los efectos sobre la floculación que pueden ocasionar los efluentes de plantas de tratamiento biológico, por el elevado aporte de material orgánico biológico al sistema, bajo condiciones propicias.

## **2.4 Floculación y transporte de cromo**

El estudio de metales pesados asociados a sedimentos finos, en ambientes estuarinos, ha sido abordado por diversos autores (Karbassi, 1996; Shrestha & Orlob, 1996; Puig et al., 1999; Zhang, 1999; George et al., 2007; Pazos-Capeáns et al., 2010). La mayoría de los investigadores coinciden en la importancia de la floculación como mecanismo principal para la depositación de los metales pesados en el lecho de los estuarios. En estos ambientes las condiciones de salinidad elevada y su hidrodinámica particular constituyen un escenario propicio para la floculación de sedimentos cohesivos y su posterior depositación en el lecho junto con los metales pesados asociados.

En ambientes fluviales la problemática del transporte de metales pesados asociados a sedimentos suspendidos ha sido menos abordada en términos generales. Como en el caso del estudio de la floculación de finos los cursos fluviales analizados y las escalas espaciales y temporales son diversas. En la Tabla 2.2 se presenta un resumen de estudios del transporte de cromo y metales pesados asociados a sedimentos en distintos ríos del mundo.

**Tabla 2.2.-** Resumen de estudios de transporte de cromo asociado a sedimentos en distintos ríos del mundo. Se indica el nombre del río o cuenca, las escalas espaciales y temporales, el origen del cromo, los procesos de transporte evaluados y la referencia correspondiente.

<b>Río o cuenca</b>	<b>Escala espacial</b>	<b>Escala temporal</b>	<b>Origen del cromo</b>	<b>Procesos analizados</b>	<b>Referencia</b>
Río Dunajec, Polonia	30 km	1 año	Curtiembres	T. de cromo disuelto T. cromo particulado T. cromo en el lecho	Szalinska, et al., 2010
Río Changjiang, China	1500 km	1 evento de crecida (1 mes) 1 evento de estación seca (1 mes)	Minería y diversas fuentes de origen industrial	T. de cromo particulado T. de cromo y otros metales en el lecho	Song, et al., 2010
Río Niitsu, Japón	6 km	2 meses	Múltiples orígenes de carácter antropogénico	Distribución de cromo y otros metales en el lecho	Igari, et al., 2012
Río Danubio	2600 km	1 año	Múltiples orígenes de carácter antropogénico	Distribución espacial longitudinal de cromo y otros metales en sedimentos suspendidos y en el lecho	Woitke, et al., 2003
Río Paraíba do Sul, Brasil	1145 km (muestreo en 1 sola estación)	2 años	Múltiples orígenes de carácter antropogénico y natural	Carga anual de cromo y otros metales pesados en sedimentos suspendidos	Carvalho, et al., 2002
Diversos Ríos del estado de Mina Gerais, Brasil		1 año	Curtiembres	Cromo en sedimentos de lecho Cromo en plantas acuáticas Cromo en peces	Jordao, et al., 1997
Río Oldier, España	130 km	N/A	Minería Fuentes de origen industrial	Cromo y diversos metales en sedimentos del lecho	Santos Bermejo, et al., 2003

En relación a los trabajos mencionados en la Tabla 2.2 se pueden realizar las siguientes observaciones:

1) Los estudios han abordado el grado de impacto, el grado de contaminación y las posibles fuentes de contaminación de diversos cursos fluviales con metales pesados. Sin embargo, los aspectos físicos de los procesos que determinan el transporte y destino de

los metales pesados y del cromo en particular, han sido muy someramente analizados para el caso de ríos en general.

2) Las escalas espaciales empleadas permiten observar patrones generales de transporte de cromo y metales, sin embargo potenciales fenómenos locales (que como se demostrará a lo largo de ésta Tesis, pueden ocurrir en las cercanías de las fuentes de cromo provenientes de curtiembres: floculación y depositación) no son detectados en dichas escalas.

3) Las escalas temporales pueden no ser adecuadas, si no se realiza una debida justificación de su empleo, fundamentalmente por la complejidad de los procesos involucrados (procesos hidrológicos, hidráulicos, variaciones en la calidad del agua, etc).

4) Existe una escasez en cuanto al análisis integral del transporte de cromo en agua (disuelto y particulado), cromo en el lecho y las variables que determinan el transporte: hidrodinámica, transporte de sedimentos, floculación, salinidad y condiciones fisicoquímicas generales.

5) De acuerdo a nuestro conocimiento sobre la bibliografía, no se han reportado trabajos que evalúen específicamente el transporte de cromo y su relación con la floculación en cursos fluviales. Autores como Szalinska et al. (2010), sin hacer un estudio cuantitativo al respecto, atribuyen la rápida disminución del cromo en agua, proveniente de curtiembres, a procesos de adsorción-coagulación-depositación que se producen en las cercanías de las fuentes de cromo.

Particularmente el transporte de cromo asociado a sedimentos suspendidos en el río Salado fue estudiado por Gallo et al. (2006). Allí se demostró que la mayor parte del cromo en el río Salado se transporta sorbido a los sedimentos suspendidos y que la

concentraciones de cromo en agua y sedimentos del lecho exceden valores guía internacionales como el canadiense. Trento & Alvarez (2011) y Alvarez (2012), estudiaron el transporte 1D del cromo en el río Salado, a partir de un modelo numérico unidimensional, en base a una adaptación del modelo conceptual de Schnoor (1996). El impacto de la fuente de cromo fue demostrado y la vulnerabilidad en la calidad del agua del río Salado fue evidenciada particularmente para condiciones de aguas bajas.

## **2.5 Conclusiones**

Fueron introducidos los principales conceptos relacionados a los procesos de floculación en cuerpos de agua naturales.

El estado del conocimiento actual sobre la floculación en ambientes naturales se encuentra particularmente desarrollado para estuarios y regiones costeras mediante diversos estudios de campo y laboratorio. Sin embargo, la floculación en ríos presenta un número sustancialmente menor de investigaciones específicas, quedando planteados diversos interrogantes sobre la dinámica de la floculación en los ríos del mundo.

La floculación inducida por la actividad antropogénica, particularmente por el efecto de efluentes industriales, ha sido poco abordada en la literatura sobre floculación en ríos.

Los estudios sobre el transporte de cromo asociado a flóculos, se concentran en su mayoría para el caso de estuarios. Para el caso del transporte de cromo y sedimentos en ríos, la mayoría de los estudios sólo aborda la problemática del grado de contaminación y la distribución espacial de concentraciones de cromo.

En general poco énfasis se da a los procesos físicos que gobiernan el transporte de cromo en ríos y su vinculación con la floculación.

## **3 MODELO CONCEPTUAL**

### **3.1 Introducción**

En este capítulo se presenta inicialmente una descripción hidro-sedimentológica del río Salado, del tramo estudiado y del escenario ambiental donde se focaliza la Tesis. Luego se describen los procesos principales y las escalas espaciales y temporales relevantes. A continuación se presenta el modelo conceptual y las hipótesis que sustentan el análisis. Finalmente se formula la hipótesis central de la Tesis.

### **3.2 El río Salado**

El río Salado nace en el noroeste argentino, en las provincias de Salta y Catamarca, y se extiende a lo largo de 1500 km hasta su desembocadura en el sistema Paraná. Su tramo inferior en la provincia de Santa Fe se caracteriza por la escasa pendiente del terreno lo cual genera un cauce notablemente meandriforme. Su ancho promedio es de 70 m. Los albardones bien definidos y las amplias planicies de inundación, de hasta 5 km de extensión, son otras de las características geomorfológicas propias del río Salado en este tramo.

Su caudal, al ingresar en la provincia de Santa Fe, es normalmente bajo debido a distintos aprovechamientos de sus aguas en la cuenca superior. Los caudales relativamente bajos se mantienen hasta su confluencia con el arroyo Calchaquí, que le aporta la mayor parte del caudal en su tramo inferior hasta su desembocadura en el Paraná. El nivel de las aguas del Salado en esta zona es variable y altamente dependiente del régimen de lluvias de la cuenca inferior. El caudal módulo es de 137 m<sup>3</sup>/s (SSRH, 2009).

La carga de sedimentos en suspensión es variable según el estado hidrométrico, entre 40 y 1000 mg/L (según mediciones efectuadas en el desarrollo de esta Tesis). El porcentaje de sedimentos finos (<63  $\mu\text{m}$ ) suspendidos en general es elevado, representando proporciones superiores al 95% del total en suspensión (para aguas bajas); con cantidades considerables de arcillas y limos finos, particularmente propensos a formar flóculos debido a sus propiedades cohesivas. La salinidad del río es el parámetro de calidad del agua que lo distingue de otros cursos fluviales, y a partir del cual se originó su nombre. Los sólidos disueltos totales (*SDT*), indicadores del nivel de salinidad, varían también según el caudal del río, en el rango de 2000 a 8000 mg/L (según mediciones efectuadas en el desarrollo de esta Tesis). Básicamente el agua es clorurada/sódica, con un considerable porcentaje de sulfatos; los contenidos de calcio y bicarbonatos son bajos (Iriondo, 2011). El origen de la salinidad del río Salado se atribuye a eflorescencias salinas del terreno en las Prov. de Santiago del Estero y Santa Fe (Iriondo, 2011).

En las afueras de la ciudad de Esperanza sobre la margen derecha del río, se encuentran 3 fuentes de vertido de cromo. Aguas abajo del puente sobre la ruta provincial N°6 (RP6), se ubica la fuente de cromo de mayor aporte al sistema (ver Figura 1.1), de aquí en adelante “la fuente”; que eroga de forma continua efluentes de la planta de tratamientos de una curtiembre. Las otras 2 fuentes de cromo de aporte minoritario son el canal 1° de Mayo, que desemboca en el Salado aguas arriba del puente sobre RP6; y un desagüe cloacal localizado a 300 m aguas abajo de la fuente principal. Tal como se mencionó en el Capítulo 1, estudios previos desarrollados en este tramo del río han detectado la presencia de cromo en el agua (Gagneten et al., 2007) y concentraciones que exceden los estándares recomendados para agua y sedimentos (Gallo et. al, 2006). Por este motivo la presente Tesis se centra en éste tramo del río.

### 3.3 Escenario ambiental

Hacia fines del año 2010 se produjo una bajante extraordinaria precedida por una bajante casi continua, con pequeños picos asociados a lluvias de escasa importancia, durante prácticamente todo el año. Desde el punto de vista del impacto del cromo en la calidad del agua y teniendo en cuenta las condiciones previas de estabilidad hidrológica, éste escenario se consideró propicio para la evaluación de la dinámica de floculación y su relación con el transporte de cromo. El contexto hidrosedimentológico del año 2010 se abordará con mayor detalle en el capítulo 4. El estudio se desarrolla principalmente durante el mes de Noviembre de 2010. En la Tabla 3.1 se comparan los valores asociados a Noviembre de 2010 con valores de referencia medios y valores correspondientes a la crecida extraordinaria de 2003, para establecer el contexto.

**Tabla 3.1.-** Variables hidráulicas y sedimentológicas correspondientes: al escenario de la Tesis (Noviembre de 2010), a valores medios y a la crecida extraordinaria del año 2003.

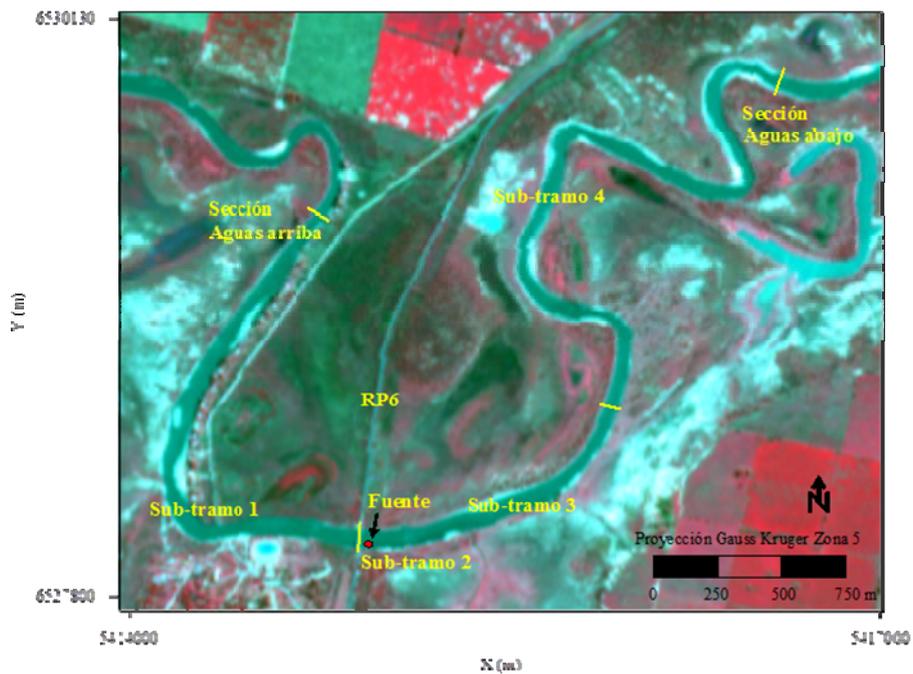
	<b>Situación bajo análisis</b>	<b>Valores medios</b>	<b>Crecida Año 2003</b>
<b>Extensión (km)</b>	7	-	-
<b>Estado hidrométrico</b>	Aguas bajas	-	Aguas altas
<b><math>Q</math> (<math>m^3/s</math>)</b>	2.23	137 (caudal módulo)	~ 4000
<b>Ancho (m)</b>	50	80 (ancho promedio)	~ 3000
<b><math>S_w</math> (mg/L)</b>	60	50 – 1000 (Rango anual)	> 1000
<b><math>SDT</math>, sólidos disueltos totales (mg/L)</b>	7000	2000 – 8000 (Rango anual)	~ 2000

Los datos detallados de las variables mencionadas y del resto de las variables se describirán junto con la metodología relacionada en el capítulo 4.

#### 3.3.1 Definición del tramo de estudio específico

El tramo de estudio específico, ver Figura 3.1, tiene una extensión aproximada (medida a lo largo del cauce) de 7 km. La elección de este tramo, de aquí en adelante tramo de

estudio, se estableció en base a los antecedentes de mediciones de cromo en agua y sedimentos registrados para el río Salado en la bibliografía (Gallo et al., 2006; Trento & Alvarez, 2011); y a partir de trabajos de campo preliminares desarrollados en el marco de esta Tesis. La Figura 3.1 representa una vista ampliada de la Figura 1.1, la cual corresponde a una imagen satelital georreferenciada tomada con el sensor AVNIR 2 del satélite japonés ALOS, representativa de la situación hidrométrica estudiada.



**Figura 3.1.-** Tramo de estudio específico, río Salado. En color amarillo se destacan: la secciones de aguas arriba y aguas abajo, y 4 sub-tramos del río con características hidroambientales similares. Con un círculo en color rojo se indica la ubicación de la fuente principal de cromo. Imagen correspondiente al sensor AVNIR 2 del satélite japonés ALOS, vista ampliada de la Figura 1.1.

Los trabajos preliminares, que se describirán en el capítulo 4, permitieron demostrar: la ocurrencia de floculación natural en el río Salado y floculación inducida por la fuente de cromo; y establecer una primera aproximación a la escala espacial del impacto del cromo en la columna de agua en presencia de floculación, para aguas bajas. De ese modo fueron fijados los límites del tramo de estudio y se identificaron sub-tramos del río, dentro del área analizada, con características hidro-ambientales similares (ver

Figura 3.1). Luego fueron definidos los procesos centrales, en relación a los objetivos de la Tesis, y las principales hipótesis asociadas a cada uno de ellos.

### 3.3.2 Sub-tramos del tramo de estudio

La Tabla 3.2 presenta una síntesis de las características de cada sub-tramo definido (Figura 3.1). Las descripciones que aquí se presentan son de carácter cualitativo y tienen como objetivo resumir los principales aspectos del funcionamiento del sistema analizado, en términos de la floculación y el transporte de sedimentos y cromo. En el capítulo 4, se realizará la descripción cuantitativa.

Sección de aguas arriba: se ubica a 2.4 km aguas arriba del puente sobre la RP6. En esta sección las concentraciones de cromo se encuentran en niveles no detectables  $< 2 \mu\text{g/L}$ , luego es considerada como un “blanco” de muestreo no influido por la fuente de mayor aporte de cromo.

**Tabla 3.2.-** Síntesis de las características principales de los sub-tramos definidos en la Figura 3.1.

	<b>Sub-tramo 1</b>	<b>Sub-tramo 2</b>	<b>Sub-tramo 3</b>	<b>Sub-tramo 4</b>
<b>Extensión (km)</b>	2.4	0.007 a 0.01	1.5	2.9
<b>Límite entrada</b>	Sección A. Arriba	Campo cercano de la fuente, limita con Zona 2	Sección RP6	Sección 10
<b>Límite salida</b>	Sección RP6	-	Sección 10	Sección A. Abajo
<b>Descripción general</b>	Zona aguas arriba de la fuente: La floculación, el transporte de sedimentos y cromo, no se ven afectados por la fuente. La distribución espacial de sus variables de estado es aprox. homogénea.	Zona cercana a la fuente: la floculación, el transporte de sedimentos y cromo, son determinados por la fuente.	Zona de transición: la floculación, el transporte de sedimentos y cromo, son afectados por la fuente. La distribución espacial de sus variables de estado varía a lo largo y ancho del río. No hay mezcla completa en la transversal.	Zona aguas abajo de la fuente: La floculación, el transporte de sedimentos y cromo, ya recibieron el impacto de la fuente. Ya se produjo la mezcla completa en la transversal. La distribución espacial de sus variables de estado es aprox. homogénea.

Sub-tramo 1: posee 2.4 km de extensión, desde la sección de aguas arriba hasta el puente sobre RP6. Aquí la fuente no genera impacto en cuanto a las concentraciones de cromo, ni al transporte de sedimentos. La hidrodinámica es estable y el caudal constante.

Sub-tramo 2: representa el campo cercano de la fuente, de 7 m a 10 m de extensión aproximadamente, en dirección radial desde la fuente. Esta estimación se realizó en base a la Ec. (3.1) (EPA, 1993). Aquí las condiciones hidro-sedimentológicas y del transporte de cromo son altamente dinámicas. Representa una zona de mezcla muy rápida entre el efluente y parte del río, producto del aporte de cantidad de movimiento de la fuente.

$$l = \frac{U_0 Q_f}{L_D U_{med}^2} \quad (3.1)$$

Siendo  $U_0$  la velocidad de salida del efluente,  $Q_f$  el caudal de la fuente,  $L_D$  la longitud del difusor,  $U_{med}$  la velocidad media del río en las cercanías de la fuente.

Sub- tramo 3: se extiende desde la RP6 hasta 1.5 km aguas abajo, excluyendo el campo cercano de la fuente. Es una zona considerada de transición y de mezcla incompleta en la dirección transversal. Se produce un incremento sustancial en los tamaños de los flóculos. La concentración de sedimentos se incrementa, disminuyendo luego. Las concentraciones de cromo se incrementan notablemente. Es en este sub-tramo donde se concentraron, en 2010, el mayor número de mediciones de campo y laboratorio, por el interés en los procesos de floculación y transporte de cromo que allí ocurren.

Sub-tramo 4: comienza luego del tramo 3 y finaliza en la sección de aguas abajo. En esta zona ya se produjo la mezcla completa en la transversal. Los tamaños de flóculos aún son levemente mayores que los observados en el sub-tramo 1, pero tienden a parecerse a aquellos y a presentar tamaños uniformes en la dirección transversal. La

concentración de sedimentos se encuentra en niveles similares al sub-tramo 1. Las concentraciones de cromo son menores a las presentes en el sub-tramo 3, sin embargo continúan siendo superiores a las del sub-tramo 1.

Sección aguas abajo: se ubica 4.2 km aguas abajo del puente. Aquí los tamaños de los agregados ya recuperan sus valores del sub-tramo 1. Las concentraciones de cromo siguen siendo superiores a las del sub-tramo 1.

### **3.4 Procesos principales, escalas espaciales y temporales asociadas**

#### **3.4.1 Procesos bajo análisis**

En relación a los objetivos de la Tesis (ver capítulo 1) y al escenario ambiental planteado (párrafo 3.3), los 4 procesos generales más importantes son:

Procesos hidrodinámicos

Procesos de transporte de sedimentos

Procesos de floculación (sub-proceso del transporte de sedimentos)

Procesos de transporte de cromo

Se debe considerar que los procesos mencionados ocurren de forma simultánea e interactúan entre sí, aunque sus escalas espaciales y temporales no necesariamente sean las mismas.

#### **3.4.2 Escalas espaciales**

Longitud del tramo de estudio ( $L$ ): la primera escala definida fue la escala espacial total de análisis (capítulo 1), es decir, la longitud del tramo de estudio. Es en esta escala donde puede apreciarse de manera global la distribución espacial de las distintas variables asociadas al transporte de sedimentos, la floculación y el transporte de cromo.

Ancho promedio del río ( $B$ ) y profundidad promedio ( $h_T$ ): el análisis de las variables en estas escalas permite evaluar la evolución de los procesos en las direcciones transversal y vertical del río.

Longitud de impacto ambiental del cromo en la columna de agua ( $L_A$ ): se define en ésta Tesis como la distancia longitudinal, desde la fuente, a la cual la concentración de cromo total en la columna de agua cae por debajo del valor guía CCME ( $8.9 \mu\text{g/L}$ ).

Longitud de mezcla completa del efluente ( $L_m$ ): representa la distancia longitudinal a la cual la pluma del efluente se encuentra completamente mezclada en la dirección transversal. Matemáticamente se puede estimar según la ecuación empírica propuesta por Fischer et al. (1979).

Microescala de Kolmogorov ( $\eta$ ): en el capítulo 2 se abordaron los detalles sobre su definición matemática y su relación con la floculación.

Tamaño representativo de un flóculo ( $D_f$ ): es la escala del diámetro de los flóculos originados en la columna de agua. Se lo diferencia de  $d_f$ , que representa a un flóculo individual. En el capítulo 4 se demostrará que  $d_f$  varía considerablemente, por tal motivo se adoptará una escala  $D_f$  con un valor máximo y un mínimo.

### **Relación entre escalas espaciales**

A continuación se presentan las relaciones entre las magnitudes de las escalas espaciales definidas:

$$L > L_A > L_m \gg B \gg h_T \gg \eta \sim D_f$$

### **3.4.3 Escalas temporales**

Tiempo de viaje ( $T_v$ ): es el tiempo que demora el agua en recorrer la distancia total del tramo, siguiendo la velocidad media del escurrimiento.

Tiempo de mezcla completa en la dirección transversal ( $T_T$ ): es el tiempo que demora el efluente desde que es erogado hasta que alcanza la distancia de mezcla completa  $L_m$ .

Tiempo de equilibrio de floculación ( $T_e$ ): representa el tiempo transcurrido hasta que ocurre el estado de equilibrio dinámico entre los procesos de agregación y desagregación, a partir de una perturbación/es en los factores externos.

Tiempo de sedimentación ( $T_{sed}$ ): tiempo que demora un flóculo en sedimentar en la columna de agua, con velocidad de sedimentación  $W_s$ .

Tiempo de equilibrio de sorción del cromo en la columna de agua ( $T_{cr}$ ): es el tiempo para el cual el proceso de sorción/desorción del cromo sobre la fase particulada suspendida se estabiliza.

Tiempo de estabilización de la concentración de cromo total en la columna de agua  $T_{CTw}$ : tiempo para el cual es alcanzado un nuevo estado estacionario en las concentraciones de cromo en la columna de agua, a partir de una modificación/es en las condiciones ambientales.

Tiempo de estabilización de las concentraciones de cromo en el lecho ( $T_r$ ): tiempo para el cual es alcanzado un nuevo estado estacionario en las concentraciones de cromo en el lecho, a partir de una modificación/es en las condiciones ambientales.

### **Relación entre escalas temporales**

A continuación se presentan las relaciones entre las magnitudes de las distintas escalas temporales involucradas:

$$T_r \gg T_v \sim T_{CTw} > T_T > T_{sed} > T_e \gg T_{cr}$$

A lo largo del capítulo 4 se demostrarán y/o se redefinirán las relaciones entre las escalas espaciales y temporales aquí propuestas.

### **3.5 Modelo conceptual**

Se adoptará el modelo conceptual propuesto por Schnoor (1996), con hipótesis adicionales propias del escenario ambiental de esta Tesis.

### 3.5.1 Hipótesis generales

El modelo conceptual asume que los procesos que gobiernan el ciclo de los sedimentos y MP en el ambiente acuático definido en el volumen de control, que abarca la altura de la columna de agua  $h$  y la capa activa de los sedimentos del lecho  $d_a$  [m], son: la advección, la dispersión, los procesos de sorción, la difusión molecular y los procesos de depositación-erosión-resuspensión.

Se asume que el espesor de la capa activa  $d_a$  es constante y que la distribución de MP en ella es constante.

Se considera que la presencia y evolución de las formas de fondo no cambian  $d_a$  ni  $S_b$  (concentración de sedimentos en el volumen ambiental del lecho), porque las escalas temporales de sus desplazamientos en aguas poco profundas son mucho mayores comparadas con las escalas temporales del transporte de sedimentos suspendidos y MP.

### 3.5.2 Hipótesis específicas

Para el escenario ambiental analizado, dentro de la escala espacial ( $L$ ) y la escala temporal ( $T_v$ ) consideradas, el sistema se encuentra en estado estacionario. Esto implica que a nivel local, se mantienen constantes las variables de estado que caracterizan los procesos: hidrodinámicos, de transporte de sedimentos, de transporte de cromo y de floculación. Por lo tanto también se asume que las 3 fuentes mantienen constante en el tiempo tanto su caudal, como el resto de sus variables de estado.

El río se encuentra en estado de equilibrio sedimentológico y/o depositación. No hay erosión de sedimentos del lecho. Sólo se transportan sedimentos en suspensión.

La mayor parte de los sedimentos suspendidos son finos y se encuentran mezclados de forma homogénea en la vertical.

Todos los sedimentos finos suspendidos se encuentran floculados.

Se asume que el tiempo de mezcla completa del efluente en la vertical es mucho menor que el tiempo de mezcla completa en la transversal. Luego el efluente se encuentra completamente mezclado en la dirección vertical en todo el tramo.

Se considera equilibrio instantáneo del cromo en la fase particulada en la columna de agua.

El cromo se distribuye de forma homogénea en la fase particulada en la columna de agua.

### **3.5.3 Hipótesis de la Floculación**

El modelo conceptual de Schnoor no considera de forma explícita a la floculación, sino que trata a la fase particulada como partículas individuales, sujetas a procesos de advección, dispersión, sorción, sedimentación-depositación-resuspensión. Se demostrará en esta Tesis (capítulos 4 y 5) que los sedimentos suspendidos, se encuentran sujetos a procesos de floculación en todo el tramo analizado. Luego se establecen las siguientes hipótesis para la floculación:

Se considera que ocurre floculación de forma natural en el río y además floculación inducida por la fuente, aguas abajo de ésta.

El mecanismo de floculación predominante es el de tensiones de corte turbulentas, caracterizado mediante el parámetro de disipación  $G$ . Se consideran despreciables los efectos del movimiento Browniano y de la sedimentación diferencial.

Se considera a los flóculos como entidades fractales autosimilares.

Se considera válido el modelo de equilibrio floculación de Winterwerp, donde los procesos de agregación y la desagregación se parametrizan mediante los coeficientes  $k_A$  y  $k_B$ .

### 3.5.4 Descripción del modelo conceptual

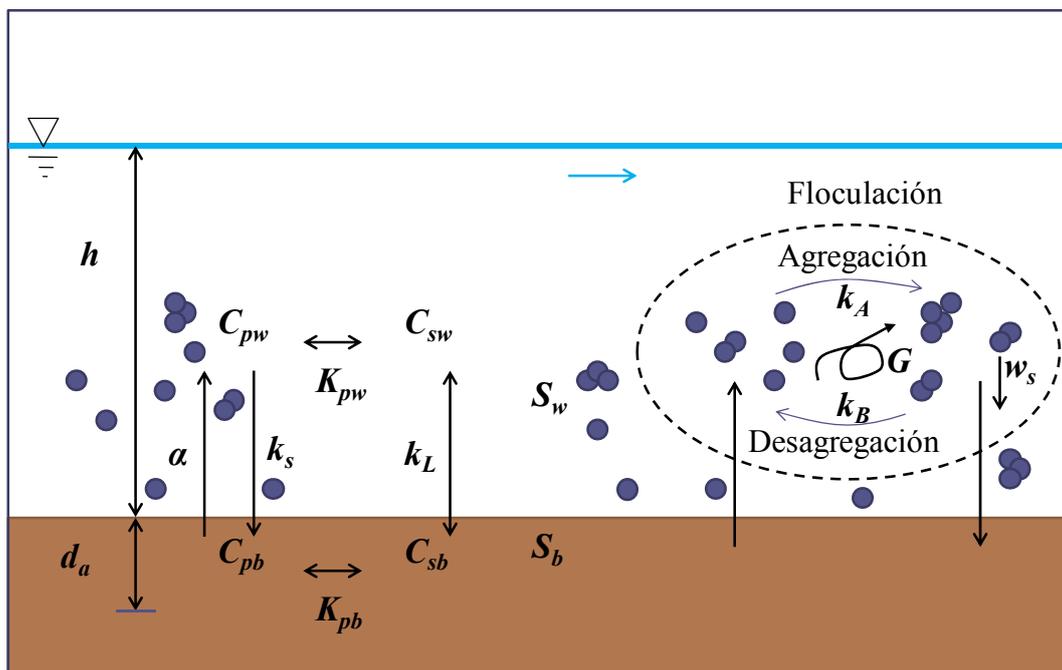
El modelo, presentado en la Figura 3.2, establece que el MP (cromo), en un determinado volumen de control que abarca la altura de la columna de agua  $h$  y la capa activa de los sedimentos del lecho  $d_a$  [m], se presenta disuelto en la columna de agua y en el agua de los poros de los sedimentos del lecho; y particulado es decir sorbido a los sedimentos suspendidos (partículas y flóculos) y a los sedimentos del lecho.

Las variables que cuantifican al cromo específicamente son: la concentración de cromo total en la columna de agua  $C_{Tw}$  [ $\mu\text{g/L}$ ], las concentraciones de cromo disuelto  $C_{sw}$  [ $\mu\text{g/L}$ ] y particulado en agua  $C_{pw}$  [ $\mu\text{g/L}$ ], y las concentraciones de cromo disuelto  $C_{sb}$  [ $\mu\text{g/L}$ ] y particulado en el lecho  $C_{pb}$  [ $\mu\text{g/L}$ ]. Las variables que cuantifican a los sedimentos son la concentración total de sedimentos suspendidos en el agua,  $S_w$  [ $\text{mg/L}$ ] y la concentración de sedimentos en el volumen ambiental del lecho  $S_b$  [ $\text{mg/L}$ ].

El Cr disuelto en la columna de agua puede ser transferido por difusión molecular hacia el agua de los poros del lecho ó viceversa. El proceso de difusión se representa como un proceso fickeano y se caracteriza a partir del coeficiente  $k_L$  [ $\text{m/s}$ ]. El Cr disuelto en la columna de agua también puede ser transferido por procesos de sorción hacia los sedimentos suspendidos (partículas y flóculos) o viceversa mediante procesos de desorción. El equilibrio entre la sorción/desorción del Cr en la columna de agua, se caracteriza a partir de una constante de partición del cromo en la columna de agua,  $K_{pw}$  [ $\text{m}^3/\text{kg}$ ], siendo  $K_{pw} = C_{pw} / (C_{sw} S_w)$ . El Cr sorbido a los sedimentos suspendidos puede depositarse junto con éstos en el lecho a partir de un proceso de depositación, representado por la tasa de depositación  $k_s$  [ $1/\text{s}$ ], dependiente de las condiciones hidrodinámicas, de  $S_w$  y del tamaño de las partículas y flóculos. Eventualmente los sedimentos del lecho pueden resultar resuspendidos junto con el Cr sorbido y nuevamente pasar a formar parte del cromo particulado suspendido en el agua, proceso

que se parametriza con la tasa de resuspensión  $\alpha$  [1/s]. Se supone que este proceso no ocurre en el escenario ambiental definido, puesto que una de las hipótesis sostiene que no hay erosión de los sedimentos del lecho en este escenario (párrafo 3.5.2).

El Cr disuelto en los poros del lecho también se encuentra sujeto a procesos de sorción/desorción con la fase particulada del lecho. El equilibrio de sorción del cromo en los sedimentos del lecho puede caracterizarse mediante una constante de partición de cromo en el lecho  $K_{pb}$  [m<sup>3</sup>/kg], siendo  $K_{pb} = C_{pb} / (C_{sb} S_b)$ .

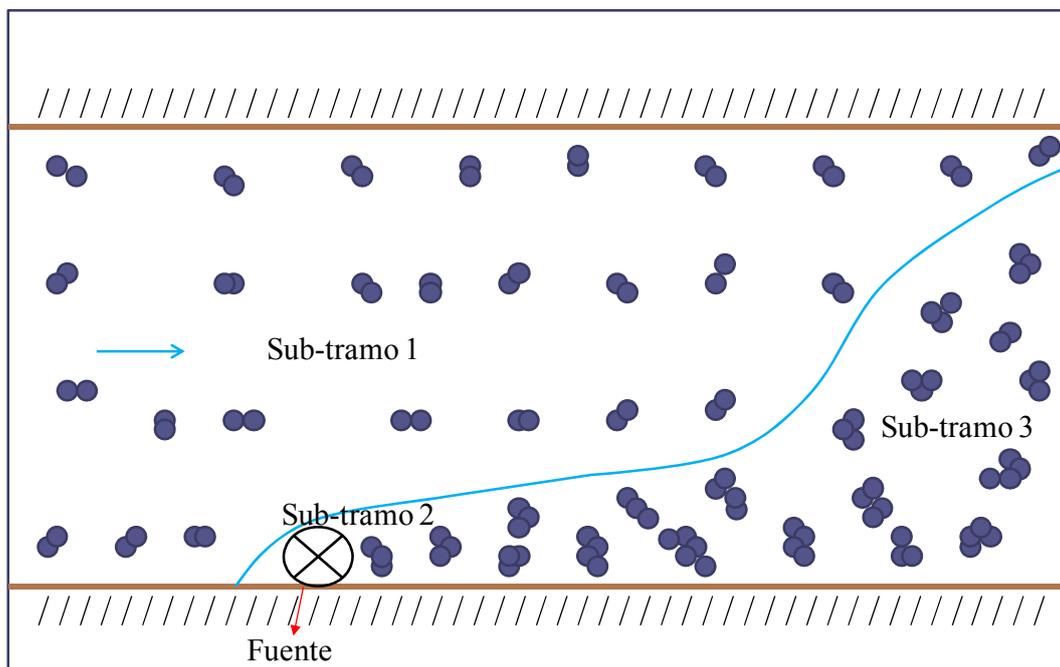


**Figura 3.2.-** Modelo conceptual, modificado a partir de Schnoor (1996). Se presentan las variables representativas del transporte sedimentos y la floculación:  $h$ ,  $S_w$ ,  $S_b$ ,  $k_s$ ,  $\alpha$ ,  $k_A$ ,  $k_B$ ,  $w_s$ ,  $G$ ; y las variables representativas del transporte de cromo:  $C_{pw}$ ,  $C_{sw}$ ,  $K_{pw}$ ,  $k_L$ ,  $C_{pb}$ ,  $C_{sb}$ ,  $K_{pb}$ ,  $d_a$ .

La floculación es un proceso que ocurre de forma simultánea con los procesos de transporte de cromo descritos arriba. El proceso de agregación, caracterizado con el coeficiente  $k_A$ , ocurre por colisiones entre partículas y/o flóculos producto de la turbulencia del escurrimiento parametrizada con el gradiente  $G$ . La desagregación, caracterizada con el coeficiente  $k_B$ , ocurre fundamentalmente por las tensiones de corte

cuando estas exceden a las tensiones resistentes de los agregados. Los flóculos estarán caracterizados por su  $d_f$ ,  $\Delta\rho_f$  y  $w_s$  (definidos en el Capítulo 2)

La floculación se ve sustancialmente afectada por la fuente de cromo. Allí los tamaños de los agregados provenientes de aguas arriba, se incrementan considerablemente y decrecen paulatinamente hacia aguas abajo. La Figura 3.3 representa de forma esquemática, una vista en planta, del proceso de crecimiento de los agregados a medida que ingresan a la zona de influencia de la pluma del efluente.



**Figura 3.3.-** Vista en planta de un esquema simplificado del proceso de crecimiento de los flóculos en la zona de la fuente de cromo. (Nota: los tamaños de los flóculos no se encuentran en escala, se grafican de ese modo a los fines explicativos).

### 3.5.5 Hipótesis central de la Tesis

La escala espacial del transporte de cromo en la columna de agua está gobernada por la dinámica de la floculación, inducida por la fuente de cromo.

## 3.6 Conclusiones

Se realizó una descripción hidro-sedimentológica del río Salado, del tramo de estudio específico y del escenario ambiental objeto de estudio de la Tesis.

Se establecieron los procesos de interés y las escalas espaciales y temporales de análisis.

En base a ello se formuló el modelo conceptual, que considera los procesos de transporte de sedimentos, floculación y transporte de cromo, de manera integral y simultánea.

El modelo conceptual dejó establecidas las hipótesis y el marco general para el análisis de los procesos y las variables fundamentales a considerar y medir en los trabajos de campo y laboratorio.

Fue formulada la hipótesis central de la Tesis, la cual postula que la escala espacial del transporte de cromo en la columna de agua está gobernada por la dinámica de la floculación, inducida por la fuente de cromo.

# **4 DINÁMICA DE LA FLOCULACIÓN Y EL TRANSPORTE DE CROMO EN EL RÍO SALADO**

## **4.1 Introducción**

En este capítulo la dinámica de la floculación y su relación con el transporte de cromo en el río Salado son evaluados. El análisis se centra en los aspectos físicos de la dinámica de la floculación y fundamentalmente en demostrar cómo ésta determina la escala espacial del impacto ambiental del cromo en la columna de agua, para el río en aguas bajas.

Se describen los trabajos de campo realizados en el marco de la Tesis, la metodología y procedimientos específicos para la medición de las variables in-situ, y para la determinación de variables en laboratorio.

El análisis comienza con la caracterización hidrodinámica del escenario ambiental. Luego se analiza el estado sedimentológico y se caracteriza el transporte de sedimentos. En este contexto se evalúa la dinámica de floculación y su relación con la fuente de cromo en el tramo estudiado. Finalmente se evalúa el grado de relevancia de la dinámica de la floculación en el transporte de cromo en la columna de agua y consecuentemente en la escala espacial de su impacto ambiental.

## **4.2 Metodología general**

### **4.2.1 Definición de variables y secciones de muestro**

#### **4.2.1.1 Variables a medir y técnicas de medición**

El modelo conceptual presentado en el capítulo 3, considera los procesos hidrodinámicos, de transporte de sedimentos y floculación, y procesos de transporte de

romo. Cada uno puede ser evaluado a partir de variables de estado características, factibles de medir en campo o de determinar en laboratorio a partir de muestras tomadas in situ. En la Tabla 4.1 se presenta una síntesis de las variables a medir o determinar, relacionadas a cada proceso, junto con la técnica de medición correspondiente. En el párrafo 4.5.3 se describe con mayor detalle la metodología seguida en campo y laboratorio para la determinación de cada variable.

**Tabla 4.1.-** Listado de procesos, variables asociadas y técnicas correspondientes de medición a emplear en campo y laboratorio.

Proceso	Variable	Técnica
<b>Hidrodinámica</b>	$U_{med}$ : velocidad media en la vertical	Minimolinete OTT Simulación numérica SisBAHIA
	$h$ : profundidad total en la vertical	Minimolinete, Sonda Troll Simulación numérica SisBAHIA
	$Q$ : caudal total en la sección	Aforo por vadeo: con minimolinete OTT Simulación numérica SisBAHIA
	$G_{med}$ : parámetro de disipación medio en la vertical	Ecuación (4.10) en función de $U$ y $h$
<b>Transporte de sedimentos</b>	$S_w$ : concentración total de sedimentos suspendidos (sólidos suspendidos totales)	Filtrado: en laboratorio a partir de muestras tomadas in situ, Norma ASTM D397797B.
	Granulometría de los sedimentos suspendidos, $d_{p50}$ (mediana de la distribución de tamaños de partículas suspendidas, sin flocular)	Difractometría en laboratorio: a partir de muestras tomadas in-situ, Malvern Mastersizer 2000
	Granulometría de los sedimentos del lecho, $d_{p50L}$ (mediana de la distribución de tamaños de partículas del lecho, sin flocular)	Difractometría en laboratorio: a partir de muestras tomadas in-situ, Malvern Mastersizer 2000

<b>Floculación</b>	$SMD$ : diámetro medio Sauter de flóculos en la vertical. $df_{50}$ : mediana de la distribución de diámetros de flóculos en la vertical. $W_s$ : velocidad de sedimentación media de los flóculos, en la vertical.	Difractómetro sumergible LISST-25X  Correlación $SMD-df_{50}$  Ecuaciones (4.16) y (4.20)
<b>Transporte de cromo</b>	$C_{Tw}$ , $C_{sw}$  $C_{pw}$  $r = C_{pb}/S_b$	En laboratorio: Absorción atómica.  Diferencia de masas: $C_{pw} = C_{Tw} - C_{sw}$  En laboratorio: Absorción atómica.

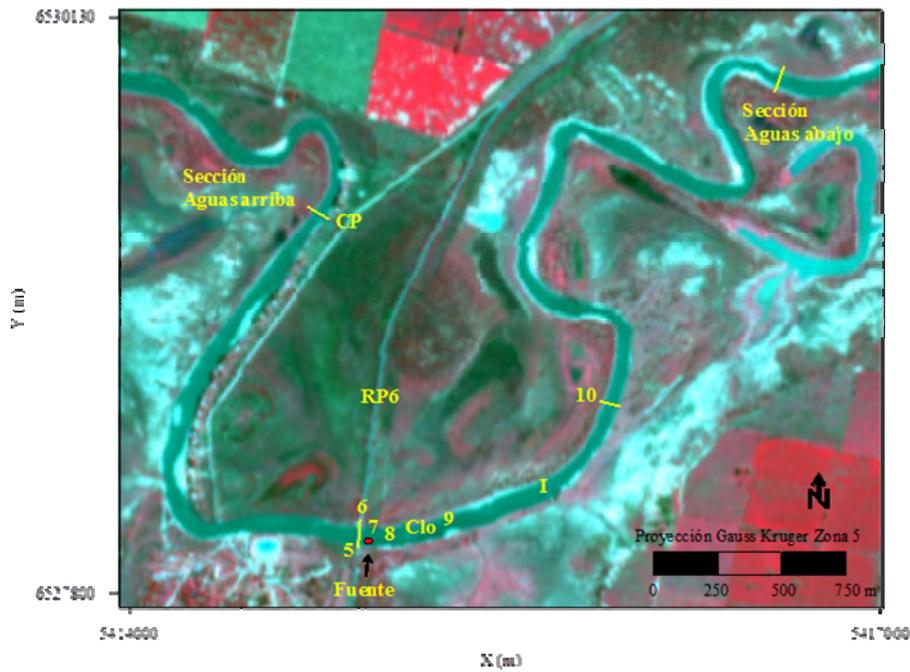
#### 4.2.1.2 Secciones de muestreo

En base a la subdivisión por tramos establecida en el capítulo 3, Figura 3.1, se concentró la mayor densidad de mediciones en las cercanías de la fuente aguas abajo de ésta, dado que allí es donde ocurren la mayor parte de los fenómenos de interés de ésta Tesis. Las secciones hidráulicas de muestreo se presentan en la Figura 4.1, junto con las secciones de aguas arriba y aguas abajo.

La justificación de la relevancia de cada sección de medición, en términos de los procesos evaluados, se detalla a continuación:

$CP$ : representa el inicio del dominio de estudio. Allí la floculación y el transporte de sedimentos no se ven afectados por la fuente. Se considera como un “blanco” que establece las condiciones “naturales” del río, sin impacto de la fuente.

5: se ubica en el último tramo del canal 1° de Mayo, el cual desemboca en el río Salado aguas arriba del puente sobre RP6. Este canal escurre aguas pluviales, efluentes industriales y cromo.



**Figura 4.1.-** Ubicación de las secciones de muestreo principales. Se indica además la ubicación de la fuente principal de cromo.

6: esta sección corresponde al puente sobre RP6. Se encuentra aguas abajo de la desembocadura del canal 1° de Mayo y aguas arriba de la fuente. Allí se evalúa el posible impacto del canal en los procesos analizados.

7: corresponde a la sección donde se encuentra la fuente principal de cromo.

8: está ubicada 150 m aguas abajo de la fuente. Esta sección se ubicó allí, para registrar el impacto de la fuente, en una distancia fuera del campo cercano y que representa el doble del ancho del río.

*Clo*: ubicada 300 m aguas abajo de la fuente y aguas arriba de un desagüe cloacal.

Cloacal: representa la salida del desagüe cloacal, que eroga también cromo (ubicada a 5 m aguas arriba de *Clo*, por simplicidad no se grafica en la Figura 4.1).

9: ubicada en un estrechamiento del río, 600 m aguas abajo de la fuente. En esta sección se busca detectar los efectos del estrechamiento del río y observar si el desagüe cloacal genera impacto adicional aguas abajo.

*I0*: ubicada a 1500 m de la fuente. Esta distancia tiene un orden de magnitud superior a la distancia fuente-8. En esta sección, se verificó (en Noviembre de 2008) que la floculación comienza a recobrar sus características de aguas arriba de la fuente. Aquí las concentraciones de cromo son aproximadamente uniformes en la sección.

*I*: sección intermedia entre *9* y *I0*, localizada a 1070 m de la fuente. Dado que la distancia entre *9* y *I0* es considerable en términos de las distancias entre las secciones iniciales, se establece *I* como sección de control entre ambas.

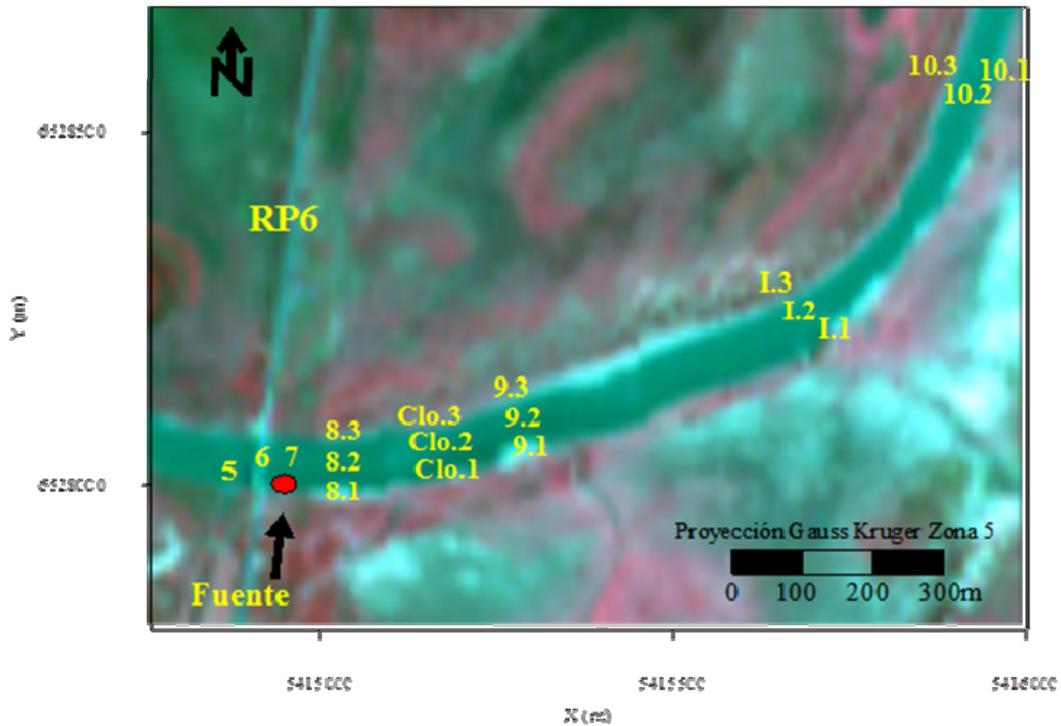
*Sch*: ubicada a 15 km aguas abajo de la fuente. Se encuentra fuera del tramo de estudio específico de la Tesis. Se estableció como sección de control de aguas abajo, en un tramo ubicado a 13 km de la sección donde se produce la mezcla completa del efluente en la dirección transversal (que como se demostrará luego es la sección *I0*), con floculación y transporte de sedimentos no influidos ya por la fuente, y niveles detectables de cromo en la columna de agua. (Se aclara aquí que el nivel mínimo de cromo total en agua detectable por el laboratorio donde se analizaron las muestras es de 2 µg/L).

En la Figura 4.2 se presentan las verticales de muestreo entre las secciones *7* y *I0*. Los índices 1, 2 y 3 se utilizan para identificar las verticales de muestreo sobre margen derecha, centro del cauce y margen izquierda, respectivamente. Donde no se indican índices, sólo se efectuó el muestreo en una vertical desde la orilla (muestreo desde la orilla: verticales *CP*, *5*, *7* y *Sch*) ó en el centro del cauce (sección *6*).

#### **4.2.1.3 Fuente de cromo**

Como se mencionó en el capítulo 3, son 3 las fuentes que aportan cromo al tramo del río Salado considerado. La primera de ellas es el Canal 1° de Mayo que desemboca en el Salado aguas arriba del puente sobre RP6 (ver Figura 4.1). Aguas abajo del puente sobre RP6, se ubica la fuente de cromo de mayor aporte al sistema, de aquí en adelante

“la fuente”. La fuente, cuya imagen correspondiente a Noviembre de 2010 se puede apreciar en la Figura 4.3, consiste en un difusor subacuático que eroga de forma continua efluente de la planta de tratamientos de una curtiembre ubicada en la localidad de Esperanza.



**Figura 4.2.-** Ubicación de las verticales de muestreo principales. Con los índices 1, 2 y 3 se indican las verticales sobre margen derecha, centro del cauce y margen izquierda, respectivamente. En color rojo se indica la ubicación de la fuente principal de cromo.

El 3º aporte de cromo es un desagüe cloacal ubicado a 300 m aguas abajo de la fuente. En la Tabla 4.2 se resumen algunas variables características de cada descarga de cromo, para el escenario ambiental de Noviembre de 2010:  $Q$ ,  $S_w$ ,  $C_{Tw}$ , flujo de sedimentos suspendidos total en la sección,  $F_{S_w} = Q S_w$ , flujo de cromo total en la sección,  $F_{C_{Tw}} = Q C_{Tw}$ ;  $pH$  y  $SDT$ . Se incluyen los valores representativos del río Salado en la sección  $CP$ , aguas arriba de las fuentes.



**Figura 4.3.-** Fotografía de la fuente, tomada desde la margen derecha del río hacia aguas abajo, campaña 24 Noviembre de 2010.

**Tabla 4.2.-** Variables características de las 3 descargas de cromo. Se incluye como referencia la sección CP (progresiva 0 m) aguas arriba de las 3 descargas.

Descripción	Progresiva (m)	$Q$ (m <sup>3</sup> /s)	$S_w$ (mg/L)	$C_{Tw}$ (µg/L)	$F_{Sw}$ (g/s)	$F_{CTw}$ (mg/s)	pH	CE (mS/cm)
Canal 1° de Mayo	2231	0.03	11	9.1	0.33	0.27	8.5	1.04
Fuente	2244	0.08	681	3300	54.50	264.00	8.5	10.70
Cloacal	2544	0.15	199	8	29.80	1.20	7.9	2.40
Río Salado sección CP	0	2.23	46	3	102.60	6.69	8.5	10.90

### 4.3 Campañas preliminares

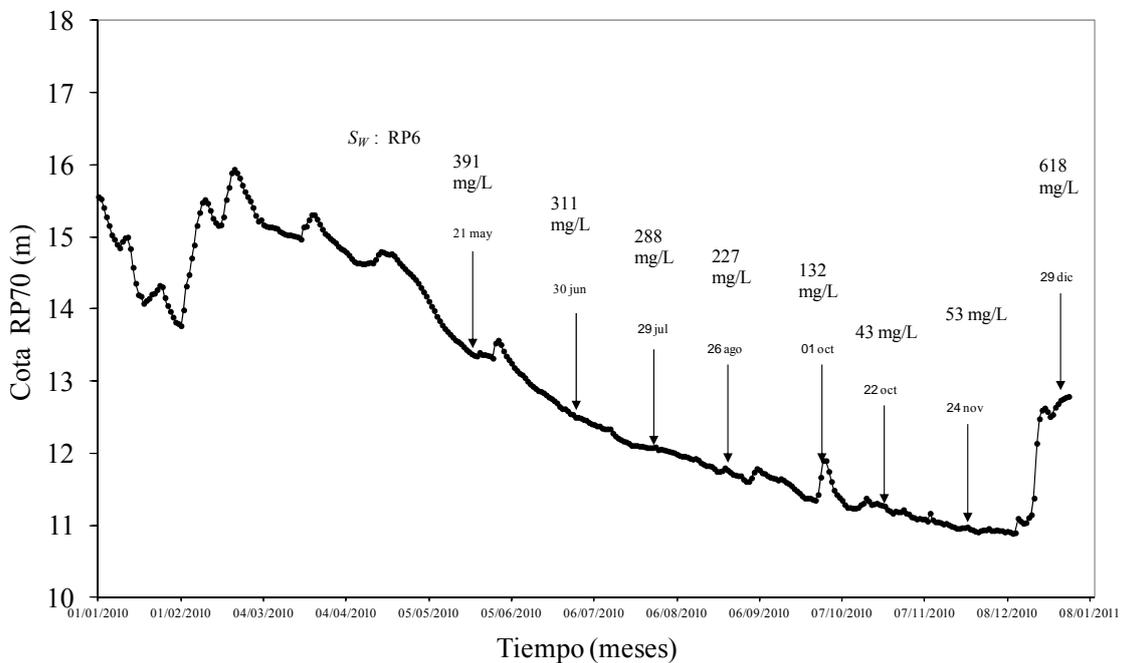
Durante el desarrollo de la Tesis se llevaron a cabo 7 campañas preliminares. La 1° de ellas se efectuó en Noviembre de 2008, para una situación de aguas bajas similar a la de Noviembre de 2010. Tuvo como objetivo principal determinar la existencia de

floculación en el río Salado y establecer un vínculo entre la floculación y el transporte de cromo en la columna de agua. Se realizó un muestreo generalizado de las variables del transporte de sedimentos, floculación y cromo, según la metodología indicada en la Tabla 4.1 y en la mayor parte de las secciones indicadas en la Figura 4.1. Los principales resultados de esta campaña fueron: la demostración de la existencia de floculación en todo el tramo analizado a partir del empleo del difractómetro LISST-25X, resultado alcanzado por 1º vez en el río Salado mediante mediciones in situ de acuerdo a la bibliografía disponible; la demostración del incremento de la floculación por el efecto de la fuente y la disminución del flujo de cromo total, dentro de una escala espacial, posiblemente gobernada por la floculación inducida por la fuente. Los resultados de esta campaña se irán presentando a lo largo de éste capítulo a modo comparativo, junto con los resultados de la campaña principal de Noviembre de 2010. En base a los resultados de la campaña de 2008 y las demás campañas preliminares se diseñó la campaña de Noviembre de 2010, para la cual se decidió densificar las mediciones y los análisis en los primeros 1500 m aguas abajo de la fuente.

Las restantes 6 campañas preliminares, se llevaron a cabo durante el año 2010, a partir del mes de Mayo hasta el mes de Octubre. Estas campañas tuvieron como objetivo caracterizar la evolución del transporte de sedimentos suspendidos y cromo, junto con otras variables de calidad del agua, en función del estado hidrométrico del río. Se tomaron muestras de agua y sedimentos, para un número reducido de verticales (reducido en comparación con las campañas de Noviembre de 2008 y 2010). Sus resultados principales sirvieron de base para establecer el contexto hidrosedimentológico y del transporte de cromo del año 2010, previo a la campaña principal desarrollada en Noviembre.

#### 4.4 Contexto Hidro-sedimentológico Año 2010

El año 2010 estuvo caracterizado por una bajante casi continua del río Salado en su tramo inferior, con niveles de agua decrecientes desde Marzo a Diciembre y pequeños picos asociados a precipitaciones de escasa intensidad. En la Figura 4.4 se presenta la evolución de la cota de pelo de agua a lo largo de 2010 en la sección de control ubicada en el puente sobre la Ruta Provincial N°70 (70 km aguas abajo de la sección CP), en la localidad de Recreo, Santa Fe (ver Figura 1.1).



**Figura 4.4.-** Evolución de la cota de pelo de agua en la sección hidráulica correspondiente a la RP70, año 2010. Se incluyen las fechas de las distintas campañas realizadas y las  $S_w$  medidas en la sección RP6.

La fecha 24 de Noviembre corresponde al escenario ambiental de la Tesis. Se muestran además registros de concentraciones de sedimentos suspendidos medidos aguas arriba en la sección *RP6* y aguas abajo en la sección *Sch*. Las  $S_w$  registraron un continuo decrecimiento a lo largo del año, lo cual evidenció condiciones generales de depositación visto en esa escala temporal, hasta Diciembre, donde se registró un pico de

crecida. Por otro lado la salinidad mostró un crecimiento continuo, también hasta el mes de Diciembre.

La estabilidad hidrológica ocurrida durante 2010, previa al escenario de Noviembre, garantizó condiciones iniciales estables para el análisis de la dinámica de floculación y del transporte de cromo asociado, tanto para la columna de agua como para los sedimentos del lecho.

## **4.5 Campaña Noviembre de 2010**

### **4.5.1 Resumen y objetivos**

La campaña se realizó a fines de Noviembre de 2010, para el escenario ambiental ya definido, caracterizado por las variables presentadas en la Tabla 3.1. El objetivo específico de la campaña fue evaluar, con la mayor precisión posible, el grado de influencia de la floculación inducida por la fuente en la escala espacial del transporte de cromo en la columna de agua.

### **4.5.2 Equipo de trabajo**

El equipo de trabajo estuvo conformado por 3 grupos integrados por un total de 10 personas, siendo 6 profesionales (entre ellos el autor de esta Tesis, responsable de la campaña) y 4 estudiantes de grado; todos miembros del proyecto PICT RAICES N° 35885. El equipo trabajó de forma coordinada con 3 de los integrantes realizando mediciones y tomando muestras desde un bote a remo, como puede verse en la Figura 4.5, (se empleó un bote a remo para evitar la resuspensión de sedimentos del lecho, debido a la escasa profundidad del río); 6 trabajando en tierra desde la orilla a lo largo de todo el tramo; y el resto en el laboratorio LQyA de la FICH, recibiendo y procesando las muestras de agua y sedimentos.



**Figura 4.5.-** Fotografía del bote empleado, tomada desde margen derecha hacia aguas arriba, campaña Noviembre de 2010. En el fondo de la imagen se observa el puente de la RP6 y a la izquierda del mismo, también en el fondo de la imagen, se puede ver el efecto de la fuente de cromo sobre el río.

### **4.5.3 Metodología específica**

#### **4.5.3.1 Variables medidas in situ**

##### **4.5.3.1.1 Tamaño de flóculos y verificación del sensor LISST-25X**

Los tamaños de flóculos y partículas fueron medidos empleando el sensor LISST-25X.

Dada la relevancia metodológica de este instrumento, a continuación se explicarán sus características técnicas y de operación:

El sensor LISST-25X es un difractómetro sumergible, que permite determinar in-situ y en tiempo real las variables: diámetro medio Sauter,  $SMD$ , de los sedimentos suspendidos (partículas y/o flóculos), diámetro medio Sauter de la fracción gruesa ( $> 62 \mu\text{m}$ ),  $SMD_g$ , concentración volumétrica total de los sedimentos suspendidos,  $SSC$ ,

concentración volumétrica de la fracción gruesa suspendida,  $SSC_g$ , transmisión óptica,  $TO$ , y profundidad.

Los rangos de medición del instrumento son: de 2.5  $\mu\text{m}$  a 500  $\mu\text{m}$  para  $SMD$  y de 63  $\mu\text{m}$  a 500  $\mu\text{m}$  para  $SMD_g$ , con resolución de 1  $\mu\text{m}$ ; de 0.1 a 1000 mg/L para las  $SSC$  y  $SSC_g$ , con resolución de 0.025%; y de 0 a 100 % para  $TO$ , con resolución de 0.10 %. La relevancia metodológica del sensor LISST-25X radica en que la difracción láser que éste emplea, es una técnica para la determinación de tamaños que no produce efectos sobre los flóculos durante las mediciones. Este requisito es indispensable cuando se requiere medir flóculos, particularmente propensos a quebrarse o depositarse cuando se toman muestras in-situ para posteriores mediciones en laboratorio.

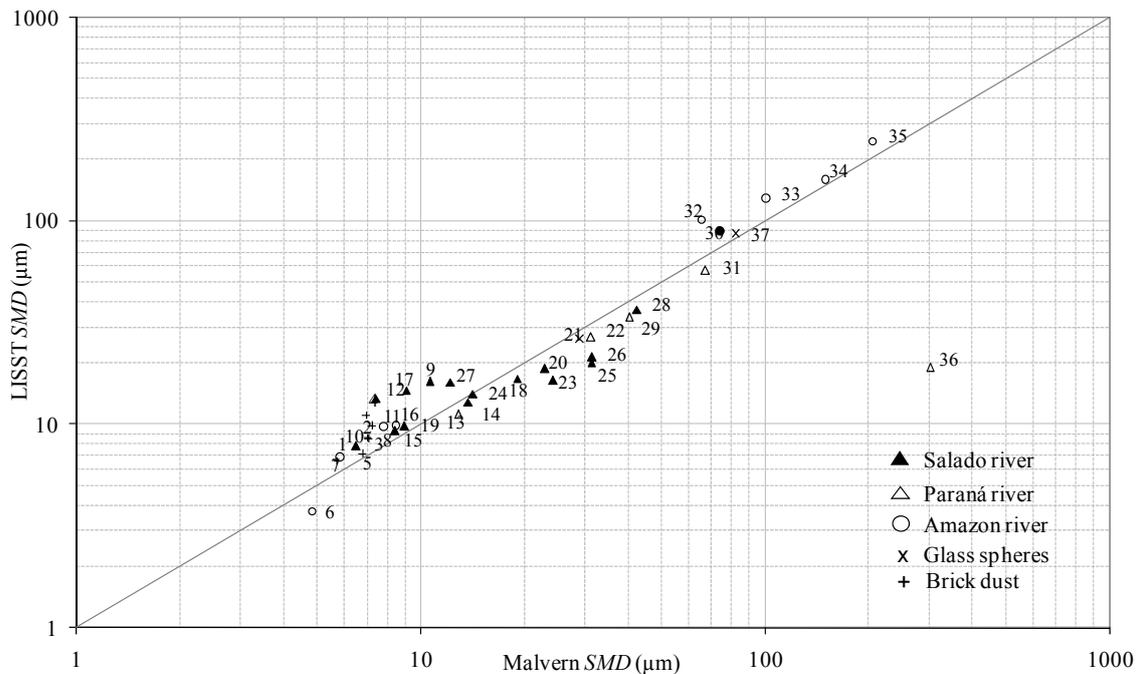
Verificación del instrumento y correlación  $SMD - d_{50}$ :

Durante el desarrollo de la Tesis, previo a los trabajos de campo de 2010, se realizaron una serie de ensayos de laboratorio con el objetivo de verificar la capacidad de medir tamaños que posee el equipo LISST-25X. Se verificó de forma conjunta el funcionamiento de 2 sensores LISST-25X, uno perteneciente a la FICH-UNL, empleado en los trabajos de campo de esta Tesis, y el otro perteneciente al Laboratorio de Dinámica de Sedimentos Cohesivos de la UFRJ - Brasil, en el marco del proyecto PICT RAICES N° 35885. Fueron testeadas en Argentina y en Brasil un total de 37 muestras de sedimentos de los ríos Salado, Paraná y Amazonas; y muestras de polvo de ladrillo y microesferas de vidrio (Whitehouse, Sci). Se compararon los  $SMD$  determinados mediante los sensores LISST-25X, con determinaciones de  $SMD$  hechas sobre las mismas muestras, con un difractor de laboratorio Malvern Mastersizer 2000. Se obtuvo una correlación  $SMD-SMD$ , ver Figura 4.6, con un coeficiente  $R^2 = 0.98$ .

Una vez verificada la relación entre las determinaciones de los difractómetros, se estableció una correlación, Ec. (4.1), entre el *SMD* que mide el LISST-25X y la mediana  $d_{50}$  de la distribución de tamaños de sedimentos:

$$d_{50} = 3.4 SMD^{0.83} \quad (4.1)$$

Cabe recordar que el percentil  $d_{50}$ , no medido de forma directa por el LISST-25X, es el tamaño característico más ampliamente empleado en la ingeniería fluvial y marítima. Los resultados de este trabajo fueron publicados en un artículo de la revista *Sedimentary Geology* de la Editorial Elsevier (Filippa et al., 2011), que se puede consultar en el Anexo 1 de esta Tesis.



**Figura 4.6.-** Relación *SMD* LISST vs *SMD* Malvern (Filippa et al., 2011).

Diámetro medio Sauter de la fracción fina:

Tal como se mencionó el equipo LISST-25X determina de forma directa el *SMD* de la fracción gruesa, pero no determina el *SMD* de la fracción fina. Como corolario de los ensayos de laboratorio hechos con el sensor LISST-25X, se elaboró y se verificó de forma experimental una ecuación para el cálculo del *SMD* de la fracción fina, Ec. (4.2):

$$SMD_f = \frac{SSC - SSC_g}{\frac{SSC}{SMD} - \frac{SSC_g}{SMD_g}} \quad (4.2)$$

La verificación experimental y la deducción de la Ec. (4.2) fueron publicadas en un artículo de la revista Measurement de la Editorial Elsevier (Filippa et al., 2012), que también se puede consultar en el Anexo 1.

Técnica de medición en campo:

El sensor LISST fue montado en un bastidor metálico y sumergido desde el bote a distintas profundidades. Fue operado en tiempo real conectado a una PC portátil, controlada también desde el bote. En cada vertical de muestreo se realizaron un total de 90 mediciones de  $SMD$ ,  $SMD_g$ ,  $SSC$ ,  $SSC_g$  y  $TO$ ; empleando un intervalo de tiempo de 10 segundos, en diferentes profundidades (de 1 a 5 profundidades) según la profundidad total local del escurrimiento.

#### **4.5.3.1.2 $pH$ , conductividad eléctrica y temperatura del agua**

El  $pH$  y la conductividad eléctrica fueron medidos en cada vertical empleando un pHímetro digital Horiba (o utilizando cinta de  $pH$  mediante el método colorimétrico) y un conductivímetro digital Horiba, respectivamente. Para medir la temperatura del agua se empleó un termómetro de mercurio estándar.

#### **4.5.3.1.3 Profundidad, velocidad del escurrimiento y caudal**

La profundidad total local fue medida en cada vertical con una barra graduada y con una sonda Troll 9000 (sujeta al bastidor metálico junto al sensor LISST-25X).

La velocidad del escurrimiento y el caudal sólo fueron medidos en la sección  $Sch$  mediante un minimolinete OTT, empleando el método de aforo por vadeo.

En las demás verticales la velocidad del escurrimiento, la profundidad y el caudal fueron calculados a partir de una simulación numérica según se explica en el próximo párrafo.

#### 4.5.3.2 Simulación de la hidrodinámica

Se empleó el sistema computacional SisBAHIA® 7.0 (Rosman, 2008), el cual cuenta con 6 módulos para aplicaciones diversas. El módulo Hidrodinámico, empleado en este trabajo, denominado FIST3D, es aplicable a escurrimientos homogéneos de gran escala, y puede utilizarse para simulaciones del flujo en aguas fluviales y costeras con geometrías complejas. FIST3D puede ejecutarse de dos modos, uno donde se simula el escurrimiento cuasi 3D y otro para simular el escurrimiento bidimensional en la horizontal, 2DH (promediado en la vertical). Para el presente estudio se empleó la versión bidimensional del modelo. Los restantes módulos de SisBaHiA® v7 pueden utilizarse para la simulación del transporte de escalares siguiendo un enfoque Euleriano o Lagrangeano.

El modelo 2DH determina, para cada intervalo de tiempo, las componentes de la velocidad, en las direcciones  $x$  e  $y$ ,  $U(x,y,t)$  y  $V(x,y,t)$ , respectivamente, y las elevaciones de la superficie libre,  $z = \zeta(x,y,t)$ . Para determinar estas tres incógnitas el modelo resuelve la ecuación de continuidad integrada en la vertical, Ec. (4.3), y las ecuaciones de cantidad de movimiento (ecuaciones de Navier Stokes con aproximación de aguas rasas, para escurrimientos integrados en la vertical y homogéneos) en las direcciones  $x$  e  $y$ , Ec. (4.4) y (4.5).

$$\frac{\partial \zeta}{\partial t} + \frac{\delta U h}{\delta x} + \frac{\delta V h}{\delta y} = \Sigma q \quad (4.3)$$

$$\frac{\delta U}{\delta t} + U \frac{\delta U}{\delta x} + V \frac{\delta U}{\delta y} = -g \frac{\delta \zeta}{\delta x} + \frac{1}{\rho_0 h} \left( \frac{\delta(h \bar{\tau}_{xx})}{\delta x} + \frac{\delta(h \bar{\tau}_{xy})}{\delta y} \right) + \frac{1}{\rho_0 h} (\tau_x^S - \tau_x^B) \quad (4.4)$$

$$\begin{aligned}
& +2V\phi \operatorname{sen}\theta - \frac{U}{h} \sum q \\
& \frac{\delta V}{\delta t} + U \frac{\delta V}{\delta x} + V \frac{\delta V}{\delta y} = -g \frac{\delta \zeta}{\delta y} + \frac{1}{\rho_0 h} \left( \frac{\delta(h \bar{\tau}_{xy})}{\delta x} + \frac{\delta(h \bar{\tau}_{yy})}{\delta y} \right) + \frac{1}{\rho_0 h} (\tau_y^S - \tau_y^B) \\
& +2U\phi \operatorname{sen}\theta - \frac{V}{h} \sum q
\end{aligned} \tag{4.5}$$

Donde  $h$  es la profundidad total de la sección transversal,  $g$  la aceleración de la gravedad,  $q$  los caudales por unidad de área,  $\bar{\tau}_{xx}$ ,  $\bar{\tau}_{xy}$ ,  $\bar{\tau}_{yy}$  tensiones turbulentas promediadas en la vertical,  $\tau_y^B$  y  $\tau_x^B$  tensiones de corte en el fondo en las direcciones  $x$  e  $y$ ,  $\tau_y^S$  y  $\tau_x^S$  tensiones de corte en la superficie en las direcciones  $x$  e  $y$ ,  $\rho_0$  densidad de referencia del agua,  $\phi$  velocidad angular de rotación de la tierra,  $\theta$  ángulo de latitud en radianes. El tratamiento de la turbulencia está basado en la técnica de filtrado (Rosman, 1987) y es auto-ajustable en la escala de sub-grilla. La discretización espacial en el plano horizontal  $x$ - $y$  del dominio se hace mediante elementos finitos Lagrangeanos isoparamétricos. En este caso las variables del escurrimiento y los parámetros del dominio son definidos por polinomios Lagrangeanos cuadráticos en una malla cuadrangular. En la discretización temporal son aplicados esquemas de diferencias finitas de segundo orden, utilizándose el esquema de Crank-Nicholson para los términos lineales y una factorización implícita de segundo orden en los no lineales (Rosman, 2008).

La implementación del modelo hidrodinámico al escenario de Noviembre de 2010 se describe en el párrafo 4.5.4.1.

#### 4.5.3.3 Modelo de partículas

Con el objetivo de lograr una representación esquemática del proceso de mezcla del efluente, desde la fuente hasta alcanzar la distancia de mezcla completa en la dirección

transversal, se empleó el modelo de trayectoria de partículas (modelo Langrangeano) del sistema computacional SisBAHIA®, que a continuación se describe brevemente.

El modelo de trayectoria de partículas del sistema computacional SISBAHIA® resuelve la ecuación de advección – dispersión (4.6):

$$\frac{\partial C}{\partial t} + U \frac{\partial C}{\partial x} + V \frac{\partial C}{\partial y} = \frac{\partial}{\partial x} \left( \frac{D_{xx}}{H} \frac{\partial C}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( \frac{D_{yy}}{H} \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left( \frac{D_{xy}}{H} \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( \frac{D_{yx}}{H} \frac{\partial C}{\partial x} \right) \quad (4.6)$$

Donde  $C$  es la concentración de la sustancia de interés, para este trabajo la sustancia de interés es el efluente;  $D_{xx}$ ,  $D_{yy}$ ,  $D_{xy}$ ,  $D_{yx}$  son los componentes del tensor que representan los coeficientes de dispersión turbulenta en las direcciones longitudinal y transversal.

Los componentes del tensor se calculan con la ecuación (4.7):

$$\begin{aligned} D_{xx} &= D_L \cos^2 \varphi + D_T \sin^2 \varphi \\ D_{xy} &= D_{yx} = (D_L - D_T) \sin \varphi \cos \varphi \\ D_{yy} &= D_L \sin^2 \varphi + D_T \cos^2 \varphi \end{aligned} \quad (4.7)$$

Siendo  $\varphi$  el ángulo entre las líneas de corriente y el eje  $x$ ;  $D_L$  y  $D_T$  los coeficientes de dispersión en las direcciones longitudinal y transversal, respectivamente.

Los coeficientes de dispersión se ajustan con las ecuaciones (4.8):

$$\begin{aligned} D_L &= \alpha (5,93 u_* H) \\ D_T &= \beta (0,15 u_* H) \end{aligned} \quad (4.8)$$

Siendo  $\alpha$  y  $\beta$  parámetros de calibración del modelo y  $u_*$  la velocidad de corte.

Se trata de una fuente de descarga continua, la cual se representa por un número de partículas que son lanzadas a intervalos regulares de tiempo. Las partículas son dispuestas en forma aleatoria en la región fuente y son transportadas por advección, la cual es computada a través del modelo hidrodinámico. La posición de cualquier

partícula en un instante de cálculo se determina mediante una expansión en serie de Taylor a partir de la posición anterior.

#### **4.5.3.4 Variables determinadas en laboratorio**

Se tomaron muestras de agua y/o sedimentos del lecho en las distintas verticales de muestreo para las posteriores determinaciones de laboratorio, que se explican a continuación. Las determinaciones donde se indica LQyA-FICH se efectuaron en su totalidad en dicho laboratorio en la FICH y estuvieron a cargo del autor de esta Tesis.

##### **4.5.3.4.1 Concentración de sólidos suspendidos totales (LQyA-FICH)**

Extracción/preparación de la muestra: Cada muestra de agua empleada en esta determinación tenía un volumen 1 L y fue tomada de la correspondiente vertical sumergiendo en el río, a profundidad media, una botella Wildco de 1 L. Seguidamente el agua fue trasvasada a una botella plástica, debidamente rotulada, para su almacenamiento y conservación, hasta realizar su procesamiento en laboratorio.

Procesamiento: Finalmente la determinación de la  $S_w$  se realizó por filtrado siguiendo la Norma ASTM D397797B que indica el filtrado de 1 L de muestra. Esta norma es sugerida por Guo (2011), para minimizar la incertidumbre asociada al filtrado de 100 mL, en los casos donde son bajas las concentraciones.

##### **4.5.3.4.2 Concentración de sólidos disueltos totales (LQyA-FICH)**

Extracción/preparación de la muestra: De cada muestra filtrada en las determinaciones de  $S_w$ , fue extraída una alícuota de 100 mL (del agua de río ya filtrada).

Procesamiento: A partir de éste volumen de 100 mL, el contenido de sólidos disueltos totales fue determinado por evaporación.

##### **4.5.3.4.3 Concentración de cromo total y cromo disuelto en la columna de agua**

Extracción/preparación de la muestra: En cada vertical donde fueron tomadas las muestras para las determinaciones de  $S_w$ , se tomaron otros 500 mL de agua sumergiendo

la botella Wildco en el río desde el bote a profundidad media, para las determinaciones de cromo total y cromo disuelto en agua. Cada muestra fue trasvasada a una botella plástica de 500 mL rotulada y luego almacenada en frío dentro de un container, hasta su arribo al laboratorio LQyA de la FICH.

Procesamiento: En el LQyA fueron filtrados 250 mL de cada muestra, empleando membranas con tamaño de poro de 0.45  $\mu\text{m}$ , y de ese modo fue obtenida la fase disuelta de cada una. Finalmente una alícuota de 100 mL de las fases disueltas y de las muestras originales fueron enviadas al laboratorio Secegrin-CCT Santa Fe, para la determinación de cromo total y disuelto, por Espectrometría de Absorción Atómica con horno de grafito siguiendo la Norma EPA 600/R-94/111.

#### **4.5.3.4.4 Concentración de cromo particulado en agua**

Una vez obtenidos los resultados de cromo total y disuelto, el cromo particulado fue obtenido por diferencia de masas. Siendo  $C_{pw} = C_{Tw} - C_{sw}$ .

#### **4.5.3.4.5 Concentración de cromo en los sedimentos del lecho, *r*.**

Extracción/preparación de la muestra: Las muestras de sedimentos del lecho fueron extraídas desde el bote con un tubo de plástico y almacenadas luego en cajas de plástico. Finalizada la campaña, las muestras fueron secadas a temperatura ambiente, durante un período mínimo 1 semana.

Procesamiento: Una vez secas las muestras fueron pasadas por un mortero de vidrio, luego tamizadas con una malla de 2 mm, y por último homogeneizadas, proceso efectuado en la FICH. Finalizado el proceso de acondicionamiento fueron extraídos 20 g de cada una, para la determinación de cromo total, en el laboratorio LC de la FIQ-UNL, por absorción atómica con horno de llama.

#### **4.5.3.4.6 Granulometría de los sedimentos suspendidos**

Extracción/preparación de la muestra: De cada vertical fueron extraídos 2 L de agua del río empleando la botella Wildco desde el bote y almacenados luego en bidones de plástico de 2 L. Finalizada la campaña estas muestras fueron almacenadas durante 72 hs al resguardo de la luz, para que los sedimentos suspendidos se depositaran en el fondo del recipiente.

Procesamiento: Cumplido éste tiempo se extrajo el líquido sobrenadante de cada muestra, empleando una manguera conectada a una bomba de vacío, y luego se almacenaron los sedimentos depositados de cada una en recipientes de 100 mL. Estas muestras de sedimentos fueron almacenadas al resguardo de la luz y llevadas luego al laboratorio LDSC-UFRJ, Brasil, donde se determinó la granulometría de las mismas con un difractómetro Malvern Mastersizer 2000 (determinaciones a cargo de la Mag. Ing. Ana Alvarez).

#### **4.5.3.4.7 Granulometría de los sedimentos del lecho**

De cada una de las muestras de sedimentos del lecho (ya homogeneizadas) fueron extraídas fracciones de 20 g y luego almacenadas en bolsas plásticas selladas. Estas fracciones fueron enviadas al laboratorio LDSC-UFRJ, Brasil, donde se determinó su granulometría con un difractómetro Malvern Mastersizer 2000 (determinaciones a cargo de la Mag. Ing. Ana Alvarez).

#### **4.5.3.4.8 Mineralogía**

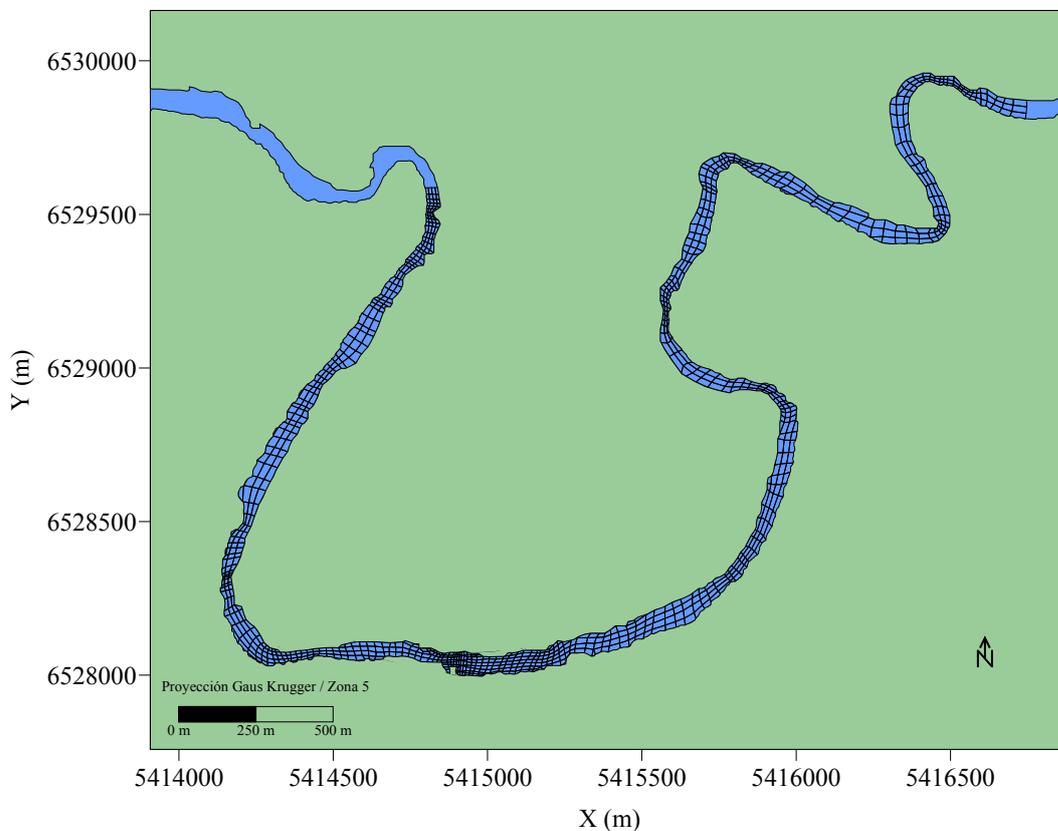
Las determinaciones mineralógicas de la fracción arcillas se efectuaron por difracción de rayos X, en el Laboratorio de Mineralogía y Micromorfología del Instituto de Suelos del INTA-CIRN.

## 4.5.4 Análisis de resultados campaña Noviembre 2010

### 4.5.4.1 Hidrodinámica

#### 4.5.4.1.1 Parámetros del modelo hidrodinámico

El tramo de estudio (dominio espacial) se discretizó mediante una malla, presentada en la Figura 4.7, de 1049 elementos finitos cuadrangulares isoparamétricos. Los contornos del río en la Figura 4.7, son el resultado de una digitalización del tramo de estudio, realizada mediante el software Surfer® v7 sobre la imagen de la Figura 3.1.



**Figura 4.7.-** Malla de elementos finitos utilizada en la discretización espacial, para la implementación del modelo hidrodinámico.

Se simularon condiciones hidrodinámicas estacionarias, propias del escenario ambiental estudiado. Las condiciones de borde aguas arriba correspondieron al caudal aforado durante la campaña de Noviembre de 2010,  $Q = 2.23 \text{ m}^3/\text{s}$ . Aguas abajo se fijó la cota de pelo de agua de acuerdo a resultados del sistema hidrodinámico computacional Hec-

Ras 4.1, correspondientes a un modelo 1D calibrado por Trento & Álvarez (2011), para un dominio más extenso que se inicia en la confluencia del Río Salado con el Arroyo Cululú y termina en la sección hidráulica correspondiente a la RP70 (ver Figura 1.1).

La implementación de la rugosidad en el modelo fue realizada a partir de la altura de rugosidad equivalente  $2E$  (comúnmente denotada con la letra  $k$ ), según la Ec. (4.9) para el coeficiente de Chezy (Abbot & Basco, 1989).

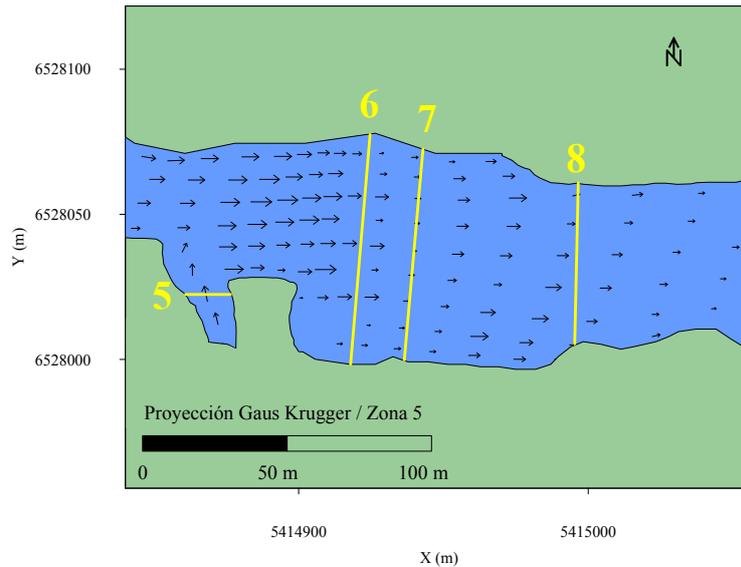
$$C_h = 18 \log_{10} \left( \frac{12h}{2E} \right) \quad (4.9)$$

Siendo  $h$  la profundidad total y  $C_h$  calculado a partir de un coeficiente de rugosidad de Manning  $n$  asumido constante en todo el tramo e igual a 0.025 (Bodoira et al., 2009).

El tiempo simulado fue de 24 hs, con un paso de tiempo  $\Delta t = 5$  s. El tiempo de estabilización de las alturas y módulos de velocidad del modelo fue inferior a las 3 hs.

#### **4.5.4.1.2 Resultados del modelo hidrodinámico**

De acuerdo a los resultados del modelo el escurrimiento, durante la campaña de 2010, se puede caracterizar por velocidades medias en la vertical entre 0.03 m/s y 0.10 m/s, profundidades de 0.5 m a 1.4 m y tensiones de corte en el lecho entre 0.005 N/m<sup>2</sup> y 0.050 N/m<sup>2</sup>. En la Figura 4.8 se muestra un esquema del campo de velocidades en el tramo comprendido entre las secciones 6 y 8 en las cercanías de la fuente. Aquí se pueden verificar las características unidireccionales del flujo, propias de un escurrimiento fluvial en aguas bajas. Se observa la salida de flujo del canal 1° de Mayo (sección 5) y la aceleración del escurrimiento producto del puente de la RP6. También se aprecia la desaceleración del escurrimiento luego de la sección 8 (extremo derecho de la Figura 4.8), producto de la descarga del cloacal ubicado aguas abajo.



**Figura 4.8.-** Campo de velocidades entre las secciones 5 y 8. Resultados del modelo hidrodinámico de SisBAHIA. Escenario Noviembre de 2010.

En la Tabla 4.3 se resumen las velocidades medias,  $U_{med} = (U^2 + V^2)^{1/2}$ , en las distintas verticales y las tensiones de corte en el lecho,  $\tau_b$ , según los resultados de SisBAHIA. Se muestran los datos de profundidades ( $h$ ) medidas in situ; el tiempo estimado de viaje,  $t_v$ , entre verticales sucesivas, calculado como el cociente entre la distancia que separa las dos verticales involucradas y la velocidad promedio del escurrimiento entre dichas verticales. Se presentan además el  $G_{med}$  calculado según la Ec. (4.10) y la escala  $\eta$ :

$$G_{med} = \sqrt{\frac{2u_*^3}{h\omega k}} \quad (4.10)$$

Con  $u_*$  la velocidad de corte,  $h$  la profundidad total local y  $k$  la constante de *Von Karman* con un valor considerado igual a 0.41. La  $u_*$  para la Ec. (4.10) fue obtenida a partir de los datos de  $\tau_b$  calculados con SisBAHIA, mediante la conocida relación  $\tau_b = \rho u_*^2$ .

De la Tabla 4.3 se observa que la escala  $t_v$  entre las secciones *CP* y *10* es de 9.1 hs. Hacia aguas abajo de la fuente el  $t_v$  entre verticales sucesivas supera los 40 min y naturalmente crece a medida que crece la distancia entre secciones. Notar la diferencia

entre  $t_v$ , el cual indica el tiempo de viaje entre verticales sucesivas, y  $T_v$  que representa la escala del tiempo de viaje entre el inicio y el fin del tramo bajo estudio.

**Tabla 4.3.-** Resultados principales del modelo hidrodinámico.

<b>Vertical</b>	<b>Progresiva (m)</b>	$U_{med}$ (m/s)	$\tau_b$ (N/m <sup>2</sup> )	$h$ (m)	$G_{med}$ (1/s)	$\eta$ ( $\mu$ m)	$t_v$ (min)
CP	0	0.037	0.005	1.20	0.21	2160	-
6.2	2237	0.100	0.046	0.60	1.60	790	-
7	2244	0.050	0.009	1.20	0.34	1480	1.2
8.1	2402	0.040	0.006	1.30	0.23	2100	52.2
8.2	2402	0.039	0.006	1.30	0.22	2130	52.7
8.3	2402	0.038	0.006	1.00	0.26	1975	53.3
Clo.1	2541	0.040	0.006	1.40	0.22	2160	58.0
Clo.2	2541	0.060	0.017	0.75	0.69	1205	45.2
Clo.3	2541	0.060	0.019	0.60	0.81	1108	45.7
9.1	2837	0.056	0.013	0.90	0.50	1419	102.8
9.2	2837	0.060	0.013	1.40	0.40	1590	79.9
9.3	2837	0.050	0.012	0.60	0.57	1327	86.9
I1	3317	0.060	0.014	1.10	0.47	1453	137.9
I2	3317	0.060	0.015	0.90	0.55	1347	133.3
I3	3317	0.050	0.012	0.60	0.57	1327	159.9
10.1	3797	0.050	0.008	1.60	0.27	1917	145.4
10.2	3797	0.050	0.008	1.00	0.33	1739	152.3
10.3	3797	0.040	0.007	0.60	0.41	1569	177.7

Las mayores  $U_{med}$  ocurren en la sección 6 (efecto del puente) y en las secciones 9 (estrechamiento del río) e I (leve estrechamiento del río). La vertical *Clo.1* (ubicada a 5 m aguas arriba del desagüe cloacal) presenta una menor  $U_{med}$  comparada con *Clo.2* y *Clo.3*, a causa del efecto de desaceleración del escurrimiento que genera la descarga del desagüe cloacal para ese estado de aguas bajas.

El parámetro  $G_{med}$ , con excepción de la vertical 6.2, resulta inferior a 1 1/s y varía entre 0.27 y 0.81 1/s. En términos generales el  $G_{med}$  presenta escasas variaciones en la dirección transversal para las distintas secciones de medición.

El parámetro  $G$  en función de la profundidad se puede calcular partiendo de la definición de  $G$  vista en el capítulo 2:  $G = (\varepsilon v^{-1})^{1/2}$ . Con  $\varepsilon$  calculado en función de la profundidad  $z$  desde el lecho y de la velocidad de corte  $u_*$ , según la Ec. (4.11) propuesta por Nezu y Nakagawa (1993):

$$\varepsilon \approx \frac{u_*^3}{kh} \frac{(1-z/h)}{z/h} \quad (4.11)$$

Finalmente el parámetro  $G$  en función de la profundidad se puede determinar con la Ec. (4.12):

$$G \approx \sqrt{\frac{1}{v} \frac{u_*^3}{kh} \frac{(1-z/h)}{z/h}} \quad (4.12)$$

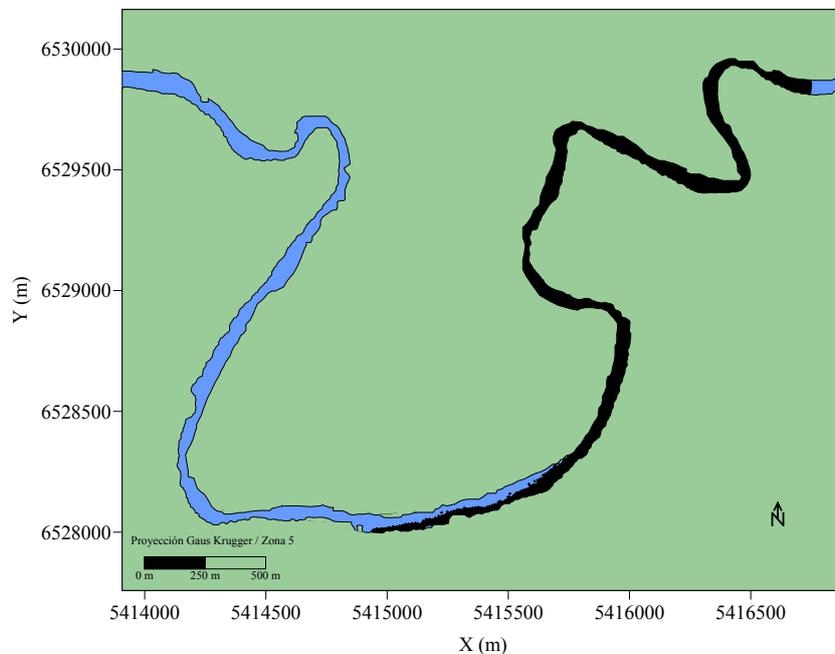
Cabe destacar que la Ec. (4.10) es sencillamente la Ec. (4.12), promediada en la vertical. De acuerdo a Winterwerp (2000) los valores típicos de  $G$  en canales abiertos van de 0.1 a 10 1/s. Sólo para valores de la velocidad del escurrimiento superiores a 1 m/s, el valor de  $G$  puede superar los 10 1/s, cerca del lecho.

En el párrafo 4.5.4.6.3 sobre la floculación se volverá a tratar el tema del parámetro  $G$  y sus variaciones en la dirección vertical para el escenario de Noviembre de 2010.

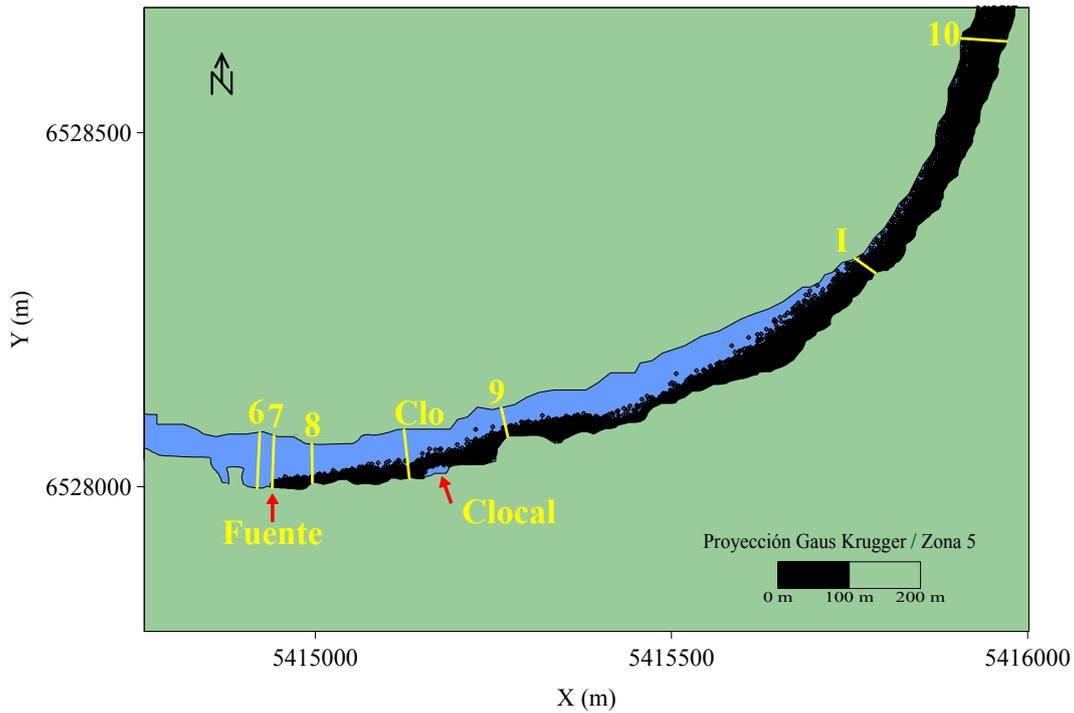
#### **4.5.4.2 Resultados del modelo de partículas**

Las simulaciones se efectuaron para un tiempo total de 24 horas, con un intervalo de tiempo ( $\Delta t$ ) de 10 s. La selección del  $\Delta t$  se realizó de forma tal que cumpla con las restricciones propias de los modelos de trayectoria de partículas. La fuente se simuló con un caudal de 80 L/s y una concentración de 680 mg/L (medida en Noviembre de 2010). Se ingresaron 10 partículas en cada  $\Delta t$ .

En la Figura 4.9 se representa la distribución final de la nube de partículas erogadas por la fuente en el tramo analizado. En la Figura 4.10 se muestra una vista ampliada de la Figura 4.9, del tramo comprendido entre las secciones 6 y 10, donde se pueden observar las siguientes cuestiones relevantes: en los primeros 200 m aguas abajo de la fuente (entre 7 y Clo) el efluente se transporta en su totalidad sobre la margen derecha; al llegar a la sección Clo el efluente incrementa su dispersión transversal hacia el centro del cauce comportándose del mismo modo hasta la sección 9. Hacia aguas abajo de la sección 9 nuevamente el efluente tiende a transportarse sobre la margen derecha. Antes de alcanzar la sección I, como consecuencia de la curva del río el proceso de mezcla se incrementa en la dirección transversal alcanzando el centro del cauce. Hacia aguas abajo en la sección 10, de acuerdo al modelo de partículas (ver Figura 4.10) ya se produjo la mezcla completa del efluente en la dirección transversal. La longitud de mezcla completa estimada por el modelo es entonces la distancia entre las secciones 7 y 10:  $L_m \sim 1500$  m.



**Figura 4.9.-** Distribución final de la nube de partículas erogadas por la fuente, de acuerdo a los resultados del modelo Lagrangeano del sistema computacional SisBAHIA. Escenario 24 Noviembre de 2010.



**Figura 4.10.-** Distribución final de la nube de partículas erogadas por la fuente, de acuerdo a los resultados del modelo Lagrangeano del sistema computacional SisBAHIA. Vista ampliada entre las secciones 6 y 10. Escenario 24 Noviembre de 2010.

La distancia  $L_m \sim 1500$  m se comparó con la distancia de mezcla completa en la transversal calculada según la ecuación, Ec. (4.13), propuesta por Fischer et al. (1979) para canales rectos con flujo uniforme:

$$L = 0.4 \frac{UB^2}{\varepsilon_t} \quad (4.13)$$

Con  $L$  la distancia de mezcla completa en la transversal, 0.4 un coeficiente que surge de considerar una fuente ubicada en una margen del río,  $U$  la velocidad media en la sección transversal,  $B$  el ancho de la sección y  $\varepsilon_t$  el coeficiente de mezcla calculado según la Ec. (4.14), propuesta por Fischer et al. (1979), aplicable a cursos meandriiformes como el río Salado.

$$\varepsilon_t = 0.6u_*h \pm 50\% \quad (4.14)$$

Evaluando la Ec. (4.14), con  $u_* = 0.0032$  m/s y una altura aproximada  $h = 1.2$  m ( $u_*$  y  $h$  promediados en la sección 8, ver Tabla 4.3), se obtuvo un  $\varepsilon_t = 0.0038$  m<sup>2</sup>/s.

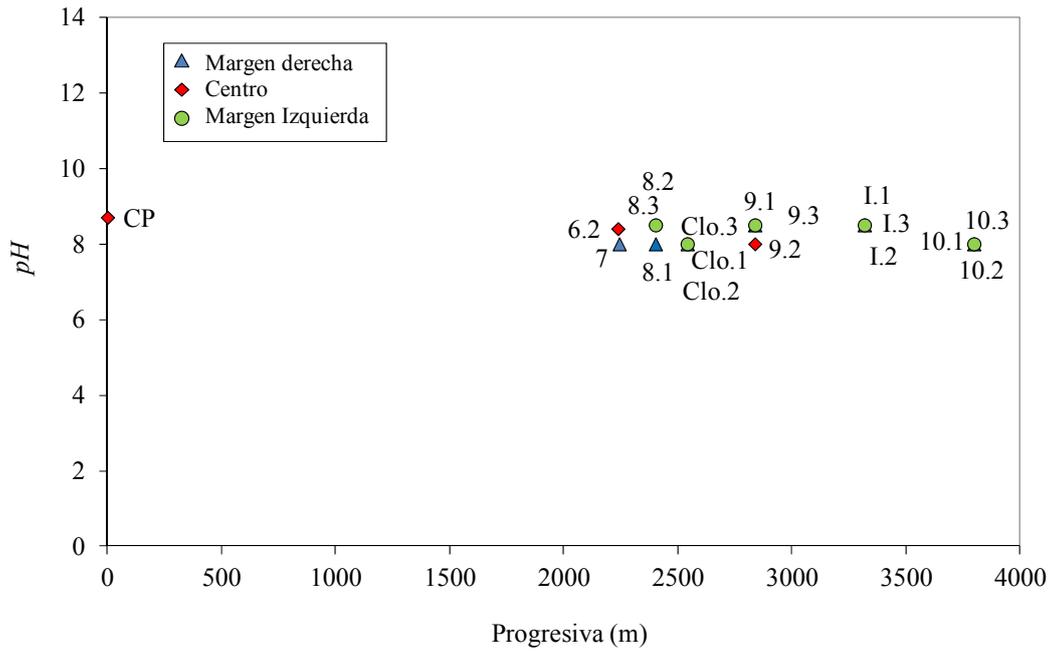
Finalmente, mediante la Ec. (4.13), con  $U = 0.04$  m/s (velocidad promediada en la sección 8) y  $B = 50$  m, se obtuvo una  $L = 10540$  m. Si en la Ec. (4.13), consideramos un factor 0.1 (propio de fuentes ubicadas en el centro del cauce) en lugar de 0.4, se obtiene una  $L = 2635$  m.

Tal como se puede observar el mínimo valor de  $L = 2635$  m es aproximadamente el doble de la  $L_m = 1500$  m estimada por el modelo de partículas. Ésta diferencia se explica fundamentalmente en que la Ec. (4.13) fue desarrollada para flujos en canales rectos rectangulares, por lo cual sólo se puede emplear como una primera aproximación al cálculo de  $L_m$  y necesariamente se requiere de la utilización de otras herramientas como la modelación y la realización de mediciones in-situ para obtener un valor más exacto.

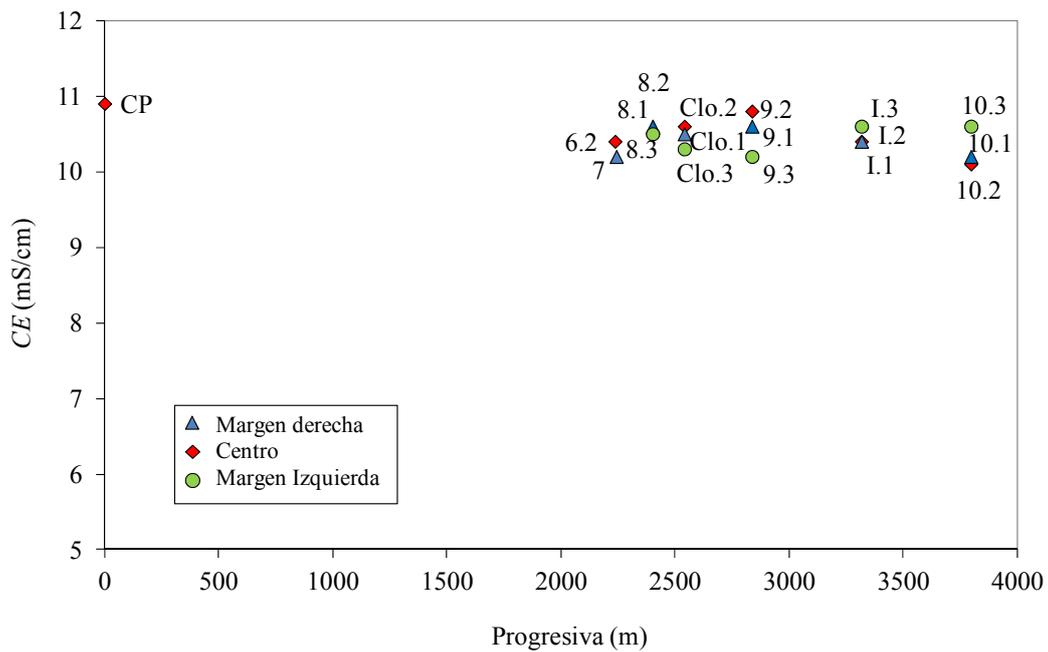
Como se verá más adelante en la descripción de las variables medidas in-situ, el comportamiento general del proceso de mezcla del efluente estimado por el modelo de trayectoria de partículas, efectivamente describe de forma adecuada lo observado en campo, y consecuentemente la longitud de mezcla completa en la transversal es  $L_m = 1500$  m.

#### **4.5.4.3 $pH$ y conductividad eléctrica**

La Figura 4.11 y la Figura 4.12 muestran la evolución espacial del  $pH$  y  $CE$  en el tramo bajo análisis, entre las secciones  $CP$  y  $10$ . Tal como se señaló en la Tabla 4.3, la progresiva 0 m corresponde a la sección de aguas arriba,  $CP$ . La fuente de cromo se ubica en la progresiva 2244 m, sobre la margen derecha del río, en la vertical 7.



**Figura 4.11.-** Distribución espacial del  $pH$  en el tramo del río analizado. Distancia progresiva de 0 a 4000 m. Campaña 24 de Noviembre de 2010.



**Figura 4.12.-** Distribución espacial de la  $CE$  en el tramo del río analizado. Distancia progresiva de 0 a 4000 m. Campaña 24 de Noviembre de 2010.

Se observa en la Figura 4.11 que el  $pH$  es levemente alcalino en todo el tramo evaluado, dentro del rango 8 - 8.5, y no evidencia variaciones significativas. No se detectó influencia significativa de ninguna de las 3 fuentes en el  $pH$  del río.

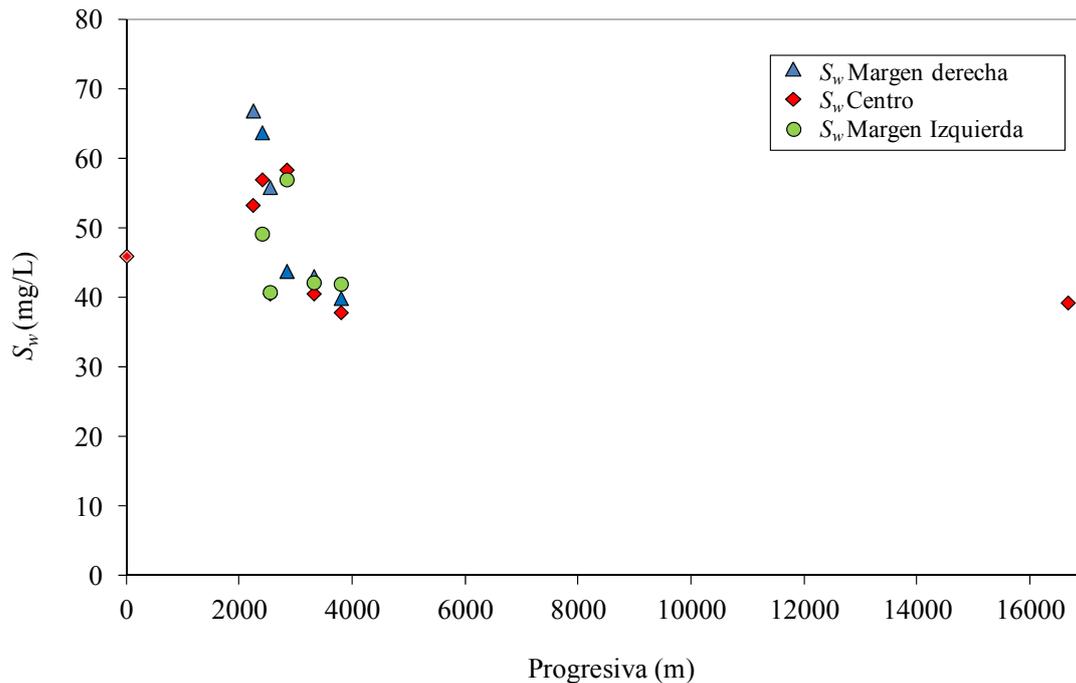
La  $CE$ , tal como puede apreciarse en la Figura 4.12, varía entre 10.1 mS/cm y 10.9 mS/cm. Tampoco se detectó influencia de las fuentes en la  $CE$  del río.

#### **4.5.4.4 Transporte de sedimentos**

Para caracterizar el estado sedimentológico se empleó el concepto de velocidad crítica  $U_{cr}$  [m/s], que representa la velocidad umbral del escurrimiento por debajo de la cual ocurre depositación de los sedimentos suspendidos. Para el escenario ambiental de ésta Tesis se adoptó un valor de  $U_{cr} = 0.135$  m/s, empleado por Álvarez (2012) para un escenario similar, ocurrido en Noviembre de 2008. De acuerdo a los resultados del modelo hidrodinámico (ver Tabla 4.3), las  $U_{med}$  en todo el tramo se encuentran entre 0.04 m/s y 0.10 m/s, rango que resulta inferior a  $U_{cr}$ . Por tal motivo se puede afirmar, tal como se demostrará en los próximos párrafos, que el río Salado dentro del tramo evaluado, se encuentra en estado de depositación durante el período estudiado.

##### **4.5.4.4.1 Concentración de sedimentos suspendidos**

En la Figura 4.13 se presenta la distribución espacial de  $S_w$  para Noviembre de 2010 en el tramo estudiado, incluyendo además la sección de control aguas abajo,  $Sch$ . Si se comparan las secciones de aguas arriba  $CP$  y aguas abajo  $Sch$ , ubicada a 16 km, se puede detectar una disminución en  $S_w$ , inferior al 15 %. En las cercanías de la fuente se observa un fenómeno local de incremento del 40 % en las  $S_w$  y luego, hacia aguas abajo, una disminución relativamente rápida a sus valores “naturales” de aguas arriba de la fuente, en una escala espacial inferior a los 1500 m.



**Figura 4.13.-** Distribución espacial de  $S_w$  en el tramo del río analizado. Distancia progresiva de 0 a 16000 m. Campaña 24 de Noviembre de 2010.

En la Figura 4.14 se muestra una fotografía tomada desde la orilla sobre la margen derecha, en la vertical 8.1, donde se observa con claridad la pluma de sedimentos erogada por la fuente. Como se verá en el párrafo 4.5.4.6.2 en esta pluma se transportan sedimentos floculados, muchos de ellos apreciables a simple vista (ver Figura 4.22).

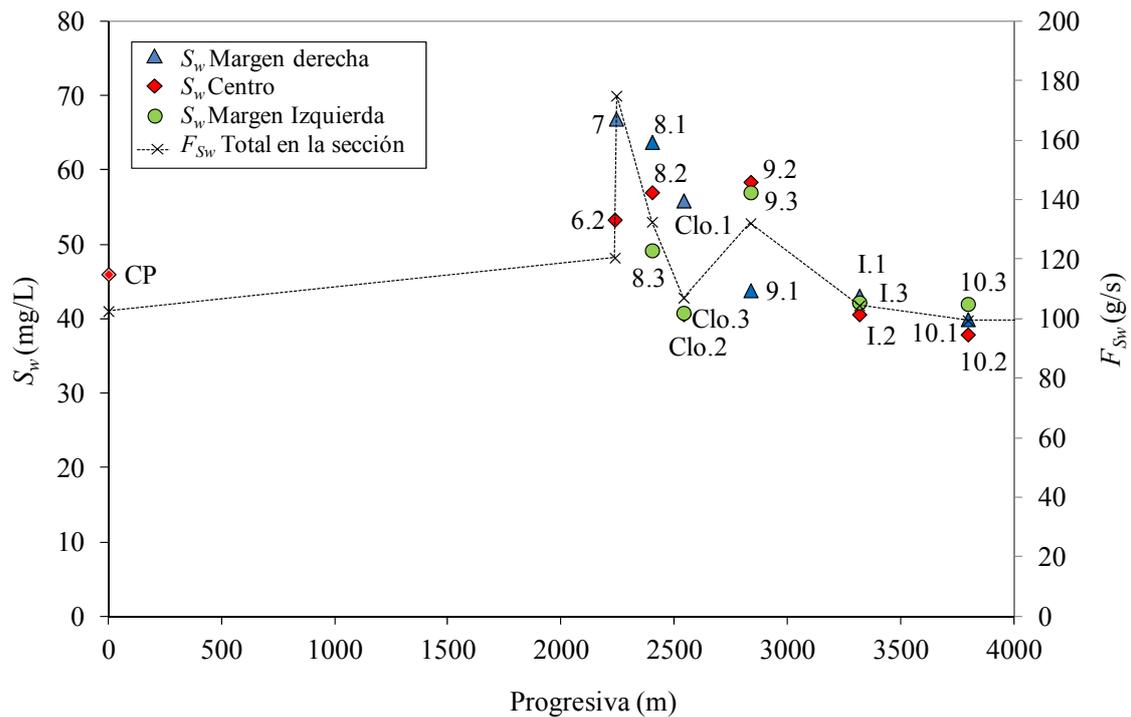
La Figura 4.15 muestra la distribución de  $S_w$ , vista desde de una escala espacial menor. Aquí se puede apreciar con mayor detalle la evolución de las  $S_w$  en las cercanías de la fuente. También se muestran valores de flujo másico (total en la sección transversal) de sedimentos suspendidos,  $F_{S_w}$  [g/s]. El  $F_{S_w}$  total en la sección fue estimado, sumando los  $F_{S_w}$  asociados a la margen derecha (MD), el centro del cauce (C) y a la margen izquierda (MI). Aquí se asumió como hipótesis simplificativa que el escurrimiento total en la sección se puede subdividir en 3 tubos de corriente, uno sobre la MD, otro en el C, y el restante sobre la MI; y que por cada tubo escurre 1/3 del  $Q$  total en la sección. De esta manera el  $F_{S_w}$  en MD =  $S_w$  en MD . 1/3  $Q$ ; procedimiento de forma análoga se estimó

el  $F_{Sw}$  para el C y la MI, respectivamente. Finalmente se sumaron las 3 contribuciones y se obtuvo el  $F_{Sw}$  total en la sección.



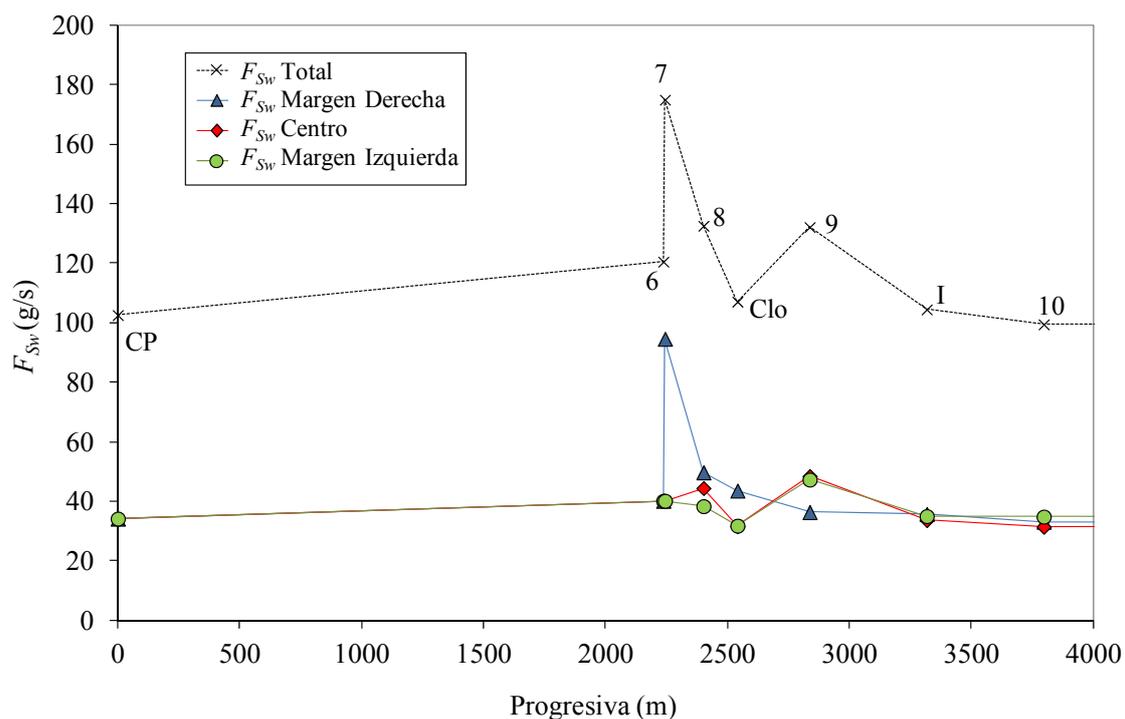
**Figura 4.14.-** Pluma de sedimentos (floculados), vertical 8.1, 150 m aguas abajo de la fuente. Imagen tomada desde la margen derecha. Campaña 24 de Noviembre de 2010.

Como se puede apreciar en la Figura 4.15, en términos de  $F_{Sw}$  resulta más apreciable aún el incremento local de la carga de sedimentos suspendidos en la sección de la fuente. Entre las secciones 7, 8 y Clo,  $F_{Sw}$  disminuye considerablemente, siendo mayor la disminución entre 7 y 8. Entre Clo y 9 se registra nuevamente un leve incremento. Hacia aguas abajo entre las secciones 9, I y 10 se produce nuevamente una disminución de  $F_{Sw}$ , siendo mayor el decrecimiento entre 9 e I. Continuando aguas abajo entre 10 y Sch, el  $F_{Sw}$  se estabiliza registrando una disminución escasa, en relación a los 13 km que separan ambas secciones.



**Figura 4.15.-** Distribución espacial de  $S_w$  en el tramo del río analizado y evolución de  $F_{S_w}$  total en la sección, en función de la progresiva. Distancia progresiva de 0 a 4000 m.

En la Figura 4.16, se compara la evolución de  $F_{S_w}$  total en la sección con los  $F_{S_w}$  sobre la MD, el centro del cauce y la MI, respectivamente. Allí se aprecia también el impacto que generan los sedimentos erogados por la fuente, particularmente sobre la margen derecha del río en los primeros 150 m aguas abajo de la fuente. Se verifica entre las secciones 7 y 8 una fuerte disminución en  $F_{S_w}$  sobre la MD del río. Entre 8 y Clo el  $F_{S_w}$  continúa disminuyendo sobre la MD, aunque también verifica una disminución sobre el centro y la MI. Entre Clo y 9 el  $F_{S_w}$ , sigue decreciendo sobre la MD, aunque registra un incremento sobre el centro y la MI, lo cual coincide en la tendencia del  $F_{S_w}$  total entre la secciones Clo y 9. Hacia aguas abajo entre las secciones 9 e I el  $F_{S_w}$  disminuye en toda la sección, siendo mayor en términos relativos la disminución sobre el C y MI. Entre I y 10 el flujo de sedimentos continúa su tendencia decreciente registrando valores similares en la MD, el C y la MI, hacia la sección 10.



**Figura 4.16.-** Evolución espacial del flujo  $F_{Sw}$  total en la sección y  $F_{Sw}$  sobre margen derecha, centro del cauce y margen izquierda respectivamente. Campaña 24 de Noviembre de 2010.

#### 4.5.4.4.2 Discusión

La disminución del 15% en el valor de  $S_w$  entre  $C_p$  (aguas arriba) y  $Sch$  (aguas abajo), justifica la hipótesis adoptada de un estado sedimentológico de equilibrio o de leve depositación en el tramo.

El fuerte incremento de  $F_{Sw}$  en 7, específicamente sobre la MD donde se ubica la fuente (ver Figura 4.16), muestra la influencia que tienen los sedimentos aportados por la misma para un estado hidrométrico de aguas bajas. Se observa que  $F_{Sw}$  se incrementa muy levemente en la sección 6, aguas abajo del canal 1° de mayo, aunque sí lo hace de forma notoria en la sección 9, sobre el centro del cauce y la MI, aguas abajo del cloacal. Esto indica que el Canal 1° de Mayo registra una escasa influencia en el flujo de sedimentos, no obstante el desagüe cloacal sí resulta relevante para el transporte de sedimentos, en este escenario ambiental. Entre las secciones 7 y Clo, particularmente sobre la MD, se registra una fuerte caída en  $F_{Sw}$ , lo cual evidencia un proceso de

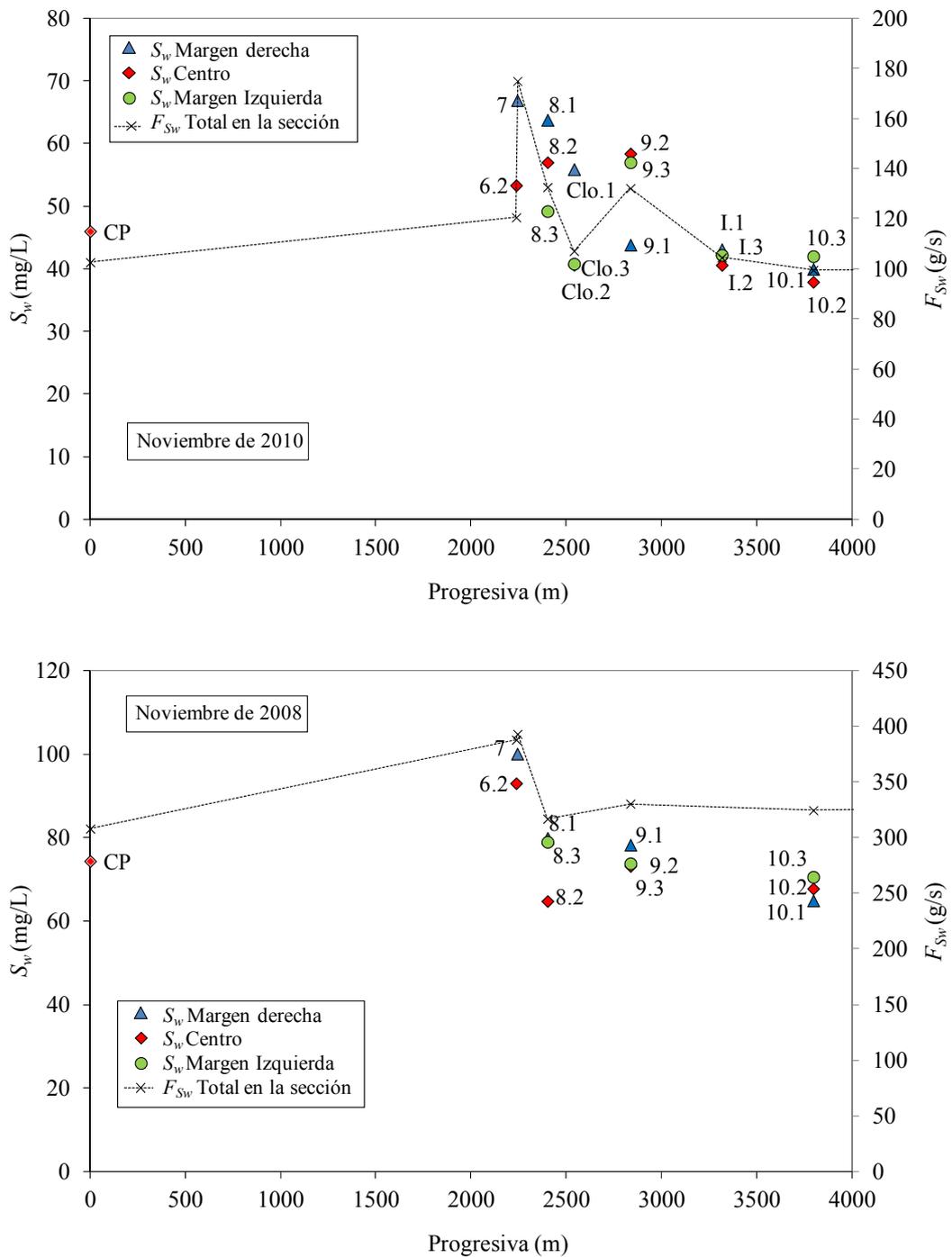
deposición local, producto del incremento en las  $S_w$  y en los tamaños de los flóculos y velocidades de sedimentación que se produce en las cercanías de la fuente, como se demostrará en el párrafo 4.5.4.6. Este fenómeno de deposición local guarda consistencia con la granulometría de los sedimentos del lecho registrada sobre la MD en las cercanías de la fuente. Allí se produce una marcada disminución en los tamaños de los sedimentos del lecho (ver el correspondiente análisis en el párrafo 4.5.4.4.3). También se verifica una leve disminución en  $F_{S_w}$  sobre el centro y la MI, entre las secciones 8 y Clo. Esto se atribuye al efecto de desaceleración del escurrimiento que provoca la descarga del cloacal, para este estado de aguas bajas (ver párrafo 4.5.4.1.2), que afecta a toda la sección transversal (recordar que la sección Clo se ubica aguas arriba del desagüe del cloacal). El incremento de  $F_{S_w}$  entre Clo y 9, no necesariamente implica que el proceso de deposición que se desarrolla entre 7 y Clo, se detenga en este tramo, sino que este incremento en  $F_{S_w}$  se debe al aporte de sedimentos del desagüe cloacal. Tal como se observó en la Figura 4.16, el crecimiento en  $F_{S_w}$  entre las secciones Clo y 9 ocurre sobre el centro y la MI; lo cual indica que el impacto en  $F_{S_w}$  del desagüe cloacal se localiza sobre el centro y la MI, con un impacto menor sobre la MD.

Hacia aguas abajo, entre 9, I y 10 el proceso de disminución de  $F_{S_w}$ , es decir el proceso de deposición de sedimentos suspendidos, continúa aunque reviste características más paulatinas a lo observado entre 7 y Clo (particularmente entre 7 y 8). Esta atenuación en el proceso de deposición, ocurre a raíz de la disminución de  $S_w$  generada por dicho proceso y fundamentalmente por la disminución en las  $W_s$  que ocurren desde 8 hasta 10, producto del decrecimiento en los tamaños de los agregados, tal como se demostrará en el párrafo 4.5.4.6.7. Hacia la sección 10 el  $F_{S_w}$  (y la  $S_w$ ) es similar en la MD, el C y la MI, lo cual resulta consistente con la  $L_m = 1500$  m calculada en el párrafo 4.5.4.2.

Continuando aguas abajo, entre las secciones *10* y *Sch*, la disminución en  $F_{S_w}$  continúa pero de forma escasa, a lo largo de los 13 km que las separan. En este último tramo la escasa disminución en  $F_{S_w}$  se explica en que el río en la sección *10*, ya recuperó aproximadamente el  $S_w$  natural del río para esas condiciones y en que además las  $W_s$  ya retornaron a sus valores de aguas arriba (sección *CP*).

En la Figura 4.17, se compara la evolución espacial de  $S_w$  y  $F_{S_w}$  total en la sección para Noviembre de 2010 (presentada ya en la Figura 4.16), con las distribuciones análogas para Noviembre de 2008. Para Noviembre de 2008 se tenía aguas arriba de la fuente:  $Q = 4.14 \text{ m}^3/\text{s}$  y  $S_w = 74 \text{ mg/L}$ ; por tal motivo se observa en la Figura 4.17: abajo, que para Noviembre de 2008, las  $S_w$  arriba de la fuente son superiores a las de Noviembre de 2010. Se puede ver que el impacto de la fuente en las  $S_w$  y por ende en el  $F_{S_w}$  para Noviembre de 2008, resulta considerablemente menor al ocurrido en Noviembre 2010, incrementándose el  $F_{S_w}$  en la sección 7 un 28 % en 2008 vs. un 45 % en 2010. La diferencia en el mencionado efecto sobre el  $F_{S_w}$  se debe fundamentalmente a la  $S_w$  erogada por la fuente en ambos escenarios: siendo  $S_w = 64.4 \text{ mg/L}$  en 2008 vs.  $S_w = 680 \text{ mg/L}$  en 2010. También la diferencia en el efecto tiene su causa en que para Noviembre de 2010 el  $Q$  del río fue de  $2.23 \text{ m}^3/\text{s}$  aguas arriba de la fuente vs.  $Q = 4.14 \text{ m}^3/\text{s}$  para Noviembre de 2008, con la consecuente mayor capacidad de dilución del agua del río para éste último escenario. A partir de la Figura 4.17: abajo se verifica para Noviembre de 2008 una fuerte disminución en  $F_{S_w}$  entre las secciones 7 y 8, hacia valores próximos a los registrados aguas arriba de la fuente, evidenciándose así un proceso de depositación local de los sedimentos erogados por la fuente (similar al que se verificó para Noviembre de 2010). Luego hacia aguas abajo los  $F_{S_w}$  se mantienen con escasa variación. Entre las secciones 8 y 9, se registra un leve incremento producto del aporte

del desagüe cloacal (para este escenario de 2008 no se habían hecho mediciones en las secciones *Clo* e *I*).



**Figura 4.17.-** Comparación de la evolución espacial de  $S_w$  y de  $F_{S_w}$  total en la sección. Arriba: Campaña Noviembre de 2010. Abajo: Noviembre de 2008.

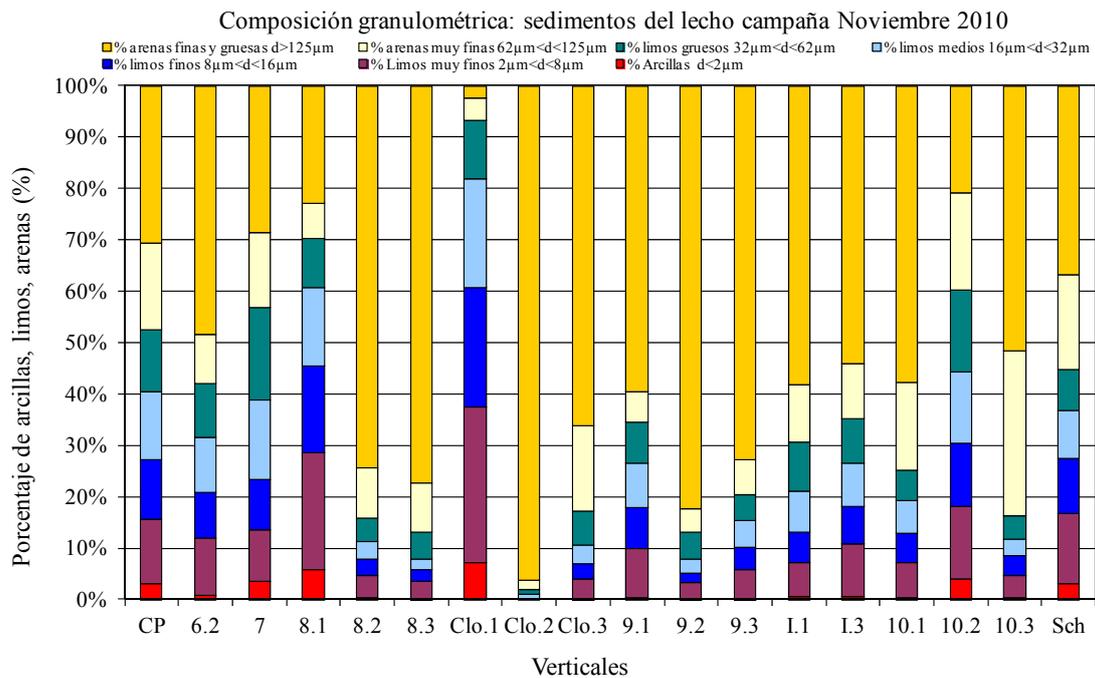
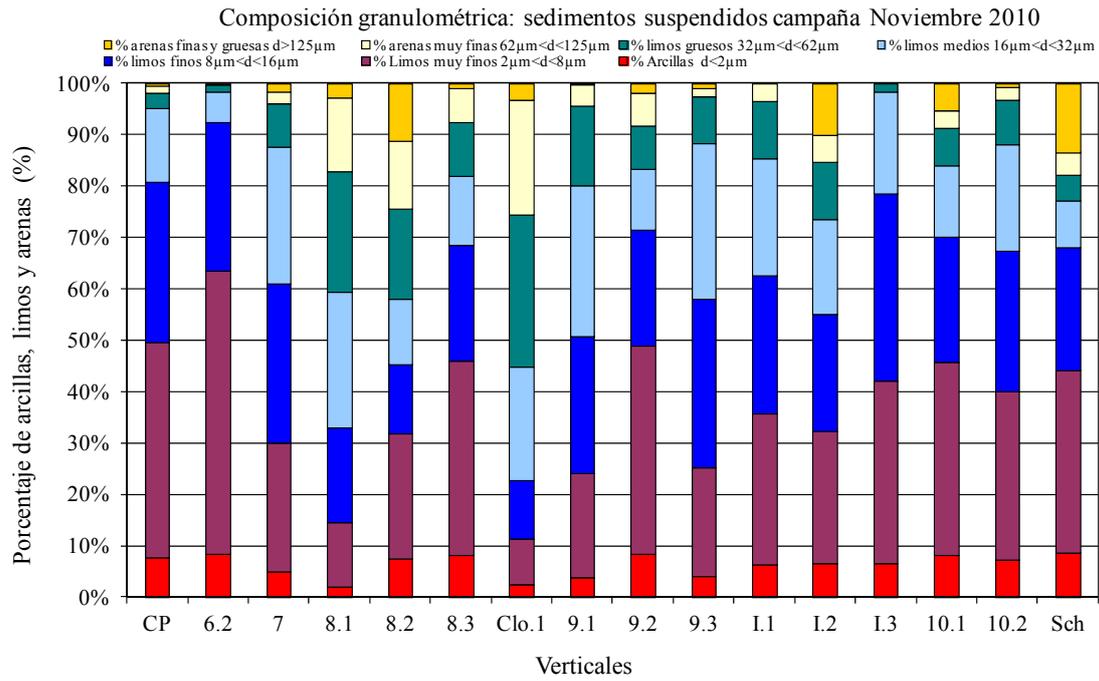
En términos generales por lo tanto, el comportamiento general del  $F_{S_w}$  para Noviembre de 2008 resultó similar al de Noviembre 2010. Se registró un incremento en el  $F_{S_w}$  en la

sección de la fuente, seguido por una rápida disminución en una escala espacial de 150 m (distancia entre las secciones 7 y 8), luego un incremento producto del efecto del cloacal y finalmente una paulatina disminución hacia aguas abajo. Sin embargo, tal como se señaló, para Noviembre de 2008 se evidenció un impacto considerablemente menor de la fuente, debido a las diferencias mencionadas en los parámetros característicos de cada escenario.

#### **4.5.4.4.3 Granulometría de los sedimentos suspendidos y de los sedimentos del lecho**

La granulometría de los sedimentos suspendidos y de los sedimentos del lecho fue determinada por difractometría láser (con un equipo Malvern, ver Tabla 4.1). Cabe recordar que las determinaciones se efectuaron bajo condiciones de elevada agitación, con empleo de dispersante químico (hexametáfosfato de sodio al 5%) y ultrasonido, evitándose así la agregación de las partículas. De ese modo, las curvas granulométricas y sus percentiles característicos corresponden sólo a las partículas individuales (no floculadas).

En la Figura 4.18 se presenta la composición granulométrica de los sedimentos suspendidos (Figura 4.18: arriba) y de los sedimentos del lecho (Figura 4.18: abajo) en las distintas verticales de muestreo. En la Figura 4.19 se muestran las correspondientes curvas de distribución de tamaños de partículas, desde la sección *CP* hasta *Sch*, para los sedimentos suspendidos (Figura 4.19: lado izquierdo); y para los sedimentos del lecho (Figura 4.19: lado derecho). Para las verticales donde no se tienen datos (*Clo.2*, *Clo.3* y *I0.3*, para sedimentos suspendidos; *I.2* para los sedimentos del lecho), es porque debido a cuestiones operativas, las muestras no fueron tomadas ó no pudieron ser analizadas.



**Figura 4.18.-** Composición granulométrica, campaña Noviembre de 2010. Arriba: sedimentos suspendidos. Abajo: sedimentos del lecho.

En cuanto a la composición granulométrica (ver Figura 4.18: arriba) de los sedimentos suspendidos se observa que en 11 de las 16 verticales el porcentaje de sedimentos finos ( $d < 62.5 \mu\text{m}$ ) excede al 90%, mientras que en las 5 verticales restantes el porcentaje de finos supera al 74%. Se observa además que en 10 de las 16 verticales la fracción con

características fuertemente cohesivas ( $d < 16 \mu\text{m}$ ) es superior al 60%; y que el porcentaje de arcillas en las 16 verticales (la fracción más cohesiva), va desde el 2 % al 8.7 %. El porcentaje de sedimentos gruesos ( $d > 62.5 \mu\text{m}$ ) se mantiene relativamente estable hasta la vertical 7 (donde se ubica la fuente), en la que se incrementa levemente el porcentaje de gruesos y disminuye el porcentaje arcillas y limos muy finos. Hacia la sección 8, en las tres verticales (8.1, 8.2 y 8.3) el porcentaje de arenas se incrementa y disminuye la fracción cohesiva ( $d < 16 \mu\text{m}$ ), disminución que se verifica con mayor notoriedad sobre la margen derecha (vertical 8.1). En la sección *Clo* sólo se dispone de los datos de la margen derecha (*Clo.1*), allí se observa una nueva disminución en la fracción cohesiva y un leve incremento en el porcentaje de arenas (en comparación con la vertical 8.1). Hacia aguas abajo en la vertical 9.1, tanto la fracción cohesiva como la fracción fina en general incrementan su porcentaje (superando la fracción fina el 90 %), verificándose también un decrecimiento en el porcentaje de arenas. Este comportamiento de la fracción cohesiva también se registra, y en mayor medida, en las verticales 9.2 y 9.3, presentando 9.1 la menor fracción cohesiva en términos relativos en la sección 9. En la sección *I* el porcentaje de finos supera al 84 %, la fracción cohesiva se incrementa en *I.1* e *I.3* y disminuye levemente en *I.2*.

En la sección *10* la proporción de finos es superior al 91 %, la fracción cohesiva tiende a estabilizarse en aproximadamente el 70 %. En la vertical *Sch* (ubicada 13 km aguas abajo de la sección *10*), la fracción cohesiva es también de aproximadamente el 70 % (con similar composición a la de la sección *10*) y el porcentaje de finos en total es superior al 82%.

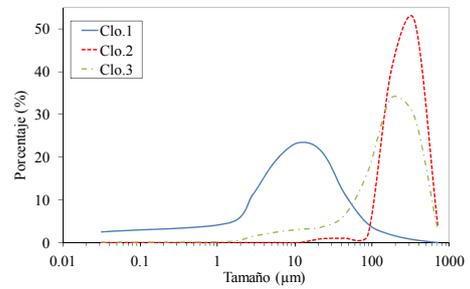
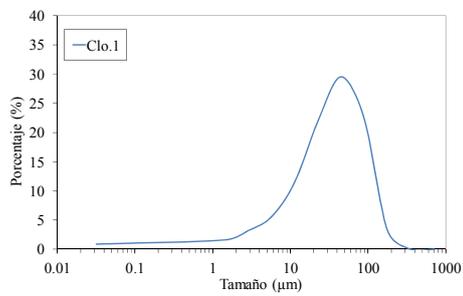
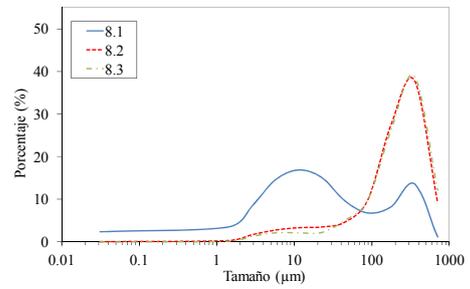
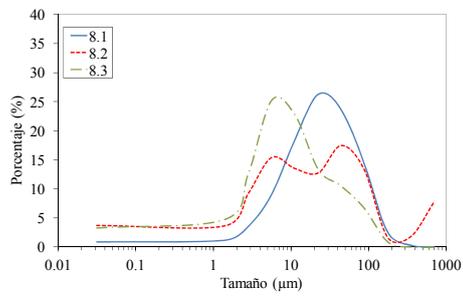
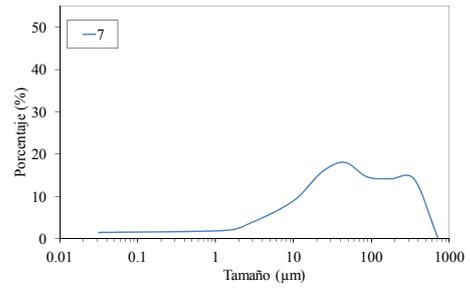
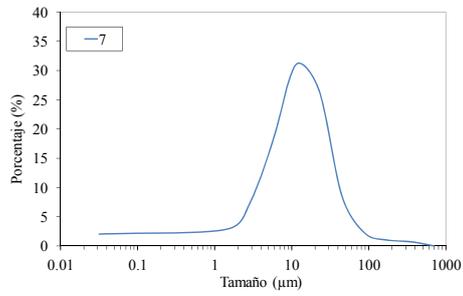
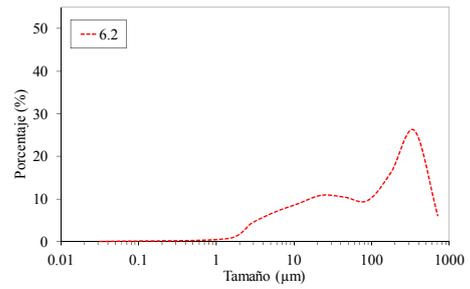
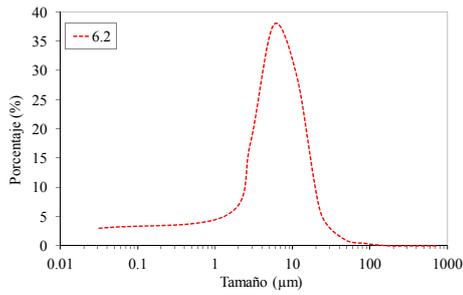
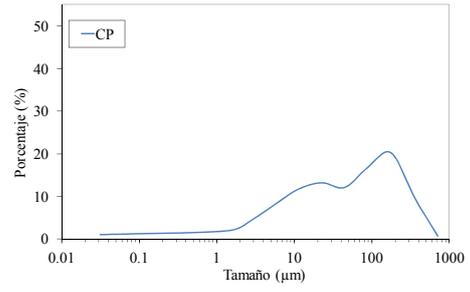
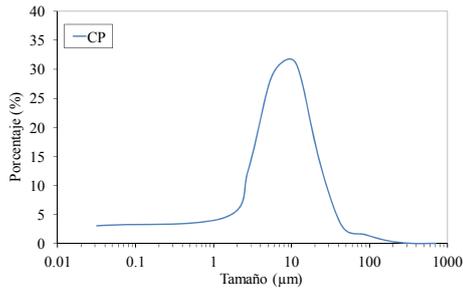
Las curvas de distribución de tamaños correspondientes a los sedimentos en suspensión (ver Figura 4.19: lado izquierdo) reflejan para cada sección transversal el comportamiento general descrito previamente. La totalidad de las muestras presentan

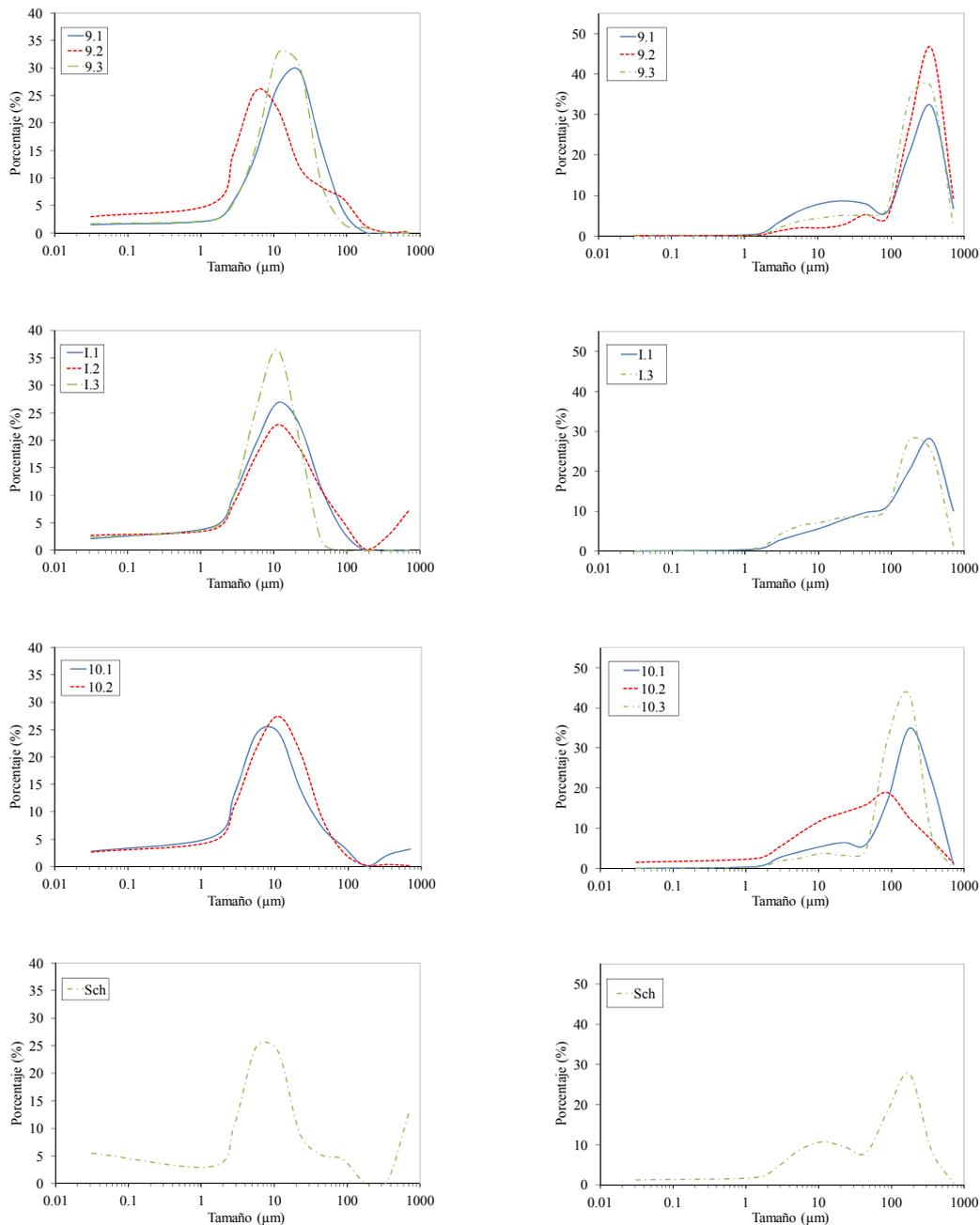
características unimodales, con excepción de la vertical 8.2 (centro del cauce, 150 m aguas abajo de la fuente). Se observa como la moda tiende a crecer sobre la MD entre las verticales 6.2 y 7 (vertical de la fuente). Aguas abajo en la sección 8, se registra un comportamiento claramente diferenciado en las distribuciones de tamaños. Sobre la MI, en 8.3, la curva tiende a parecerse a la correspondiente en la vertical 6.2. Sobre la MD la curva (vertical 8.1) está desplazada hacia la derecha, evidenciando mayores tamaños de partículas sobre esta margen, tal como se señaló en el análisis de la Figura 4.18: arriba. La curva correspondiente a 8.2 se ubica entre las homólogas para 8.1 y 8.3, y presenta dos valores modales. Hacia aguas abajo en la sección *Clo*, sólo se tienen mediciones de la vertical *Clo.1* (sobre la MD). Allí la curva de tamaños continúa su desplazamiento hacia la derecha, evidenciando mayores tamaños de partículas. Para el resto de las secciones 9, *I*, 10 y *Sch*, se observa cómo de forma paulatina las distribuciones de tamaños de partículas tienden a ser similares en la sección transversal, y a ser cualitativamente similares a las determinadas aguas arriba de la fuente (verticales *CP* y 6.2).

En cuanto a la composición granulométrica de los sedimentos del lecho se observa que en 13 de las 18 verticales el porcentaje de arenas supera al 50 %. En 4 de las restantes 5 verticales el porcentaje de arenas es igual o superior al 30 % y en la vertical *Clo.1* la fracción de arenas es inferior al 7 %.

Cabe aclarar que las muestras del lecho correspondientes a *CP* y *Sch* fueron tomadas desde las márgenes derechas e izquierda respectivamente en puntos muy cercanos a la orilla del río. Por lo cual las mismas no son representativas de lo que ocurre en el lecho de dichas verticales. Luego los valores de composición granulométrica del lecho en estos puntos no serán considerados en el análisis.

Comenzando el análisis en la vertical 6.2 (aguas arriba de la fuente) se observa hacia la vertical 7 (ubicada sobre la margen derecha en las cercanías de la fuente) un incremento del 15 % en la proporción de sedimentos finos, con un incremento en la fracción cohesiva ( $d < 16 \mu\text{m}$ ), notable en la fracción de arcillas. Aguas abajo sobre la vertical 8.1 (margen derecha), continúa la tendencia creciente de la fracción fina, la fracción cohesiva y la fracción arcillas, constituyendo el 70 %, 45 % y 6 % del total, respectivamente. En las verticales 8.2 y 8.3 (centro del cauce y margen izquierda, respectivamente), la composición es considerablemente distinta, puesto que las arenas constituyen el 84% y 87% respectivamente, siendo la fracción cohesiva inferior al 5 % en ambos casos. Continuando aguas abajo por la MD en la vertical *Clo.1* se repite la tendencia creciente de la fracción fina, la fracción cohesiva y la fracción arcillas representando el 93 %, 37 % y 7%, respectivamente. Nuevamente el comportamiento sobre el centro y la MD es sustancialmente distinto puesto que la fracción de arenas en *Clo.2* y *Clo.3* es del 98 % y 83 %, respectivamente. Aguas abajo en la sección 9, se continúa observando una mayor cantidad de sedimentos finos sobre la MD, aunque la diferencia en composición respecto del centro y la MI, ya no es tan sustancial; la proporción de sedimentos finos en las verticales 9.1, 9.2 y 9.3 es del 34%, 13% y 20%, respectivamente. Para la sección I, sólo se dispone de los datos para las verticales sobre MD y MI. En ambas verticales (*I.1* e *I.3*) la composición no difiere notablemente, la proporción de finos es del 31% y 35 %, respectivamente. Por último en la sección 10, se mide una diferencia notable en la composición granulométrica del centro del cauce respecto de ambas márgenes. En las verticales *10.1* y *10.3* el porcentaje de finos es de 25 % y 16% mientras que en *10.2* el porcentaje de finos es del 60 %, con una fracción cohesiva y fracción de arcillas del 18% y 4%, respectivamente.





**Figura 4.19.-** Curvas de distribución de tamaños de partículas, campaña Noviembre de 2010. Izquierda, desde arriba hacia abajo: distribuciones de tamaños de partículas de los sedimentos suspendidos, en cada sección desde *CP* hasta *Sch*. Derecha, desde arriba hacia abajo: distribuciones de tamaños de partículas de los sedimentos del lecho, en cada sección desde *CP* hasta *Sch*.

Las curvas de distribución de tamaños de partículas para los sedimentos del lecho (ver Figura 4.19: lado derecho) muestran que en la mayoría de las verticales se presentan 2 modas. En general la 1<sup>o</sup> moda se ubica en el rango de los sedimentos finos y la segunda moda en el rango de las arenas. Dado que en general la proporción de arenas es

predominante la 2ª moda tiende a presentar picos más elevados en las sucesivas curvas. Sobre la margen derecha aguas abajo de la fuente, en las secciones 8 y *Clo*, las curvas son visiblemente distintas y tienden a estar desplazadas hacia la izquierda, acusando menores tamaños de sedimentos. El caso extremo es la vertical *Clo.1* donde se registra una sola moda en el rango de los sedimentos finos, consistente con lo señalado en el análisis de su composición granulométrica (ver Figura 4.18 : abajo). Hacia aguas abajo en las secciones 9, *I* y *10* las curvas tienden a ser similares en la transversal; sólo en la vertical *10.2* se da la excepción puesto que es unimodal y acusa menores tamaños, tal como también se señalara en el análisis de su composición granulométrica. En relación a la curva de tamaños del lecho asociada a las verticales *CP* y *Sch* vale la misma consideración enunciada previamente: se trata de curvas no representativas, dado que las muestras fueron tomadas en puntos no apropiados.

#### **4.5.4.4.4 Discusión**

De acuerdo a la descripción presentada en el párrafo 4.5.4.4.3 se observó un predominio de la fracción fina en la composición granulométrica de los sedimentos suspendidos. Esto demuestra que, para el escenario ambiental evaluado, la mayor parte de los sedimentos que se transportan en suspensión son finos y por lo tanto justifica una de las hipótesis del modelo conceptual enumeradas en el capítulo 3.

La elevada proporción de sedimentos cohesivos ( $d < 16 \mu\text{m}$ , propensos a transportarse floculados), en la mayoría de las verticales, justifica la existencia de floculación en todo el tramo analizado, como se demostrará en el párrafo 4.5.4.6.1.

La evolución espacial de la composición granulométrica tanto de los sedimentos suspendidos como de los sedimentos del lecho, permite ampliar la comprensión de los procesos de transporte y floculación que ocurren particularmente aguas abajo de la fuente. Se observó que aguas abajo de la fuente sobre la MD la fracción cohesiva y la

fracción fina suspendida tienden a disminuir, particularmente en las verticales *8.1* y *Clo.1*, ó expresado de forma análoga que la fracción de sedimentos gruesos en suspensión tiende a incrementarse. Esto podría evidenciar un proceso de resuspensión de sedimentos gruesos del lecho, producto de la turbulencia adicional que se genera en el campo cercano de la fuente. Esto debería producir un incremento en los tamaños de los sedimentos del lecho en la MD, en las mismas verticales (*8.1* y *Clo.1*); sin embargo, tal como se demostró en el análisis de la Figura 4.18, los sedimentos del lecho presentan menores tamaños sobre la MD (con un 70 % y 93% de finos en *8.1* y *Clo.1*, respectivamente). Por otro lado la disminución del  $F_{sw}$  particularmente sobre la MD en *8.1* y *Clo.1*, demostrada en el párrafo 4.5.4.4.1, evidencia un proceso local de depositación, lo cual no sería consistente con la hipótesis de la resuspensión de arenas. Por lo tanto la disminución de la fracción fina (y de la fracción cohesiva) suspendida se atribuye a la depositación de la misma en forma de flóculos, cuyos tamaños se ven incrementados por el efecto de la fuente, como se verá en el párrafo 4.5.4.6.2. Este proceso de depositación de sedimentos finos incrementa por lo tanto la presencia de finos en el lecho sobre la margen derecha, tal como se observó. Si bien no se dispone de la composición granulométrica de los sedimentos de la fuente (la elevada transparencia de la muestra del efluente, no permitió el análisis granulométrico con el difractómetro Malvern), también cabe la posibilidad de que el material particulado erogado por ésta incremente la presencia de sedimentos gruesos en suspensión en las cercanías de la descarga.

Hacia aguas abajo de la fuente, luego de la sección *I*, a medida que se atenúa el proceso de depositación de la fracción fina floculada, la composición granulométrica de los sedimentos suspendidos presenta características similares en la dirección transversal y recupera paulatinamente sus características propias de aguas arriba de la fuente.

La bimodalidad en las curvas granulométricas de los sedimentos del lecho, particularmente notable sobre la MD en la vertical 8.1, evidencia la naturaleza compleja del proceso de depositación de sedimentos. El fenómeno de crecimiento en los tamaños de los flóculos que se produce aguas abajo de la fuente (como se demostrará en el párrafo 4.5.4.6.2) incrementa sustancialmente la depositación de la fracción fina floculada sobre la MD. De esta manera se genera un 2º valor modal en el rango de los sedimentos finos, cuyo caso particular extremo queda evidenciado en la vertical *Clo.1*, donde la curva de tamaños presenta un único valor modal en el rango de los finos, en contraposición a las verticales *Clo.2* y *Clo.3* con sus respectivas modas ubicadas en el rango de las arenas. Hacia aguas abajo la 2º moda en el rango de los sedimentos finos tiende a desaparecer, en correspondencia con la atenuación en el proceso de floculación y depositación de los sedimentos suspendidos.

#### 4.5.4.5 Mineralogía

En la Tabla 4.4 se presenta la composición mineralógica de las arcillas de una muestra de sedimentos representativa del tramo en estudio, tomada en la vertical 8.2. Se incluye a modo de referencia la capacidad de intercambio de cationes, *CEC*, de cada tipo de arcilla (según Mehta &McAnally, 2009), directamente asociada a la capacidad de cohesión de las mismas.

**Tabla 4.4.-** Composición mineralogía de las arcillas, río Salado. Se incluye como referencia la capacidad de intercambio de cationes, *CEC*, de cada tipo de arcilla (según Mehta &McAnally, 2009).

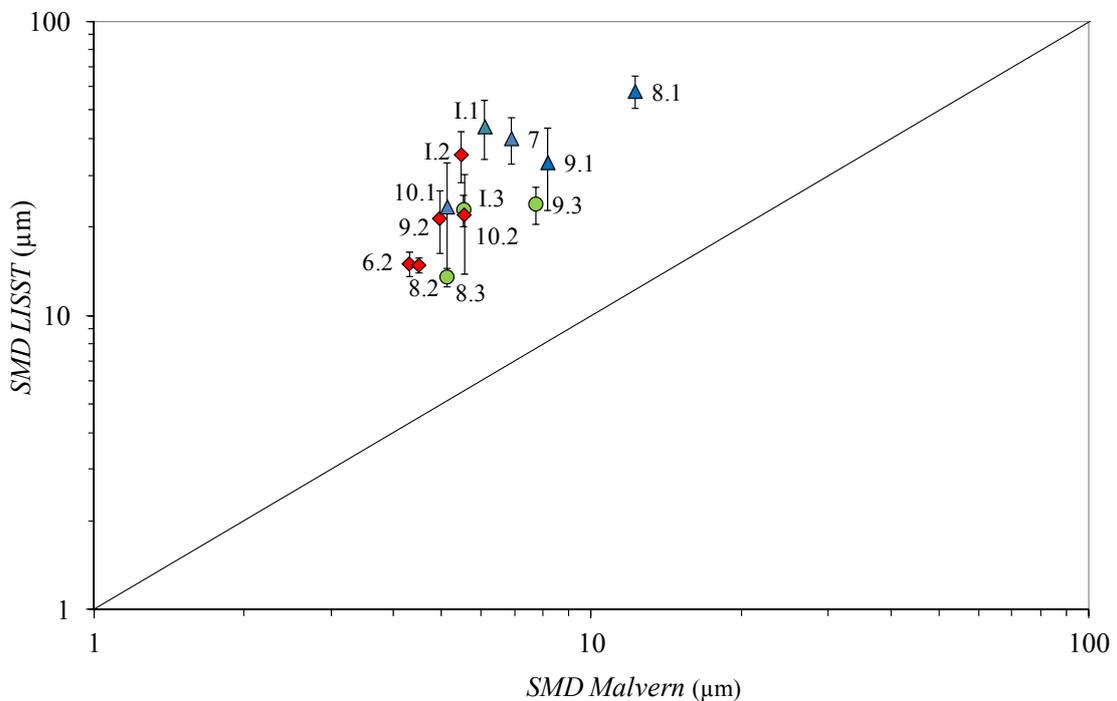
Muestra	Mineral	Proporción relativa (%)	CEC meq/100g
8.2	Esmectita	30	115±35
	Illita	60	25±15
	Caolinita	10	9±6

Se observa una composición predominante de Illitas (60%), seguidas en orden de importancia por las Smectitas (30%) y Caolinitas (10%). Se ve de este modo que las arcillas con mayor capacidad de cohesión, Smectitas e Illitas (Mehta & McAnally, 2009), representan el 90% de la composición mineralógica. Lo cual indica otra evidencia de la tendencia a flocular, que presentan los sedimentos suspendidos del río Salado.

#### 4.5.4.6 Floculación

##### 4.5.4.6.1 Demostración de la existencia de floculación en el tramo analizado

Las mediciones de la variable *SMD* realizadas con el sensor LISST-25X fueron contrastadas, ver Figura 4.20, con las determinaciones de *SMD* hechas en laboratorio con un difractómetro Malvern en ausencia de floculación, en muestras recolectadas en campo para las mismas verticales de muestreo.

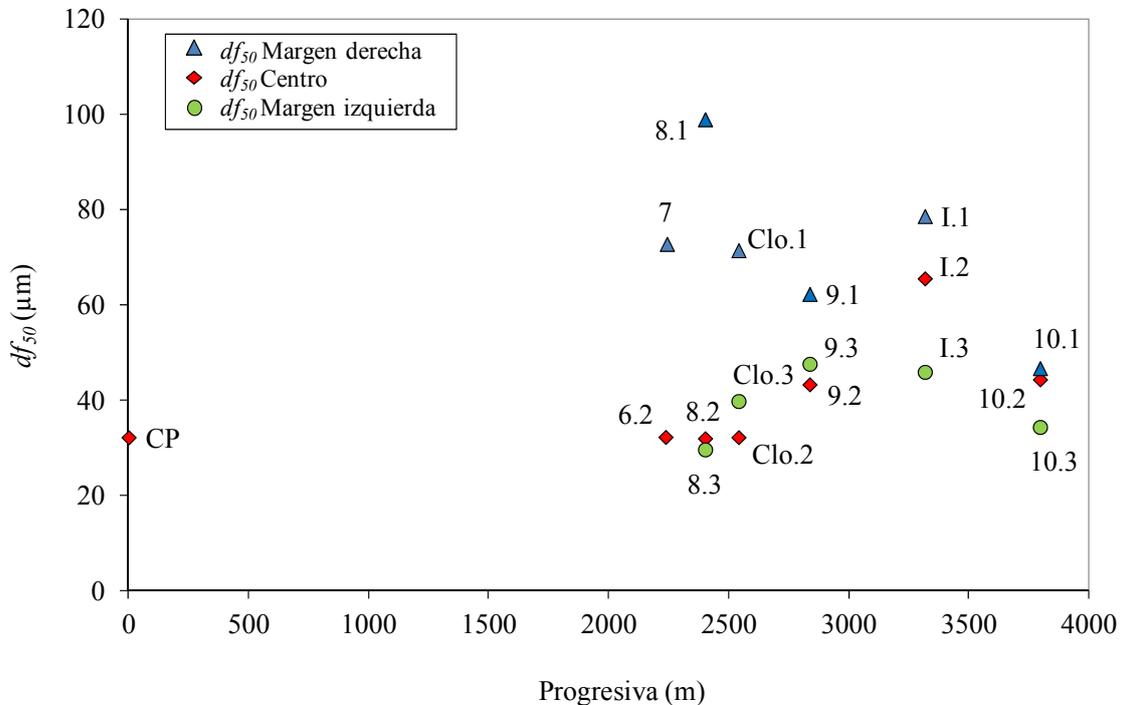


**Figura 4.20.-** Comparación diámetros *SMD* LISST medidos in-situ vs. *SMD* Malvern medidos en laboratorio en ausencia de floculación. Campaña 24 de Noviembre de 2010.

Los datos de *SMD* LISST, presentados en la Figura 4.20, corresponden al promedio total en cada vertical. Las barras verticales representan el *SMD* (medido in situ)  $\pm 1\sigma_{SMD}$ . De la Figura 4.20 se puede observar que los *SMD* medidos in-situ ( $\pm 1\sigma_{SMD}$ ), superan en todos los casos a los *SMD* de las partículas medidas en laboratorio. Los *SMD* de campo se ubican entre 13  $\mu\text{m}$  y 60  $\mu\text{m}$ , y como mínimo triplican a los correspondientes *SMD* de laboratorio. Esto evidencia la presencia de flóculos en todo el tramo estudiado.

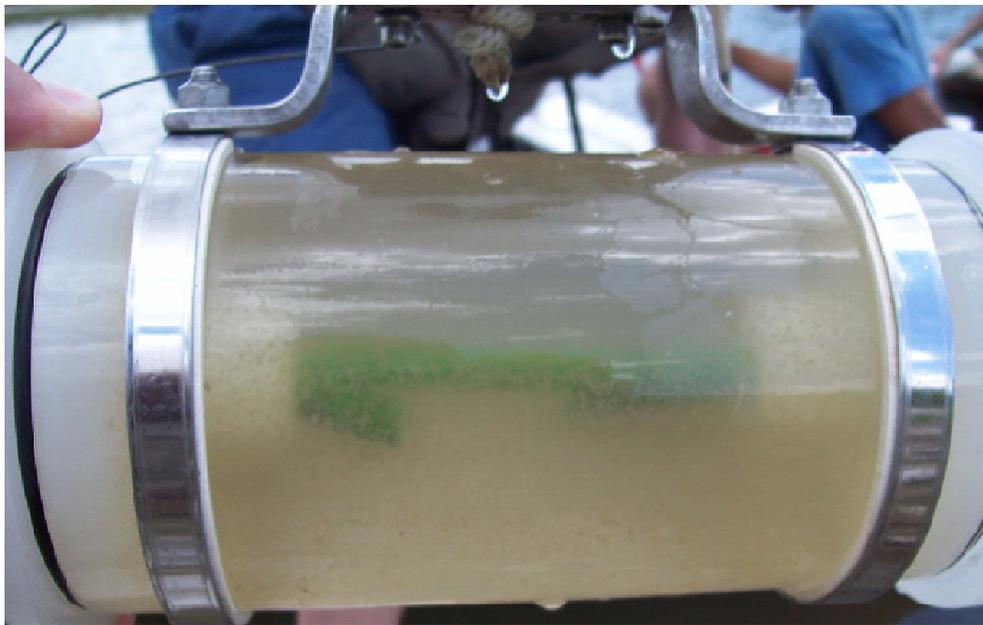
#### 4.5.4.6.2 Distribución espacial de tamaños de agregados

Las determinaciones de *SMD* hechas con el sensor LISST-25X fueron convertidas a valores de  $df_{50}$  a partir de la Ec. (4.1) propuesta en el trabajo de Filippa et. al (2011). El  $df_{50}$  representa a la mediana de la distribución de los tamaños de los agregados suspendidos. En la Figura 4.21 se presenta la evolución espacial de los  $df_{50}$  promediados en la vertical, para Noviembre de 2010.



**Figura 4.21.-** Distribución espacial de  $df_{50}$  de flóculos y partículas suspendidos en el tramo del río analizado. Distancia progresiva de 0 a 4000 m. Campaña 24 de Noviembre de 2010.

El rango de  $df_{50}$  medio en la vertical para todo el tramo se encuentra entre 32  $\mu\text{m}$  y 99  $\mu\text{m}$ . Se advierte un fuerte incremento, del 100%, en los tamaños de los agregados en las cercanías de la fuente, vertical 7 (margen derecha), creciendo los  $df_{50}$  de 32  $\mu\text{m}$  a 73  $\mu\text{m}$ . En la vertical 8.1 sobre la margen derecha (margen donde se ubica la fuente), el incremento en los tamaños continúa, registrándose allí el máximo tamaño medio, con  $df_{50} = 99 \mu\text{m}$ . En la Figura 4.22 se presenta una fotografía de una muestra de agua tomada en la vertical 8.1. Allí se observa con claridad la presencia de flóculos en suspensión fácilmente apreciables a simple vista.



**Figura 4.22.-** Imagen de una muestra de agua tomada en la vertical 8.1, 150 m aguas abajo de la fuente. Se puede distinguir con claridad la presencia de flóculos en suspensión. Campaña 24 de Noviembre de 2010.

Hacia aguas abajo de la sección 8 los  $df_{50}$ , tienden a disminuir paulatinamente, hasta la sección 10, donde comienzan a retomar sus tamaños de aguas arriba de la fuente. El incremento en los tamaños, es notablemente más acentuado sobre la margen derecha, particularmente en los primeros 300 m aguas abajo de la fuente. Luego el crecimiento en los tamaños comienza a apreciarse también sobre el centro del cauce y la margen

izquierda, aunque en todos los casos los  $df_{50}$  sobre la margen derecha fueron mayores. Hacia la sección 10 los tamaños tienden a ser aproximadamente uniformes en la dirección transversal, distancia que coincide con la  $L_m = 1500$  m.

#### **4.5.4.6.3 Distribución de tamaños de flóculos en función de la profundidad**

En la Figura 4.23: lado izquierdo, se presentan los diámetros  $df_{50}$  en función de la profundidad desde el pelo de agua, desde la sección 6 hasta la sección 10. En el lado derecho de la Figura 4.23 se muestran los valores del parámetro  $G$  en función de la profundidad desde el pelo de agua, desde la sección 6 hasta la sección 10, calculados según la Ec. (4.12) para las mismas profundidades donde se grafican los  $df_{50}$  (lado izquierdo de la Figura 4.23).

Tal como se mencionó anteriormente, en cada vertical se tomaron un total de 90 mediciones de  $SMD$  las cuales luego fueron convertidas a  $df_{50}$  mediante la Ec. (4.1). La cantidad de profundidades de medición fue distinta en cada vertical y estuvo condicionada por la profundidad total local del río. En cada profundidad se efectuaron entre 20 y 90 mediciones. Los  $df_{50}$  graficados en la Figura 4.23 corresponden por lo tanto al promedio de las mediciones obtenidas en cada profundidad particular.

Antes de describir los resultados, se debe notar primero que en este escenario ambiental, las mayores profundidades en general ocurren sobre la margen derecha (de 0.9 m a 1.6 m) y las menores sobre la margen izquierda (0.6 m a 1 m) del tramo del río analizado (ver resultados del Modelo hidrodinámico en la Tabla 4.3).

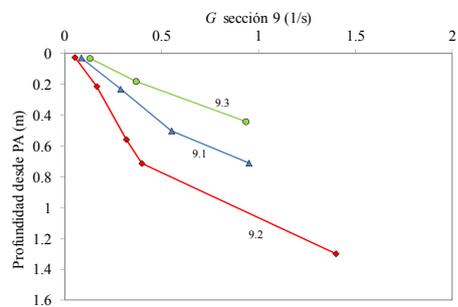
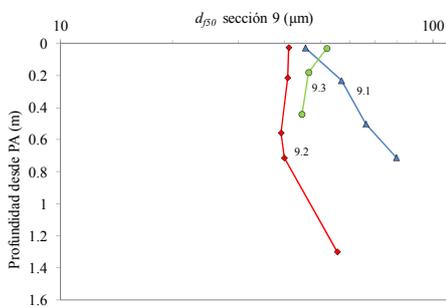
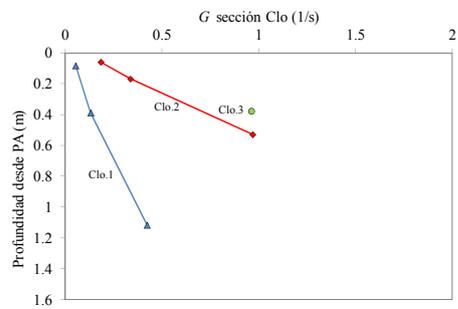
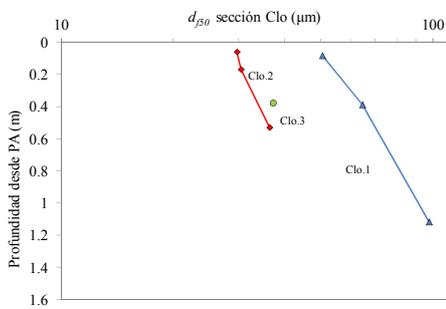
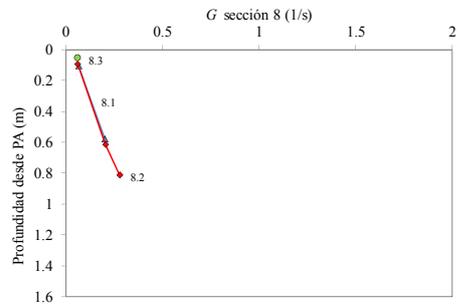
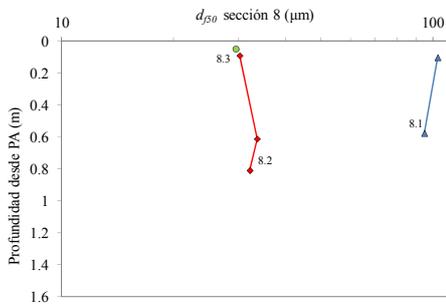
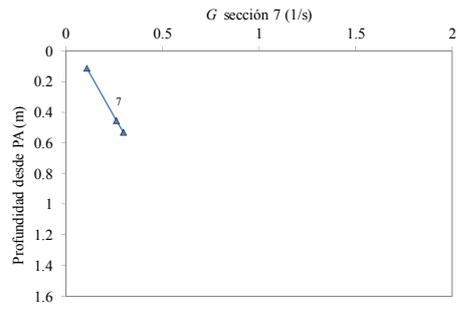
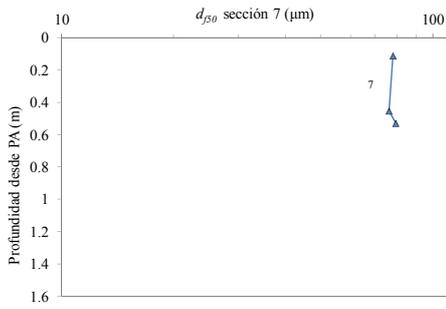
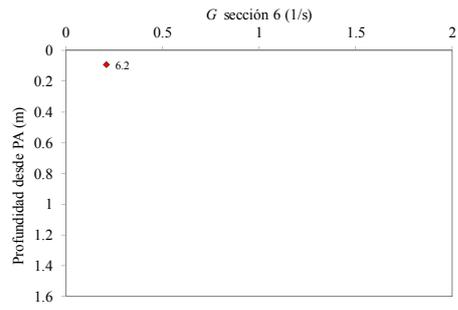
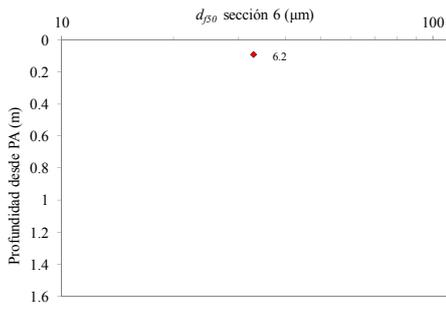
Como se puede apreciar en la Figura 4.23 los perfiles de tamaños de flóculos suspendidos presentan diferencias notables entre las distintas márgenes del río. Sobre la margen derecha, margen donde se ubica la fuente, se presentan los mayores tamaños existiendo en general incrementos importantes en los  $df_{50}$  con la profundidad en la gran mayoría de las verticales correspondientes a ésta margen. La excepción a este

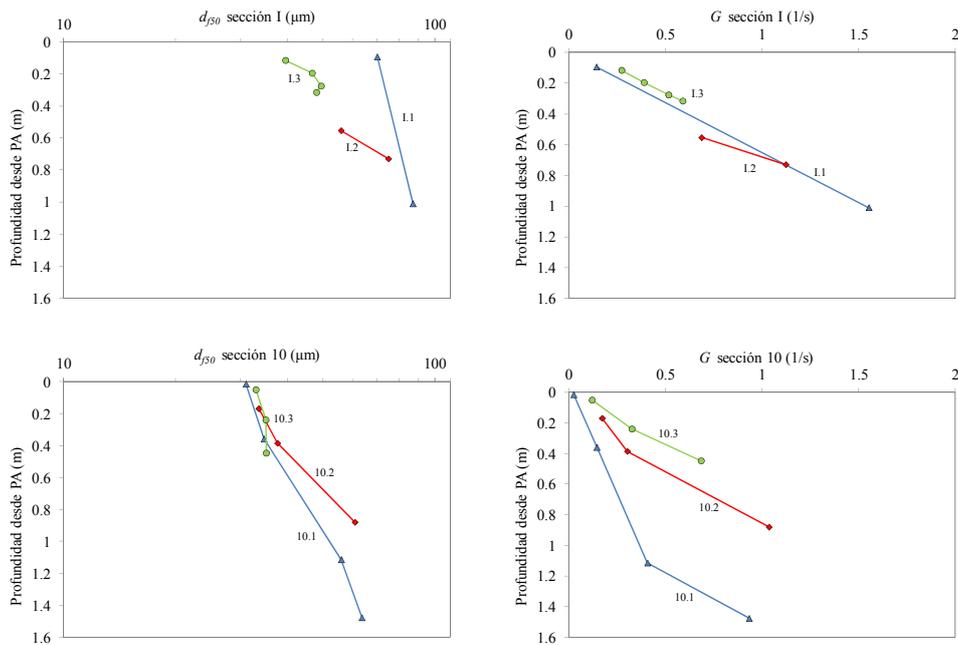
comportamiento son las verticales 7 (correspondiente a la fuente) y la vertical 8.1 (ubicada a 150 m aguas abajo de la fuente), que muestran distribuciones aproximadamente más homogéneas en la vertical, incluso en la vertical 8.1 los flóculos presentan tamaños más grandes cerca de la superficie del agua que cerca del lecho. Sobre el centro del cauce los perfiles graficados presentan tamaños menores comparados con los de la margen derecha. También en este caso los flóculos tienden a incrementarse con la profundidad, aunque éste comportamiento sólo aparece claramente aguas abajo de la vertical 9.2. La margen izquierda posee los menores tamaños en términos generales. Las profundidades de muestreo son menores en este caso, dado que se trata de la margen menos profunda, allí los registros de  $df_{50}$  no parecen mostrar una clara tendencia creciente con la profundidad.

El parámetro  $G$  muestra su correspondiente tendencia creciente con la profundidad aunque en todos los casos resulta inferior a 2 1/s. Si bien los perfiles de  $G$  presentan ciertas diferencias entre la MD, centro y MI como en las secciones *Clo*, 9 y 10, en general tales diferencias no resultan significativas. En las primeras 3 verticales sobre la MD donde se producen los máximos tamaños (verticales 7, 8.1 y *Clo.1*)  $G$  no supera los 0.5 1/s. Hacia aguas abajo continuando sobre la MD, verticales (9.1, 1.1 y 10.1) el parámetro  $G$  tiene máximos en la vertical de 0.95 1/s, 1.55 1/s y 0.93 1/s, respectivamente.

#### **4.5.4.6.4 Discusión**

La comparación entre los *SMD* LISST y los correspondientes *SMD* Malvern, presentada en la Figura 4.20, permite demostrar que efectivamente existe floculación en todo el tramo estudiado del río Salado, para el escenario ambiental de Noviembre de 2010.





**Figura 4.23.-** Izquierda: diámetros  $df_{50}$  en función de la profundidad desde el pelo de agua, desde la sección 6 hasta la sección 10. Derecha: parámetro  $G$  en función de la profundidad desde el pelo de agua, desde la sección 6 hasta la sección 10, calculados según la Ec.(4.12). Campaña 24 de Noviembre de 2010.

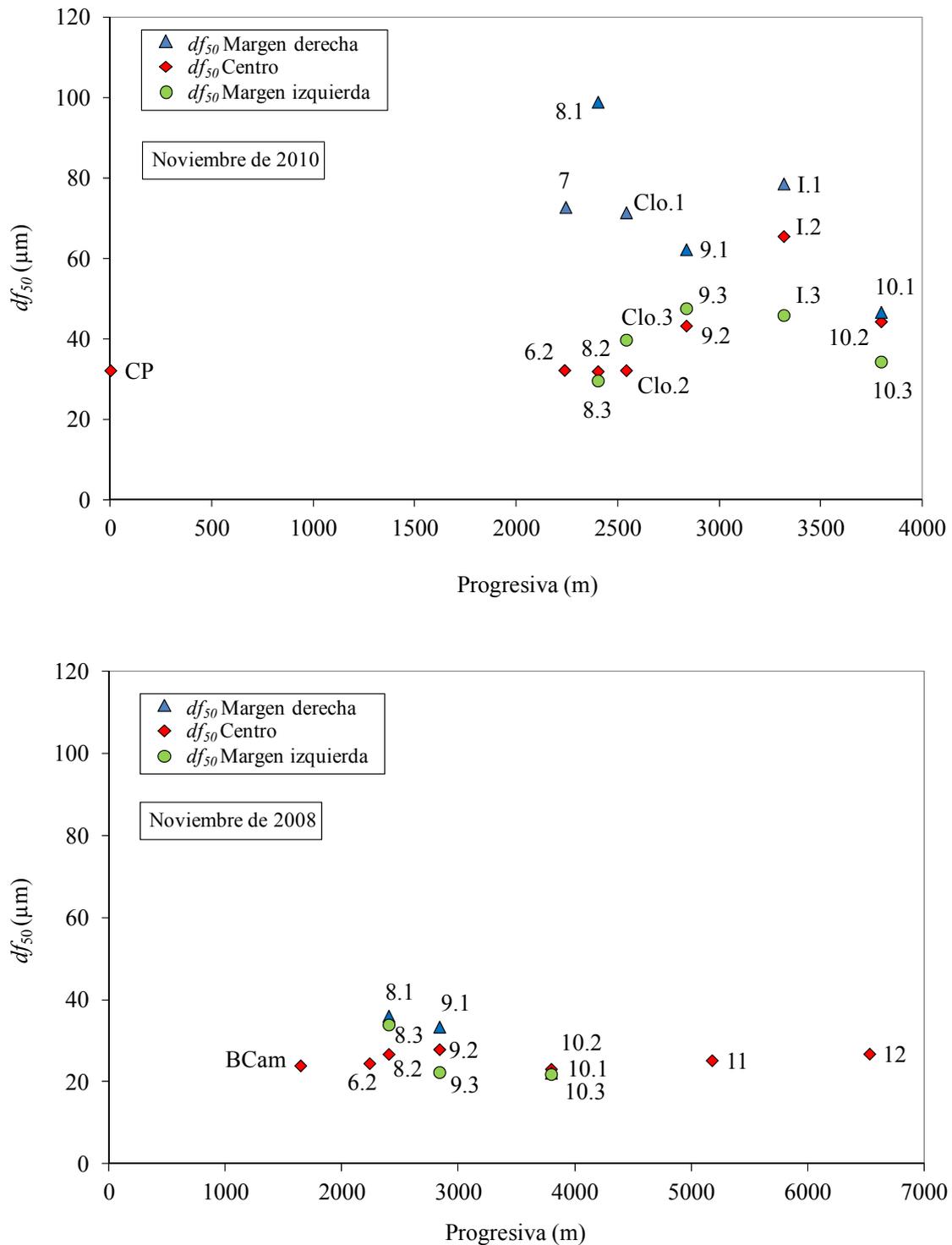
La distribución espacial de tamaños, ver Figura 4.21, permite afirmar que existe floculación natural en el río Salado, aguas arriba de la fuente; y que aguas abajo de ésta se produce un importante fenómeno local de floculación producto del efecto de la fuente. El incremento en los tamaños de agregados, modifica las densidades e incrementa las velocidades de sedimentación de los flóculos. Ello resulta físicamente consistente con el fenómeno local de sedimentación-depositación que se mencionó en el párrafo 4.5.4.4.2.

La existencia de perfiles de tamaños  $df_{50}$ , ver Figura 4.23, que se incrementan con la profundidad podría evidenciar cierta influencia del parámetro  $G$ , es decir el incremento de  $G$  con la profundidad incrementaría los tamaños de los agregados. No obstante en las verticales 7 y 8.1, donde ocurren los máximos tamaños de todo el tramo,  $G$  crece con la profundidad pero los  $df_{50}$  no se incrementan con la profundidad (para la vertical 7) y decrecen con la profundidad (para la vertical 8.1). Luego no hay evidencia suficiente para concluir que el incremento en los tamaños con la profundidad se deba al parámetro

G. La explicación físicamente más consistente surge a partir del proceso de depositación local demostrado en el párrafo 4.5.4.4.1, particularmente sobre la margen derecha (y luego sobre el centro del cauce) donde los flóculos más grandes y con mayor peso tienden claramente a descender (sedimentar) en la columna de agua y por tal motivo los  $df_{50}$  medidos tienden a ser mayores cerca del lecho.

En la Figura 4.24 se compara la distribución espacial de tamaños de flóculos medios en la vertical para Noviembre de 2010 (datos ya presentados en la Figura 4.21), con la distribución correspondiente medida en Noviembre de 2008 para el mismo tramo del río (recordar que para 2008:  $Q = 4.14 \text{ m}^3/\text{s}$ ,  $S_w$  de la fuente = 64 mg/L,  $C_{T_w}$  de la fuente = 126  $\mu\text{g/L}$ ). Se observa en la Figura 4.24: abajo, para Noviembre de 2008, un incremento del 50 % en los  $df_{50}$ , aguas abajo de la fuente, en la sección 8. Hacia aguas abajo los  $df_{50}$  descienden paulatinamente hasta recobrar en la sección 10 los valores medidos aguas arriba de la fuente. Aguas abajo de la sección 10, en las secciones 11 y 12 (sección próxima al final del tramo de 7 km evaluado en la Tesis) los tamaños de los agregados se mantienen relativamente estables. Se demuestra por lo tanto que en el escenario de Noviembre de 2008 la fuente también genera un impacto relevante en la floculación aguas abajo. No obstante el impacto que la fuente genera es mucho mayor para Noviembre de 2010 (ver Figura 4.24: arriba). Para este último escenario los flóculos crecen en un 230% hasta 100  $\mu\text{m}$ , sobre la MD aguas abajo de la fuente; mientras que para 2008, los flóculos crecen en un 50% hasta 31  $\mu\text{m}$ . Estas diferencias en los tamaños de agregados se atribuyen a las siguientes causas: el  $Q$  del río fue de 2.23  $\text{m}^3/\text{s}$  para 2010, y de 4.14  $\text{m}^3/\text{s}$  para 2008. Consecuentemente las  $S_w$  y  $S_{DT}$  aguas arriba de la fuente para 2010 fueron de 46 mg/L y de 7900 mg/L, respectivamente; mientras que para 2008, fueron de 72 mg/L y 6300 mg/L. Estas diferencias en las concentraciones de

sedimentos y la salinidad explican las diferencias en los  $df_{50}$  medidos aguas arriba de la fuente: que fueron de 32  $\mu\text{m}$  para Noviembre 2010 vs. 22  $\mu\text{m}$  para Noviembre de 2008.



**Figura 4.24.-** Comparación de la distribución espacial de los tamaños de flóculos,  $df_{50}$ . Arriba: Campaña Noviembre de 2010. Abajo: Campaña Noviembre de 2008.

Agua abajo de la fuente, las mencionadas variables no son suficientes para explicar las notables diferencias entre los  $df_{50}$  para ambos escenarios. Aquí la explicación tiene directa relación con la cantidad de sedimentos que erogaba la fuente: 681 mg/L en Noviembre de 2010 vs. 64 mg/L en Noviembre de 2008; y la cantidad de cromo erogada por la misma: 3300  $\mu\text{g/L}$  en 2010 vs. 126  $\mu\text{g/L}$  en 2008. El impacto del efluente en la floculación se abordará en los ensayos de laboratorio descritos en el capítulo 5 de esta Tesis.

En la Tabla 4.5 se comparan los tamaños de flóculos medidos en el río Salado en Noviembre de 2010 con tamaños medidos en otros ambientes fluviales a nivel mundial. Se observa en la Tabla 4.5 que el rango de tamaños de flóculos registrados en el río Salado se encuentra dentro del orden de los tamaños medidos en otros ambientes fluviales a nivel mundial.

En la comparación se debe notar que en todos los casos se trata de ríos evaluados bajo distintas escalas espacio-temporales, en condiciones hidro-sedimentológicas diversas, y mediante técnicas de medición de tamaños distintas, condiciones que naturalmente determinan los tamaños de flóculos presentes en cada ambiente. Más allá de estas diferencias relevantes entre los escenarios comparados, de acuerdo a nuestro conocimiento de la bibliografía disponible, en ninguno de ellos se ha evaluado de forma específica el impacto de un efluente industrial (específicamente el efecto del efluente de una curtiembre) sobre la floculación de sedimentos suspendidos. En tal sentido la presente Tesis presenta una contribución al estado del conocimiento actual, sobre la floculación en ambientes fluviales.

**Tabla 4.5.-** Comparación de los tamaños de flóculos en el río Salado con otros ambientes fluviales a nivel mundial. Se incluyen las escalas espaciales y temporales, y el método de medición de tamaños empleado en cada caso.

Río	$d_f$ ( $\mu\text{m}$ )	Escala espacial (km)	Escala temporal	Método medición tamaños	Referencia
Ríos de glaciares en los Alpes e Himalaya	23 - 63	< 60 km	6 crecidas Mediciones instantáneas individuales	Microscopía electrónica	Woodward et al. (2002)
Río Exe, Reino Unido	50 - 300	Mediciones En 1 sola vertical	4 crecidas individuales Mediciones durante < 24 hs por crecida Resolución temporal de 5 min	LISST-100	Williams et al. (2007)
Río Exe, Reino Unido	8 - 32	100 km	1 año y medio, 36 crecidas, datos integrados temporalmente	Water elutriation apparatus	Woodward & Walling (2007)
Río Sena, Francia	50 - 100		1 crecida de 36 hs, mediciones instantáneas individuales	Filtrado in situ y Coulter counter	Maldiney & Mouchel (1995)
Río Yangtze, China	22 - 180	1500 km	1 mes en todo el río	LISST-100	Guo & Qing, (2011)
Río Salado (Noviembre 2010)	32 - 100	7 km	18 hs	LISST-25 X	Datos de la presente Tesis
Río Salado (Noviembre 2008)	22 - 31	7 km	18 hs	LISST-25 X	Datos de la presente Tesis

#### 4.5.4.6.5 Causas del incremento de la floculación aguas abajo de la fuente

En el capítulo 3 (ver Figura 3.1) fueron definidos (sin una demostración cuantitativa), 4 sub-tramos del río con características hidroambientales similares. De acuerdo a la distribuciones espaciales de las variables analizadas hasta aquí y en base al análisis de las restantes variables que se desarrollará a lo largo de éste capítulo, queda demostrado que la división por tramos y las suposiciones efectuadas para cada uno de ellos, resultan razonables. Específicamente se demuestra que: en el sub-tramo 1 aguas arriba de la

fuelle, las variables hidroambientales se mantienen aproximadamente uniformes en las secciones sucesivas; en los sub-tramos 2 y 3, la mayoría de las variables relevantes se ven sustancialmente modificadas por la fuente y en el sub-tramo 4, el río recobra paulatinamente las condiciones del sub-tramo 1.

En relación a la floculación, quedó demostrado a partir de los resultados de Noviembre de 2010 y de forma complementaria mediante los resultados de Noviembre de 2008 (ver Figura 4.24), que: en los sub-tramos 1 y 4, los flóculos presentan tamaños con escasa variación y similares para ambos sub-tramos; y en el sub-tramo 2-3 los flóculos incrementan sustancialmente sus tamaños producto del efecto que genera la fuente, disminuyendo paulatinamente hacia aguas abajo, hasta el sub-tramo 4.

La estabilidad en los diámetros de los flóculos en los sub-tramos 1 y 4 queda determinada por lo tanto, por las condiciones hidroambientales espacialmente uniformes en ambos subtramos. Es por lo tanto en la floculación sobre el sub-tramo 2-3 donde se centra la presente discusión.

De acuerdo a lo establecido en el capítulo 2, las variables principales que determinan la dinámica de la floculación en ambientes naturales son: la hidrodinámica, la  $S_w$ , la distribución de tamaños de las partículas, la mineralogía, la materia orgánica, el  $pH$ , la salinidad y la presencia de otros iones (que modifiquen la carga superficial de los sedimentos).

A continuación se analiza el comportamiento de cada variable y se evalúa su posible impacto en la floculación. En el capítulo 5, se estudia en condiciones de laboratorio la influencia del efluente sobre la floculación y se avanza en la evaluación de las causas del incremento de los tamaños de los agregados.

$pH$ : se conserva en todo el tramo entre 8 y 8.5 (ver Figura 4.11), rango que se encuentra lejos del punto isoeléctrico de las arcillas ( $pH \sim 4$ ), bajo el cual se esperarían efectos

relevantes sobre la floculación (Mietta et al., 2009). Por lo tanto se considera que el  $pH$  no es la causa del incremento en la floculación aguas abajo de la fuente.

Mineralogía: la fuente no modifica de forma relevante la composición mineralógica del tramo, puesto que el 80% de los sedimentos que ésta eroga son de origen orgánico.

Salinidad: la salinidad parametrizada a partir de la  $CE$ , no se ve sustancialmente modificada en el sub-tramo 3 (ver Figura 4.12). Consecuentemente no se espera que ésta sea una causa determinante del incremento en la floculación en este tramo.

Hidrodinámica: en el párrafo 4.5.4.6.3 se demostró que en el sub-tramo 3 el parámetro  $G$  presenta escasas variaciones en las direcciones transversal y vertical y que no evidencia ser la causa del incremento de los flóculos con la profundidad. Por lo tanto su variación espacial no se considera como la causa mayoritaria del incremento en los tamaños de los flóculos.

$S_w$ : en el párrafo 4.5.4.4.1 se demostró que el flujo de sedimentos se incrementa considerablemente aguas abajo de la fuente. La bibliografía sobre floculación en ambientes naturales en general relaciona al incremento de las  $S_w$  con incrementos en los tamaños de los flóculos (Van Leussen, 1994). Luego el mencionado incremento en  $S_w$  aguas abajo de la fuente puede ser una causa del incremento en la floculación.

Distribución de tamaños de partículas: quedó demostrado en el párrafo 4.5.4.4.3 que los tamaños de las partículas individuales, presentan ciertas variaciones aguas abajo de la fuente.

Materia orgánica: si bien no se realizaron mediciones de la distribución espacial de la materia orgánica particulada y disuelta, se dispone de la proporción de materia orgánica particulada y disuelta que eroga la fuente: siendo la  $MOP$  del 60% al 80% (del  $S_w$  total del efluente) vs. el 11% del río; y la  $MOD$  del 10% (de los  $S_{DT}$  totales del efluente) vs. 0.18% del río. Consecuentemente aguas abajo de la fuente el contenido de  $MOP$  y  $MOD$

se ve incrementado. Si bien de acuerdo a nuestro conocimiento de la literatura no existen estudios que indaguen de forma detallada en cursos fluviales el efecto de la materia orgánica en la floculación, se reconoce que tanto el rol de la materia orgánica particulada como la disuelta, dependen del origen de la misma como de la cantidad presente (Wilkinson et al, 1997; Wikilson & Reinhardt, 2005). En tal sentido Maldiney & Mouchel (1995), mencionan los posibles efectos sobre la floculación que pueden ocasionar los efluentes de plantas de tratamiento biológico, por el elevado aporte de material orgánico biológico al sistema, bajo condiciones propicias. Consecuentemente la *MO* de la fuente es una posible causa del incremento en los tamaños de los flóculos.

Otros iones: no se dispone de la distribución espacial de las especies químicas presentes en todo el sub-tramo 3, generadas por el aporte de la fuente, específicamente aquellas que puedan generar un cambio en la carga superficial de las arcillas. Sin embargo se plantea como hipótesis que la sorción del cromo (erogado por la fuente) en los sedimentos suspendidos, es capaz de desestabilizar la carga superficial de la fracción cohesiva, y de éste modo incrementar la floculación. En el capítulo 5 se evalúa el efecto de la sorción del cromo (III) sobre la floculación de sedimentos suspendidos.

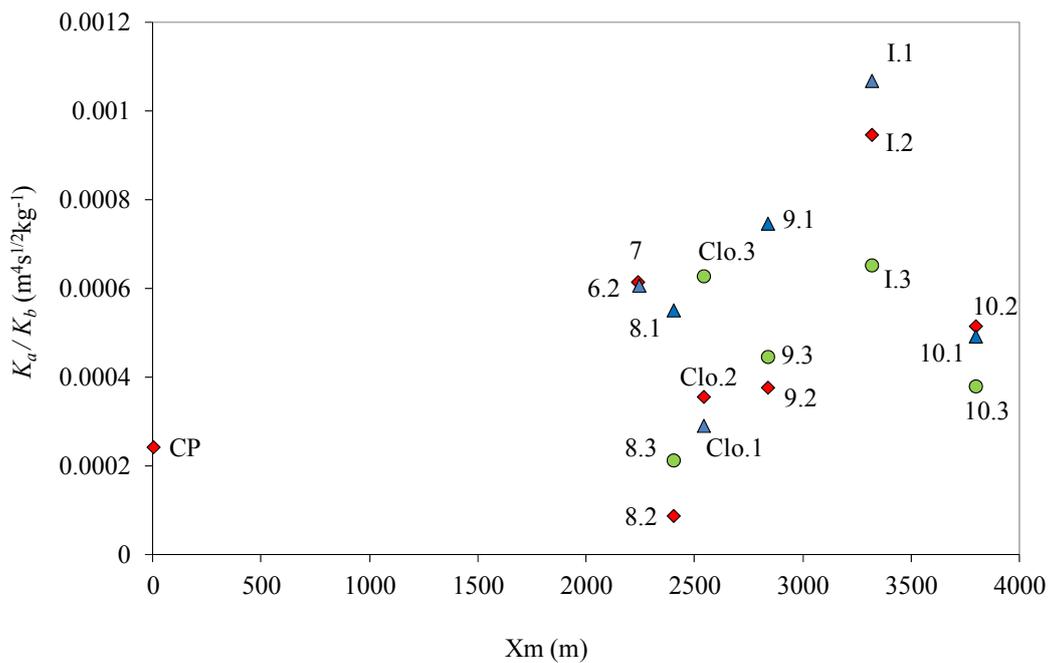
El modelo de floculación de Winterwerp (2000) presentado en el capítulo 2, para el diámetro de equilibrio  $d_e$ , Ec. (4.15), define la relación funcional entre ( $d_e$ ) y  $G$ ,  $S_w$ ,  $k_A$ ,  $k_B$  y  $d_{50p}$

$$d_e = d_p + \frac{k_A S_w}{k_B \sqrt{G}} \quad (4.15)$$

Tal como se puede observar las variables que pueden afectar a la floculación para éste escenario en el subtramo 2-3, mencionadas en el párrafo previo, se encuentran representadas en esta ecuación de forma explícita:  $d_p$  (distribución de tamaños de partículas en suspensión),  $S_w$  y  $G$ ; y de forma implícita en la relación  $k_A/ k_B$ : queda

globalizado el efecto de la *MO* y del cromo y todas las demás variables que determinan la relación entre la agregación y la desagregación de los flóculos (mineralogía, *pH* y salinidad, que se considera no varían de forma significativa en el tramo).

La evolución espacial de las distribuciones de tamaños de partículas suspendidas, las  $S_w$  y los  $G$  ya fueron evaluados. Luego resulta relevante evaluar la evolución espacial del cociente  $k_A/k_B$ , de manera tal de determinar si se mantiene en niveles constantes en todo el tramo ó si efectivamente varía y puede tener implicancias en los incrementos de los tamaños de los agregados. En la Figura 4.25 se presenta la evolución espacial del cociente  $k_A/k_B$ , desde la sección *CP* hasta la sección *I0* para la campaña de Noviembre de 2010, obtenida a partir de la Ec. (4.15) (con  $d_p$ ,  $d_e$ ,  $G$  y  $S_w$  como datos).



**Figura 4.25.-** Evolución espacial del cociente  $k_A/k_B$  desde la sección *CP* hasta la sección *I0*. Campaña 24 de Noviembre de 2010.

Tal como se puede apreciar en la Figura 4.25, la relación  $k_A/k_B$  no presenta un comportamiento estable en el tramo. Presenta un rango de variación general aguas abajo de la fuente de un orden de magnitud, entre  $0.0001 m^4 s^{1/2} kg^{-1}$  y  $0.001 m^4 s^{1/2} kg^{-1}$ .

Ocurren variaciones significativas en la dirección transversal, variación que tiende a

disminuir hacia la sección 10. Consecuentemente no se puede caracterizar éste cociente con un solo número o valor medio para todo el tramo. Se verifica entonces que los incrementos en la  $MO$  y la presencia de cromo que genera la fuente, parametrizados en la relación  $k_A / k_B$ , efectivamente son capaces de modificar este cociente y por ende, modificar los diámetros de equilibrio y la floculación en el tramo 2-3.

#### **4.5.4.6.6 Escala espacial del impacto de la fuente en la floculación**

En relación a la escala espacial del impacto de la fuente sobre la floculación, si asumimos que el movimiento de un flóculo se puede simplificar a partir de una velocidad horizontal igual a la velocidad media del escurrimiento,  $U_{med}$ , y de una velocidad vertical gobernada por la gravedad e igual a  $W_s$ , luego el tiempo que demorará el flóculo en sedimentar,  $T_{sed}$ , a través de la altura  $h$  de la columna de agua será  $T_{sed} = h/W_s$ . Durante este tiempo el flóculo se trasladará una distancia  $L_{sed}$ , determinada por la velocidad  $U_{med}$ . Si se aplica este concepto al desplazamiento hipotético de un flóculo entre las secciones 7 (sección de la fuente) y 10, y asumiendo que éste se genera en 7 y termina de sedimentar en 10, se tiene que  $L_{sed} = 1550$  m. Siendo  $U = 0.06$  m/s, luego el tiempo de viaje entre las secciones 7 y 10 será igual a  $L_{sed}/U = 7.2$  horas. Éste tiempo de viaje es igual a  $T_{sed}$ , y con  $h = 1$  m, se tiene una  $W_s$  aproximada de 0.04 mm/s. Como se verá en el siguiente párrafo, las  $W_s$  en las cercanías de la fuente resultan un orden de magnitud mayor a 0.04 mm/s, lo cual involucraría una  $L_{sed}$  sustancialmente menor a la distancia entre las secciones 7 y 10, y consecuentemente sería inconsistente físicamente la existencia de flóculos en la sección 10 provenientes de la sección 7. Este hecho, sumado al incremento en los tamaños de los flóculos que se sigue produciendo entre las secciones 7 y 8 (ver Figura 4.21), evidencian que: la floculación inducida por la fuente, no es un fenómeno estrictamente acotado al campo

cercano, sino que se extiende en una escala espacial del orden de o mayor a los 1500 m que separan a la sección 7 de la sección 10, donde se comienza a observar una recuperación de los tamaños medidos aguas arriba de la fuente. Este aspecto es abordado, en el capítulo 5, donde se evalúa el impacto del efluente sobre la floculación de los sedimentos suspendidos del río en condiciones de laboratorio.

#### 4.5.4.6.7 Velocidades de sedimentación

En el capítulo 2 fue presentada la ecuación (4.16) del modelo de equilibrio de floculación 1 DV de Winterwerp (2000), que define la relación funcional entre  $W_{s,e}$  (velocidad de sedimentación del flóculo de tamaño  $d_e$  en el equilibrio) y  $W_{s,p}$ ,  $G$ ,  $S_w$ ,  $k_A$ ,  $k_B$  y  $d_{50p}$ . Siendo  $W_{s,p}$  la velocidad de sedimentación de las partículas sin flocular, determinada usando la ecuación de Stokes.

$$W_{s,e} = W_{s,p} + \alpha \frac{k_A}{k_B} d_p \frac{\Delta g}{\nu} \frac{S_w}{\sqrt{G}} \quad (4.16)$$

Bajo la suposición que la floculación se encuentra en equilibrio y que la dimensión fractal es  $n_f = 2$ .

Asumiendo que a nivel local en cada vertical, la floculación se encuentra en estado de equilibrio, y que a nivel local  $G$ ,  $S_w$ ,  $k_A$ ,  $k_B$ ,  $d_e$ ,  $d_{50p}$  se mantienen constantes en el tiempo, que  $d_e = df_{50}$  y que  $n_f = 2$  (valor razonable para la dimensión fractal en caso de usarse un valor constante, según Winterwerp, 2000); luego se utilizarán los resultados de la relación  $k_A/k_B$  obtenidos a partir de la Ec. (4.15) (y presentados en la Figura 4.25); y finalmente a partir de la Ec. (4.16) se estimarán las  $W_s$  para cada vertical.

Se aplicará también otra metodología para la determinación de las  $W_s$ , basada en una ecuación simplificada deducida a partir de la ecuación de advección-dispersión, Ec. (4.17), en 1D (integrada en las direcciones vertical y transversal), para condiciones de depositación.

$$\frac{\partial S_w}{\partial t} = -\frac{\partial(US_w)}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left( D_L \frac{\partial S_w}{\partial x} \right) - \frac{m_d}{h} \quad (4.17)$$

Siendo  $m_d$  [ $\text{kg m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ], la tasa de depositación de sedimentos, para la cual se empleará la Ec. (4.18) propuesta por Nicholas et al. (2006) para el caso en que no hay atrapamiento por vegetación:

$$m_d = S_w \lambda W_s \left[ 1 - \left( \frac{U}{U_{Cr}} \right)^2 \right] \quad (4.18)$$

Válida para  $U < U_{Cr}$ . Con  $\lambda$  una constante adimensional empírica. Reemplazando (4.18) en (4.17), asumiendo condiciones estacionarias, que la  $U$  no depende de la posición  $x$  y que la difusión es despreciable; y separando variables se tiene la ecuación diferencial (4.19).

$$\frac{dS_w}{S_w} = \frac{W_s \lambda}{Uh} \left[ 1 - \left( \frac{U}{U_{cr}} \right)^2 \right] dx \quad (4.19)$$

Integrando el lado izquierdo de (4.19) entre  $S_{w0}$  (concentración en el punto 0) y  $S_{w1}$  (concentración en el punto 1); y el lado derecho de (4.19) entre la coordenada  $x$  del punto 0 y la coordenada  $x$  del punto 1, finalmente se llega a la Ec. (4.20) para el cálculo de  $W_s$ .

$$W_s = \frac{-Uh}{\lambda} \frac{\ln(S_{wx1}) - \ln(S_{wx0})}{x_1 - x_0} \left[ 1 - (U/U_{cr})^2 \right]^{-1} \quad (4.20)$$

Con  $\lambda = 0.04$ ,  $U_{cr} = 0.135$  m/s, ambos ajustados para un escenario ambiental similar por Alvarez (2012);  $x_1 - x_0$  la distancia entre dos verticales sucesivas (siguiendo una margen específica: MD ó centro ó MI);  $S_{wx1}$  y  $S_{wx0}$  las  $S_w$  en las verticales  $x_0$  y  $x_1$ , respectivamente.

En la Tabla 4.6, se presentan las  $W_s$  estimadas según la Ec. (4.16) y la Ec. (4.20), se resumen los valores de los parámetros utilizados para los cálculos: las distintas

verticales (con la distancia progresiva  $x$ ), los valores de  $df_{50}$  (medidos in-situ con el equipo LISST-25X),  $d_{50p}$  (determinados en laboratorio con el difractómetro Malvern),  $G_{med}$ ,  $S_w$ ,  $k_A/k_B$  (calculado con la Ec. (4.15)),  $W_{s,p}$ ,  $U_{med}$  y  $h$ .

**Tabla 4.6.-** Resultados de  $W_s$  en función de las progresivas, calculadas según las Ec. (4.16) y (4.20), para la campaña del 24 de Noviembre de 2010. Se presentan los valores de los parámetros utilizados para los cálculos:  $d_{50p}$ ,  $G_{med}$ ,  $S_w$ ,  $k_A/k_B$ ,  $W_{s,p}$ ,  $U_{med}$  y  $h$ .

Vertical	Progresiva	$d_{50}$	$d_{p50}$	$G_{med}$	$S_w$	$K_A/K_B$	$W_{s,p}$	$U_{med}$	$h$	$W_s$	$W_s$ Ec.
	(m)	( $\mu$ m)	( $\mu$ m)	( $s^{-1}$ )	(mg/L)		(mm/s)	( $m s^{-1}$ )	(m)	Ec.(4.16) (mm/s)	(4.20) (mm/s)
CP	0	32.2	8.1	0.21	46.0	2.43E-04	0.058	0.037	1.20	0.23	
6.2	2237	32.3	6.4	1.60	53.3	6.15E-04	0.036	0.100	0.60	0.18	
7	2244	72.8	12.8	0.34	680.7	6.07E-04	0.146	0.050	1.20	0.83	
8.1	2402	98.9	25.2	0.23	63.8	5.51E-04	0.571	0.040	1.30	2.24	5.82
8.2	2402	32.0	21.3	0.22	57.0	8.80E-05	0.406	0.039	1.30	0.61	-0.56
8.3	2402	29.6	8.9	0.26	49.2	2.13E-04	0.071	0.038	1.00	0.24	0.51
Clo.1	2541	71.4	36.3	0.22	55.9	2.91E-04	1.186	0.040	1.40	2.33	1.40
Clo.2	2541	32.3	14.8	0.69	40.6	3.56E-04	0.196	0.060	0.75	0.43	3.75
Clo.3	2541	39.8	11.4	0.81	40.8	6.28E-04	0.116	0.060	0.60	0.41	1.59
9.1	2837	62.3	15.8	0.50	43.8	7.47E-04	0.224	0.056	0.90	0.88	1.30
9.2	2837	43.3	8.3	0.40	58.4	3.77E-04	0.061	0.060	1.40	0.32	-2.57
9.3	2837	47.6	13.8	0.57	57.0	4.46E-04	0.171	0.050	0.60	0.59	-1.17
11	3317	78.6	11.7	0.47	43.1	1.07E-03	0.123	0.060	1.10	0.83	0.06
12	3317	65.5	13.7	0.55	40.6	9.47E-04	0.169	0.060	0.90	0.81	1.63
13	3317	45.9	9.3	0.57	42.3	6.53E-04	0.078	0.050	0.60	0.38	0.54
10.1	3797	46.7	9.0	0.27	39.9	4.93E-04	0.072	0.050	1.60	0.36	0.35
10.2	3797	44.3	10.3	0.33	37.9	5.16E-04	0.096	0.050	1.00	0.41	0.21
10.3	3797	34.3	9.3	0.41	42.0	3.80E-04	0.078	0.040	0.60	0.29	0.01

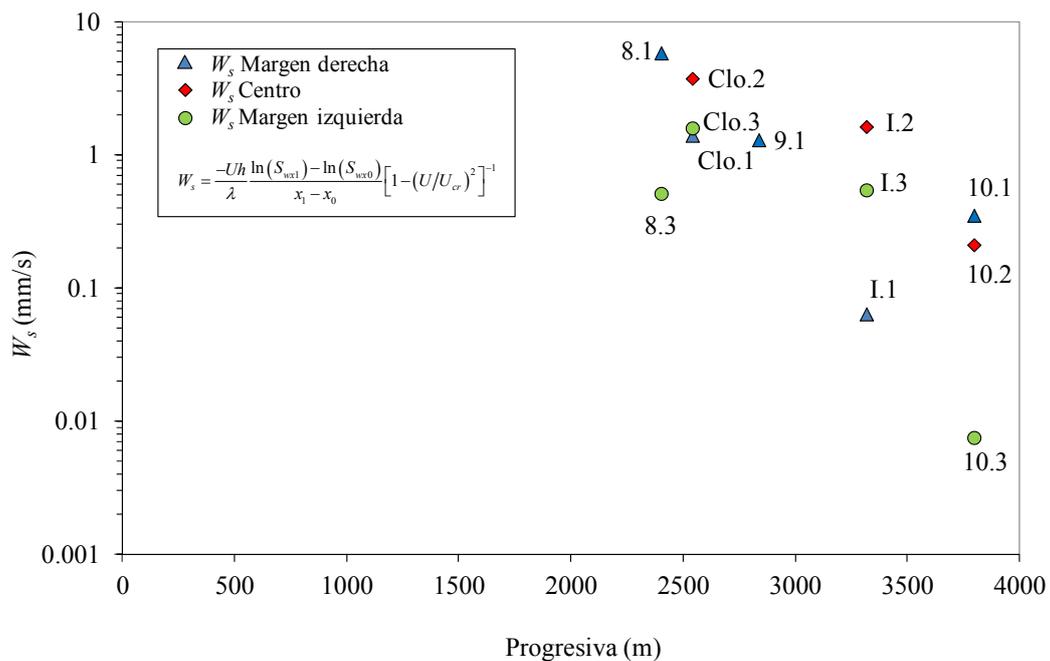
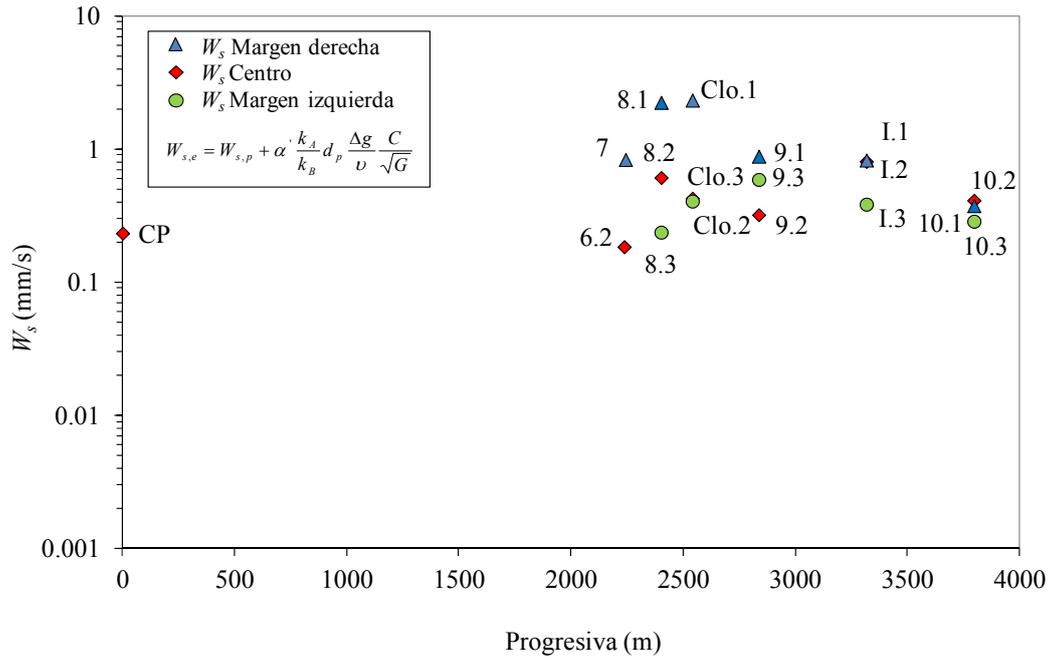
En la Figura 4.26 se grafican las  $W_s$  presentadas en la Tabla 4.6 en función de la distancia progresiva, para la campaña de Noviembre de 2010. Los resultados de la Ec. (4.16) (ver Figura 4.26: arriba) evidencian una correspondencia directa de las velocidades de sedimentación con los tamaños de flóculos. En general las mayores  $W_s$  ocurren para los mayores  $df_{50}$ . Aguas abajo de la fuente se produce un incremento sustancial en las  $W_s$ . Específicamente sobre la MD (donde se registran los máximos  $df_{50}$ )

se verifican las mayores  $W_s$ , con valores que van desde 0.36 mm/s a 2.33 mm/s. En el centro del cauce y en la MI las  $W_s$  (aguas abajo de la fuente) varían de 0.32 mm/s a 0.81 mm/s y de 0.24 mm/s a 0.59 mm/s, respectivamente.

En la sección 8 la  $W_s$  sobre la MD es un orden de magnitud superior a su homóloga sobre la MI. En la sección Clo la diferencia entre MD y MI disminuye pero representa medio orden de magnitud. Hacia aguas abajo las  $W_s$  disminuyen paulatinamente hacia sus valores propios de aguas arriba (verticales CP y 6.2); y las diferencias en los registros entre las márgenes tienden a desaparecer, como puede apreciarse en la Figura 4.26: arriba, para la sección 10.

Cabe destacar la diferencia sustancial entre las  $W_{s,p}$  y las  $W_s$ , resultando éstas últimas entre 50 % y 570 % mayores a las primeras, en todo el tramo.

Los resultados de la Ec. (4.20) (ver Figura 4.26: abajo) indican una tendencia general decreciente en las  $W_s$  luego de recibir el impacto de la fuente, aguas abajo de la sección 8. La máxima  $W_s$  ocurre también sobre la margen derecha. En términos generales no se aprecia el mismo grado de correspondencia entre las  $W_s$  y los  $df_{50}$ , observado en los resultados de la Ec. (4.16). El rango general de  $W_s$  según los resultados de la Ec. (4.20) va desde 0.0075 mm/s a 5.82 mm/s, mientras que el rango de variación con la Ec. (4.16) va desde 0.18 mm/s a 2.33 mm/s. En la Tabla 4.6 se presentan algunas  $W_s$  negativas, no graficadas en la Figura 4.26. Estos resultados sin sentido físico, ocurren debido a la forma general de la Ec. (4.20), la cual en caso de ocurrir una  $S_{wx1}$  menor a  $S_{wx0}$  (entre 2 verticales sucesivas), devuelve un valor negativo.



**Figura 4.26.-** Resultados de  $W_s$  en función de la distancia progresiva. Resultados según: Arriba: Ec. (4.16); Abajo: Ec. (4.20). Campaña 24 de Noviembre de 2010.

#### 4.5.4.6.8 Discusión

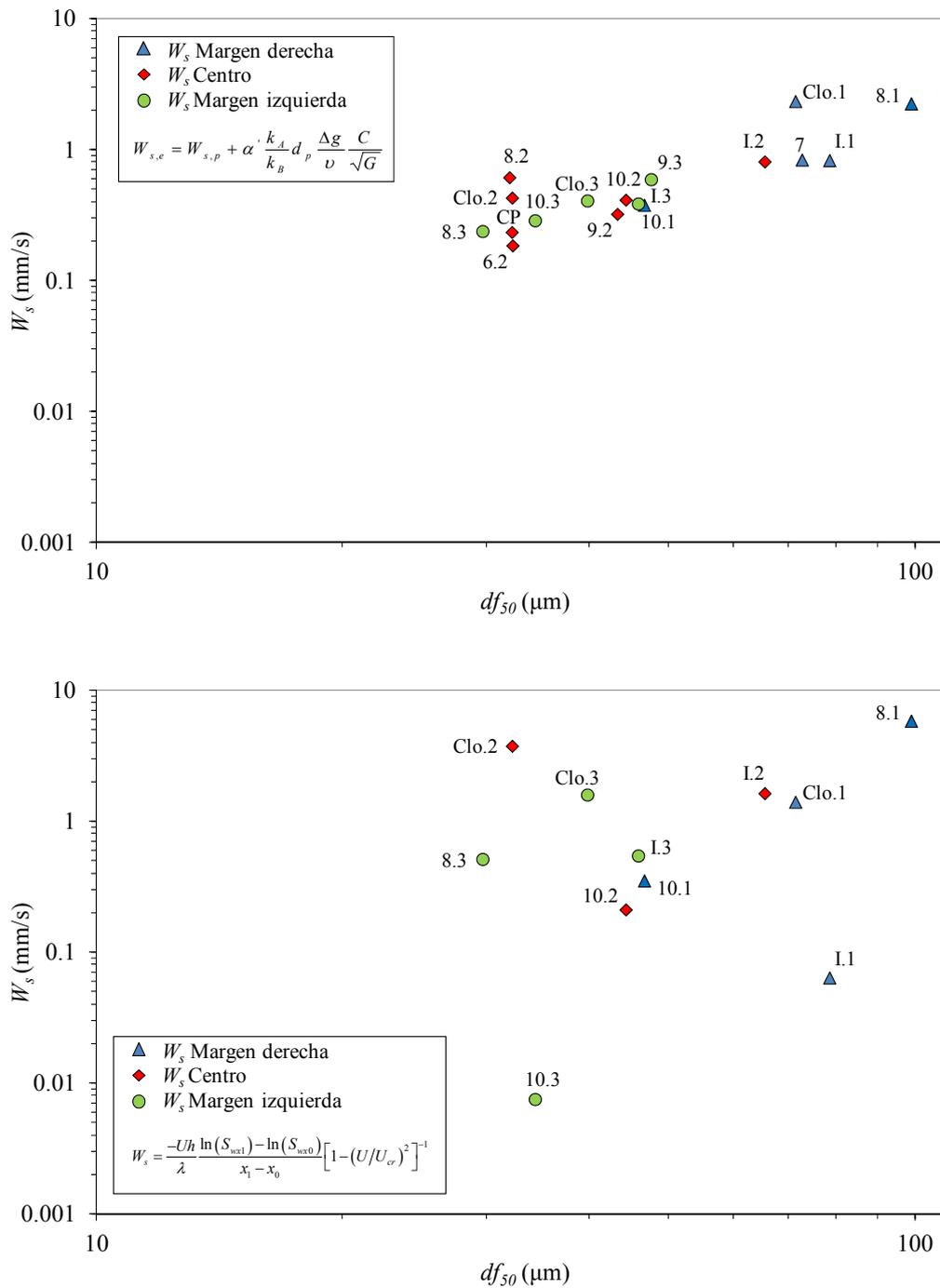
Dadas las diferencias sustanciales entre las  $W_s$  obtenidas con las Ec. (4.16) y (4.20) se necesita establecer primero cuál ecuación representa mejor los procesos de transporte y floculación analizados.

Tal como se mencionó, la Ec. (4.16) en su definición considera a nivel local la  $W_{s,p}$  de las partículas sin flocular, la relación entre los coeficientes de agregación  $k_A$  y  $k_B$  (que de forma implícita, por cómo fueron calculados ya consideran el diámetro  $df_{50}$ ), la  $S_w$ , y el parámetro de disipación  $G$ . Como se puede apreciar en la Figura 4.27: arriba, las  $W_s$  determinadas con esta ecuación guardan correspondencia con el patrón de distribución de tamaños de flóculos, con un claro incremento en sus valores sobre la MD luego de recibir el impacto de la fuente, verificándose las mayores  $W_s$  para los mayores  $df_{50}$ .

La Ec. (4.20) considera para dos verticales sucesivas la altura, la velocidad media del escurrimiento, la distancia entre las verticales y la diferencia en las respectivas  $S_w$ . No considera los tamaños de los agregados, ni parámetros de floculación (por ejemplo  $k_A$  y  $k_B$ ). Su aplicación se ve limitada fundamentalmente porque necesariamente la  $S_{wx1}$  debe ser menor a la  $S_{wx0}$ , resultando de lo contrario en valores de  $W_s$  negativos y sin sentido físico. Se observa (ver Tabla 4.6) que en ciertas verticales las  $W_s$  estimadas con la Ec. (4.20) son del mismo orden o similares que las  $W_{s,p}$  calculadas para las partículas sin flocular, lo cual resta relevancia a los tamaños de los flóculos que demostraron ser sustancialmente mayores a los tamaños de las partículas en todo el tramo. No obstante, aunque a nivel local las  $W_s$  determinadas con la Ec. (4.20) no guardaron estricta correspondencia con los tamaños de los flóculos, como se puede ver en la Figura 4.27: abajo, el orden de magnitud de la  $W_s$  máxima coincide con el orden de la  $W_s$  máxima calculada según la Ec. (4.16). Por otro lado, la tendencia general decreciente a lo largo del tramo según los resultados de la Ec. (4.20), es consistente con los procesos de depositación evaluados.

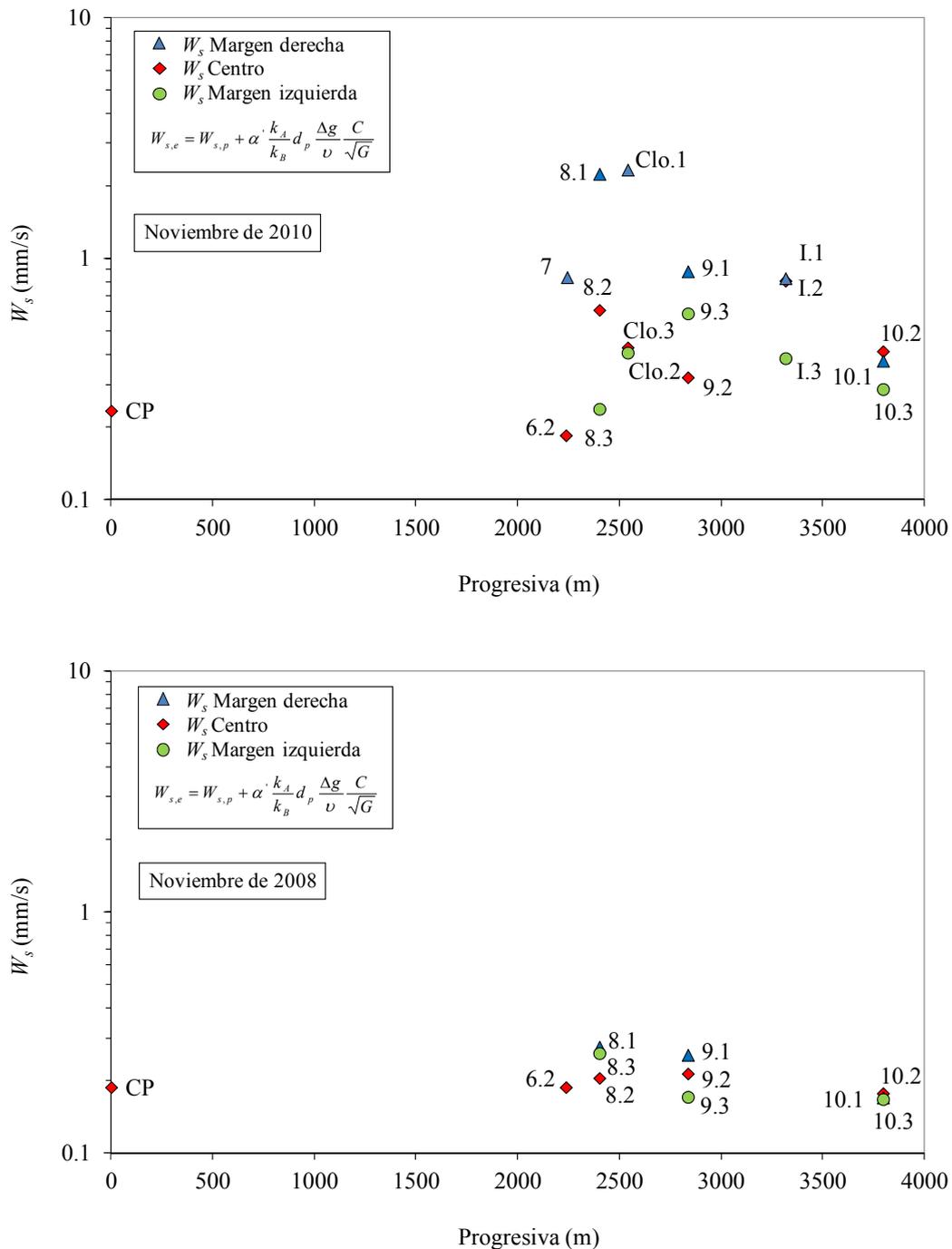
De acuerdo a la discusión previa, se emplearán por lo tanto los resultados de la Ec. (4.16), como las  $W_s$  medias en la vertical en el tramo evaluado para la campaña de

Noviembre de 2010. Como se verá luego en el capítulo 5, estos resultados guardan correspondencia con las  $W_s$  medidas en laboratorio.



**Figura 4.27.-** Relación entre  $W_s$  y  $df_{50}$ . Arriba: resultados Ec. (4.16). Abajo: resultados Ec. (4.20). Campaña Noviembre de 2010.

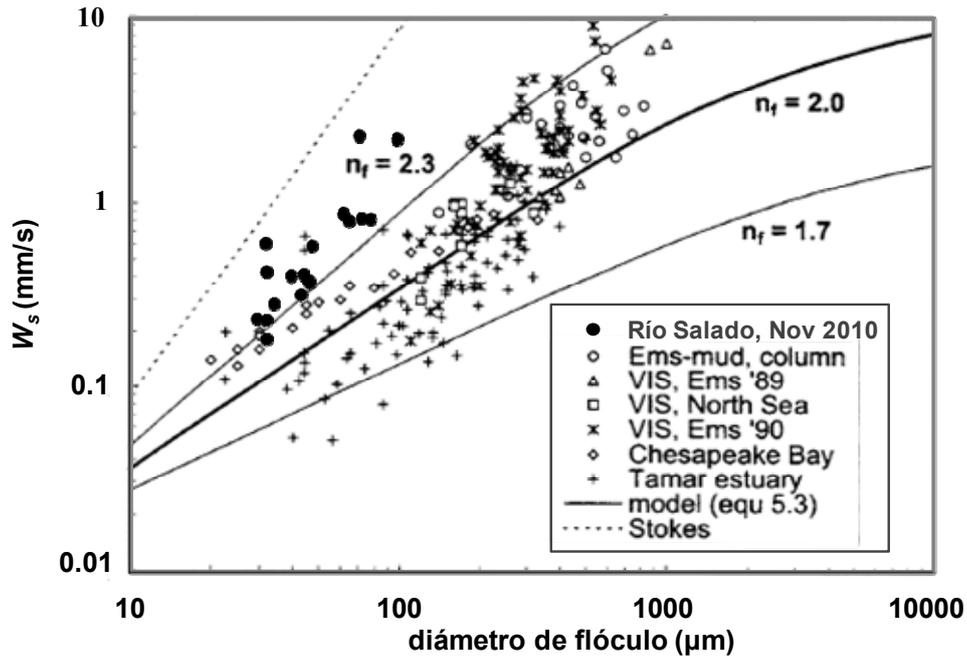
En la Figura 4.28 se compara la distribución espacial de las  $W_s$  calculadas según la Ec. (4.16), para los escenarios de Noviembre de 2010 (Figura 4.28: arriba) y Noviembre de 2008 (Figura 4.28: abajo).



**Figura 4.28.-** Comparación de la distribución espacial de las  $W_s$ , según la Ec. (4.16), en el tramo del río evaluado desde la progresiva 0 a 4000 m. Arriba: campaña Noviembre de 2010. Abajo: campaña Noviembre de 2008.

De forma análoga a lo señalado para el escenario de Noviembre de 2010, para Noviembre de 2008 se observa el grado de correspondencia entre las  $W_s$  y los  $df_{50}$  de los flóculos. Se observa también para éste escenario el impacto de la fuente sobre las  $W_s$ . Aunque en consonancia con lo ocurrido para la floculación, en este caso el impacto de la fuente sobre las  $W_s$  resulta comparativamente menor al ocurrido en Noviembre de 2010. Aguas arriba de la fuente en la vertical  $CP$  las  $W_s$  resultan similares para ambos escenarios, siendo levemente mayor en 2010 con 0.23 mm/s vs. 0.19 mm/s en 2008. Ello resulta consistente con los  $df_{50}$  registrados en  $CP$ : 32  $\mu\text{m}$  para 2010 vs. 24  $\mu\text{m}$  para 2008.

En la Figura 4.29 se comparan las  $W_s$  del río Salado correspondientes a Noviembre de 2010 con valores de  $W_s$  medidos en otros ambientes naturales a nivel mundial, en función del diámetro de flóculo. Dado que existe escasa información relativa a  $W_s$  de flóculos en ambientes fluviales, la comparación se realiza en relación a otros ambientes naturales, para lo cual se reproduce la gráfica presentada en el libro de Winterwerp & Van Kersteren (2004), donde se incorporan los datos de  $W_s$  del río Salado. Se observa que las  $W_s$  del tramo evaluado del río Salado se encuentran dentro del rango habitual para otros ambientes, presentando una tendencia creciente con los tamaños. La gráfica en su versión original del libro de Winterwerp & Van Kersteren (2004) incluye además resultados de  $W_s$  en función del diámetro, para  $n_f = 1.7, 2$  y  $2.3$ , según la Ec. (5.12), desarrollada por Winterwerp (2000), que se presentará luego en el capítulo 5. De acuerdo a la Figura 4.29, las  $W_s$  del río Salado calculadas para el escenario de esta Tesis, parecen estar representadas por valores de  $n_f$  cercanos a 2.3. Como se verá luego en el capítulo 5, donde las propiedades geométricas son evaluadas con mayor detalle, las  $n_f$  se ubican entre 1.75 y 2.25, mostrando sensibilidad al efecto de la fuente.

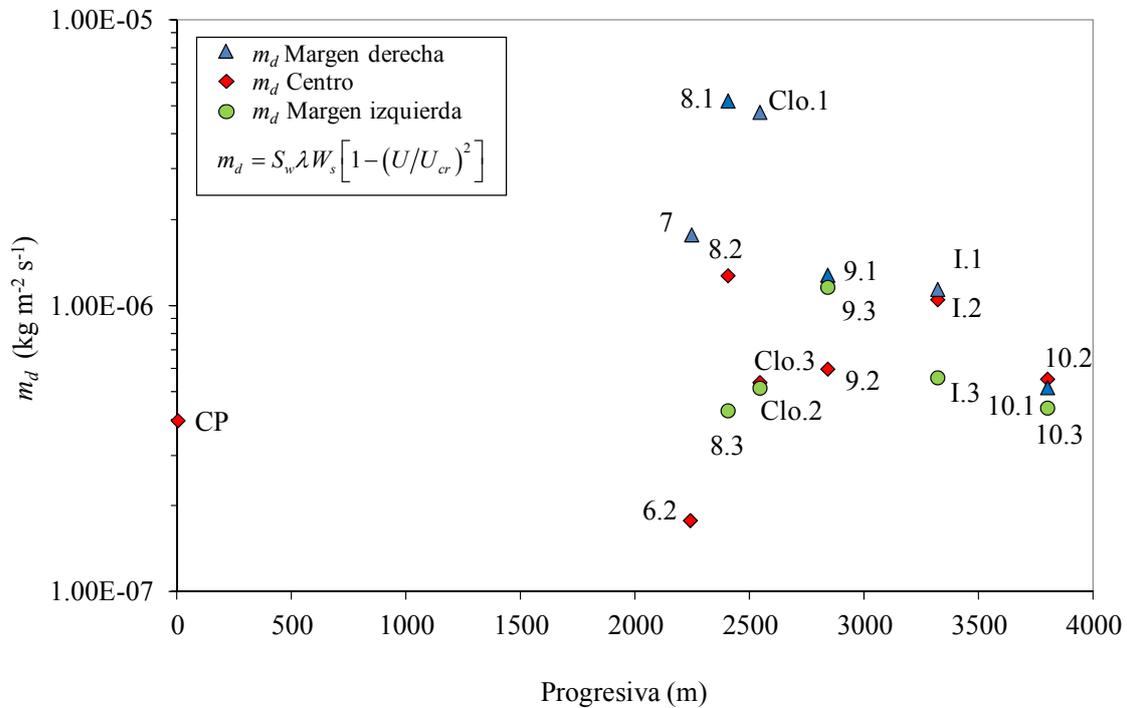


**Figura 4.29.-** Relación  $W_s$  vs diámetro de floculo. Comparación con resultados de otros ambientes naturales a nivel mundial. Resultados del río Salado graficados sobre la figura original reproducida de Winterwerp & Van Kersteren (2004).

#### 4.5.4.6.9 Tasa de depositación

La tasa de depositación  $m_d$  se determinó, para cada vertical, a partir de la Ec. (4.18). Con  $\lambda = 0.04$  y  $U_{cr} = 0.135$  m/s, las  $S_w$  medidas en campo y las  $W_s$  calculadas con la Ec. (4.16). En la Figura 4.30 se grafica la  $m_d$  en función de la progresiva para la campaña de Noviembre de 2010. Se verifica que  $m_d > 0$  en todo el tramo analizado. Se observa un incremento sustancial en las  $m_d$  aguas abajo de la fuente, particularmente sobre la margen derecha en los primeros 300 m aguas abajo de la misma. En las verticales 8.1 y Clo.1 las  $m_d$  resultan un orden de magnitud superior a las  $m_d$  de las verticales aguas arriba de la fuente (CP y 6.2). Continuando por la MD hacia aguas abajo la  $m_d$  paulatinamente disminuye hacia sus valores propios de aguas arriba de la fuente. Sobre el centro del cauce la  $m_d$  verifica un incremento luego de la fuente, aunque no en el mismo orden que lo ocurrido sobre la MD; sólo en la vertical I.2 la  $m_d$  es similar a la de

la vertical *I.1*. Sobre la *MI* el crecimiento en la  $m_d$  es mucho menor, cobrando relevancia en términos comparativos en la vertical *9.3* donde se asemeja a la  $m_d$  de la vertical *9.1*. Hacia la sección *10* la  $m_d$  es similar en las 3 verticales del río.



**Figura 4.30.-** Distribución espacial de la tasa de depositación  $m_d$  en el tramo del río analizado. Distancia progresiva de 0 a 4000 m. Campaña Noviembre de 2010.

#### 4.5.4.6.10 Discusión

Las  $m_d > 0$  en el tramo analizado son consistentes con las disminuciones del flujo de sedimentos  $F_{S_w}$  observadas en el párrafo 4.5.4.4.1, y justifican la ocurrencia de un fenómeno local de depositación de sedimentos suspendidos.

Es notable el grado de correspondencia entre el patrón de distribución espacial de  $m_d$  y los patrones de distribución de  $W_s$ ,  $df_{50}$ , y  $S_w$ . Todas estas variables se incrementan notablemente en la región de la fuente, mostrando sustanciales diferencias entre la MD y la MI del río. Paulatinamente hacia aguas abajo tienden a recuperar sus valores de aguas arriba, y aproximadamente en una distancia similar a la distancia de mezcla

completa  $L_m = 1500$  m, las mencionadas variables tienden a homogeneizarse en la dirección transversal.

La disminución en  $m_d$  hacia aguas abajo, representa una atenuación en el proceso de depositación, producto de la paulatina disminución de  $S_w$  que se genera durante el proceso de depositación local a lo largo del tramo. De forma simultánea las velocidades de sedimentación, ver Figura 4.26, disminuyen sustancialmente hacia aguas abajo, lo cual atenúa también el proceso de depositación, decreciendo luego las  $m_d$ . La caída en las  $W_s$  hacia aguas abajo, es físicamente consistente con la disminución en los tamaños de los flóculos que se produce en este tramo. La diferencia entre la máxima y la mínima  $W_s$  estimadas, es de un orden de magnitud. Esto refleja la capacidad que tiene el fenómeno de floculación producido por la fuente, para modificar de forma sustancial los tamaños y las velocidades de sedimentación de flóculos.

Al comparar el efecto de las  $S_w$  y de las  $W_s$  sobre las variaciones en las  $m_d$ , se puede ver que las variaciones en las  $W_s$  resultan determinantes, dentro del tramo analizado, puesto que varían en un orden de magnitud, mientras que las  $S_w$  se modifican en un 50 % (recordar la dependencia lineal de ambas variables sobre la  $m_d$ , Ec. (4.18)).

Si bien  $W_s$  y  $S_w$  son variables que naturalmente dependen entre sí, queda evidenciada la relevancia de la floculación en la explicación de la escala espacial del proceso de depositación de sedimentos suspendidos aguas abajo de la fuente. En el caso extremo de no producirse los incrementos en los  $d_f$  y las  $W_s$  en la zona de la fuente, las  $m_d$  sólo recibirían el impacto del incremento en las  $S_w$  y luego la escala espacial del proceso de depositación sería considerablemente mayor.

Se debe tener en cuenta que las  $W_s$  fueron obtenidas a partir de determinaciones indirectas y que además representan valores promedio entre secciones. No obstante representan adecuadamente la física de los procesos evaluados. Por otro lado sus valores

absolutos resultan consistentes con  $W_s$  correspondientes a flóculos encontrados en otros ambientes (ver Figura 4.29).

Tal como se indicó en el capítulo 2, para el cálculo de las demás propiedades físicas de los agregados ( $n_f$ ,  $\Delta\rho_f$ ,  $\tau_f$ ) es necesario disponer de determinaciones de tamaños de flóculos y de velocidades de sedimentación. Si bien las  $W_s$  obtenidas son consideradas válidas para los objetivos de este capítulo, un estudio más detallado del resto de las propiedades de los agregados requiere de un volumen mayor de determinaciones de  $W_s$  en función de  $d_f$ . En el capítulo 5, mediante los ensayos de floculación en laboratorio, se aborda con mayor detalle el análisis de las propiedades físicas de los agregados.

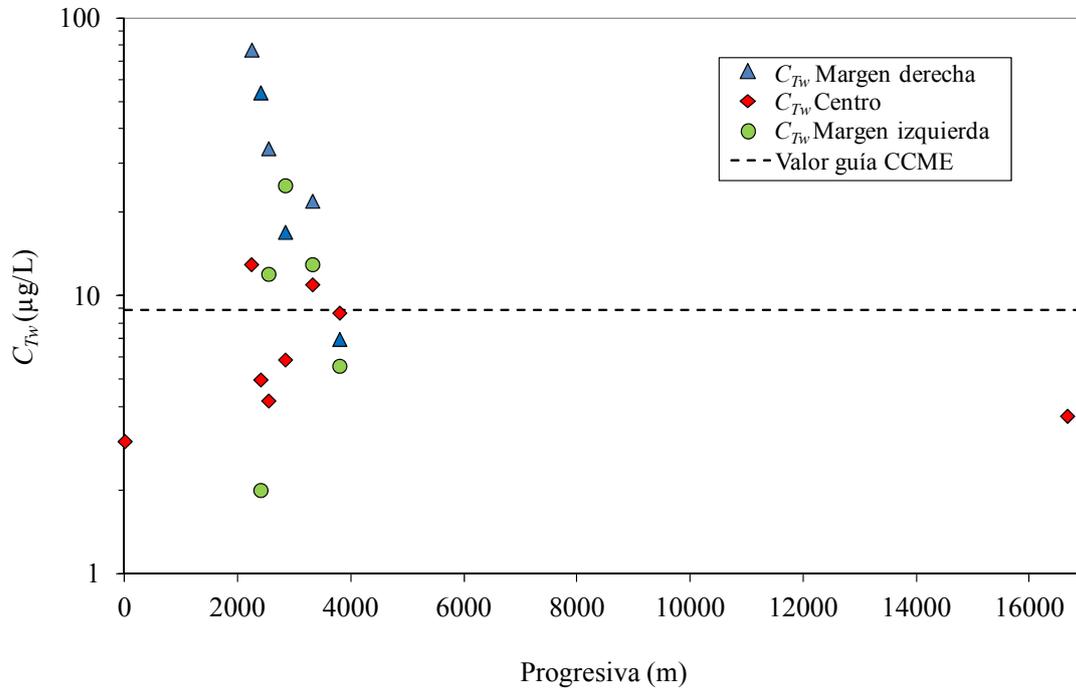
#### **4.5.4.7 Transporte de cromo**

##### **4.5.4.7.1 Cromo en la columna de agua**

La distribución espacial del cromo total en la columna de agua, se presenta en la Figura 4.31. Se observa el fuerte impacto sobre  $C_{Tw}$  que genera la fuente, incrementando los valores hasta en dos órdenes de magnitud si estos se comparan con el registro de aguas arriba en *CP*. Hacia aguas abajo las  $C_{Tw}$  disminuyen rápidamente en una escala espacial de aproximadamente 1500 m. Hacia aguas abajo la disminución en  $C_{Tw}$  continúa aunque es sustancialmente más lenta, si se observan los valores registrados en la sección *10* y luego el valor registrado en la sección *Sch* ubicada a 13 km aguas abajo de *10*.

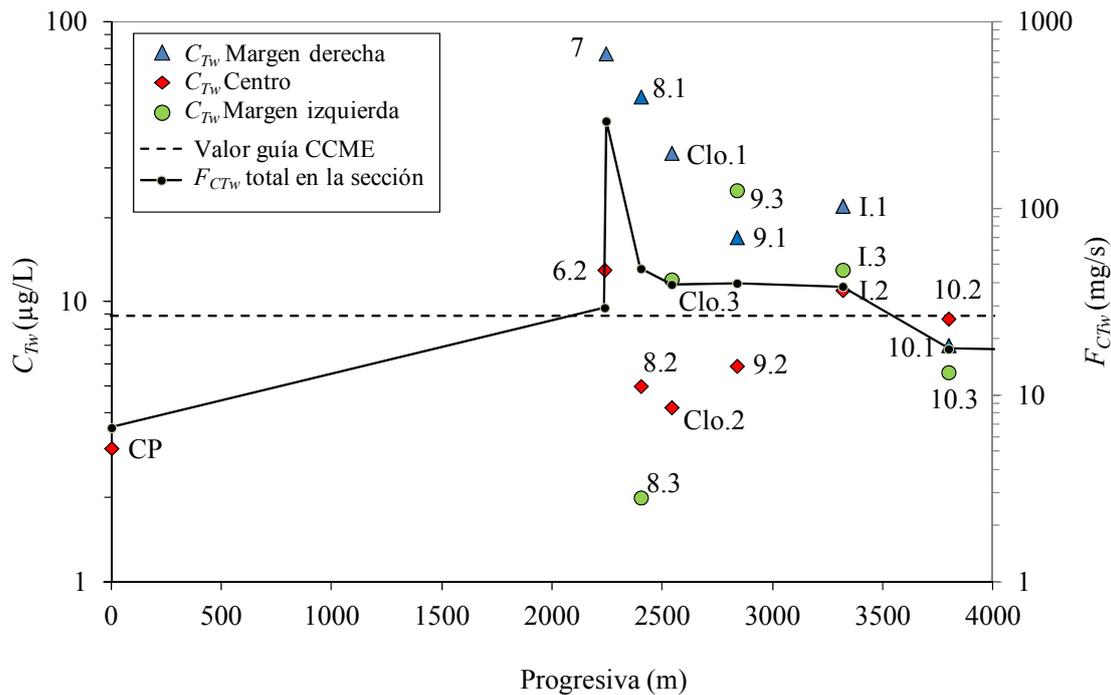
En la Figura 4.32, se muestra la distribución de  $C_{Tw}$ , vista desde una escala espacial menor, junto con los valores de flujo másico de cromo total,  $F_{CTw}$  [mg/s] (flujo en toda la sección transversal). El  $F_{CTw}$  total en la sección transversal se calculó a partir de la suma de los respectivos  $F_{CTw}$  sobre la MD, el centro del cauce y la MI. El  $F_{CTw}$  sobre la MD, tal como se procedió para el cálculo del  $F_{Sw}$  sobre la MD, se estimó del siguiente

modo:  $F_{CTw}$  en la MD =  $C_{Tw}$  en la MD.  $1/3 Q$ ; de forma análoga se estimó el  $F_{CTw}$  sobre el centro del cauce y la MI.



**Figura 4.31.**-Distribución espacial de  $C_{Tw}$  en el tramo analizado. Distancia progresiva de 0 a 16000 m. Campaña 24 de Noviembre de 2010.

En la Figura 4.32 se aprecia en mayor detalle el impacto mayoritario que genera la fuente en las concentraciones de cromo total aguas abajo, y el proceso de mezcla del cromo en la dirección transversal, donde en la sección 10 ya puede considerarse completamente mezclado en la transversal. Si bien parte de la disminución en  $C_{Tw}$  obedece al efecto natural de dilución producto del fenómeno de dispersión y mezcla en la dirección transversal, al observar los valores de  $F_{CTw}$  en las sucesivas secciones se registra una importante disminución hacia aguas abajo de la fuente. Esta caída en  $F_{CTw}$  es particularmente considerable en los primeros 150 m aguas abajo de la fuente, entre las secciones 7 y 8, donde la disminución es de medio orden de magnitud aproximadamente.

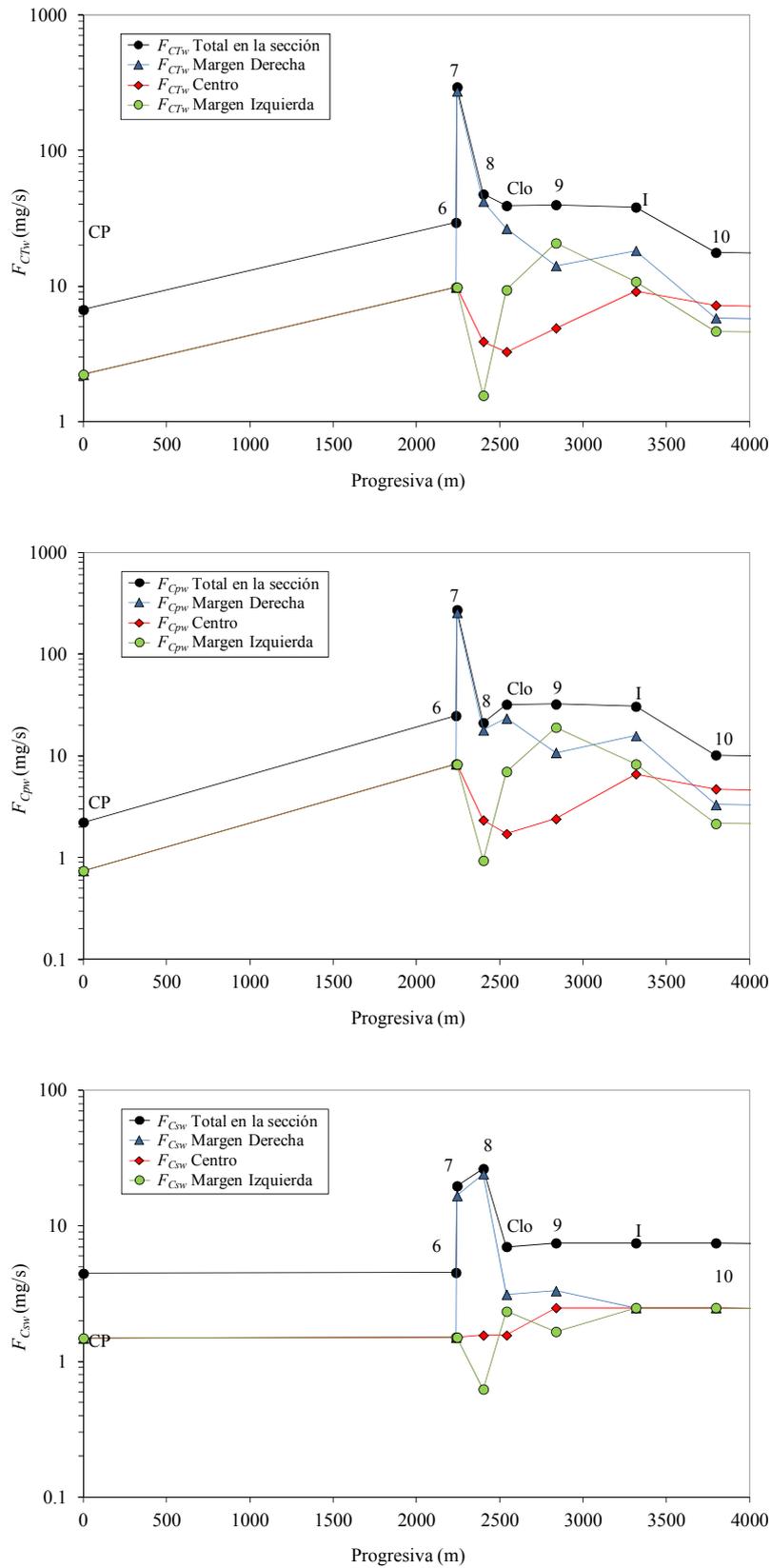


**Figura 4.32.-** Distribución espacial de  $C_{Tw}$  en el tramo analizado. Se incluyen los valores de flujo másico de cromo total  $F_{CTw}$  en la sección transversal. Distancia progresiva de 0 a 4000 m. Campaña 24 de Noviembre de 2010.

La caída en  $F_{CTw}$  continúa entre las secciones 8 y Clo aunque reviste características más paulatinas. Entre las secciones Clo e I el  $F_{CTw}$  se estabiliza, comenzando a disminuir nuevamente entre las secciones I y 10. Hacia aguas abajo entre 10 y Sch la disminución en el flujo de cromo es del 50 %, para una distancia de 13 km.

En términos generales se observa que sobre la margen derecha (y en algunas verticales sobre el centro y la margen izquierda) luego de la fuente las  $C_{Tw}$  exceden, hasta la sección 10, el valor guía recomendado para la protección de la vida acuática, CCME.

En la Figura 4.33: arriba, se presenta la evolución espacial del  $F_{CTw}$  total en la sección junto con el  $F_{CTw}$  sobre la MD, el centro y la MI, respectivamente. En la Figura 4.33: centro, se presenta de forma análoga la evolución espacial del flujo de cromo particulado  $F_{Cpw}$  y en la Figura 4.33: abajo, se grafica la correspondiente evolución espacial del flujo de cromo disuelto,  $F_{Csw}$ .



**Figura 4.33.-** Evolución espacial del Flujo de cromo en la sección, sobre la MD, el centro y la MI, respectivamente. Arriba: Flujo de cromo total. Centro: Flujo de cromo particulado. Abajo: Flujo de cromo disuelto. Campaña Noviembre de 2010.

El  $F_{Cpw}$  sobre la MD, fue calculado de similar manera al  $F_{CTw}$  sobre la MD, siendo:  $F_{Cpw}$  sobre la MD =  $C_{pw}$  en la MD.  $1/3Q$ . Para el cálculo del  $F_{Cpw}$  sobre el C y la MI se aplicó el mismo procedimiento; finalmente el  $F_{Cpw}$  total en cada sección fue calculado sumando las respectivas contribuciones al  $F_{Cpw}$  de la MD, el C y la MI. La estimación de los correspondientes valores de  $F_{Csw}$  se realizó siguiendo un razonamiento similar, con:  $F_{Csw}$  en la MD =  $C_{sw}$  en la MD .  $1/3 Q$ .

En cuanto al  $F_{CTw}$  total en la sección, se observa en la Figura 4.33, un primer crecimiento entre CP y la sección 6.2 (ubicada luego de la desembocadura del canal 1° de Mayo). Hacia aguas abajo en la sección 7 (tal como se mencionó previamente) se evidencia el claro impacto que genera la fuente, incrementando el  $F_{CTw}$  en un orden de magnitud. Entre las secciones 7 y 8 el  $F_{CTw}$  total en la sección disminuye notablemente en aproximadamente medio orden de magnitud. Hacia la sección Clo el  $F_{CTw}$  total en la sección, disminuye nuevamente aunque de forma menos significativa. Entre Clo e I el  $F_{CTw}$  total en la sección se mantiene relativamente estable, comenzando a disminuir nuevamente entre I y 10. Entre 10 y Sch el  $F_{CTw}$  total en la sección disminuye en un 50 % pero en forma paulatina dado que la distancia entre 10 y Sch es de 13 km. Se observa que entre las secciones 6 y Clo, el comportamiento del  $F_{CTw}$  sobre la MD explica casi por completo al comportamiento del  $F_{CTw}$  total en la sección. Entre las secciones Clo e I se torna relevante en términos relativos el  $F_{CTw}$  sobre el centro y la MI. Entre Clo y 9 si bien el  $F_{CTw}$  sobre la MD disminuye el  $F_{CTw}$  total en la sección se mantiene prácticamente sin variación, dado que  $F_{CTw}$  sobre la MI y el centro se incrementan (recordar que entre Clo y 9 se encuentra el desagüe cloacal). Entre 9 e I el  $F_{CTw}$  sobre la MD y el centro crecen, el  $F_{CTw}$  sobre la MI disminuye, conservándose sin variación el  $F_{CTw}$  total en la sección. Entre las secciones I y 10 el  $F_{CTw}$  disminuye en las 3 verticales

de la sección (tomando valores similares para las 3 verticales), provocando, tal como se observó previamente, la disminución del  $F_{CTw}$  total en la sección.

En el caso del  $F_{Cpw}$  total en la sección ocurre un comportamiento análogo al del  $F_{CTw}$ , es decir la evolución de  $F_{Cpw}$  sobre la MD explica casi por completo la evolución del  $F_{Cpw}$  total en la sección hasta la sección *Clo*, tornándose relevante el  $F_{Cpw}$  sobre el centro y la MI hacia aguas abajo de *Clo*. El grado de correspondencia tanto cualitativamente como cuantitativamente entre la evolución espacial del  $F_{Cpw}$  y el  $F_{CTw}$  es notable. Se observa que la evolución del  $F_{Cpw}$ , explica casi completamente la evolución del  $F_{CTw}$  sobre la MD, el centro, y la MI. La única excepción ocurre entre 8 y *Clo* donde el  $F_{Cpw}$  total en la sección se incrementa levemente, mientras que el  $F_{CTw}$  continua su tendencia decreciente, respondiendo a la tendencia del  $F_{Csw}$ .

El  $F_{Csw}$  total en la sección registra un fuerte incremento como consecuencia del aporte de la fuente, tendencia que continua hasta la sección 8. Hacia la sección *Clo* el  $F_{Csw}$  total en la sección disminuye hacia valores próximos a los de aguas arriba de la fuente y se mantiene relativamente estable hasta la sección 10. También en este caso la evolución de  $F_{Csw}$  total en la sección en los primeros metros aguas abajo de la fuente, queda explicada por el comportamiento del  $F_{Csw}$  sobre la MD. No obstante su evolución sólo se torna significativa para la evolución del  $F_{CTw}$  entre las secciones 8 y *Clo*, donde su disminución predomina por sobre el incremento de  $F_{Cpw}$ , generando una disminución en  $F_{CTw}$ .

#### **4.5.4.7.2 Discusión**

Los  $C_{Tw}$  medidos aguas abajo de la fuente se ubican en el rango de 5.6 a 77  $\mu\text{g/L}$ , siendo la  $C_{Tw}$  de la fuente igual a 3300  $\mu\text{g/L}$ . Estos valores resultan comparables con los  $C_{Tw}$  medidos por Salinska et al. (2010), para el Río Dunajek (Polonia) aguas abajo de una

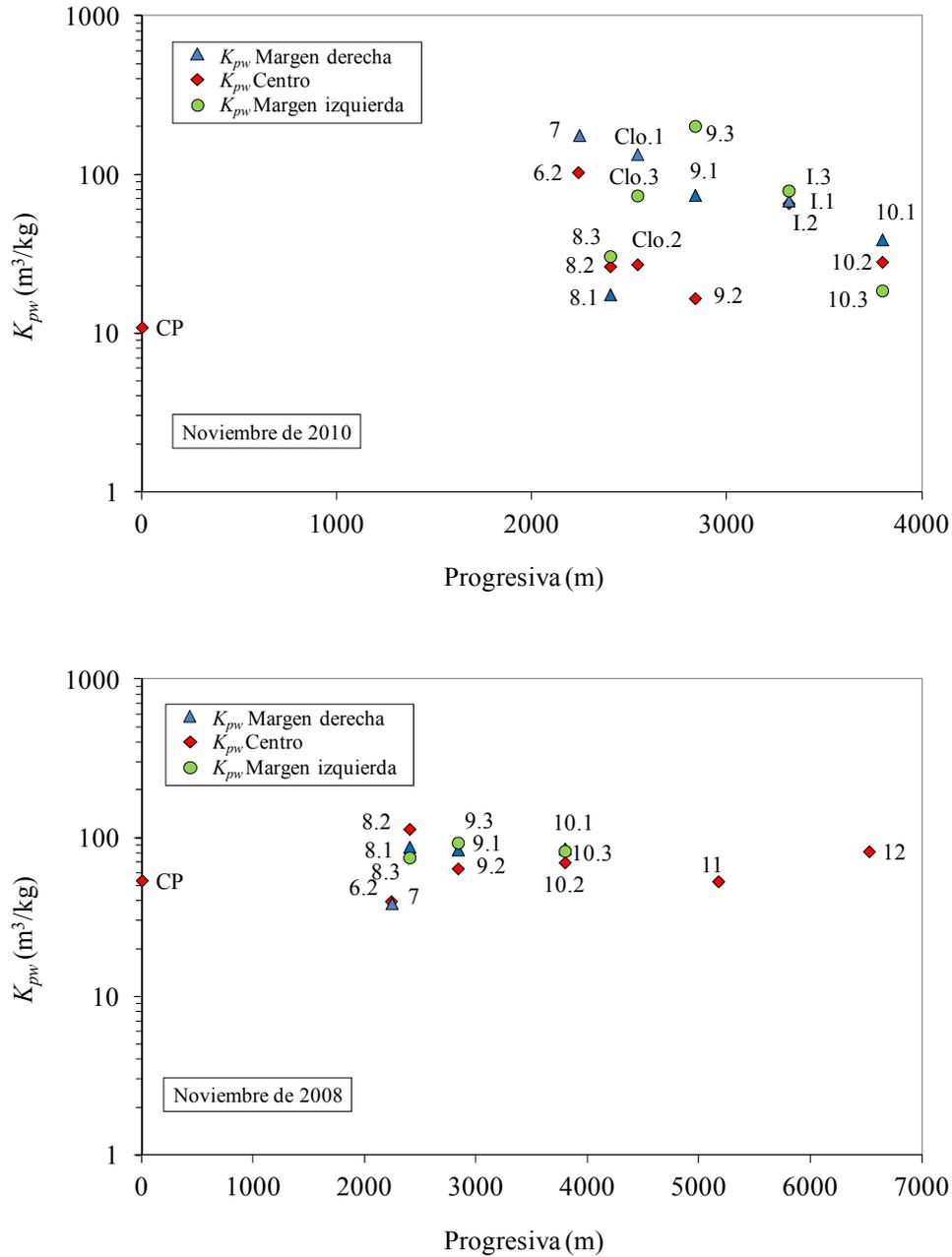
zona de curtiembres ( $47.8 \mu\text{g/L}$  a  $128 \mu\text{g/L}$ , para una escala espacial de 6 km y un  $Q$  del río =  $20 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

En base al análisis realizado hasta aquí se observa el impacto mayoritario que genera la fuente en las concentraciones de cromo en la columna de agua bajo este escenario ambiental. Las concentraciones de cromo total en agua, luego de recibir el aporte de la fuente, hasta la sección *I0*, exceden el valor guía CCME ( $8.9 \mu\text{g/L}$ ) para la protección de la vida acuática.

El aporte del canal 1° de Mayo al  $F_{CTw}$  del río (ver en la Figura 4.33: arriba, el incremento en  $F_{CTw}$  entre *CP* y *6.2*) resulta significativo sólo si se lo compara con el  $F_{CTw}$  en *CP*. El aporte de cromo del desagüe cloacal, es relevante en términos relativos puesto que estabiliza el  $F_{CTw}$  total en la sección, en un tramo de 750 m hacia aguas abajo, hasta la sección *I*. Es interesante notar en este punto que, aunque el desagüe cloacal se ubica sobre la MD, en base los registros de la Figura 4.33 queda evidenciado que el impacto de éste desagüe en las concentraciones de cromo ocurre primero sobre la MI, y luego sobre el centro y la MD. Lo mismo había sido observado para las concentraciones de sedimentos suspendidos (ver análisis de la Figura 4.16).

A partir del análisis del comportamiento de  $F_{CTw}$ ,  $F_{Cpw}$  y  $F_{Csw}$ , se demostró que la evolución del flujo de cromo particulado, explica casi por completo la evolución del flujo de cromo total, tanto sobre la MD, como en el centro y la MI, a lo largo de todo el tramo. Por tal motivo resulta sumamente relevante el comportamiento de los sedimentos suspendidos, específicamente los procesos subyacentes de floculación y depositación local que ocurren aguas abajo de la fuente, dado que su dinámica explica de forma directa la dinámica del transporte de cromo en la columna de agua, bajo este escenario ambiental.

En cuanto a la evolución espacial de la constante de partición en agua y de la fracción particulada, en la Figura 4.34, se compara la evolución espacial de  $K_{pw}$  para Noviembre de 2010 (Figura 4.34: arriba) con los  $K_{pw}$  correspondientes a Noviembre de 2008 (Figura 4.34: abajo).



**Figura 4.34.-** Evolución espacial de la  $K_{pw}$ . Arriba: Noviembre de 2010. Abajo: Noviembre de 2008.

En la Figura 4.35 se presentan respectivamente, la evolución de  $f_{pw}$  para Noviembre de 2010 (Figura 4.35: arriba) y Noviembre de 2008 (Figura 4.35: abajo). Se observa en la Figura 4.34: abajo, que para Noviembre de 2008, las  $K_{pw}$  se presentan relativamente estables a lo largo de todo el tramo bajo estudio. En base a estos resultados, Alvarez (2012) concluyó que para el escenario de Noviembre de 2008, el equilibrio de sorción del cromo entre la fase disuelta y particulada en la columna de agua se puede caracterizar en todo el tramo con una  $K_{pw} = 75 \text{ m}^3/\text{kg}$ . Este comportamiento estable en  $K_{pw}$  explica la estabilidad también registrada en las  $f_{pw}$  para Noviembre de 2008, tal como se puede ver en la Figura 4.35: abajo, las cuales oscilaron entre 0.75 y 0.90. Para el escenario de Noviembre de 2010 se puede ver en la Figura 4.34: arriba, que  $K_{pw}$  no presenta el mismo comportamiento estable registrado para Noviembre de 2008. Los valores de  $K_{pw}$  varían considerablemente en todo el tramo, presentando diferencias de hasta un orden de magnitud, evidenciándose de este modo un fuerte impacto de la fuente. Esto indica que el uso de una única  $K_{pw}$  para caracterizar el equilibrio del cromo entre la fase particulada y disuelta en la columna de agua, no sería razonable para el escenario de Noviembre de 2010. Este patrón en  $K_{pw}$  explica las diferencias sustanciales registradas también en las  $f_{pw}$  para Noviembre de 2010, las cuales oscilaron entre 0.35 y 0.92. No obstante aún con las mencionadas variaciones en las  $f_{pw}$ , quedó demostrado para Noviembre de 2010, que la evolución del  $F_{CTw}$  queda determinada por la evolución del  $F_{CPw}$ . Esto es así debido a que en aquellas verticales donde se registraron las mayores  $C_{Tw}$ , en general presentan  $f_{pw}$  superiores a 0.70, demostrando que el  $F_{CTw}$  está determinado por el  $F_{CPw}$ .

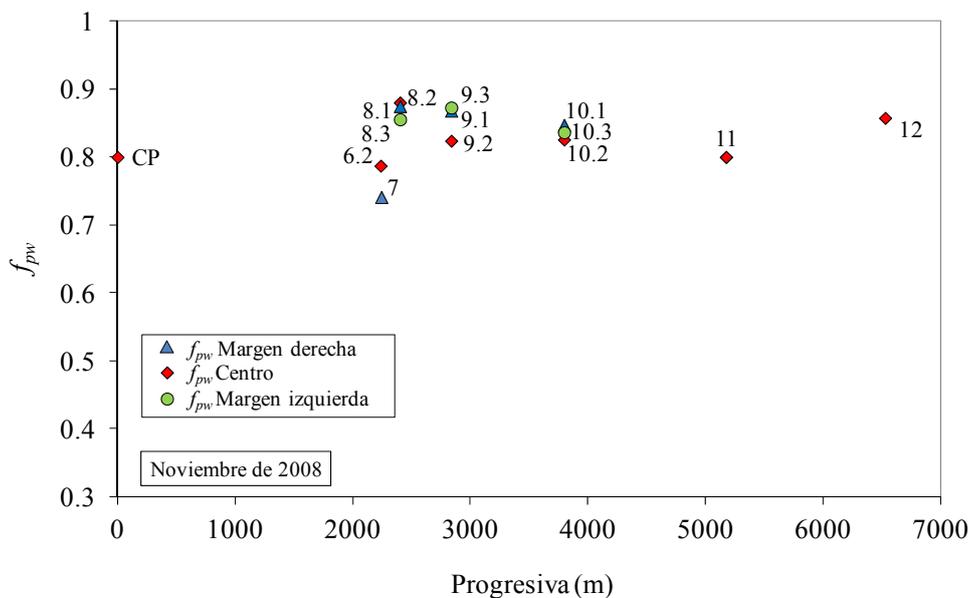
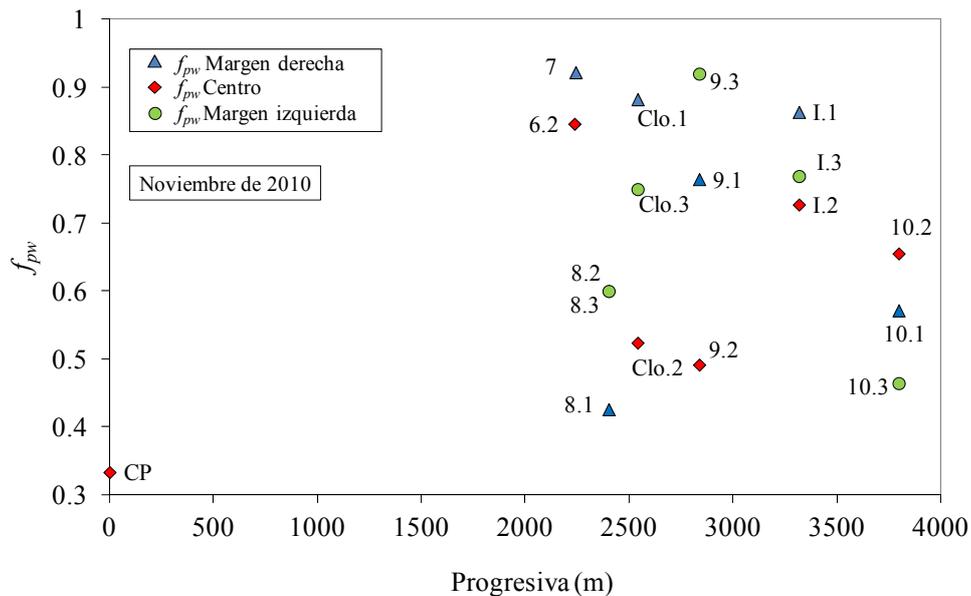
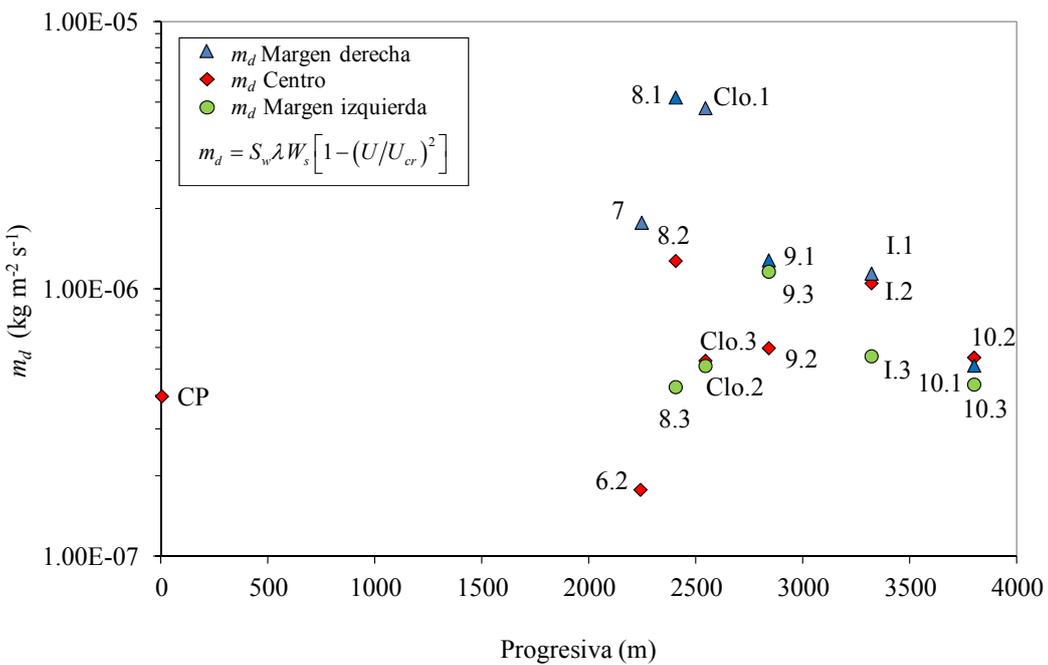
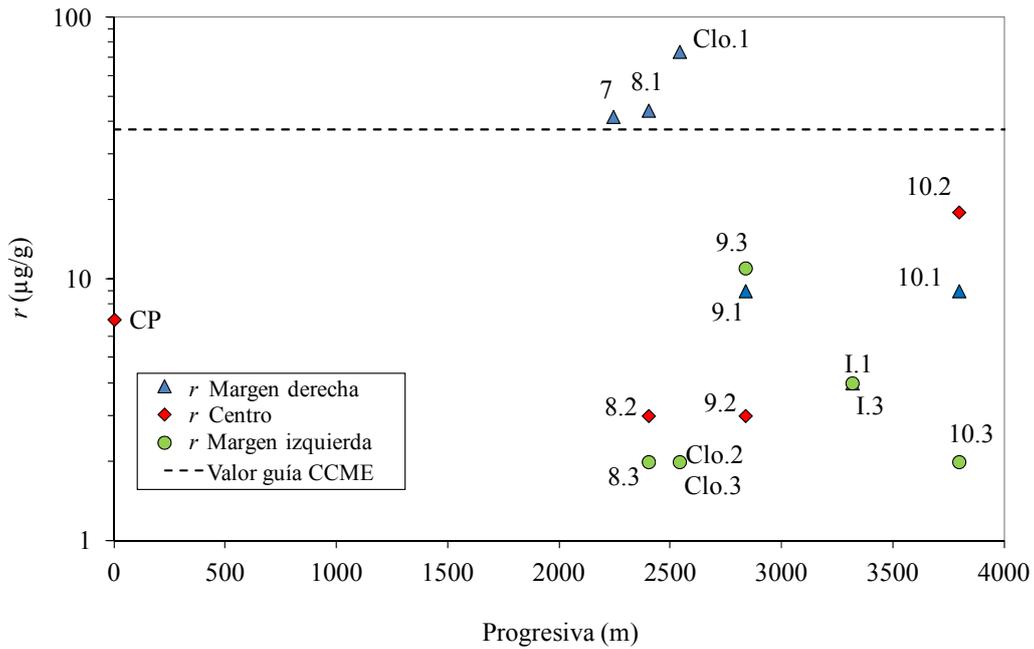


Figura 4.35.- Evolución espacial de la  $f_{pw}$ . Arriba: Noviembre de 2010. Abajo: Noviembre de 2008.

#### 4.5.4.7.3 Cromo en el lecho

En la Figura 4.36: arriba, se presenta la distribución espacial de la concentración de cromo en el lecho  $r$ , la cual se compara con la distribución espacial de la tasa de depositación de sedimentos suspendidos  $m_d$ , en la Figura 4.36: abajo.



**Figura 4.36.-** Arriba: distribución espacial de la concentración de cromo total en el lecho  $r$ . Abajo: distribución espacial de la tasa de depositación de sedimentos suspendidos  $m_d$ .

Se puede apreciar en la Figura 4.36: arriba, que en las cercanías de la fuente (verticales 7, 8.1 y Clo.1) se registran valores de  $r$  aproximadamente un orden de magnitud superiores a los registrados aguas arriba en CP. Hacia aguas abajo lejos de la fuente

para el resto de las verticales los valores paulatinamente tienden a ser próximos en orden de magnitud a los medidos para aguas arriba en *CP*.

Se observa que la distribución espacial del contenido de cromo en los sedimentos del lecho, presenta un grado de correspondencia notable en términos cualitativos con la  $m_d$ . Para cada sección en general se verifica que la vertical con mayor  $m_d$  presenta el mayor contenido de cromo en el lecho. Específicamente se observa que las 3 verticales con mayor contenido de cromo en el lecho, verticales 7, 8.1 y *Clo.1*, presentan los 3 mayores valores de  $m_d$ .

En la sección 8 se observa que el mayor contenido de cromo en el lecho está en la vertical 8.1, seguido por la vertical 8.2 y luego la 8.3. Aquí la tasa  $m_d$  indica la mayor depositación para 8.1, luego para 8.2 y luego en 8.3. Para la sección *Clo* se verifica la misma tendencia evidenciándose la mayor  $r$  en *Clo.1*, sobre la MD, donde ocurre la mayor  $m_d$ . En la sección 9 ocurre un comportamiento análogo, dado que  $r$  y  $m_d$  son ambos mayores sobre el centro y la MI. En la sección *I* no se dispone de la medición de  $r$  en la vertical *I.2* sin embargo la  $r$  en *I.1* e *I.3*, aunque resulta inferior a la de 9.1, 9.3, 10.2 y 10.1, es superior a la de 9.2 y 10.3, evidenciando allí también depositación de cromo junto con los sedimentos suspendidos. Hacia la sección 10 nuevamente el mayor contenido de cromo ocurre donde se produce la mayor  $m_d$ , en la vertical 10.2.

#### **4.5.4.7.4 Discusión**

Como se observó en la Figura 4.36, las concentraciones de cromo medidas en el lecho del río Salado para Noviembre de 2010, se ubican entre 2  $\mu\text{g/g}$  y 44  $\mu\text{g/g}$ . Los valores de  $r$  en las verticales 7, 8.1 y *Clo.1*, exceden el valor guía CCME (37.3  $\mu\text{g/g}$ ) para la protección de la vida acuática. Para establecer el contexto las  $r$  pueden ser comparadas con las  $r$  medidas en el lecho por Szalinska et al. (2010) (400 a 1300  $\mu\text{g/g}$ , Río Dunajek,

Polonia), Woitke et al. (2003) (35  $\mu\text{g/g}$  a 139  $\mu\text{g/g}$ , río Danubio), Song et al. (2010) (31.3  $\mu\text{g/g}$  a 127.2  $\mu\text{g/g}$ , río Yang Tse, China).

El grado de correspondencia general entre la tasa de depositación y el contenido de cromo en el lecho evidenciado en la Figura 4.36 , sumado al vínculo demostrado entre la evolución del flujo de cromo particulado y el flujo de cromo total demuestran que: efectivamente el fenómeno de depositación de sedimentos suspendidos con cromo sorbido a ellos (incrementado notablemente por el proceso de floculación local inducido por la fuente), disminuye el flujo de cromo particulado (y cromo total) en la columna de agua, y que el cromo sorbido a los sedimentos que se depositan, pasa a formar parte del cromo total en el lecho. Sobre esta discusión, que globaliza la discusión central del capítulo se vuelve el párrafo 4.5.4.10.

#### **4.5.4.8 Flujo difusivo de cromo entre la columna de agua y el lecho**

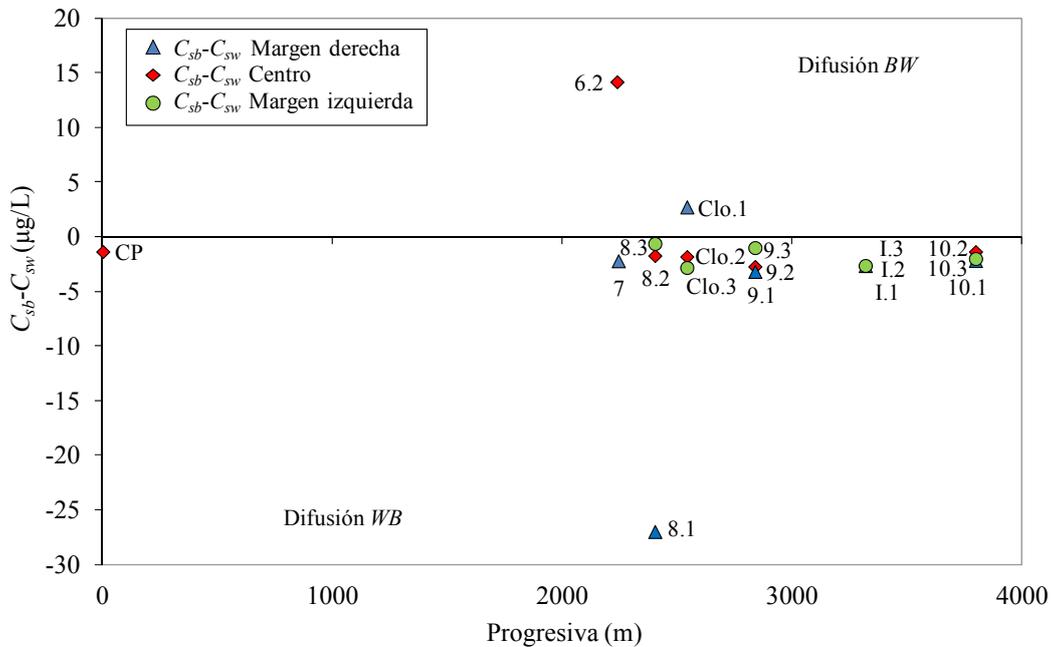
La contribución a la variación temporal de  $C_{Tw}$  producto de la difusión del cromo disuelto entre la columna de agua y los poros de los sedimentos del lecho, es representada por Schnoor (1996) a partir de la Ec. (4.21):

$$\frac{k_L}{h}(C_{sb} - C_{sw}) \quad (4.21)$$

Donde el signo de la diferencia  $C_{sb}-C_{sw}$  define el sentido del flujo difusivo: desde el lecho hacia la columna de agua ( $BW$ ), si el signo es positivo, y desde la columna de agua hacia el lecho ( $WB$ ), si el signo es negativo. En la Figura 4.37 se presenta la distribución espacial de la diferencia  $C_{sb}-C_{sw}$  entre las secciones  $CP$  y  $10$ . Las concentraciones  $C_{sb}$  fueron estimadas para cada vertical del tramo mediante la relación:  $C_{sb} = r / K_{pb}$ , empleando los valores de  $r$  presentados en el párrafo 4.5.4.7.3. El valor de la constante de partición en el lecho fue asumido constante en todo el tramo e igual al determinado por Alvarez (2012) para el mismo tramo del río durante Noviembre de

2008, siendo  $K_{pb} = 11 \text{ m}^3/\text{kg}$ . Se observa en la Figura 4.37, que en 17 de las 19 verticales representadas el sentido del flujo es  $WB$ , es decir ocurre flujo difusivo desde la columna de agua hacia el lecho. Esto evidencia que en la mayor parte del dominio, no ocurre incorporación de cromo a la columna de agua desde el lecho por difusión de la fase disuelta.

En 16 de las mencionadas 17 verticales (donde ocurre flujo  $WB$ ) el valor absoluto de la diferencia  $C_{sb}-C_{sw}$  es inferior a  $5 \mu\text{g/L}$ , sólo en la vertical 8.1 dicho valor absoluto es de  $27.5 \mu\text{g/L}$ . Sólo se verifica flujo  $BW$  en las verticales 6.2 y Clo.1 (con  $C_{sb}-C_{sw}$  inferior a  $5 \mu\text{g/L}$ ).



**Figura 4.37.-** Distribución espacial de la diferencia  $C_{sb}-C_{sw}$  entre las secciones CP y 10. Escenario Noviembre de 2010.

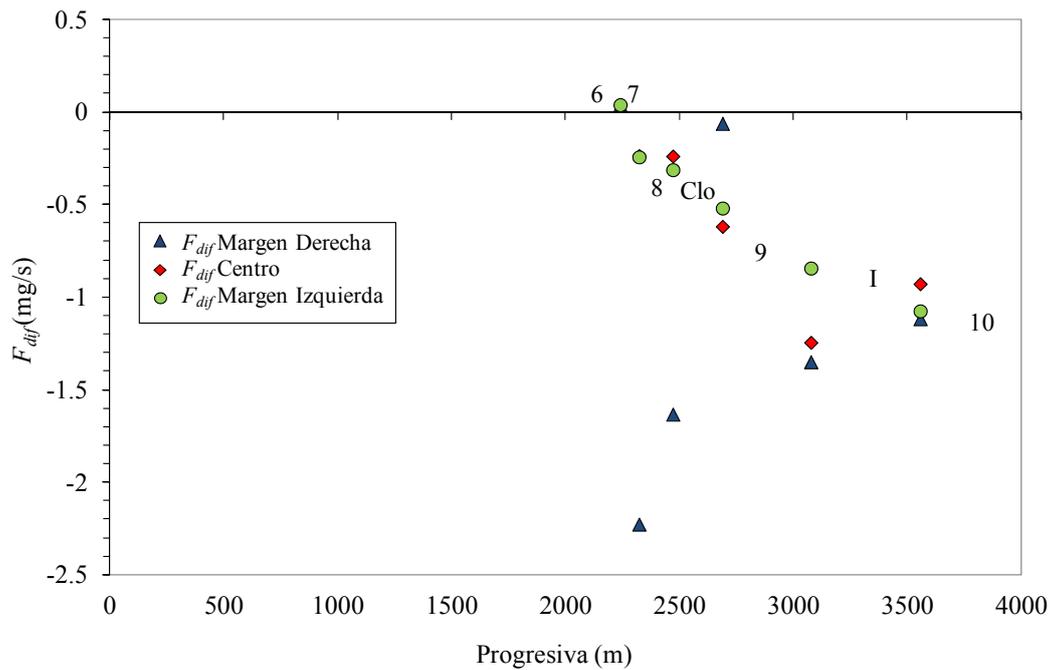
La Ec. (4.21) se encuentra expresada en unidades de  $[\text{kg m}^3 \text{ s}^{-1}]$ . Luego para estimar el flujo difusivo  $F_{dif}$   $[\text{mg s}^{-1}]$  y poder compararlo con el  $F_{CTw}$   $[\text{mg s}^{-1}]$  se multiplicará la Ec. (4.21) por  $h$  y por  $S$   $[\text{m}^2]$  (que representa el área de la superficie del lecho donde ocurre flujo difusivo). De esta manera se obtiene la Ec. (4.22):

$$k_L S(C_{sb} - C_{sw}) \quad (4.22)$$

En la Figura 4.38 se presenta la distribución espacial de  $F_{dif}$  estimados según la Ec. (4.22). Los valores de  $F_{dif}$  son representativos del flujo difusivo promedio en la superficie del lecho comprendida entre dos verticales sucesivas. De este modo  $S$  en la Ec. (4.22) representa el área aproximada de la superficie del lecho situada entre las dos verticales, calculada como:  $S = \text{distancia entre las dos verticales} \cdot 1/3 \text{ ancho promedio del río}$ . La concentración  $C_{sb}$  utilizada en la Ec. (4.22) es el promedio entre las  $C_{sb}$  determinadas para las dos verticales sucesivas en consideración. La concentración  $C_{sw}$  también representa el promedio entre verticales.

En la Figura 4.38 se puede apreciar que el  $F_{dif}$  promedio entre verticales sólo es  $BW$  entre las verticales 6.2 y 7. En el resto de las verticales el flujo difusivo promedio es desde la columna de agua hacia el lecho, aún para el tramo donde se ubica la vertical *Clo.1* que presenta una diferencia  $C_{sb} - C_{sw} > 0$ . Esto se debe a que las  $C_{sb}$  y  $C_{sw}$  utilizadas en la Ec. (4.22) son los promedios entre las verticales involucradas.

En términos generales el valor absoluto del  $F_{dif}$  no excede los 2.5 mg/s. Si bien los valores exactos de  $F_{dif}$  en la Figura 4.38 pueden ser objeto de discusión, en el presente contexto resulta de relevancia su orden de magnitud en comparación con el orden de magnitud de  $F_{CTw}$  y  $F_{CPw}$  (ver Figura 4.33). Específicamente entre las verticales 7 y *Clo.1*, donde se produce la mayor disminución de  $F_{CTw}$ , tanto  $F_{CTw}$  como  $F_{CPw}$  resultan entre uno y dos órdenes de magnitud superiores a  $F_{dif}$ , demostrando nuevamente que el mecanismo determinante de la disminución del contenido de cromo en la columna de agua entre las secciones 7 y *Clo*, es la depositación de sedimentos (con cromo sorbido a ellos) incrementada por el fenómeno de floculación local inducido por la fuente.



**Figura 4.38.-** Evolución espacial del  $F_{dif}$  promedio entre las secciones 6 y 10. Escenario Noviembre de 2010.

#### 4.5.4.9 Escalas espaciales y temporales

En el capítulo 3 sobre el modelo conceptual se establecieron, sin ser demostradas, las relaciones entre las escalas espaciales y temporales relevantes para el nivel de análisis definido en la presente Tesis. Luego de la evaluación de los distintos procesos de transporte de sedimentos, floculación y transporte de cromo, se está en condiciones de demostrar o de reformular las mencionadas relaciones entre las escalas.

##### 4.5.4.9.1 Escalas espaciales

Longitud del tramo en estudio ( $L$ ): ésta escala ya fue definida al comienzo del capítulo 3, posee un valor  $L = 7$  km.

Longitud de mezcla completa en la transversal ( $L_m$ ): de acuerdo a los resultados del modelo de partículas, ver párrafo 4.5.4.2, y de acuerdo al análisis de los resultados de campo, la distancia  $L_m = 1500$  m.

Longitud de impacto ambiental del cromo en la columna de agua ( $L_A$ ): se definió en ésta Tesis como la distancia longitudinal, desde la fuente, a la cual la concentración de

romo total en la columna de agua cae por debajo del estándar CCME (8.9  $\mu\text{g/L}$ ). De acuerdo al análisis de las concentraciones de cromo en agua, las  $C_{Tw}$  caen por debajo del estándar CCME en la sección 10, luego ésta escala es  $L_A = 1500$  m.

Ancho del río ( $B$ ): de acuerdo a las mediciones de campo, para el escenario ambiental evaluado, el ancho medio  $B = 50$  m.

Profundidad ( $h_T$ ): en base a las mediciones de campo y a los resultados del modelo hidrodinámico, ver párrafo 4.5.4.1.2, la altura media es  $h_T = 1$  m.

Microescala de Kolmogorov ( $\eta$ ): en base a los resultados de la Tabla 4.3 los valores de  $\eta$  medio varían entre 700  $\mu\text{m}$  y 2200  $\mu\text{m}$ .

Tamaño representativo de flóculo ( $D_f$ ): se asume para ésta escala el máximo  $df_{50}$  medido in situ, ver párrafo 4.5.4.6.2, luego  $D_f = 100$   $\mu\text{m}$ .

Analizando los valores numéricos de las escalas espaciales se está en condiciones de afirmar la mayoría de las relaciones de magnitud entre las mismas establecidas en el capítulo 3, sólo se reformuló la magnitud de la escala  $L_A$  la cual coincide con la distancia de mezcla  $L_m$  para este escenario ambiental:

$$L > L_A \sim L_m \gg B \gg h_T \gg \eta \sim D_f$$

#### **4.5.4.9.2 Escalas temporales**

Tiempo de viaje entre el inicio y el fin del tramo ( $T_v$ ): de acuerdo a los resultados del modelo hidrodinámico, ver párrafo 4.5.4.1.2, entre las secciones  $CP$  y la sección de aguas abajo  $T_v = 18$  h.

Tiempo de equilibrio de floculación ( $T_e$ ): dado que la distribución espacial de tamaños de flóculos demostró no ser homogénea en todo el dominio, luego no existe único diámetro de equilibrio y por ende un tiempo de equilibrio de floculación único para todo el tramo. No obstante se adoptó como hipótesis en el párrafo 4.5.4.6.7, que la floculación a nivel local en cada vertical se encuentra en equilibrio. Esto implica que

durante el tiempo que demoran los flóculos en trasladarse entre verticales sucesivas, alcanzan condiciones de equilibrio, asumiendo entonces que el tiempo de viaje entre verticales es del orden del tiempo de equilibrio  $T_e$ . Asumiendo como válida esta hipótesis y considerando el  $t_v$  mínimo entre verticales sucesivas (el  $t_v$  mínimo adoptado corresponde a la distancia entre las verticales 7 y 8.1) el cual es  $t_v = 50$  min. De aquí se tiene que  $T_e \sim 50$  min. Tal como se demostrará en el estudio experimental de la floculación en condiciones de laboratorio en el capítulo 5, los  $T_e$  son del orden de los 50 min.

Tiempo de sedimentación ( $T_{sed}$ ): el tiempo que demora un flóculo representativo en sedimentar en la columna de agua, con velocidad de sedimentación  $W_s$ , se calcula mediante la relación  $T_{sed} = h_T / W_s$ . Dado que se demostró que  $W_s$  varía en un orden de magnitud se calculará un  $T_{sed}$  máximo y otro mínimo, utilizando las mínimas y máximas  $W_s$  calculadas en campo (ver párrafo 4.5.4.6.7). Con  $W_s = 0.18$  mm/s (vertical 6.2) se tiene  $T_{sed}$  máximo = 90 min, y con  $W_s = 2.33$  mm/s (vertical Clo.1) se tiene un  $T_{sed}$  mínimo de 7 min.

Tiempo de mezcla completa en la dirección transversal ( $T_T$ ): de acuerdo a los resultados del modelo hidrodinámico el tiempo que demora el efluente desde su salida de la fuente hasta alcanzar la  $L_m$  es de 8 hs.

Tiempo de equilibrio de sorción del cromo en la columna de agua ( $T_{cr}$ ): en el caso de  $T_{cr}$  se demostró que la fracción particulada es variable en función de la distancia progresiva a la fuente. Se estableció como hipótesis de la tesis en el capítulo 3 que existe equilibrio instantáneo del cromo en la columna de agua. No obstante dado que la constante de partición es variable en todo el tramo, no se puede afirmar que exista una condición única de equilibrio y por ende un tiempo de equilibrio único. Sin embargo dado que el

interés en este apartado se centra en establecer relaciones entre órdenes de magnitud, se utilizará el  $T_{cr} = 20$  a 25 min determinado por Alvarez (2012) para un escenario similar. Tiempo estabilización como columna de agua ( $T_{CTw}$ ) y tiempo de estabilización como lecho ( $T_r$ ). Ambas escalas temporales fueron calculadas para un escenario similar en el río Salado, a partir de los resultados de una simulación numérica en 1D del transporte de cromo en el agua y en el lecho por Trento & Alvarez (2011). Para un tramo más extenso del río Salado de 70 km que comienza en el arroyo Cululú y finaliza en el RP70 (ver Figura 1.1), los  $T_{CTw}$  y  $T_{cr}$  calculados fueron de 10 días y 30 días respectivamente. Si bien ambas escalas temporales resultan mucho mayores a la escala máxima que se trata en esta Tesis ( $T_v$ ), sirven para ampliar la comprensión de los fenómenos abordados. Específicamente el contenido de cromo en el lecho medido durante la campaña de Noviembre de 2010, corresponde a un estado estacionario alcanzado en una escala temporal mucho mayor que el  $T_v$  y mucho mayor que el tiempo correspondiente al estado estacionario alcanzado para el cromo en la columna de agua. Consecuentemente en este contexto de escalas temporales resulta sumamente relevante la estabilidad hidrológica previa al escenario de Noviembre de 2010, que se señaló en el párrafo 4.4. A continuación se presenta nuevamente la relación entre escalas temporales, de acuerdo a lo discutido en el párrafo anterior.

$$T_r \gg T_{CTw} > T_v > T_T \gg T_{sed} \sim T_e \sim T_{cr}$$

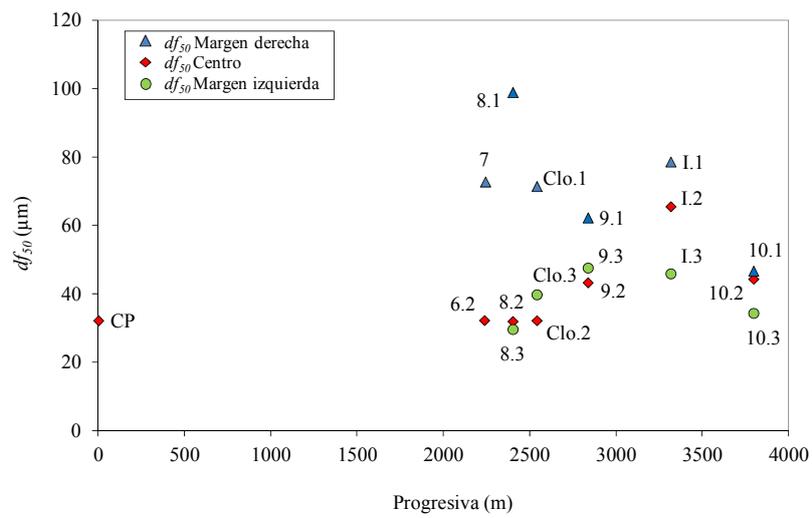
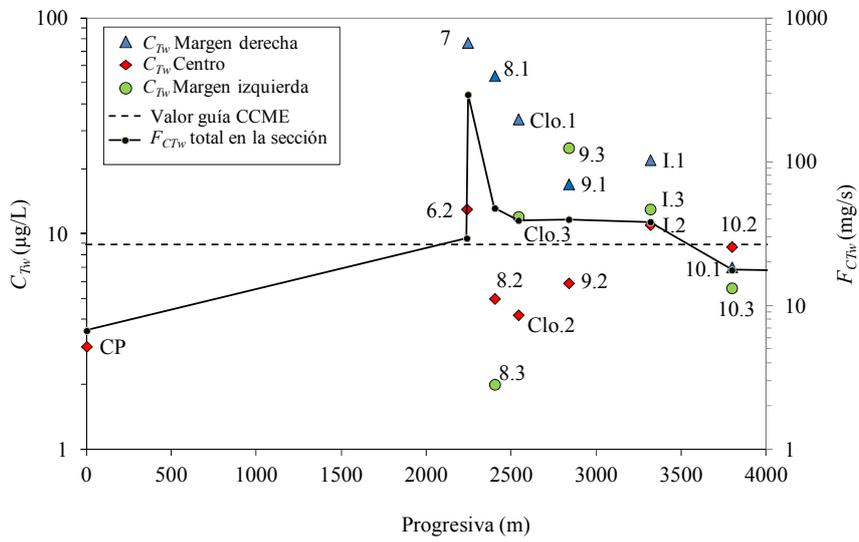
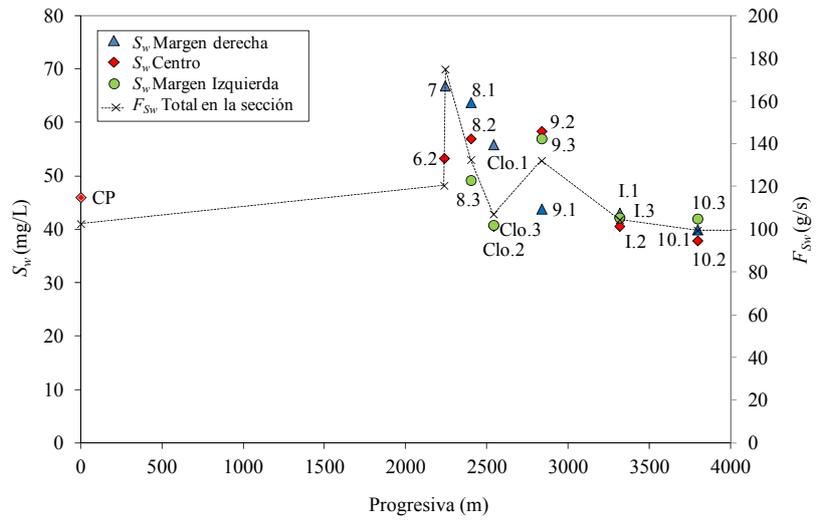
Queda explicitada por lo tanto la similitud entre las escalas temporales de los procesos de floculación, sedimentación y sorción de cromo en la columna, fundamentalmente notable aguas abajo de la fuente, tal como se verificó a lo largo de todo este capítulo.

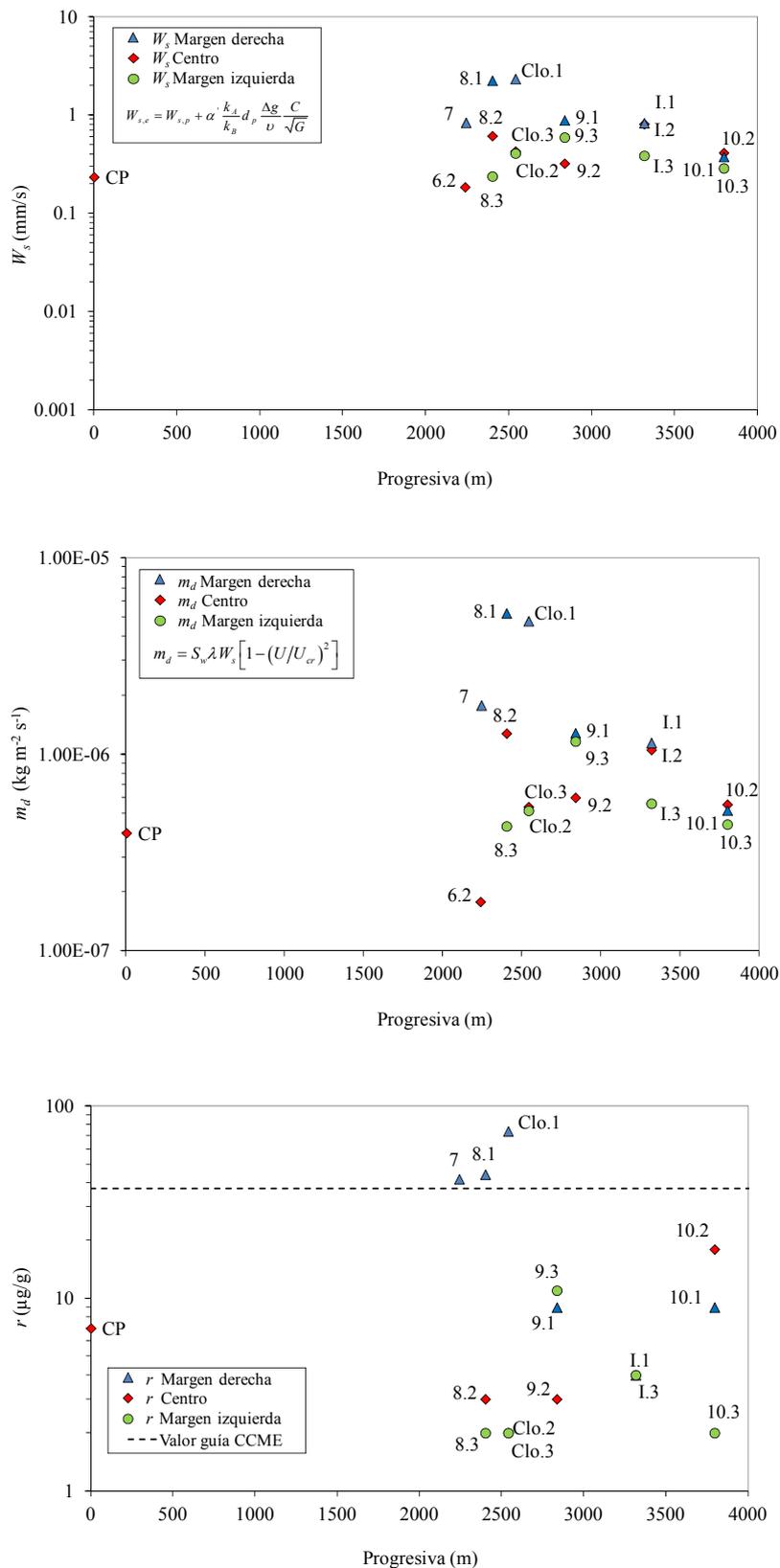
#### **4.5.4.10 Dinámica de la floculación y su relación con el transporte de cromo en el río Salado**

A lo largo de éste capítulo se demostró la existencia de floculación en todo el tramo, se analizó la evolución espacial de los tamaños de agregados y se demostró el impacto que genera la fuente en el transporte de sedimentos, en la floculación y en el transporte de cromo. La evolución de la floculación y de los demás procesos se caracterizó fundamentalmente desde la perspectiva espacial, bajo la hipótesis de un estado estacionario para la totalidad de los procesos. Desde esta perspectiva de análisis que a simple vista parece no considerar la variable tiempo, se tuvo en cuenta sin embargo la dimensión temporal, la cual se encuentra implícita cuando se habla de evolución espacial. Por tal motivo se explicitaron las escalas temporales en el párrafo 4.5.4.9 junto con las escalas espaciales, para dejar establecida la idea de “dinámica” para todos los procesos subyacentes, fundamentalmente aguas abajo de la fuente de cromo.

En la Figura 4.39 se presenta una síntesis de la evolución espacial de las principales variables ya discutidas, que caracterizan al transporte de sedimentos, la floculación y el transporte de cromo:  $S_w$ ,  $C_{Tw}$ ,  $df_{50}$ ,  $W_s$ ,  $m_d$ ,  $r$ ; y evidencian el grado de relevancia de la dinámica de la floculación en el transporte de cromo en la columna de agua.

En relación a la evolución de los tamaños de los flóculos se demostró, tal como se puede volver apreciar en la Figura 4.39, que existe una concordancia muy estrecha, con la evolución de las  $S_w$  y de las  $C_{Tw}$ . Se pudo observar que la  $L_m$  coincide para las 3 variables, es decir para los 3 procesos subyacentes (floculación, transporte de sedimentos y transporte de cromo). Sin embargo la floculación presenta algunas particularidades. La floculación se mantiene en sus niveles naturales hasta la vertical 7. No se ve afectada por el aporte de sedimentos y cromo del Canal 1° de Mayo.





**Figura 4.39.-** Síntesis de la evolución espacial de las principales variables que caracterizan el transporte de sedimentos, la floculación y el transporte de cromo. Desde arriba hacia abajo:  $S_w$  (y  $F_{Sw}$ ),  $C_{Tw}$  (y  $F_{CTw}$ ),  $df_{50}$ ,  $W_s$ ,  $m_d$  y  $r$ . Escenario 24 de Noviembre de 2010.

En la vertical 7, los diámetros de los flóculos se incrementan, por el efecto del efluente y continúan incrementándose sobre la MD hasta la vertical 8.1, donde ocurre su máximo. De este modo, el máximo de la floculación no coincide con el máximo de  $C_{Tw}$  y  $S_w$  que ocurren en la vertical 7. La explicación de este supuesto “desfasaje” se puede asociar por un lado al tiempo de equilibrio de la floculación inducida por la fuente, el cual puede no ser alcanzado en la vertical 7 y sí ser alcanzado en la vertical 8.1. Por otro lado es posible que las condiciones fisicoquímicas generadas por el efluente, favorezcan la ocurrencia de los máximos tamaños, para una determinada composición (% volumétrico de agua de río / % volumétrico de efluente), que ocurre a una determinada distancia de la fuente, en este caso la vertical 8.1. Estos dos puntos son abordados en los ensayos de laboratorio, en el capítulo 5. Hacia aguas abajo, entre 8 y Clo, los diámetros disminuyen, lo cual se atribuye al fenómeno de depositación de sedimentos (floculados) en ese tramo. Ésta disminución también puede ser atribuida a la variación de las condiciones fisicoquímicas del agua entre 8 y Clo. Desde la sección Clo hacia 9 la disminución de los diámetros continúa. Esta disminución también puede ser explicada a partir del fenómeno de depositación y de las distintas condiciones fisicoquímicas del agua. Continuando aguas abajo, entre 9 e I, se registra un incremento en los tamaños sobre la MD, retomando valores similares a los medidos en Clo. Es posible, que hacia la sección I, se esté observando algún grado de influencia del Cloacal sobre la floculación, el cual pudo no ser evidente en 9. Esta hipótesis sobre la influencia del Cloacal en la floculación no es posible de corroborar con las mediciones de campo, dado que no se hicieron mediciones aguas abajo del cloacal antes de la sección 9. Hacia aguas abajo, entre I y 10, los diámetros disminuyen y comienzan a retornar a sus valores de aguas arriba, antes de la fuente. Esta disminución en los tamaños coincide con la disminución en  $F_{Sw}$ ,  $F_{Cpw}$  y  $F_{CTw}$ , que ocurre en el tramo. De este modo la caída en los diámetros se

atribuye tanto a la depositación de sedimentos (y flóculos), como a la variación en la composición del agua, reflejada a partir de la disminución en  $F_{CTw}$  y  $F_{Sw}$ .

Es notable el grado de correspondencia entre la mencionada evolución de los diámetros de flóculos, las  $W_s$ , las  $m_d$  y las concentraciones de cromo en el lecho  $r$ . En la Figura 4.39 se sintetiza con claridad cómo a partir del impacto de la fuente se incrementan los tamaños de los flóculos, que a su vez incrementan las  $W_s$ , y consecuentemente cómo crecen las  $m_d$  (producto del incremento también en las  $S_w$ ). Esta dinámica de floculación-depositación explica por qué el flujo de sedimentos y el flujo de cromo sorbido a esos sedimentos, rápidamente disminuye en los primeros 300 m aguas abajo de la fuente. Finalmente el grado de correspondencia entre la  $m_d$  y el contenido de cromo en el lecho  $r$ , completa la demostración de que el mecanismo de disminución del contenido de cromo en la columna de agua, es la depositación de los sedimentos suspendidos floculados (con cromo sorbido a ellos).

Dentro de este contexto complejo, donde quedan planteados diversos interrogantes, sin embargo queda evidenciada la relevancia de la floculación en relación a la capacidad que esta tiene para incrementar los tamaños y velocidades de sedimentación, y de este modo incrementar la depositación de sedimentos y cromo sorbido a estos. Esta capacidad de la floculación se aprecia en los primeros 300 m aguas abajo de la fuente donde ocurre la mayor disminución de las concentraciones de cromo y sedimentos erogados por la fuente. Hacia aguas abajo paulatinamente la mezcla del efluente se va completando y el agua lentamente comienza a recobrar la mayoría de sus características de aguas arriba. Este proceso de recuperación del agua del río, es favorecido por la floculación inducida por la fuente, que de no existir, se produciría una considerable extensión en la escala espacial del impacto del cromo y de los sedimentos erogados por la fuente.

## 4.6 Conclusiones

El escenario ambiental de la Tesis corresponde a un tramo del río Salado, de 7 km de extensión ubicado en las cercanías de la ciudad de Esperanza, durante el 24 de Noviembre de 2010, caracterizado por un estado hidrométrico de aguas extraordinariamente bajas, con un  $Q = 2.23 \text{ m}^3/\text{s}$ .

La hidrodinámica fue simulada (y verificada con mediciones de campo) con el modelo hidrodinámico bidimensional 2DH integrado en la vertical, del sistema computacional SisBAHIA. A partir de los resultados del modelo se verificaron las características unidireccionales del flujo, y se obtuvieron velocidades medias en la vertical entre 0.03 m/s y 0.10 m/s, profundidades de 0.5 m a 1.4 m y tensiones de corte en el lecho entre  $0.005 \text{ N/m}^2$  y  $0.050 \text{ N/m}^2$ . La unidireccionalidad del flujo permitió luego interpretar el análisis de las demás variables del transporte de sedimentos, floculación y transporte de cromo, de acuerdo a “franjas” del río (margen derecha, centro del cauce o margen izquierda). A partir de los resultados hidrodinámicos se obtuvo la distribución espacial y vertical del parámetro  $G$ . Este presentó leves variaciones en todo el tramo, siendo el rango de  $G_{med}$  de 0.27 a 0.81 1/s. Los resultados del modelo de SisBAHIA permitieron además, calcular un parámetro fundamental como es el tiempo de viaje entre verticales de muestro sucesivas ( $t_v$ ) y calcular el tiempo de viaje total ( $T_v$ ) entre el inicio y el final del tramo analizado.

Mediante la implementación de un modelo de trayectoria de partículas se esquematizó el proceso de advección-dispersión del efluente, mediante el cual se logró una representación adecuada del proceso de mezcla del efluente con el agua del río y fundamentalmente se obtuvo una estimación de la distancia de mezcla completa  $L_m \sim$

1500 m. A partir de la evaluación de los resultados de campo se verificó que efectivamente  $L_m \sim 1500$  m, validándose la representación obtenida con el modelo.

Mediante el análisis de la distribución espacial de las  $S_w$  y de los  $F_{Sw}$  fue posible concluir que: la fuente genera un considerable impacto en la carga de sedimentos suspendidos aportando cantidades considerables de sólidos suspendidos, incrementando el  $F_{Sw}$  en un 45 %; aguas abajo de la fuente se produce una rápida disminución del  $F_{Sw}$  del 25 % en una escala espacial de 150 m, evidenciándose de esta manera un importante fenómeno local de sedimentación-depositación; el desagüe cloacal incrementa en menor grado la carga de sedimentos suspensión la cual nuevamente disminuye aguas abajo producto del fenómeno de depositación mencionado.

La composición granulométrica de los sedimentos en suspensión evidenció que en la mayoría del tramo el porcentaje de finos es superior al 90%. Esto justifica uno de los supuestos de la Tesis, que asume que todos los sedimentos en suspensión son finos. Se demostró además que los sedimentos con propiedades cohesivas ( $d < 16 \mu\text{m}$ ), representan una proporción relevante en todo el tramo, lo cual justifica los fenómenos de floculación observados. Se demostró que el proceso de depositación local aguas abajo de la fuente, disminuye la fracción fina suspendida (fenómeno que no resultaba obvio a priori del análisis), la cual pasa a formar parte de los sedimentos del lecho. Este proceso incrementa la proporción de sedimentos finos en el lecho, específicamente la de la fracción cohesiva, como se evidenció en el análisis de la composición granulométrica del lecho.

A partir de las mediciones hechas con el difractómetro de campo LISST-25X se obtuvo la distribución espacial de  $SMD$  en todo el tramo, la cual fue comparada con los correspondientes  $SMD$  medidos en condiciones de laboratorio sin floculación con el difractómetro Malvern. De ese modo se demostró que los  $SMD$  medidos in situ superan

a los  $SMD$  sin flocular, lo cual demuestra la ocurrencia de floculación en los 7 km del tramo analizado. Los  $SMD$  medidos in situ fueron convertidos a valores  $df_{50}$ , con la ecuación propuesta por Filippa et al. (2011). La distribución de  $df_{50}$  demostró el impacto sustancial que genera la fuente en la floculación de sedimentos suspendidos. Los tamaños de los flóculos se incrementan hasta en un 200 % aguas abajo de la fuente, disminuyendo paulatinamente hacia aguas abajo a medida que ocurre el proceso de depositación de sedimentos suspendidos, y a medida que el agua recupera sus características propias de aguas arriba.

Se demostró que las  $W_s$ , producto del incremento en los  $df_{50}$  se incrementan aguas abajo de la fuente hasta en un orden de magnitud, presentando una relación directa con el patrón de distribución de tamaños en todo el tramo.

La tasa de depositación de sedimentos  $m_d$  reflejó un sustancial crecimiento aguas abajo de la fuente, siguiendo un patrón análogo al de las  $W_s$ , con incrementos de hasta un orden de magnitud. En relación al impacto del crecimiento de  $S_w$  y de  $W_s$  sobre la  $m_d$  aguas abajo de la fuente, se concluyó que el efecto de las  $W_s$  resulta determinante puesto que las mismas se incrementan en un orden de magnitud, mientras que las  $S_w$  se incrementan aproximadamente en un 50%. Este hecho demuestra el grado de relevancia de la floculación en el proceso de depositación de sedimentos aguas abajo de la fuente.

Se demostró que el flujo de cromo total en agua  $F_{CTw}$ , queda determinado por el flujo de cromo particulado  $F_{CPw}$ , particularmente sobre la MD en los primeros 300 m aguas abajo de la fuente. Esto indica que el comportamiento de los sedimentos suspendidos floculados con cromo sorbido a ellos, determina el comportamiento del  $F_{CTw}$  aguas abajo de la fuente.

Se demostró que entre las verticales 7 y  $Cl.1$ , donde se produce la mayor disminución de  $F_{CTw}$ , tanto  $F_{CTw}$  como  $F_{CPw}$  resultan entre uno y dos órdenes de magnitud superiores

al flujo difusivo de cromo  $F_{dif}$  (flujo desde el agua hacia el lecho, WB), demostrando nuevamente que el mecanismo determinante de la disminución del contenido de cromo en la columna de agua entre las secciones 7 y Clo, es la depositación de sedimentos (con cromo sorbido a ellos) incrementada por el fenómeno de floculación local inducido por la fuente.

Finalmente la estrecha relación demostrada entre la floculación, las  $m_d$ , y el contenido de cromo en el lecho  $r$ , completa la demostración de que la dinámica de la floculación inducida por la fuente determina la escala espacial del transporte de cromo en la columna de agua, en el tramo evaluado.

## **5 ENSAYOS DE FLOCULACIÓN EN LABORATORIO**

### **5.1 Introducción**

En el capítulo 4 se demostró la existencia de floculación natural y floculación inducida por la fuente de cromo. Se demostró además que la dinámica de la floculación inducida por la fuente determina la escala espacial del transporte de cromo en la columna de agua, para aguas bajas.

En este capítulo se profundiza el estudio de la floculación, bajo condiciones controladas de laboratorio con el objetivo de evaluar: 1) las propiedades físicas de los agregados generados de forma natural y por el efecto de la fuente de cromo, específicamente los tamaños y velocidades de sedimentación 2) el grado de impacto de la fuente en la floculación de sedimentos suspendidos en el tramo del río bajo estudio.

Mediante ensayos con jarras de floculación, se simulan condiciones similares a las presentes de forma natural en el río aguas arriba de la fuente, para aguas bajas. Luego, mediante el empleo del efluente, se simulan condiciones similares a las presentes aguas abajo de la fuente. Finalmente se evalúa el efecto del cromo III sobre la floculación de sedimentos suspendidos.

### **5.2 Metodología general**

#### **5.2.1 Jarras de Floculación**

El estudio experimental de la dinámica de la floculación en el río Salado se realizó mediante el uso de la tecnología Jar Test, la cual es capaz de generar un régimen turbulento controlado como consecuencia del giro de sus paletas, y donde la floculación

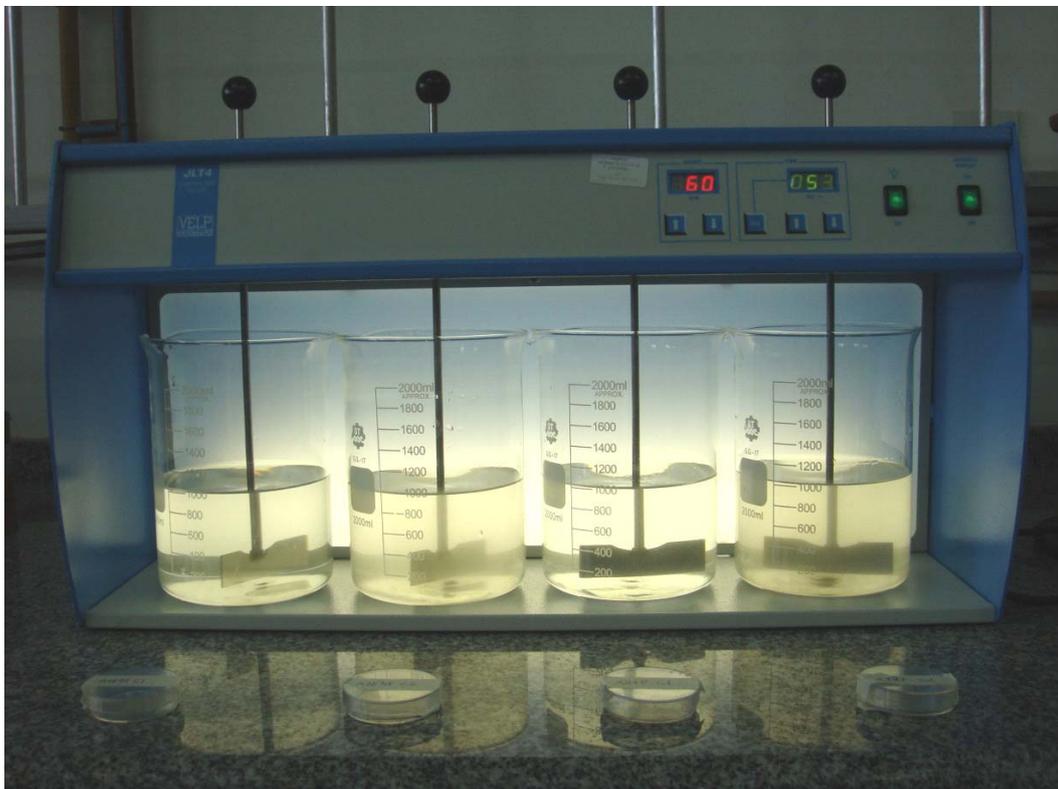
se produce por colisiones debidas a la turbulencia, simulando el mecanismo de floculación predominante que ocurre de forma natural en ambientes fluviales.

La tecnología de Jarras de floculación ha sido ampliamente utilizada por diversos autores en estudios de floculación de sedimentos suspendidos. Distintas condiciones experimentales han sido estudiadas, con resultados ampliamente validados y aceptados en la comunidad científica. Como algunos ejemplos relevantes se pueden mencionar: el estudio de la hidrodinámica en jarras de floculación de Bouyer et. al (2005b), donde se estudian las variaciones de la intensidad de la turbulencia dentro de las jarras; el análisis de la evolución de flóculos de kaolinita en función del pH y la salinidad realizado por Mietta et al., 2009; el estudio de Bouyer et al. (2005a) donde se evidencia la relevancia de las condiciones de floculación iniciales en la evolución de los tamaños de flóculos de arcilla; el estudio de la floculación de sedimentos naturales efectuado por Kumar et al. (2010), donde se evalúan las diferencias en las propiedades geométricas de flóculos formados bajo distintos niveles de turbulencia, salinidad y concentración de sedimentos suspendidos; entre otros. Los trabajos publicados en la bibliografía, si bien abordan condiciones experimentales diversas, tienen la característica común de haber empleado mezclas de kaolinita ó sedimentos naturales con agua destilada y sal artificial, además de simular condiciones propias de estuarios ó regiones costeras. De acuerdo a nuestro conocimiento y búsqueda bibliográfica, no han sido reportados estudios donde se emplee agua de río con sus propios sedimentos suspendidos de forma natural (sin recurrir al uso de agua destilada), y donde se busque evaluar específicamente las propiedades de flóculos originados en un ambiente fluvial. Tampoco se conocen estudios donde simule el efecto de un efluente de curtiembre sobre la floculación de sedimentos suspendidos en un río. En tal sentido los trabajos de laboratorio desarrollados en esta Tesis, contribuyen específicamente al conocimiento de la

floculación en ríos y presentan también un caso de aplicación de la tecnología Jar Test no abordado aún en la literatura específica.

### 5.2.1.1 Descripción del dispositivo Jar Test

El equipo que se utiliza en esta Tesis es un dispositivo Jar Test estándar marca Velp de fabricación italiana, con capacidad para 4 Jarras (Figura 5.1). El equipo posee 4 paletas metálicas cuyas velocidades de giro van de 1 hasta 300 rpm. Estas velocidades permiten obtener valores de  $G$  entre 3 y  $451 \text{ s}^{-1}$ , y números de Reynolds de 900 a 27000 (Nagata, 1975).



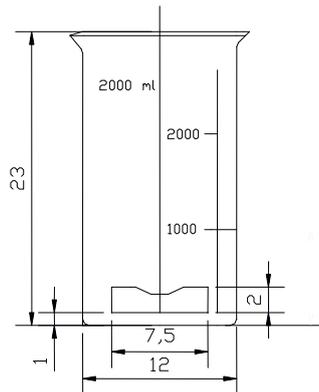
**Figura 5.1.-** Dispositivo Jar Test. Se presenta el equipo completo en funcionamiento con las 4 jarras de vidrio. Se muestran además las cajas de petri plásticas empleadas luego para el almacenamiento las muestras extraídas.

Se emplearon 4 jarras de vidrio de 2 L. Las dimensiones de las jarras y paletas se presentan en la Figura 5.2.

### 5.2.1.2 Parámetro de disipación $G$

De acuerdo a Nagata (1975), el número de Reynolds para jarras de floculación se puede calcular según la Ec.(5.1):

$$Re = \frac{d_{pp}^2 n_{ff} \rho_w}{\mu_w} \quad (5.1)$$



**Figura 5.2.-** Dimensiones principales de las jarras y paletas, expresadas en mm.

Siendo  $d_{pp}$  el diámetro de la paleta,  $n_{ff}$  la velocidad de giro (en rps),  $\rho_w$  y  $\mu_w$  la densidad y viscosidad dinámica del agua, respectivamente. En cuanto al régimen (laminar o turbulento), Bouyer et al. (2005b) en su estudio sobre la hidrodinámica dentro de jarras de floculación (si bien no define el rango de transición entre regímenes), demuestra experimentalmente que ya para  $Re = 2700$  el régimen es turbulento, para jarras de 1 L de geometría similar a las aquí empleadas. Como se verá más adelante, en la descripción de las condiciones experimentales, en la totalidad de los ensayos de esta Tesis se emplearon valores de  $Re$  iguales o superiores a 2700.

El parámetro de disipación  $G$  se relaciona con la potencia disipada en cada jarra por unidad de volumen  $P_v = P/V$  a partir de la Ec. (5.2). Siendo  $P$  la potencia total disipada y  $V$  el volumen de agua en la jarra:

$$G = \sqrt{\frac{P g_c}{\rho_w \nu}} \quad (5.2)$$

Con  $\nu$  la viscosidad cinemática del agua y  $g_c$  la aceleración centrífuga de la paleta.

La potencia  $P$  depende del número de potencia  $N_p$  de acuerdo a la siguiente ecuación (Nagata 1975):

$$N_p = \frac{P g_c}{\rho_w n_{ff}^3 d_{pp}^5} \quad (5.3)$$

A partir de las Ec. (5.2) y (5.3) se tiene que:

$$G = \sqrt{\frac{N_p d_{pp}^5 n_{ff}^3}{V \nu}} \quad (5.4)$$

Para jarras de floculación de sección cilíndrica sin deflectores, tipo y orientación de paletas y dimensiones generales como las aquí empleadas, el  $N_p$  se calcula según la Ec. (5.5) también propuesta en el trabajo de Nagata (1975):

$$N_p = \frac{A}{\text{Re}} + B \left( \frac{10^3 + 1.2 \text{Re}^{0.66}}{10^3 + 3.2 \text{Re}^{0.66}} \right)^p \left( \frac{H}{D} \right)^{(0.35+b/D)} (\text{sen}\theta)^{1.2} \quad (5.5)$$

Con los coeficientes  $A$ ,  $B$  y  $p$  definidos por:

$$A = 14 + (b/D) [670(d/D - 0.6)^2 + 185] \quad (5.6)$$

$$B = 10^{(1.3-4(b/D-0.5)^2-1.14(d/D))} \quad (5.7)$$

$$p = 1.1 + 4(b/D) - 2.5(d/D - 0.5)^2 - 7(d/D)^4 \quad (5.8)$$

Siendo  $H$  la altura total del agua en la jarra,  $D$  el diámetro de la jarra,  $b$  la altura de la paleta, y  $\theta$  el ángulo de inclinación de la paleta respecto de la horizontal (para las jarras utilizadas en esta Tesis,  $\theta = 90^\circ$ ).

Cabe aclarar que el valor de  $G$  calculado según la ecuación (5.4) es un  $G$  “efectivo” o “global” dentro de las jarras. Este valor efectivo puede diferir notablemente de los

valores locales en distintas ubicaciones dentro de una jarra. Expresado de otro modo, la tasa de disipación de la energía cinética de la turbulencia  $\varepsilon$  (directamente relacionada con  $G$ , ver Capítulo 2) no es uniforme dentro de una jarra, siendo mayor la intensidad de la turbulencia en lugares próximos a las paletas (Bouyer et al., 2005b). No obstante el  $G$  efectivo, es el parámetro empleado por la gran mayoría de los investigadores que han trabajado con jarras de floculación (Logan y Kilps, 1994; Bouyer et al., 2005a; Coufort et al., 2005, Serra et al., 2008; Mietta et al., 2009; Kumar et al., 2010).

### 5.2.1.3 Tensión hidrodinámica dentro de las jarras

En la bibliografía disponible (Bouyer et al., 2005a, Coufort et al., 2008) se define a la tensión hidrodinámica  $\sigma_L$  [N/m<sup>2</sup>] que ejerce el fluido dentro de las jarras sobre los agregados a nivel local, según la Ec.(5.9), válida para escalas de la turbulencia inferiores a  $\eta$  (micro escala de Kolmogorov, definida en el capítulo 2):

$$\sigma_L = \rho_w \nu \sqrt{\frac{0.63}{2}} \sqrt{\frac{\varepsilon_L}{\nu}} \quad (5.9)$$

Siendo  $\varepsilon_L$  la tasa de disipación de la energía cinética de la turbulencia a nivel local.

Si reemplazamos  $\varepsilon_L$  (tasa local) por  $\varepsilon$  (tasa efectiva) en la Ec.(5.9), luego se puede obtener una expresión para la tensión hidrodinámica efectiva o global  $\sigma$ , dada en función del parámetro  $G$  efectivo, Ec.(5.10):

$$\sigma = \rho_w \nu \sqrt{\frac{0.63}{2}} \sqrt{\frac{\varepsilon}{\nu}} = \rho_w \nu \sqrt{\frac{0.63}{2}} G \quad (5.10)$$

La definición del parámetro  $\sigma$  resulta conveniente desde el punto de vista hidráulico porque posibilita su posterior comparación con las tensiones de corte del escurrimiento en el río,  $\tau$  [N/m<sup>2</sup>].

## **5.2.2 Técnica de medición de tamaños**

La técnica general de medición de tamaños es la microscopía óptica, implementada a partir del análisis de fotografías de los flóculos suspendidos en muestras extraídas de las jarras; tomadas con una cámara digital de alta resolución integrada a un microscopio óptico.

### **5.2.2.1 Características del microscopio**

Marca: Boeco 2000. Aumento empleado: 40 X.

### **5.2.2.2 Características de la cámara fotográfica**

Marca: Sony Cybershot DSC-T20. Aumento empleado: 2.7 X. Resolución: 8 MP.

Ancho de 1 foto: 3264 pixeles. Alto de 1 foto: 2448 pixeles. Función Macro, sin flash.

### **5.2.2.3 Escalamiento de las fotografías**

Se construyó una grilla plástica milimetrada, la cual fue fotografiada 10 veces. Las 10 fotos de la grilla fueron ingresadas al software de edición de imágenes GIMP v2.8 (Gimp, 2013), el cual es básicamente un programa de edición de imágenes que trabaja por capas, reconoce los formatos de imágenes PNG, JPEG, GIF, TIFF, entre otros; con una licencia libre que permite su uso, distribución y adaptación. Mediante este software se realizó el conteo de pixeles que separan a dos líneas de la grilla (separadas 1 mm entre sí cada una). De este modo se obtuvo la relación:

$$1 \text{ mm (distancia real)} = 1470 \text{ pixeles (foto)}$$

Rescribiendo la relación como un cociente y transformando los mm en  $\mu\text{m}$ , se tiene que la escala  $E_F$  de las fotografías es:  $E_F = 0.68 \mu\text{m/pixel}$ . La relevancia de la  $E_F$  expresada en  $[\mu\text{m/pixel}]$ , radica en que el software empleado luego para el análisis de las fotografías se basa en el conteo de pixeles asociados a flóculos. Este punto se aborda en el próximo párrafo.

#### **5.2.2.4 Análisis de las fotografías**

Cada fotografía fue ingresada al software GIMP mediante el cual fueron recortados sus bordes, donde posibles defectos asociados a iluminación o enfoque no permitían distinguir a los flóculos fotografiados. De acuerdo a la serie de ensayos preliminares, se verificó que el tamaño original de 3264 por 2448 píxeles debía ser recortado obteniendo un tamaño final de fotografía de 2500 píxeles (ancho) por 1650 píxeles (alto).

#### **5.2.2.5 Determinación de los tamaños de los flóculos**

Una vez recortadas las fotografías fueron ingresadas, una por una, al software ImageJ (Rasband, 1997-2013). Este software (desarrollado en lenguaje Java) permite la edición básica de imágenes, y su característica principal es la capacidad de medir superficies de áreas presentes en las imágenes a partir del conteo automático de píxeles; también es un programa de uso público y puede ser modificado libremente por el usuario. A partir de ImageJ se obtuvo el número total de flóculos en cada foto y el área total en píxeles de cada uno. Para lograr eso, el programa primero transforma las fotos originales (a color) en imágenes en escala de grises. Luego las transforma al tipo binario (blanco y negro) y por último ejecuta el conteo de píxeles blancos (flóculos) y negros (agua). Los resultados generados por ImageJ son escritos por el programa de forma automática en archivos de texto del tipo *.txt*. Estos archivos contienen una línea para cada flóculo detectado, en la que se informa su identificación con un número entero positivo y su correspondiente área en píxeles.

#### **5.2.2.6 Cálculo de distribuciones granulométricas**

Se empleó el concepto de esfera equivalente, es decir se adoptó la hipótesis de que los flóculos son esferas euclidianas. Por lo tanto sus proyecciones en el plano son círculos con áreas en píxeles, iguales a las determinadas para los flóculos en las fotografías por ImageJ. De este modo a partir de la relación:  $\text{Área proyectada} = \pi (d/2)^2$ , se obtuvo el

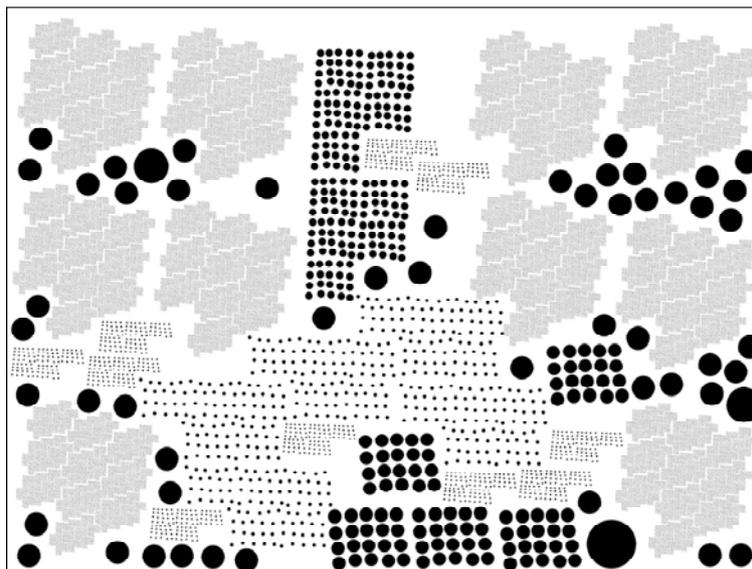
diámetro  $d$  de cada flóculo (en píxeles), convirtiendo luego las unidades a micrones a partir del producto:  $d E_F$ .

Finalmente la distribución granulométrica (por volumen) se obtuvo transformando los diámetros a volúmenes esféricos  $V = 4/3 \pi (d/2)^3$ , y calculando la frecuencia de ocurrencia de cada volumen en relación al volumen total (sumatoria de volúmenes individuales) de todos los flóculos en cada fotografía.

La conversión de píxeles a micrones, cálculo de distribuciones de tamaños y otros parámetros estadísticos de interés, se realizó de forma automática a partir del ingreso de los archivos *.txt*, producidos por ImageJ, en una rutina escrita para tal efecto (por el autor de ésta Tesis) en el programa Matlab 7.0.

#### 5.2.2.7 Verificación del software ImageJ (con partículas artificiales)

La capacidad de detección de partículas (conteo de píxeles blancos y negros) del software ImageJ fue verificada a partir de la construcción de una imagen binaria artificial con 101854 círculos de distintos tamaños predeterminados en [píxeles], ver Figura 5.3, utilizando el software Corel Draw 12.

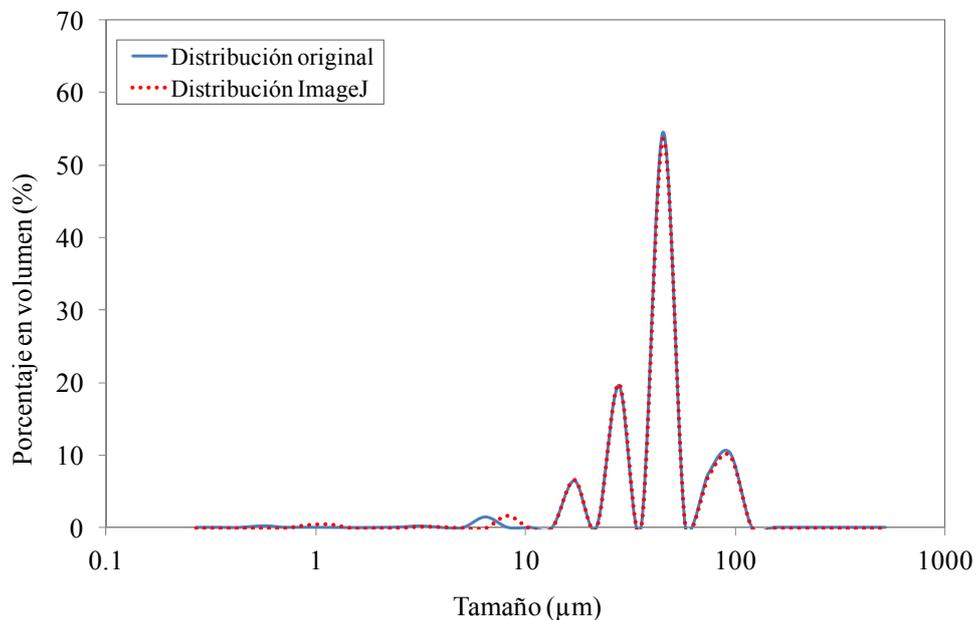


**Figura 5.3.-** Imagen generada con el software Corel Draw 12. Contiene 101854 círculos de 7 tamaños distintos, ver Tabla 5.1.

En la Tabla 5.1 se muestran los resultados del conteo de ImageJ para cada rango de tamaños propuesto y en la Figura 5.4 se compara la distribución de tamaños real y la distribución calculada. A partir de la Tabla 5.1 y de la Figura 5.4 queda evidenciada la capacidad del software ImageJ para detectar partículas, tanto en tamaños como en cantidades, en una imagen binaria (blanco y negro).

**Tabla 5.1.-** Comparación de los tamaños y del número de partículas generados en la imagen vs. los homólogos detectados por el software ImageJ.

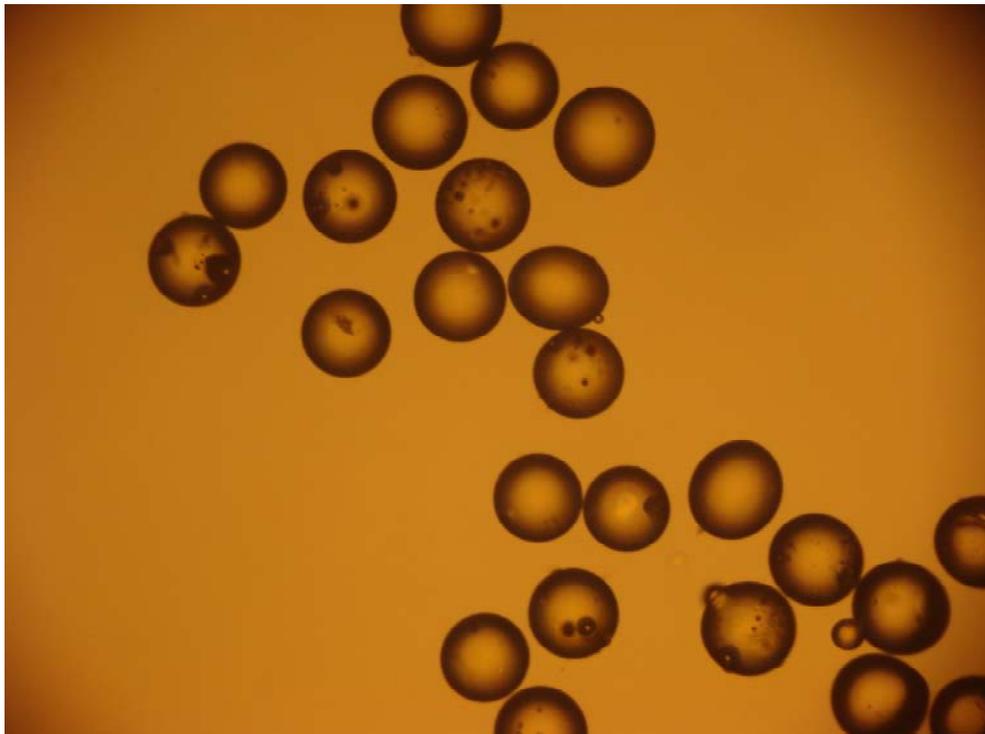
Tamaño de partícula (μm)	Cantidad Original	Tamaño detectado por Image J	Cantidad detectada por ImageJ
0.63	100000	0.63	99999
2.83	1000	2.83	1000
6.93	500	6.93	500
15.49	200	15.49	200
28.28	100	28.28	100
49.80	51	49.80	51
74.70	2	74.70	2
106.07	1	106.07	1



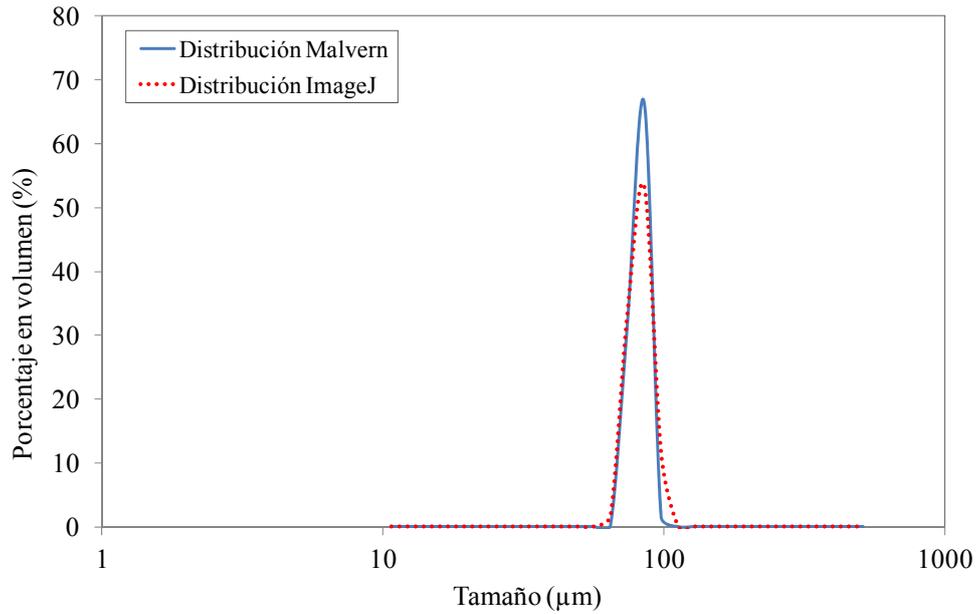
**Figura 5.4.-** Comparación entre la distribución de tamaños real generada en Corel Draw (ver Figura 5.3) y la distribución calculada por ImageJ para la misma imagen.

### 5.2.2.8 Verificación de la técnica completa (con partículas reales)

Se preparó 1 suspensión con agua destilada y microesferas de vidrio de calibración (Whitehouse, Sci) de tamaños en el rango 72-90  $\mu\text{m}$ , cuya distribución granulométrica había sido previamente determinada con un difractómetro Malvern Mastersizer 2000. La suspensión fue fotografiada (10 fotos) y luego las fotos (ver Figura 5.5) fueron preparadas con el software GIMP y analizadas con ImageJ, según la técnica de determinación de tamaños descripta previamente. Las distribuciones de tamaños medidas con Malvern fueron comparadas, como puede apreciarse en la Figura 5.6, con las distribuciones calculadas por el software ImageJ. En ella se puede verificar la exactitud en la determinación de la moda de la distribución y la similitud en la forma general de la distribución calculada respecto de la distribución medida con el difractómetro Malvern.



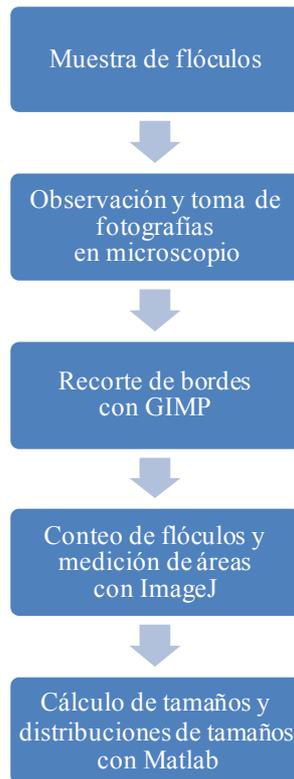
**Figura 5.5.-** Fotografía de la suspensión de microesferas de vidrio, tomada con la cámara de fotos y el microscopio.



**Figura 5.6.-** Comparación entre la distribución de tamaños determinada con el difractómetro Malvern vs. la calculada por ImageJ.

La curva calculada con ImageJ evidencia una cierta dispersión en comparación con la curva determinada con Malvern. No obstante aquí se debe recordar que se trata de dos tecnologías de determinación de tamaños esencialmente distintas: la microscopía óptica por un lado, donde a partir de 10 fotografías aleatorias tomadas de una fracción de la muestra se obtiene la distribución de tamaños; y la difracción láser por el otro (Malvern), donde el difractómetro obtiene la distribución de tamaños a partir del análisis de la totalidad de la muestra. Aún con esta consideración, la comparación entre determinaciones resulta relevante y en el presente contexto aporta validez a la técnica de medición de tamaños utilizada en esta Tesis.

En la Figura 5.7 se resume de forma esquemática la técnica general para la determinación de tamaños descrita hasta aquí.



**Figura 5.7.-** Esquema general del proceso de determinación de tamaños.

### 5.2.3 Técnica de medición de velocidades

Se empleó una técnica similar a la utilizada por Trento (2005). La muestra extraída de la jarra se vuelca gradualmente dentro de un tubo de sedimentación de vidrio transparente de 1 L, que contiene agua con *pH* y *CE* similar al de las jarras de floculación.

Un operador observa la nube de flóculos sedimentando. Luego de transcurrida una distancia de sedimentación  $\Delta L = 10$  cm, que de acuerdo a los ensayos preliminares garantiza la no influencia de la velocidad inicial de volcado; el operador observa el flóculo visiblemente más grande y registra el tiempo  $\Delta t$  que éste demora en sedimentar la distancia  $\Delta L$ . Finalmente la  $w_s$  se calcula como el cociente  $\Delta L/\Delta t$ .

Se utiliza el símbolo  $w_s$  para distinguir ésta velocidad de sedimentación asociada a un solo flóculo, de la  $W_s$  utilizada en el Capítulo 4 que denota la velocidad media de sedimentación en la vertical.

La velocidad  $w_s$  asociada al flóculo observado, luego es atribuida al diámetro máximo, calculado por el software ImageJ para esa muestra. Esta elección no es arbitraria sino que se fundamenta en la consistencia física de los resultados de  $n_f$  y  $\Delta\rho_f$  obtenidos como función de los pares:  $df_{max}-w_s$ ;  $df_{mod}-w_s$ ;  $df_{90}-w_s$ . Como se menciona luego en el punto 5.3.2.3 los resultados son mejor descriptos por el par  $df_{max}-w_s$ .

### **5.3 Floculación aguas arriba de la fuente (sub-tramo 1)**

En el capítulo 4 se demostró que existe floculación de sedimentos suspendidos de forma natural aguas arriba de la fuente y que éstos agregados presentan tamaños similares en todo el sub-tramo 1, desde la sección *CP* hasta la sección de la fuente. Si bien se planteó la suposición de que todos los sedimentos suspendidos se encuentran floculados, no se ha demostrado efectivamente cuál es la fracción de sedimentos suspendidos floculada. Por otro lado dado que no se disponía de mediciones directas de  $W_s$ , no fueron indagadas en detalle determinadas propiedades físicas de los agregados tales como sus densidades diferenciales,  $\Delta\rho_f$ , dimensiones fractales,  $n_f$ , y tensiones resistentes. Se demostró que en este sub-tramo las variables sedimentológicas y fisicoquímicas que influyen sobre la floculación:  $S_w$ ,  $SDT$ ,  $pH$ ,  $CE$ , granulometría de partículas, se mantienen en niveles aproximadamente constantes ó presentan variaciones no significativas y se asumió que las variaciones de  $G$  en la vertical presentan escasa influencia en la floculación. Por tales motivos ésta 1° serie de ensayos tuvo como objetivos evaluar: 1) las propiedades físicas de los agregados aguas arriba de la fuente (sub-tramo 1), 2) la fracción floculada de sedimentos suspendidos, 3) el efecto que la hidrodinámica (parámetro  $G$ ) puede tener sobre la floculación, manteniendo constantes las demás condiciones experimentales, en concordancia con lo que se observó en campo durante la campaña de Noviembre de 2010.

### 5.3.1 Metodología específica

#### 5.3.1.1 Características de la muestra de agua

##### Origen:

Se utilizó agua del río Salado extraída 600 m aguas arriba de la fuente de cromo, desde la margen derecha del río, para un contexto hidro-sedimentológico similar al de Noviembre de 2010.

En la Tabla 5.2 se resumen los principales parámetros característicos de la muestra de agua de río utilizada en los ensayos, junto con los parámetros medidos aguas arriba de la fuente en la vertical *CP* para Noviembre de 2010.

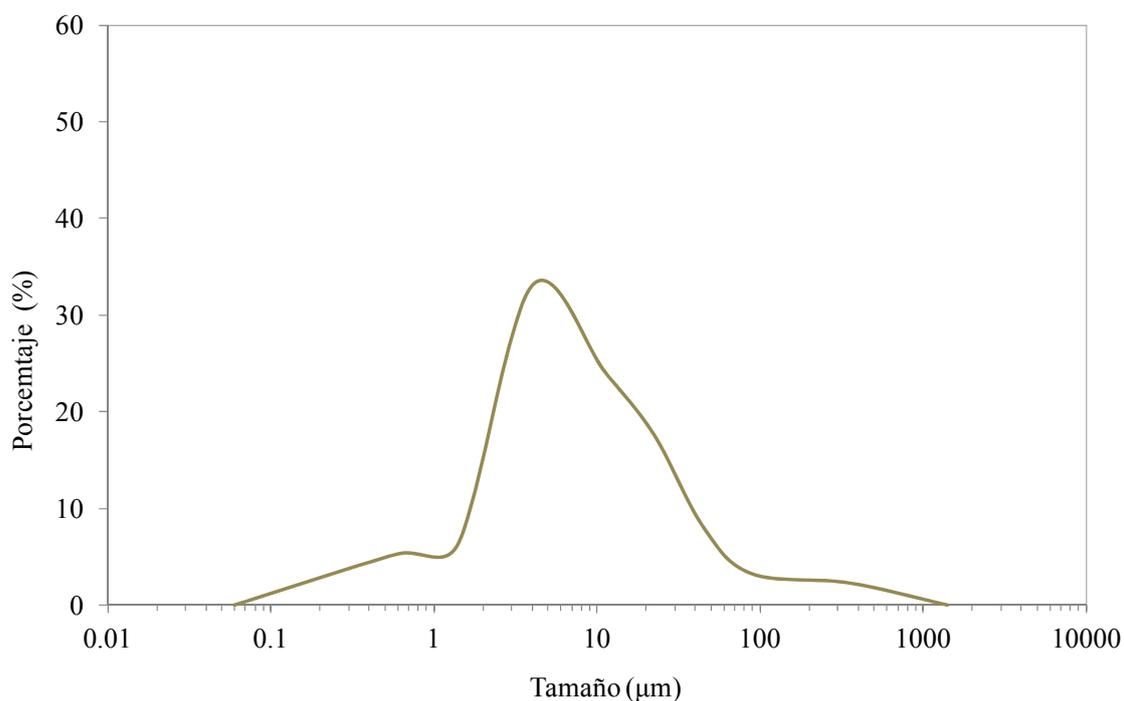
**Tabla 5.2.-** Resumen de parámetros característicos de la muestra de agua de río.

<b>Parámetro</b>	<b>Valor Muestra Laboratorio</b>	<b>Valores Vertical CP aguas arriba de la fuente Noviembre de 2010</b>
<i>pH</i>	8	8.5
<i>CE</i> (mS/cm)	10.1	10.9
<i>S<sub>w</sub></i> (mg/L)	63.7	46.0
<i>SDT</i> (mg/L)	7500	7900
<i>SSV</i> (mg/L): sólidos suspendidos volátiles	7.3	-
<i>SDV</i> (mg/L): sólidos disueltos volátiles.	13.8	-
<i>C<sub>Tw</sub></i> (µg/L)	ND < 2	ND < 2
<i>C<sub>sw</sub></i> (µg/L)	ND	ND
<i>C<sub>pw</sub></i> (µg/L)	ND	ND

En la Tabla 5.3 y la Figura 5.8 se presenta la composición granulométrica de la muestra obtenida por difracción láser (Malvern Mastersizer 2000). La muestra tiene características generales similares a las observadas en Noviembre de 2010, aguas arriba de la fuente, con una salinidad levemente inferior y una *S<sub>w</sub>* levemente superior a la de Noviembre de 2010.

**Tabla 5.3.-** Composición granulométrica de la muestra de agua de río.

<b>Característica</b>	<b>Valor</b>
<b>d<sub>10</sub> (μm)</b>	1.72
<b>d<sub>50</sub> (μm)</b>	9.25
<b>d<sub>90</sub> (μm)</b>	39.83
<b>Arcillas</b> <b>d &lt; 2 μm (%)</b>	11.64
<b>Limos muy finos</b> <b>2 μm &lt; d &lt; 8 μm (%)</b>	33.06
<b>Limos finos</b> <b>8 μm &lt; d &lt; 16 μm (%)</b>	24.07
<b>Limos medios</b> <b>16 μm &lt; d &lt; 32 μm (%)</b>	17.55
<b>Limos gruesos</b> <b>32 μm &lt; d &lt; 63 μm (%)</b>	8.12
<b>Arenas muy finas</b> <b>63 μm &lt; d &lt; 125 μm (%)</b>	3.28
<b>Arenas finas a muy gruesas</b> <b>125 &lt; d &lt; 500 μm (%)</b>	2.29



**Figura 5.8.-** Curva granulométrica acumulada de la muestra de agua de río.  $d_{p50} = 9.25 \mu\text{m}$ .

En relación a la granulometría se destaca que más del 94% de los sedimentos suspendidos en la muestra son finos, con porcentajes de arcillas, limos muy finos y limos finos de: 11.64%, 33.60% y 24.07%, respectivamente.

Es decir la fracción con características fuertemente cohesivas (Metha & McNally, 2009) es del 69%, por lo cual la muestra tendrá una fuerte tendencia a presentar flóculos.

### 5.3.1.2 Condiciones experimentales

En la Tabla 5.4 se presentan las condiciones experimentales ensayadas. Se muestran los distintos valores de  $G$ , los  $Re$ , las correspondientes tensiones hidrodinámicas  $\sigma$  y los intervalos de tiempo en que se empleó cada  $G$ . El resto de las condiciones experimentales fueron mantenidas constantes. El rango evaluado de  $G$  comienza en 15 1/s (con  $Re = 2700$ ) y termina en 451 1/s (con  $Re = 27534$ ). Tal como se mencionó en el párrafo 5.2.1.2, para  $Re = 2700$  y superiores se tiene un régimen turbulento dentro de las jarras, por este motivo  $G = 15$  1/s fue el mínimo valor evaluado. Los valores  $G = 44$ , 75 y 100 1/s recorren un rango de  $G$  habitualmente analizado en la bibliografía (Logan & Kilps, Mietta et al., 2009) y donde normalmente se puede verificar la ocurrencia de un  $G$  o rango de  $G$  donde ocurren los diámetros máximos. Por otro lado, tal como se discute más adelante en el párrafo 5.4.2.1, las tensiones  $\sigma$  evaluadas guardan consistencia con las  $\tau$  de corte medias en la vertical para el escenario de Noviembre de 2010. El valor  $G = 451$  1/s representa el máximo  $G$  que puede alcanzar el equipo Jar Test, y se empleó a los fines de trabajar con condiciones iniciales similares en todos los ensayos, con un nivel de  $G$  que minimice los diámetros de los flóculos presentes en la muestra de agua. Tal como se verá luego en la descripción de resultados (ver párrafo 5.3.2.1), con  $G = 451$  1/s se minimizaron los tamaños de los flóculos obteniéndose un  $df_{50} = 20$   $\mu\text{m}$ , el cual resultó aproximadamente 2 veces superior al  $d_{p50} = 9.25$   $\mu\text{m}$  (correspondiente a la muestra sin flocular, ver Tabla 5.3).

**Tabla 5.4.-** Condiciones experimentales. Ensayos correspondientes a las condiciones medidas en el sub-tramo 1, aguas arriba de la fuente.

Ensayo	Tiempo (min)	$G$ (1/s)	$Re$	$\sigma$ (N/m <sup>2</sup> )	Volumen Agua (L)
1a	0 - 30	451	27534	0.2526	1
	30 - 210	15	2700	0.0084	1
	210 - 330	44	5510	0.0247	1
1b	0 - 30	451	27534	0.2526	1
	30 - 210	15	2700	0.0084	1
	210 - 330	75	7985	0.0421	1
1c	0 - 30	451	27534	0.2526	1
	30 - 210	15	2700	0.0084	1
	210 - 330	100	9730	0.0561	1

### 5.3.1.3 Preparación de la muestra

Previo al inicio de cada ensayo la muestra de agua, almacenada al resguardo de la luz en bidones de 10 L, fue agitada durante 10 minutos para resuspender los sedimentos depositados y garantizar la homogeneidad en la concentración de los sedimentos en suspensión y del resto de las propiedades del agua.

Seguidamente el agua fue vertida en cada jarra hasta aforar 1 L (las jarras poseen una escala de volumen en mL), con ayuda de pipetas de vidrio.

### 5.3.1.4 Medición de variables

Luego de llenar las jarras, fueron medidas las variables:  $pH$ ,  $CE$  y temperatura del agua, con el objetivo de registrar los valores iniciales y así detectar posibles cambios, en estas variables, entre el inicio y el fin del ensayo.

### 5.3.1.5 Preparación del microscopio y de la cámara fotográfica

El microscopio y la cámara de fotos fueron dispuestos en una mesada separada 2 m de la mesada donde se ubicaba el equipo Jar Test. La preparación del microscopio y de la cámara fue de carácter rutinario, verificando que el aumento fuese el adecuado (40 X) y que la iluminación fuese la correcta.

### **5.3.1.6 Preparación del tubo de sedimentación**

Fueron empleadas 3 probetas de vidrio de 1 L de volumen. Éstas fueron cuidadosamente lavadas con agua y detergente. Luego con alcohol etílico se quitó cualquier impureza que pudiera estar adherida a la superficie externa del vidrio.

Por último las probetas fueron llenadas con 1 L de agua con salinidad similar a la de las jarras. Empleando para ello: agua destilada y cloruro de sodio.

### **5.3.1.7 Preparación de los accesorios**

El material auxiliar básico a preparar y limpiar cuidadosamente antes del inicio de los ensayos consistió de:

Una jeringa plástica de 20 mL y una manguera plástica de 5 mm de sección: elementos que se usaron para ejecutar la extracción de muestras de las jarras.

30 Cajas de Petri de plástico (rotuladas): empleadas para almacenar las muestras extraídas.

Vaso de precipitado de 250 mL y piceta con agua destilada: empleados en el proceso de limpieza de la manguera y jeringa, hecho entre cada extracción.

### **5.3.1.8 Desarrollo de los ensayos**

#### **Agitación inicial, primera etapa**

Correspondiente al intervalo de tiempo 0 – 30 min, indicado en la Tabla 5.4. Antes de comenzar cada ensayo, se practicó una agitación inicial durante 30 minutos, a la máxima velocidad de giro del equipo: 300 rpm (máxima velocidad del equipo), equivalente a  $G = 450 \text{ s}^{-1}$ . El objetivo de esta etapa, tal como se mencionó en el párrafo 5.3.1.2, fue garantizar condiciones iniciales uniformes para todos los ensayos y minimizar el tamaño de los flóculos antes del comienzo de los ensayos.

### **Agitación constante, segunda etapa**

Correspondiente al intervalo de tiempo 30 – 210 min, indicado en la Tabla 5.4. Cumplidos los 30 minutos iniciales de la primera etapa, se disminuyó el parámetro  $G$  hasta  $15 \text{ s}^{-1}$ . Este valor de  $G$  se mantuvo por un lapso de tiempo de 180 min, de manera tal de garantizar ampliamente la ocurrencia del equilibrio de floculación. La suficiencia de éste tiempo para garantizar el equilibrio fue corroborada previamente en los ensayos preliminares.

### **Agitación constante, tercera etapa**

Correspondiente al intervalo de tiempo de 210 a 330 min. Cumplidos los 180 min, de la segunda etapa, se incrementó el parámetro de disipación desde  $15 \text{ s}^{-1}$  hasta 44, 75 ó  $100 \text{ s}^{-1}$ , según lo que se indica en la Tabla 5.4, con el objetivo (ya mencionado) de evaluar el efecto del incremento de la turbulencia sobre la floculación. Luego del incremento correspondiente el valor de  $G$  se mantuvo constante a lo largo de 120 min, hasta finalizar el ensayo. Fue comprobado que éste tiempo fue suficiente para alcanzar un nuevo estado de equilibrio en la floculación.

Al respecto de los tiempos de equilibrio de la 2° etapa y 3° etapa y consecuentemente en relación a la extensión total de los ensayos, se consideraron los tiempos de equilibrio obtenidos por otros autores en ensayos con jarras de floculación (Mietta et al., 2009, Kumar et al., al 2010, Vinzon et al, 2012). Sobre el tema de los  $T_e$  se volverá a discutir luego en el párrafo 5.3.2.1.

### **Extracciones de muestras**

Durante las tres etapas se efectuaron extracciones de muestras (sin detener el equipo Jar Test) empleando la jeringa y manguera plásticas, según el programa de muestreo de la Tabla 5.5, ubicándolas en las cajas de Petri para su observación en el microscopio.

**Tabla 5.5.-** Programa de muestreo para determinación de tamaños y mediciones de ws. Válido para todos los ensayos descritos en éste capítulo.

<b>Extracción</b>	<b>Tiempo (min)</b>
1°	30
2°	40
3°	50
4°	60
5°	70
6°	80
7°	90
8°	105
9°	120
10°	135
11°	150
12°	170
13°	190
14°	210
15°	220
16°	230
17°	240
18°	250
19°	260
20°	270
21°	285
22°	300
23°	315
24°	330

La frecuencia de extracciones fue mayor durante los primeros 60 minutos de cada ensayo para detectar con mayor exactitud el gradiente inicial de crecimiento de los tamaños. También se incrementó la frecuencia de extracciones, luego del minuto 210 (donde se modifica  $G$ ), para detectar el posible gradiente de crecimiento o decrecimiento en los tamaños que genera la modificación de  $G$ . Cada muestra, de un volumen de 7 mL, primero fue cuidadosamente observada en el microscopio y luego fue fotografiada 10 veces en posiciones aleatorias (10 fotos tomadas en posiciones

aleatorias en la dirección del plano focal) del microscopio. Las fotografías fueron procesadas luego de acuerdo a la técnica detallada en el párrafo 5.2.2.

### **Medición de velocidad de caída**

Luego del proceso de toma de fotografías en el microscopio, se procedió a la medición de la velocidad de sedimentación, de acuerdo a la técnica explicada en el párrafo 5.2.3, volcando cuidadosamente el contenido de la correspondiente caja de Petri en uno de los tubos de sedimentación, ubicados a 3 m del microscopio.

### **Fin del ensayo**

Cumplido el tiempo total del ensayo, el equipo Jar Test fue detenido, y se procedió a la medición de:  $pH$ ,  $CE$  y  $T$  para registrar las condiciones finales de éstas variables y observar algún posible cambio, respecto de las condiciones iniciales.

## **5.3.2 Análisis de resultados**

### **5.3.2.1 Diámetros de equilibrio y tiempos de equilibrio**

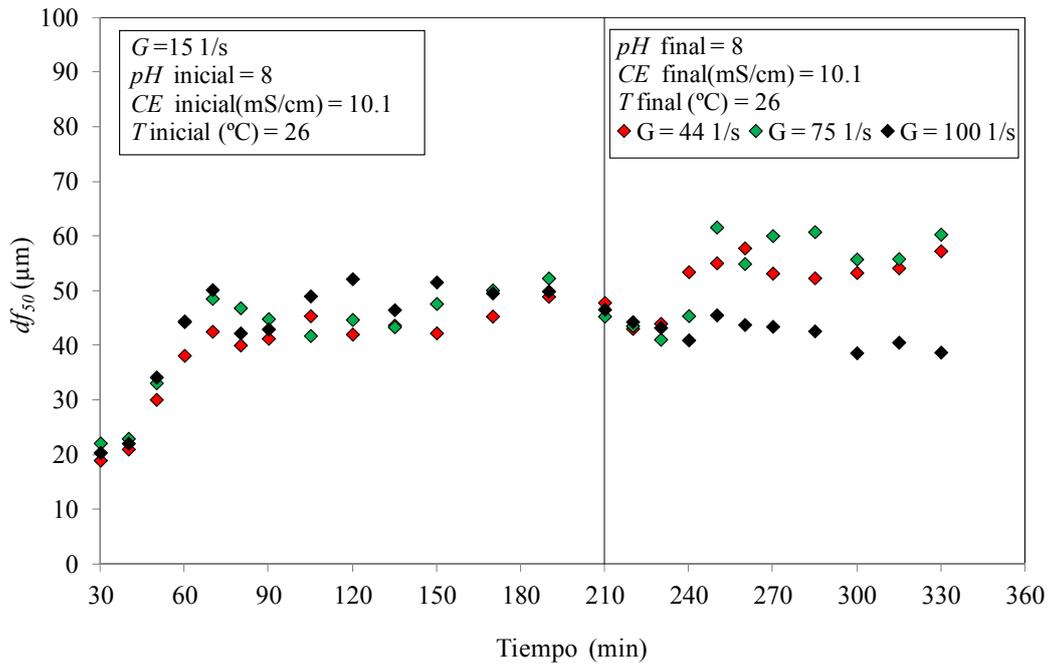
En la Figura 5.9, se presenta la evolución de los diámetros  $df_{50}$ , en función del tiempo para los 3 ensayos. El  $df_{50}$  representa a la mediana de la distribución de tamaños de flóculos, correspondiente a cada extracción individual de muestras de las jarras, y fue obtenido a partir de la técnica de microscopía óptica descrita en el párrafo 5.2.2.

La recta vertical marca la división entre las condiciones experimentales iniciales (etapas 1 y 2) y finales (etapa 3). Se adoptó como tiempo de equilibrio de la floculación,  $T_e$ , al tiempo para el cual los diámetros  $df_{50}$  presentan un comportamiento estable (Lick, 2009), respecto a los  $df_{50}$  previos y subsiguientes en el proceso de toma de muestras. En relación a la magnitud de  $T_e$  se realizó una comparación (ver Tabla 5.6) entre los  $T_e$  determinados para los ensayos aquí presentados y los  $T_e$  que predice la ecuación (5.11)

propuesta por Winterwerp (1998). Con  $k_A = 14.6 \text{ m}^2/\text{kg}$ , determinado por Winterwerp (1998) para el estuario Ems.

$$T_e = \frac{1}{k_A S_w G d_{50p}} \quad (5.11)$$

Una vez determinado el  $T_e$  se calculó el diámetro de equilibrio,  $df_{50eq}$ , como el promedio entre los  $df_{50}$  subsiguientes obtenidos luego del tiempo  $T_e$ .



**Figura 5.9.-** Evolución del diámetro  $df_{50}$  en función del tiempo. Ensayos correspondientes a las condiciones medidas en el sub-tramo 1, aguas arriba de la fuente.  $S_w = 63.7 \text{ mg/L}$ ,  $d_{p50} = 9.25 \text{ }\mu\text{m}$ .

Se observa en los 3 ensayos un comportamiento muy similar durante los primeros 180 min ( $t = 30$  a  $210$  min), donde  $G$  se mantiene constante en  $15 \text{ s}^{-1}$ . En todos los casos se alcanza un primer estado de equilibrio, siendo  $T_e = 80$  min y  $df_{50eq} = 46 \text{ }\mu\text{m}$ .

Luego de los 210 min el estado de equilibrio es modificado, a partir de los correspondientes cambios en  $G$ , alcanzándose nuevos equilibrios. Los  $df_{50}$  registran un leve crecimiento para  $G = 44$  y  $75 \text{ 1/s}$ , con  $T_e$  de 50 y 40 min, respectivamente; y  $df_{50eq}$  de 55 y  $58 \text{ }\mu\text{m}$ . Para  $G = 100 \text{ 1/s}$ , los  $df_{50}$  presentan un decrecimiento hasta estabilizarse en  $df_{50eq} = 39 \text{ }\mu\text{m}$ , para un  $T_e$  de 90 min.

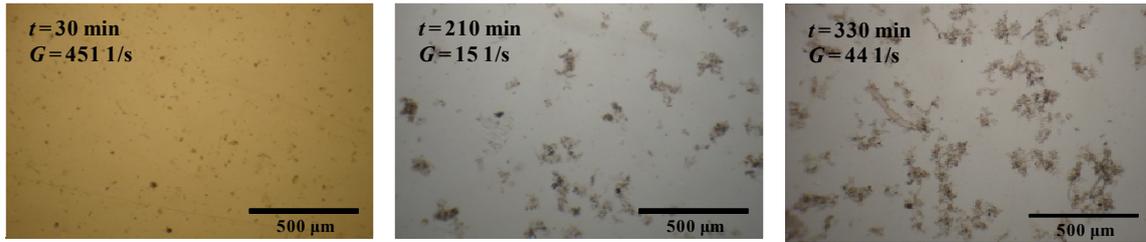
Se puede ver en la Figura 5.9 que el  $df_{50}$  inicial medido a  $G = 451$  1/s, en todos los casos, es igual a  $20 \mu\text{m}$ . Este valor que garantiza la uniformidad en las condiciones iniciales (mencionada en el párrafo 5.3.1.2), representa aproximadamente 2 veces el  $d_{50p}$  de la muestra de agua medido con el difractómetro Malvern (Tabla 5.3).

En la Tabla 5.6 se resumen los  $T_e$ ,  $df_{50eq}$ , y  $CVdf_{50}$  (coeficientes de variación asociados a los  $df_{50}$ ) y los  $T_e$  estimados según la ecuación (5.11) para los 3 ensayos. Se observa que el menor  $CVdf_{50}$  se produce para  $G = 100$  1/s y el mayor para  $G = 15$  1/s. En todos los casos los  $CVdf_{50}$  son inferiores al 8 %.

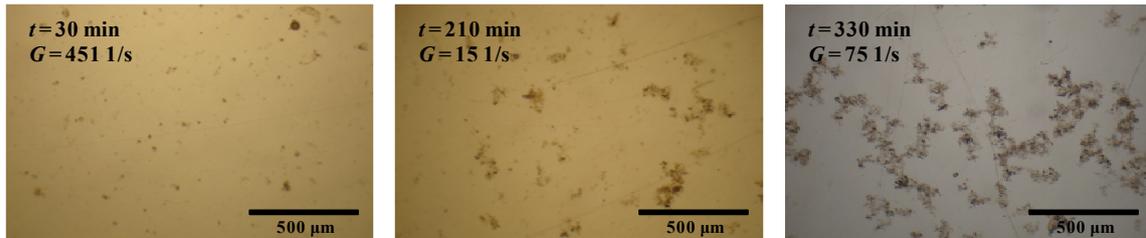
**Tabla 5.6.-** Resumen de los resultados principales:  $T_e$ ,  $T_e$  según Ec. (5.11),  $df_{50eq}$ , y  $CVdf_{50}$  en función de  $G$ . Ensayos correspondientes a las condiciones medidas en el sub-tramo 1, aguas arriba de la fuente.

Ensayo	$G$ (1/s)	$T_e$ (min)	$T_e$ Ec. (5.11) (min)	$df_{50eq}$ ( $\mu\text{m}$ )	$CVdf_{50}$
<b>1a, 1b, 1c</b> <b>(30- 210min)</b>	15	80	133	46	0.07
<b>1a</b> <b>(210 – 330 min)</b>	44	50	45	55	0.04
<b>1b</b> <b>(210 – 330 min)</b>	75	40	26	58	0.05
<b>1c</b> <b>(210 – 330 min)</b>	100	90	20	39	0.03

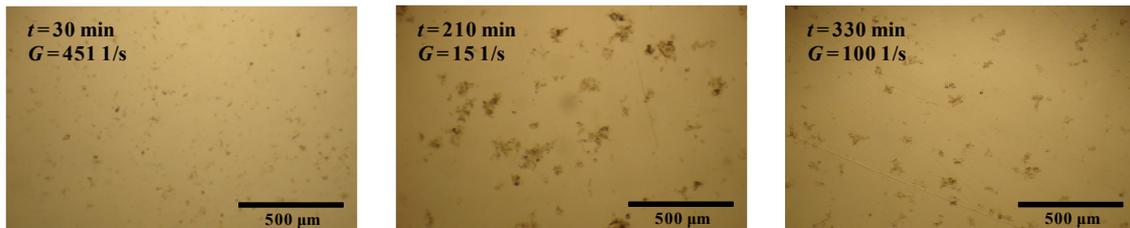
En la Figura 5.10, Figura 5.11 y Figura 5.12 se presenta una comparación entre las fotografías de flóculos tomadas a diferentes tiempos:  $t = 30$  min (fin 1° etapa),  $t = 210$  min (fin 2° etapa) y  $t = 330$  min (fin 3° etapa), para los 3 ensayos. Se puede verificar a simple vista el proceso de crecimiento de los tamaños de los flóculos entre el final de la 1° etapa y el final de la 2° etapa para todos los casos. Se observa en la Figura 5.10 y en la Figura 5.11, correspondientes a los ensayos *1a* ( $G$  final = 44 1/s) y *1b* ( $G$  final = 75 1/s), el crecimiento en los tamaños entre el final de la 2° y el final la 3° etapa. Mientras que, en la Figura 5.12, para el ensayo *1c* ( $G$  final = 100 1/s), se verifica el decrecimiento en los tamaños entre la 2° y 3° etapa, tal como se discutió previamente.



**Figura 5.10.-** Fotografías de flóculos: Izquierda:  $t=30$  min,  $G = 451$  1/s; Centro:  $t= 210$  min,  $G = 15$  1/s; Derecha:  $t = 330$  min,  $G = 44$  1/s.



**Figura 5.11.-** Fotografías de flóculos: Izquierda:  $t=30$  min,  $G = 451$  1/s; Centro:  $t= 210$  min,  $G = 15$  1/s; Derecha:  $t = 330$  min,  $G = 75$  1/s.

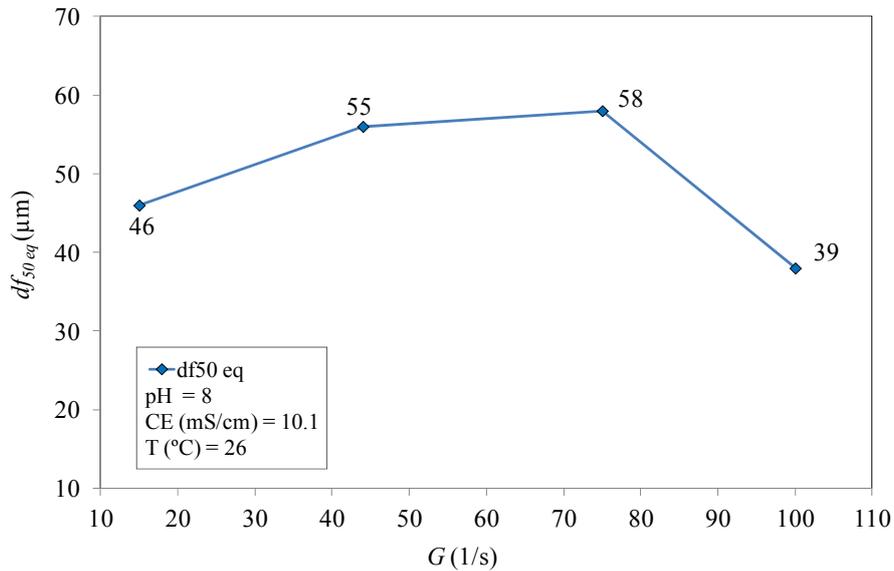


**Figura 5.12.-** Fotografías de flóculos: Izquierda:  $t=30$  min,  $G = 451$  1/s; Centro:  $t= 210$  min,  $G = 15$  1/s; Derecha:  $t = 330$  min,  $G = 100$  1/s.

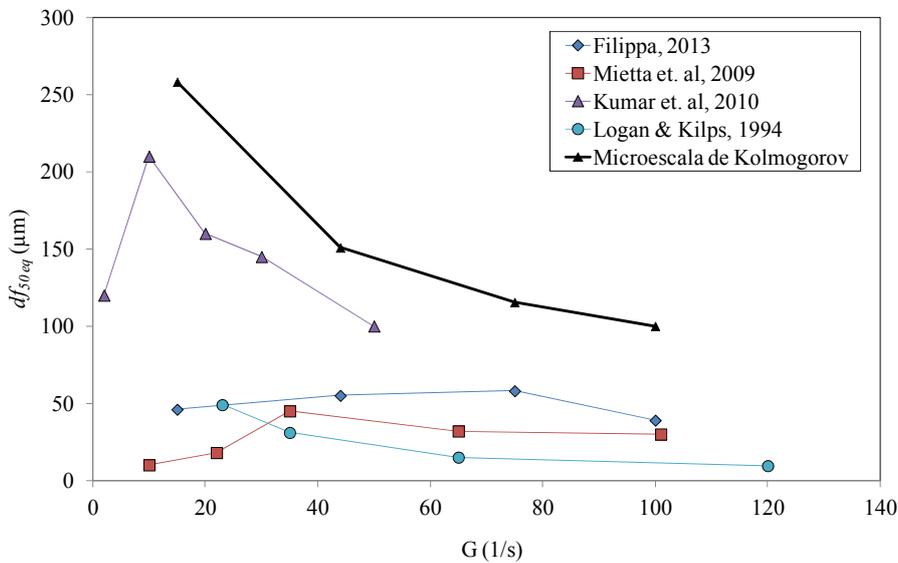
Se debe aclarar que las fotos aquí presentadas fueron escogidas de manera tal que se aprecie claramente el proceso de crecimiento de los flóculos, motivo por el cual se muestran los flóculos visiblemente más grandes, los cuales, al observar la escala de las fotos, pueden resultar superiores a los  $df_{50}$  representados en la Figura 5.9.

En la Figura 5.13 se muestran los  $df_{50eq}$  en función del parámetro  $G$ . El tamaño máximo se registra para  $G = 75$  1/s. Se aprecia un patrón de comportamiento similar, como puede apreciarse en la Figura 5.14, al encontrado por otros autores con jarras de floculación bajo condiciones experimentales equivalentes (Logan & Kilps, 1994; Mietta et. al, 2009; Kumar et. al 2010), con un crecimiento en los tamaños a medida que se

aumenta  $G$ , hasta un determinado valor umbral por encima del cual los diámetros comienzan a decrecer.



**Figura 5.13.-** Diámetros  $df_{50eq}$  como función del parámetro  $G$ . Ensayos correspondientes a las condiciones medidas en el sub-tramo 1, aguas arriba de la fuente.



**Figura 5.14.-** Diámetros  $df_{50eq}$  como función del parámetro  $G$ . Comparación con los resultados obtenidos por otros investigadores en jarras de floculación, bajo condiciones experimentales equivalentes: Logan & Kilps, 1994; Mietta et. al, 2009; Kumar et. al 2010.

### 5.3.2.2 Discusión

Se observa desde  $G = 15$  a  $75$  1/s un crecimiento en los  $df_{50eq}$  lo cual evidencia un predominio de condiciones de agregación en ese tramo de  $G$ . Para  $G$  superiores a  $75$  1/s

los tamaños de equilibrio tienden a disminuir lo que evidencia un proceso de ruptura de flóculos mayor al de agregación. La escasa variación entre los  $df_{50eq}$ , correspondientes a  $G = 44$  y  $75$  1/s, no permite afirmar de forma exacta donde se produce el máximo  $df_{50eq}$ , aunque evidencia la posible ocurrencia de un rango de valores de  $G$  donde se producen tamaños máximos. No obstante, es la escasa variación entre los tamaños de equilibrio, a lo largo de todo el rango de  $G$ , lo que resulta más relevante en este contexto y es comparable con lo reportado por los investigadores (Logan & Kilps, 1994; Mietta et al, 2009) referenciados en la Figura 5.14. Las mayores diferencias en cuanto a la sensibilidad de los  $df_{50}$  con  $G$ , se observan en la comparación de los resultados de Kumar et al., 2010. Aquí se debe considerar que Kumar et al., 2010 en la discusión de sus resultados menciona la escasa cantidad de flóculos medidos y que los mismos fueron muestreados del fondo de las jarras (lo cual incrementa la probabilidad de medir flóculos de mayor tamaño); sumado a que no se habían alcanzado las condiciones de equilibrio. No obstante este investigador también verifica el patrón de comportamiento tipo “campana” con un crecimiento en los tamaños a medida que se aumenta  $G$ , hasta un determinado valor umbral por encima del cual los diámetros comienzan a decrecer.

El rango de variación de diámetros de equilibrio para valores de  $G$  entre 15 1/s y 100 1/s ( $\sigma$  entre  $0.0084$  N/m<sup>2</sup> y  $0.0561$  N/m<sup>2</sup>, respectivamente) va desde 39 a 58  $\mu$ m. El orden de magnitud de este rango de tamaños coincide con el orden de los tamaños observados en campo para el sub-tramo 1 (33  $\mu$ m, ver Capítulo 4). En el río Salado, tanto en el sub-tramo 1 como en el resto del dominio, los valores de  $\tau$  medio en la vertical no exceden los  $0.015$  N/m<sup>2</sup>. Por lo cual los valores de  $G$  aquí evaluados que mejor representan lo ocurrido en campo son  $G = 15$  y  $44$  1/s ( $\sigma$  entre  $0.0084$  N/m<sup>2</sup> y  $0.0247$  N/m<sup>2</sup>). Estos  $G$  tienen asociados diámetros  $df_{50eq}$  de laboratorio de 46 y 55  $\mu$ m, respectivamente. Resulta interesante notar que ante un incremento en la tensión  $\sigma$  de  $0.0084$  a  $0.0247$

N/m<sup>2</sup> (del 194 %) los tamaños sólo se incrementan de 46 a 55  $\mu\text{m}$  (sólo el 20 %). En términos generales el rango de variación de  $df_{50eq}$  para todos los ensayos es de 39 a 58  $\mu\text{m}$ , es decir 48 %, para un rango de tensiones  $\sigma$  que varían un 568 %. Esto evidencia la relativa insensibilidad en los tamaños de los agregados, ante cambios en las condiciones hidrodinámicas en el subtramo 1 para este escenario ambiental.

Dado que el  $df_{50}$  medido a  $t = 30$  min, bajo condiciones de equilibrio resulta 2 veces mayor al  $d_{50p}$  medido con el difractómetro Malvern (con elevada agitación, uso de dispersante químico y ultrasonido que garantizan la ruptura de todos los flóculos), queda evidenciada la existencia de flóculos aún para un elevado  $G = 451$  1/s, bajo las condiciones aquí ensayadas.

Los  $T_e$  estimados según la ecuación (5.11) presentan una correspondencia notable para  $G = 44$  1/s. Para los demás valores de  $G$  la correspondencia no resulta evidente aunque los órdenes de magnitud aún pueden ser comparables. Cabe recordar que el  $T_e$  estimado con la ecuación (5.11), es sólo una aproximación efectuada a los fines comparativos. No se debe perder de vista que fue calculado suponiendo un  $k_A = 14.6$  m<sup>2</sup>/kg, propio de otro ambiente natural. Se deja aquí explicitado entonces que, aunque el  $T_e$  exacto puede ser objeto de discusión, dentro del presente contexto es de mayor relevancia su orden de magnitud, el cual representa una de las escalas temporales de interés mencionadas en el capítulo 4.

En base a los  $T_e$  determinados para las 3 series de ensayos se recalculó el parámetro  $k_A$  despejando el mismo de la Ec. (5.11). Para  $G = 15, 44$  y  $75$  1/s, se obtuvieron respectivamente valores de  $k_A = 23.6, 12.9$  y  $9.4$  m<sup>2</sup>/kg, evidenciándose la necesidad de un  $k_A$  variable para describir las condiciones de agitación variables, entre los 3 ensayos. Para  $G = 100$  s<sup>-1</sup>, no se calculó  $k_A$ , dado que la Ec. (5.11), presupone que el  $T_e$  corresponde a una condición final donde los  $df_{eq}$  son mayores a los  $df_{50}$  iniciales.

### 5.3.2.3 Velocidades de sedimentación

La velocidad de sedimentación  $w_s$  fue medida para cada una de las muestras extraídas de las jarras, donde también fue determinada la correspondiente distribución de tamaños de los flóculos en suspensión. Tal como se mencionó en el párrafo 5.2.3 la  $w_s$  medida fue asociada al máximo tamaño de flóculo,  $df_{max}$ , medido en la muestra correspondiente. La  $w_s$  se podría relacionar con otros tamaños o percentiles característicos de la distribución de tamaños tales como:  $df_{50}$ , diámetro promedio, diámetro modal,  $df_{90}$  (diámetro de flóculo del percentil  $d_{90}$ ). Sin embargo fue verificado que la  $w_s$  no presentaba relación física consistente con dichas variables, presentando patrones erráticos en general. Aún mas, al utilizar estas variables y calcular luego las  $\Delta\rho_f$  y las  $n_f$ , particularmente las  $n_f$ , se encontraron resultados sin sentido físico, como  $n_f > 3$  y  $n_f \sim 1$ . En resumen, el diámetro característico que mejor describe la relación física entre tamaño-velocidad, tamaño-densidad diferencial, y tamaño-dimensión fractal es el diámetro máximo  $df_{max}$ .

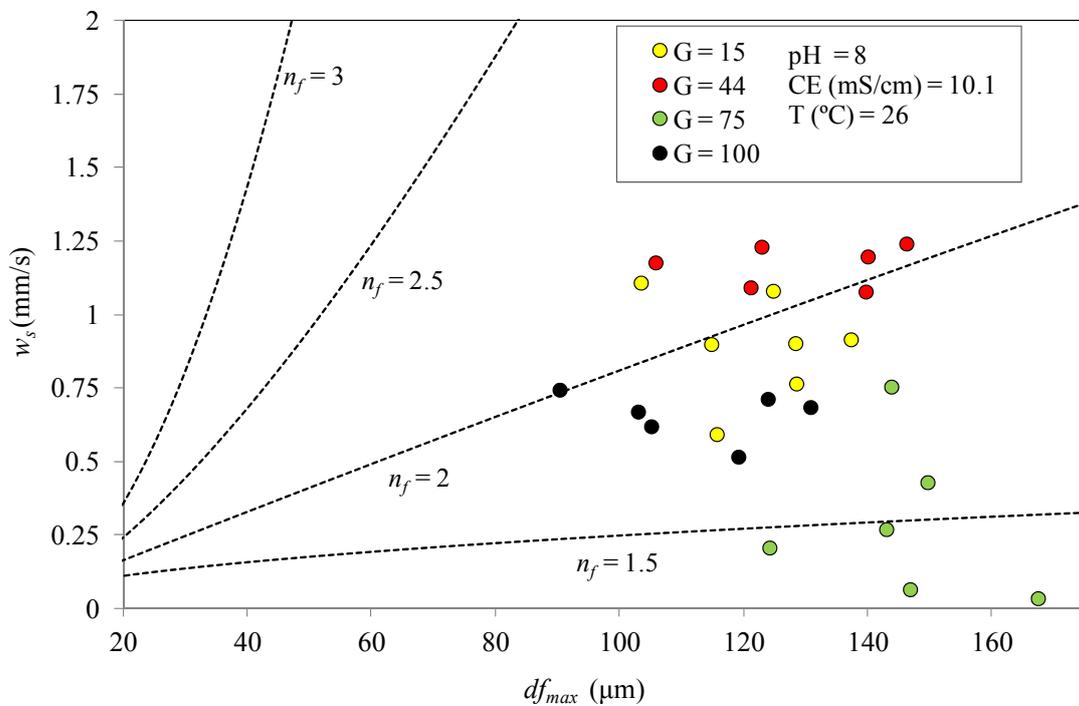
En la Figura 5.15 se presentan las velocidades de sedimentación en función de los diámetros máximos,  $df_{max}$ . Para establecer el contexto, en líneas de puntos se representan los resultados de la Ec. (5.12), propuesta por Winterwerp (2000), mediante la cual se estiman las  $w_s$  en función del diámetro  $df$ , y de la dimensiones fractales  $n_f = 1, 2$  y  $3$ , respectivamente. Siendo  $\mu$  la viscosidad dinámica del agua,  $\zeta$  un factor de forma que aquí se asume igual a 1,  $\rho_s$  la densidad de los sedimentos sin flocular (aproximada a la densidad del cuarzo =  $2650 \text{ kg/m}^3$ ) y  $Re$  el número de Reynolds del flóculo sedimentando:  $Re = df_{50}w_s/v$ .

$$w_s = \frac{\zeta (\rho_s - \rho_w) g}{18 \mu} d_{p50}^{3-n_f} \frac{d_f^{n_f-1}}{1 + 0.15 Re^{0.687}} \quad (5.12)$$

Cabe recordar que la Ec. (5.12) para  $n_f = 3$ , recae en la conocida ecuación de Stokes, Ec.(5.13).

$$w_s = \frac{2}{9} \left( \frac{d_f}{2} \right)^2 \frac{g(\rho_s - \rho_w)}{\mu} \quad (5.13)$$

En términos generales las  $w_s$ , tienden a crecer a medida que aumentan los tamaños. Se aprecia con claridad el desvío del compartamiento de las  $w_s$  medidas en relación a las  $w_s$  que predice la ecuación de Stokes ( $n_f = 3$ ). Las  $w_s$  son mejor descritas a partir de valores de  $n_f$  próximos a 2, como se analiza luego en la Figura 5.18.



**Figura 5.15.-** Velocidades de sedimentación,  $w_s$ , en función del diámetro máximo. En líneas de puntos las  $w_s$  estimadas según la Ec. (5.12) para  $n_f = 1.5, 2, 2.5$  y 3. Ensayos correspondientes a las condiciones medidas en el sub-tramo 1, aguas arriba de la fuente.

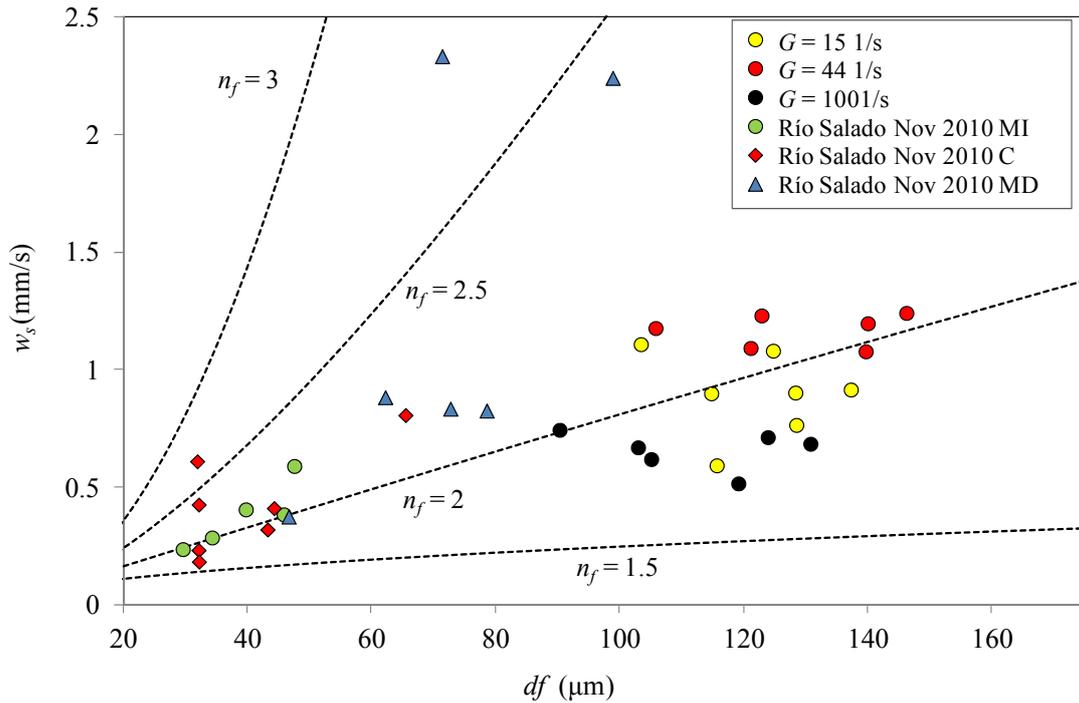
El rango general de variación en las  $w_s$  (excluyendo las  $w_s$  correspondientes a  $G = 75$  1/s) es de 0.5 a 1.25 mm/s. Las  $w_s$  asociadas a  $G = 44$  1/s presentan comparativamente los mayores valores. Las  $w_s$  para  $G = 15$  y 100 1/s, presentan una leve diferencia siendo mayores las  $w_s$  para  $G = 15$  1/s. Para  $G = 75$  1/s, se produce un patrón de

comportamiento atípico puesto que las  $w_s$  tienden a decrecer con los tamaños, y presentan valores absolutos inferiores a los del resto de los ensayos.

#### 5.3.2.4 Discusión

Las velocidades de sedimentación obtenidas en general crecen a medida que aumentan los tamaños, con un claro desvío respecto de las  $w_s$  que predice la ecuación de Stokes, en concordancia con lo que predice la teoría sobre floculación de sedimentos cohesivos en ambientes naturales (Van Leussen, 1994; Winterwerp & Van Kersteren 2004). Las  $w_s$  son mejor descritas a partir de valores de  $n_f$  próximos a 2. Esto resulta similar a lo observado por otros autores, que trabajaron en laboratorio con equipos Jar Test, tanto en tendencia general como en valores absolutos (Kumar et al, 2010). Las mayores velocidades asociadas a  $G = 44$  1/s, resultan consistentes físicamente, dado que en ese rango de  $G$  se producen los segundos mayores tamaños. Para  $G = 75$  1/s donde efectivamente se midieron los tamaños máximos, las  $w_s$  fueron las menores, aún más pequeñas que para  $G = 100$  1/s, donde ocurren los mínimos  $df_{50}$ . Esto resulta físicamente contradictorio, dado que las  $w_s$  debieran ser similares a las correspondientes a  $G = 44$  1/s, que presenta tamaños comparables. Considerando además que no hubo cambios en la composición fisicoquímica del agua que justifiquen las diferencias sustanciales en las  $w_s$ , luego el patrón atípico se atribuye a errores operativos durante las mediciones. Por lo tanto las  $w_s$  asociadas a  $G = 75$  1/s no serán consideradas para el cálculo de las demás propiedades geométricas:  $\Delta\rho_f$ ,  $n_f$ ,  $\tau_f$ .

En la Figura 5.16 se comparan las  $w_s$ , presentadas en la Figura 5.15, con las  $W_s$  calculadas para el río Salado en Noviembre de 2010, en todo el tramo evaluado. Los datos del río Salado se presentan separados entre margen izquierda (MI), centro del cauce (C) y margen derecha (MD).



**Figura 5.16.-** Comparación entre  $w_s$  medidas en laboratorio en los ensayos para el sub-tramo 1, con  $W_s$  calculadas para el río Salado en Noviembre de 2010, en todo el tramo bajo estudio.

Se observa en la Figura 5.16 que las  $w_s$  de laboratorio en general tienden a ser mayores a las medidas en campo. Esto se debe a que las  $w_s$  de laboratorio corresponden a los diámetros máximos medidos, que en general representan entre 2 veces  $df_{50eq}$  y 5 veces  $df_{50eq}$ . Mientras que las  $W_s$  de campo corresponden a la mediana de los diámetros in situ,  $df_{50}$ , que naturalmente son inferiores a los  $df_{max}$ .

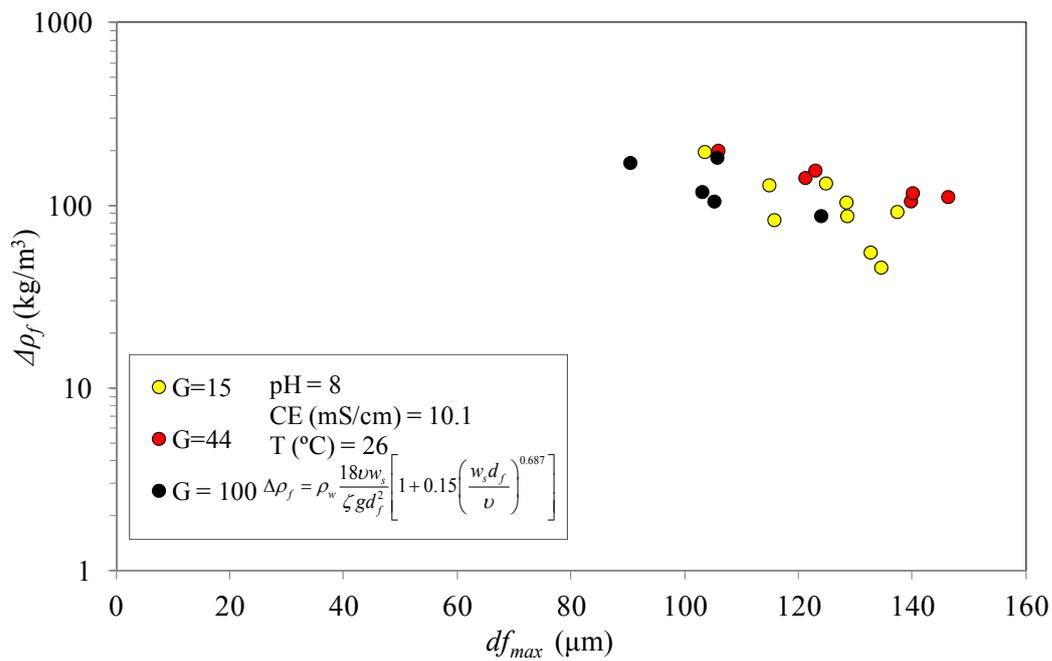
Se puede verificar en la Figura 5.16 que las  $W_s$  calculadas para el río sobre la MI y el C (que representan los sectores del río menos afectados y/o no afectados por el efluente, ver el correspondiente análisis en el capítulo 4), evidencian una tendencia general muy similar a las  $w_s$  medidas en laboratorio. Por otro lado algunas  $W_s$  medidas para la MD en el río, evidencian cierto desvío del comportamiento de las  $w_s$  medidas en laboratorio. Específicamente el rango de variación en las  $W_s$  de los flóculos originados en la MD, para diámetros similares, se amplía significativamente. Esto no resulta casual, dado que las  $W_s$  sobre la MD corresponden a flóculos formados bajo un considerable impacto de

la fuente. Por tal motivo sus correspondientes propiedades tales como tamaños y  $W_s$  evidencian una naturaleza diferente de la correspondiente a los flocúlos formados sin el impacto de la fuente, como los evaluados en esta 1° serie de ensayos de laboratorio. Sobre el impacto del efluente en las  $w_s$  se volverá a discutir en el párrafo 5.4.2.4, donde se señalará nuevamente el efecto del efluente sobre la amplitud en los rangos de las  $w_s$ .

### 5.3.2.5 Densidades diferenciales y dimensiones fractales

Las densidades diferenciales,  $\Delta\rho_f$ , fueron calculadas como función de los pares  $(df_{max}, w_s)$ , determinados en el párrafo 5.3.2.3, utilizando la ecuación (5.14), que es básicamente la ecuación de Stokes corregida por efectos inerciales (Kumar et.al, 2010):

$$\Delta\rho_f = \rho_w \frac{18\nu w_s}{\zeta g d_f^2} \left[ 1 + 0.15 \left( \frac{w_s d_f}{\nu} \right)^{0.687} \right] \quad (5.14)$$



**Figura 5.17.-** Densidades diferenciales como función del diámetro máximo. Ensayos correspondientes a las condiciones medidas en el sub-tramo 1, aguas arriba de la fuente.

Se observa que las  $\Delta\rho_f$  tienden a disminuir con los  $df_{max}$  con un rango general de variación que va desde 50 a 200  $\text{kg}/\text{m}^3$ . Este rango de  $\Delta\rho_f$  coincide con los valores

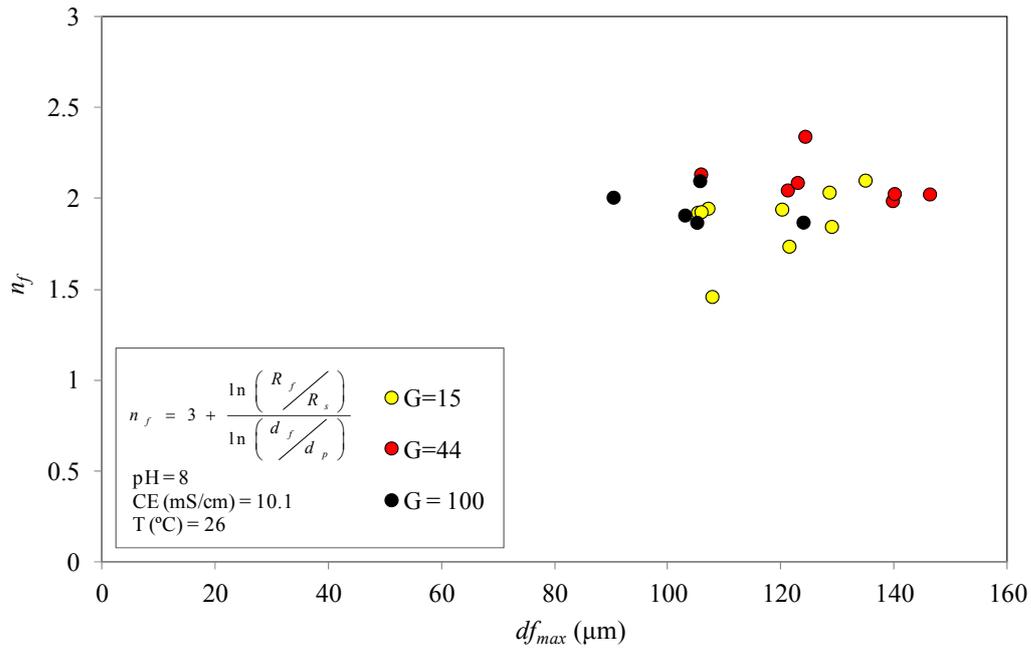
típicos de  $\Delta\rho_f$  reportados por Van Leussen (1994), Winterwerp & Van Kersteren (2004): 30 a 500 kg/m<sup>3</sup>. Los flóculos asociados a  $G = 44$  1/s presentan los mayores valores y presentan el comportamiento más estable en términos comparativos. Es decir para valores constantes de  $df_{max}$  las  $\Delta\rho_f$  asociadas  $G = 44$  1/s no presentan variaciones significativas, mientras que para  $G = 15$  1/s y  $G = 100$  1/s las  $\Delta\rho_f$  parecen ser menos estables.

Las dimensiones fractales fueron calculadas en función de  $df_{max}$  a partir de la relación propuesta por Kranumberg (1994), Ec. (5.15).

$$n_f = 3 + \frac{\ln\left(\frac{R_f}{R_s}\right)}{\ln\left(\frac{d_f}{d_{50p}}\right)} \quad (5.15)$$

Donde los  $d_f$  en este caso son los diámetros máximos (utilizados para el cálculo de las  $\Delta\rho_f$ ),  $R_s = (\rho_s - \rho_w)/\rho_w$ , y  $R_f = (\rho_f - \rho_w)/\rho_w = \Delta\rho_f / \rho_w$  se obtiene a partir de las  $\Delta\rho_f$  determinadas con la Ec. (5.14).

En la Figura 5.18 se muestran los resultados de la Ec. (5.15). El rango general de variación en las  $n_f$  va desde 1.5 a 2.5, con la mayor proporción de valores concentrados entre 1.75 y 2.25. Tales valores de  $n_f$  se encuentran dentro de los valores típicos reportados en condiciones de laboratorio por Logan & Kilps (1994) y en ambientes naturales (fundamentalmente ambientes estuarinos) por Winterwerp & Van Kersteren (2004). En términos generales las  $n_f$  no parecen evidenciar tendencias predominantes ante incrementos en los  $df_{max}$ . A nivel individual los flóculos correspondientes a  $G = 44$  1/s registran en sus  $n_f$  una tendencia decreciente cuando crecen los diámetros. Sin embargo no hay evidencia suficiente como para justificar la utilización de una relación funcional  $n_f$  vs.  $d_f$ .



**Figura 5.18.-** Dimensiones fractales como función del diámetro máximo. Ensayos correspondientes a las condiciones medidas en el sub-tramo 1, aguas arriba de la fuente.

### 5.3.2.6 Fracción floculada

La fracción másica floculada  $f$ , se calculó a partir de la Ec. (5.16), mediante una adaptación de 1 de las 3 metodologías presentadas por Fox, *et al.* (2004):

$$f = \frac{Sfloc_w}{S_w} \quad (5.16)$$

Siendo  $Sfloc_w$  la concentración de flóculos en suspensión en las jarras, definida como:  $Sfloc_w = \Sigma M_f / V_T$ . Con  $M_f$  la masa de cada flóculo presente en las fotografías tomadas con el microscopio y la cámara de fotos, calculada según la Ec. (5.17); y  $V_T$  el volumen de agua asociado a cada fotografía.

$$M_f = \frac{1}{6} \pi d_f^3 \rho_f \quad (5.17)$$

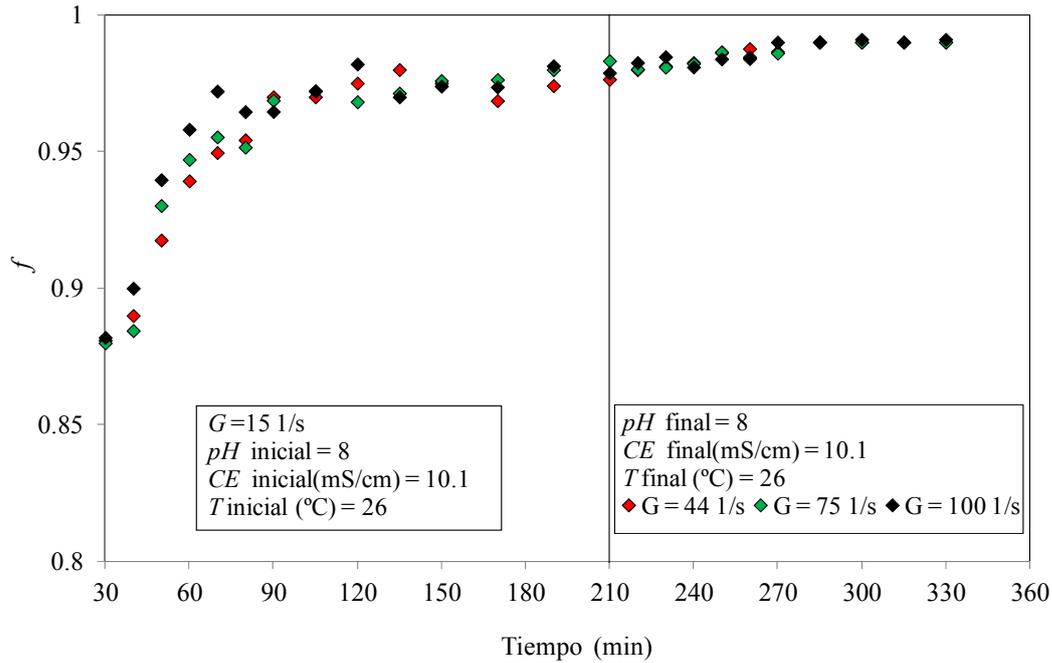
Donde  $d_f$  y  $\rho_f$  son el tamaño y la densidad de cada flóculo considerado.

Para cada muestra extraída de las jarras se obtuvo una determinación de  $w_s$  que fue asociada al diámetro máximo en la muestra,  $df_{max}$  (ver párrafo 5.3.2.3). Luego para cada

par de valores ( $df_{max}$ ,  $w_s$ ) fueron calculadas la correspondientes  $\Delta\rho_f$  y  $n_f$  (Ecuaciones (5.14) y (5.15) ). Tal como se puede observar, la Ec. (5.17), plantea la necesidad de conocer la  $\rho_f$  relacionada a cada  $d_f$  presente en las imágenes; no obstante si bien se midieron todos los  $d_f$  encontrados en cada foto, sólo se determinaron valores de  $\Delta\rho_f$  para los  $df_{max}$ . Por lo tanto, se utilizó nuevamente la ecuación de Kranenburg, Ec. (5.18), para calcular las  $\Delta\rho_f$  como función de cada  $d_f$  y de  $n_f$ , bajo la hipótesis de una  $n_f$  constante e igual a 2 (recordar que las  $n_f$  se encontraron entre 1.75 y 2.25 (ver párrafo 5.3.2.5), por otro lado la hipótesis de una  $n_f$  constante e igual a 2 se sustenta en las conclusiones de Winterwerp (2000)). Por último, una vez determinadas las  $\Delta\rho_f$ , las  $\rho_f$  se calcularon mediante la relación  $\Delta\rho_f = \rho_f - \rho_w$ .

$$R_f = R_s \left( \frac{d_f}{d_p} \right)^{n_f - 3} \quad (5.18)$$

En la Figura 5.19 se representa la evolución de la fracción floculada en función del tiempo. En términos generales el comportamiento de  $f$  fue similar para los 3 ensayos durante la 1° y 2° etapa donde la agitación, parámetro  $G$ , se mantuvo en 15 1/s. Se puede ver que en los 3 casos la  $f$  comienza con un valor inicial de 0.88, (para la 1° muestra tomada con  $G = 451$  1/s); luego, para  $G = 15$  1/s, registra un crecimiento hasta estabilizarse entre 0.97-0.98. El tiempo de estabilización de la fracción floculada, de 80 min, resulta similar al tiempo de equilibrio de floculación ( $T_e = 80$  min) discutido en el párrafo 5.3.2.1. Luego de  $t = 210$  min, al modificarse  $G$ , la  $f$  evidencia un crecimiento muy escaso y similar para los 3 ensayos, estabilizándose entre 0.98-0.99, en un tiempo de 60 min. Nuevamente este tiempo de estabilización de  $f$  es consistente con los  $T_e$  para la 3° etapa (ver Tabla 5.6).



**Figura 5.19.-** Evolución de la fracción floculada en función del tiempo. Ensayos correspondientes a las condiciones medidas en el sub-tramo 1, aguas arriba de la fuente.

### 5.3.2.7 Discusión

La primera observación en relación a la  $f$ , es que en todos los casos su valor inicial fue de 0.88, bajo una muy elevada agitación ( $G = 451$  1/s), lo cual indica que todos los ensayos comenzaron con la mayoría de los sedimentos suspendidos ya floculados. Aún más, para todo el rango de  $G$  ensayados se observa que la  $f$  es superior a 0.88, con valores en el estado de equilibrio que oscilan entre 0.97 y 0.99; lo cual indica que los sedimentos suspendidos del río Salado, bajo condiciones hidro-sedimentológicas similares, se transportan en su mayoría floculados. Este hecho sustenta una de las hipótesis sobre la floculación en el río Salado, establecida en el capítulo 4.

Es notoria también la escasa variación entre las  $f$  en el equilibrio, de  $G = 15, 44, 75$  y  $100$  1/s, que como se mencionó oscilan entre 0.97 y 0.99. Esto indica que si bien la turbulencia puede modificar levemente los tamaños de los agregados, prácticamente presenta una influencia escasa sobre la fracción floculada.

Tal como se discutió en el capítulo 2, existe en los últimos años un consenso en la comunidad científica, en considerar que gran parte de los sedimentos suspendidos se transportan floculados en los cursos fluviales (Nicholas & Walling, 1996, Woodward & Walling, 2007, Guo & Qing, 2011). No obstante hasta el momento se han encontrado en la bibliografía escasos estudios de campo o laboratorio que analicen efectivamente cuál es la fracción másica floculada en cursos fluviales. En tal sentido Leppard & Droppo, (2005) estiman que un 80% del volumen de sedimentos suspendidos se transportan floculados. Woodward & Walling (2007) cuantifican la importancia de la floculación en el río Exe del Reino Unido en términos de la variable *DOF* (degree of flocculation) del inglés, “*grado de floculación*”. Esta variable tiene la limitación de sólo comparar los  $d_{50}$  de las partículas con los  $df_{50}$  de los flóculos, perdiéndose la información de lo que ocurre con el resto de la masa de partículas en suspensión. También en estuarios la información sobre  $f$  es escasa, aunque se dispone de algunos estudios relevantes como el de Fox et al (2004), hecho en el delta del río Po (Italia), de donde fue obtenida metodología para el cálculo de  $f$  usada en esta Tesis. Aquí sólo se empleó una de las tres metodologías usadas por Fox, puesto que las demás requerían de variables no disponibles en la serie de ensayos aquí descriptos. Fox et al (2004) reportó valores de  $f$  que varían entre 0.08 y 1, con una fuerte dependencia de la ubicación geográfica dentro del delta, donde las condiciones hidrodinámicas y sedimentológicas son naturalmente dinámicas.

### 5.3.2.8 Tensión resistente

La tensión resistente de los agregados se estimó a partir de la Ec. (5.19) propuesta por Kranunberg (1994):

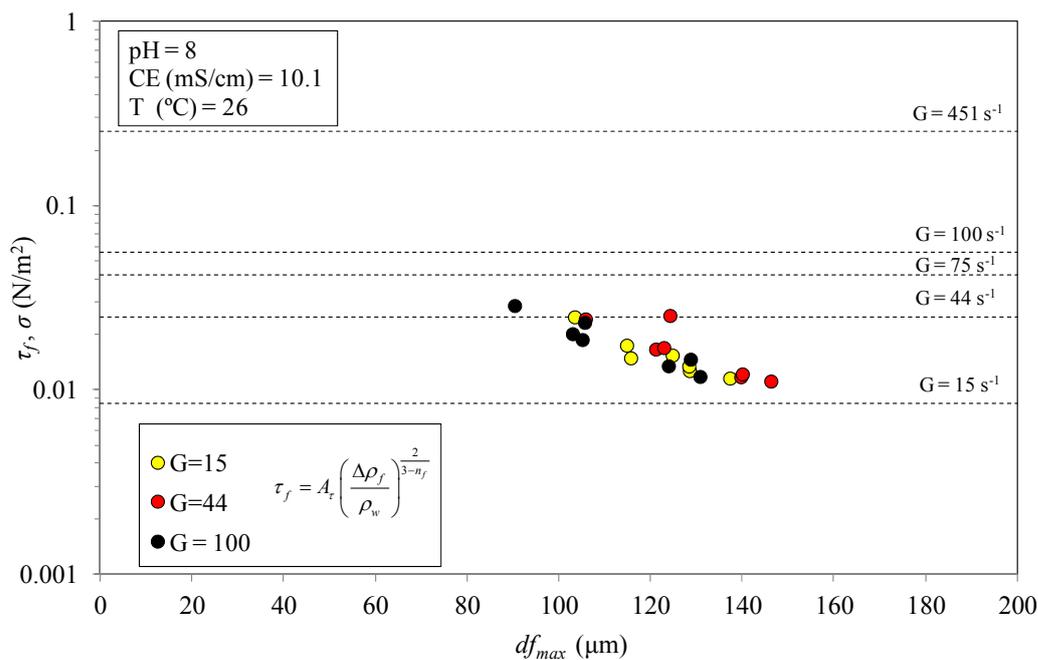
$$\tau_f = A_\tau \left( \frac{\Delta\rho_f}{\rho_w} \right)^{\frac{2}{3-n_f}} \quad (5.19)$$

Siendo  $A_\tau$  un factor de proporcionalidad, que depende de las propiedades de los sedimentos, del agua y del escurrimiento, con valores que van de 1 a  $10^4$  N/m<sup>2</sup> (McAnally & Metha, 2002). Dado que no se disponía del valor de  $A_\tau$  para las condiciones ensayadas, se adoptó un valor igual 1 N/m<sup>2</sup>, el cual como se discute luego describe adecuadamente los resultados obtenidos.

Los  $\tau_f$  como función de los  $df_{max}$ , se presentan en la Figura 5.20. En líneas de puntos horizontales se grafican a modo de referencia las tensiones hidrodinámicas  $\sigma$ , asociadas a los valores de  $G$  ensayados, que también se indican a la derecha de la Figura 5.20.

Se registra una tendencia decreciente en los  $\tau_f$  a medida que se incrementan los tamaños.

El rango general de tensiones resistentes se ubica entre 0.01 y 0.03 N/m<sup>2</sup>.



**Figura 5.20.-** Tensiones resistentes en función de los  $df_{max}$ . Calculadas con  $A_\tau = 1$  N/m<sup>2</sup>. Ensayos correspondientes a las condiciones medidas en el sub-tramo 1, aguas arriba de la fuente.

Los  $\tau_f$  obtenidos para  $G = 15$  1/s se ubican en su totalidad por encima de la tensión  $\sigma$  correspondiente a  $G = 15$  1/s. Los flóculos formados bajo  $G = 44$  1/s registran valores de  $\tau_f$  iguales o por debajo de la  $\sigma$  relacionada. Mientras que los flóculos generados con  $G = 100$  1/s, registran  $\tau_f$  como mínimo 2 veces inferiores a la correspondiente tensión  $\sigma$ .

La cantidad de puntos disponibles no permite afirmar que existan diferencias en las tensiones resistentes para valores de  $df_{max}$  constantes. Es decir que para tamaños constantes no se presentan diferencias significativas entre los flóculos formados bajo los 3 valores de  $G$ .

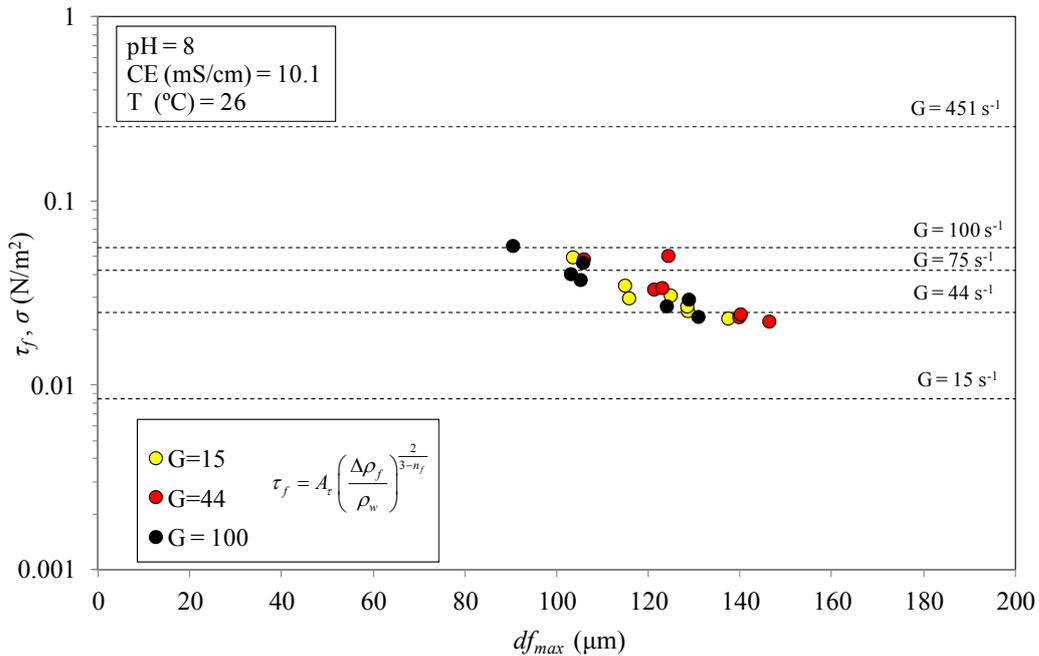
### 5.3.2.9 Discusión

Considerando que, como se reconoce en la bibliografía (McAnally & Metha, 2002), el rango de variación de  $A_\tau$  va desde 1 a  $10^4$  N/m<sup>2</sup> dependiendo de las condiciones hidro-sedimentológicas particulares, luego los  $\tau_f$  naturalmente diferirán notablemente de acuerdo al valor de  $A_\tau$  utilizado. En tal sentido la adopción de un valor de  $A_\tau$ , cuando éste se desconoce, es un procedimiento ya adoptado por otros autores como McAnally & Metha (2002). Ellos calculan  $\tau_f$  sin conocer el  $A_\tau$ , utilizando un valor de  $A_\tau = 200$  N/m<sup>2</sup> propio de otro ambiente natural y obtienen resultados razonables de acuerdo a sus conclusiones.

La adopción de  $A_\tau = 1$  N/m<sup>2</sup> realizada en los ensayos aquí descriptos se basa en la consistencia física entre los  $\tau_f$  estimados y las tensiones  $\sigma$  asociadas a cada  $G$  evaluado. A modo de ejemplo: si se utilizase un  $A_\tau = 10$  N/m<sup>2</sup> la totalidad de los puntos en la Figura 5.20, se ubicarían por encima de  $\tau_f = 0.1$  N/m<sup>2</sup> y serían superiores a la tensión  $\sigma$  asociada a  $G = 100$  1/s. Esto sería físicamente inconsistente, dado que implicaría que la totalidad de flóculos no podrían ser quebrados o desagregados con valores de  $G = 100$  1/s, evidenciándose condiciones de agregación predominantes por sobre la desagregación. Lo cual se demostró que no es así particularmente para  $G = 100$  1/s, donde los flóculos formados para  $G = 15$  1/s, disminuyeron sus tamaños producto del incremento de  $G = 15$  1/s a  $G = 100$  1/s. En caso de utilizarse un  $A_\tau$  mayor a 10 N/m<sup>2</sup> el razonamiento sería análogo.

Suponiendo por último un  $A_\tau = 2 \text{ N/m}^2$ , ver Figura 5.21, se tendría una descripción razonable, dado que la mayoría de los  $\tau_f$  se encontrarían debajo de la tensión  $\sigma$  correspondiente a  $G = 100 \text{ 1/s}$ . Sin embargo hay que considerar que se está analizando la relación entre  $\tau_f$  y los  $df_{max}$ , por este motivo la adopción de  $A_\tau = 1 \text{ N/m}^2$ , otorga mayor consistencia física a los  $\tau_f$  de todo el rango de tamaños y no sólo a los de  $df_{max}$ .

Tal como se mencionó en la descripción de la Figura 5.20, el rango general de tensiones resistentes se ubica entre  $0.01$  y  $0.03 \text{ N/m}^2$ . Estos resultados resultan comparables con el rango de tensiones de medias en la vertical obtenidas para el río Salado mediante el modelo hidrodinámico (ver Tabla 4.3, en el capítulo 4), siendo el rango de  $\tau$  :  $0.003$  a  $0.014 \text{ N/m}^2$ . Esto indica que las  $\tau_f$  de los flóculos en suspensión, en general son mayores a las  $\tau$  del escurrimiento, lo cual resulta razonable desde el punto de vista físico.



**Figura 5.21.-** Tensiones resistentes en función de los  $df_{max}$ . Calculadas con  $A_\tau = 2 \text{ N/m}^2$ . Ensayos correspondientes a las condiciones medidas en el sub-tramo 1, aguas arriba de la fuente.

## **5.4 Floculación inducida por la fuente (floculación aguas abajo de la fuente, sub-tramos 2 y 3 del río)**

En el capítulo 4 se demostró que la fuente incrementa considerablemente el proceso natural de floculación en este tramo del río. Se demostró que el tamaño medio de los flóculos puede crecer en un 230 % o más y que esto determina un incremento sustancial en las velocidades de sedimentación y con ello en la tasa de depositación. También se demostró que la influencia de la fuente en la floculación, no es meramente de carácter local sino que se extiende en una escala espacial del orden de los 1500 m. Naturalmente, los interrogantes que quedan planteados son diversos, sin embargo en relación a los objetivos de esta Tesis, particularmente en relación al proceso de transporte-depositación de sedimentos y cromo en la columna de agua se plantean los siguientes objetivos a evaluar en laboratorio para la floculación aguas abajo de la fuente: 1) evaluar las propiedades físicas de los agregados generados por el efecto de la fuente, particularmente los tamaños y las velocidades de sedimentación 2) evaluar el efecto del efluente sobre la floculación de sedimentos suspendidos en relación a la escala espacial de su impacto en la floculación. 3) contribuir al conocimiento de las causas del incremento de la floculación que genera el efluente.

### **5.4.1 Metodología específica**

#### **5.4.1.1 Características de la muestra de agua de río**

Se empleó agua proveniente de la misma muestra general utilizada en los ensayos correspondientes al sub-tramo 1, cuyas características se detallaron en el párrafo 5.3.1.1.

#### **5.4.1.2 Características del efluente**

Obtenido de forma directa de la planta de tratamientos de la empresa que eroga el efluente aquí considerado. El procedimiento de extracción de la muestra estuvo a cargo

del personal de la planta y se realizó en presencia del autor de esta Tesis. En la Tabla 5.7 se presenta una síntesis de los parámetros característicos de la muestra de efluente.

**Tabla 5.7.-** Resumen de parámetros característicos de la muestra de efluente.

Parámetro	Valor	Técnica de medición
<i>pH</i>	8	pHímetro digital Horiba
<i>CE</i> (mS/cm)	10.1	Conductivímetro digital Horiba
<i>S<sub>w</sub></i> (mg/L)	13.4	Norma ASTM D397797B
<i>SDT</i> (mg/L)	6809	Evaporación
<i>SSV</i> (mg/L): sólidos suspendidos volátiles	8.28	Norma
<i>SDV</i> (mg/L): sólidos disueltos volátiles.	700	Norma
<i>C<sub>Tw</sub></i> (μg/L)	330	Absorción Atómica con horno de grafito: Norma EPA 600/R-94/111.
<i>C<sub>sw</sub></i> (μg/L)	210	Absorción Atómica con horno de grafito: Norma EPA 600/R-94/111.
<i>C<sub>pw</sub></i> (μg/L)	120	Diferencia de masas: $C_{pw} = C_{Tw} - C_{sw}$

Tal como se puede notar tanto la  $S_w = 13.4$  mg/L como la  $C_{Tw} = 330$  μg/L de la muestra de efluente son sustancialmente inferiores a las medidas en la fuente durante Noviembre de 2010: con  $S_w = 681$  mg/L,  $C_{Tw} = 3300$  μg/L. Estas diferencias en la carga de sedimentos y cromo del efluente suelen ser frecuentes, y son consecuencia del régimen de producción de la empresa, que varía de acuerdo a la época del año. Para el escenario de Noviembre de 2008, donde también se demostró el impacto del efluente en la floculación del río, la fuente presentaba una  $S_w = 64$  mg/L y una  $C_{Tw} = 126$  μg/L, valores que se encuentran próximos a los medidos en la presente muestra de efluente. A lo largo de esta serie de ensayos se demostrará la gran capacidad que tiene el efluente, aun para bajos valores de  $S_w$  y  $C_{Tw}$  (comparados con Noviembre de 2010), de incrementar considerablemente los tamaños de los flóculos en suspensión.

### 5.4.1.3 Condiciones experimentales

A partir de los objetivos planteados se especificaron las condiciones experimentales, asumiendo las siguientes hipótesis: 1) que el proceso de mezcla en la zona de descarga del efluente se produce en condiciones de agitación constante 2) que el proceso de mezcla entre el agua del río y el efluente se puede representar a partir de proporciones volumétricas crecientes de efluente:  $Vol_{Ef} = \text{Volumen Efluente} / (\text{Volumen Efluente} + \text{Volumen Agua río})$ . La primera hipótesis implica el empleo de un  $G$  constante en toda la serie de ensayos. El  $G$  elegido fue 44 1/s. Esto no es casual, dado que se escogió un valor de  $G$  que se ubica dentro del rango para el cual se habían obtenido los máximos tamaños para los ensayos asociados al sub-tramo 1 aguas arriba de la fuente. Aquí queda implícita la suposición de que el proceso de mezcla en la zona de la fuente se produce bajo condiciones de  $G$  favorables para la floculación. La segunda hipótesis posibilita evaluar las propiedades físicas de los agregados formados bajo distintas proporciones volumétricas de efluente. Estas condiciones se simulan en laboratorio a partir del empleo de proporciones volumétricas de efluente entre 1 % y 66 %. Cabe recordar que se evaluará bajo condiciones controladas un proceso que ocurre en el medio ambiente natural, sujeto a innumerables incertidumbres. Sin embargo a partir de una evaluación cuidadosa de los resultados en laboratorio, se puede obtener información esencial para la ampliación de las conclusiones y del conocimiento de los fenómenos observados en campo.

En la Tabla 5.8 se presentan las condiciones experimentales ensayadas. Se muestran los distintos valores de la proporción  $Vol_{Ef}$ , y las correspondientes propiedades características de las distintas mezclas de agua río-efluente evaluadas.

Todos los ensayos están divididos en 3 etapas. La 1° y la 2° etapa donde se emplea solamente agua de río hasta alcanzar un primer estado de equilibrio de floculación, y

una 3° etapa donde se adiciona una proporción de efluente y se observa el comportamiento de la floculación hasta alcanzar un segundo equilibrio.

Tal como se mencionó, el valor de  $G$  fue mantenido constante en todos los ensayos en 44 1/s, correspondiente a una tensión  $\sigma = 0.0247 \text{ N/m}^2$  (excluyendo la agitación inicial practicada durante 30 minutos a  $G = 451 \text{ 1/s}$ ).

**Tabla 5.8.-** Resumen de condiciones experimentales. Ensayos correspondientes a las condiciones observadas en los sub-tramos 2 y 3, aguas abajo de la fuente.

Ensayo	Tiempo (min)	$G$ (1/s)	$\sigma$ ( $\text{N/m}^2$ )	$\text{Vol}_{\text{Ef}}$ (%)	$\text{pH}$	$CE$ (mS/cm)	$S_w$ (mg/L)	$SSV$ (mg/L)	$SDT$ (mg/L)	$SDV$ (mg/L)	$C_{Tw}$ ( $\mu\text{g/L}$ )	$f_{pw}$
2a	0 - 30	451	0.2526	0	8	10.1	63.7	7.30	7500	13.80	ND	-
	30 - 210	44	0.0247	0	8	10.1	63.7	7.30	7500	13.80	ND	-
	210-330	44	0.0247	1	8	10.1	63.2	7.31	7493	21.00	5	0.5
2b	0 - 30	451	0.2526	0	8	10.1	63.7	7.30	7500	13.80	ND	-
	30 - 210	44	0.0247	0	8	10.1	63.7	7.30	7500	13.80	ND	-
	210-330	44	0.0247	10	8	10.1	58.7	7.40	7432	82.00	23	0.39
2c	0 - 30	451	0.2526	0	8	10.1	63.7	7.30	7500	13.80	ND	-
	30 - 210	44	0.0247	0	8	10.1	63.7	7.30	7500	13.80	ND	-
	210-330	44	0.0247	33	8	10.1	56.0	10.60	7389	361.00	100	0.28
2d	0 - 30	451	0.2526	0	8	10.1	63.7	7.30	7500	13.80	ND	-
	30 - 210	44	0.0247	0	8	10.1	63.7	7.30	7500	13.80	ND	-
	210-330	44	0.0247	50	8	10.1	42.4	10.90	7155	248.00	154	0.25
2e	0 - 30	451	0.2526	0	8	10.1	63.7	7.30	7500	13.80	ND	-
	30 - 210	44	0.0247	0	8	10.1	63.7	7.30	7500	13.80	ND	-
	210-330	44	0.0247	66	8	10.1	32.8	13.50	7039	450.00	210	0.34

#### 5.4.1.4 Preparación del agua río y del efluente

##### Efluente

Doce horas antes de cada ensayo el efluente almacenado en frío en heladera, fue agitado para resuspender los sedimentos depositados y homogeneizar la concentración de los sedimentos en suspensión. Luego fue preparado el volumen necesario para el ensayo correspondiente y fue mantenido al resguardo de la luz, pero a temperatura ambiente de manera tal que la mezcla posterior con el agua de río tuviese la misma temperatura. Previo al instante en el cual la muestra de efluente debía ser adicionada en las Jarras

conteniendo agua de río, fue practicada nuevamente una agitación de la misma durante 10 min.

### **Agua de río**

Previo al inicio de cada ensayo la muestra de agua, almacenada al resguardo de la luz en bidones de 10 L, fue agitada durante 10 minutos para resuspender los sedimentos depositados y garantizar la homogeneidad en la concentración de los sedimentos en suspensión y del resto de las propiedades del agua. Seguidamente el agua de río fue vertida en cada jarra hasta aforar el volumen correspondiente, con ayuda de pipetas de vidrio.

#### **5.4.1.5 Medición de variables**

Luego de llenar las jarras sólo con el agua de río, fueron medidas las variables: *pH*, *CE* y temperatura del agua, con el objetivo de registrar los valores iniciales y así detectar posibles cambios, en estas variables, entre el inicio y el fin del ensayo.

#### **5.4.1.6 Preparación del microscopio y de la cámara fotográfica**

El microscopio y la cámara de fotos fueron dispuestos en una mesada separada 2 m de la mesada donde se ubicaba el equipo Jar Test. La preparación del microscopio y de la cámara fue de carácter rutinario, verificando que el aumento fuese el adecuado (40 X) y que la iluminación fuese la correcta.

#### **5.4.1.7 Preparación del tubo de sedimentación**

Se emplearon 3 probetas de vidrio de 1 L de volumen. Éstas fueron cuidadosamente lavadas con agua y detergente. Luego con alcohol etílico fue quitada cualquier impureza que pudiera estar adherida a la superficie externa del vidrio.

Por último las probetas se llenaron con 1 L de agua con salinidad similar a la de las jarras. Empleando para ello: agua destilada y cloruro de sodio.

#### **5.4.1.8 Preparación de los accesorios**

El material auxiliar básico a preparar antes del inicio del ensayo consistió de:

Una jeringa plástica de 20 mL y una manguera plástica de 5 mm de sección: elementos que se usaron para ejecutar la extracción de muestras de las jarras.

30 Cajas de Petri de plástico (rotuladas): empleadas para almacenar las muestras extraídas.

Vaso de precipitado de 250 mL y piceta con agua destilada: empleados en el proceso de limpieza de la manguera y jeringa, hecho entre cada extracción.

#### **5.4.1.9 Desarrollo de los ensayos**

##### **Agitación inicial, primera etapa: intervalo de tiempo 0 – 30 min**

Antes de comenzar cada ensayo, se practicó una agitación inicial durante 30 minutos, a la máxima velocidad de giro del equipo: 300 rpm, equivalente a  $G = 450$  1/s. El objetivo de esta etapa fue garantizar condiciones iniciales uniformes para todos los ensayos y minimizar el tamaño de los flóculos antes del comienzo de los ensayos.

##### **Agitación constante, segunda etapa, sólo con agua de río: intervalo de tiempo de 30 a 210 min**

Cumplidos los 30 minutos iniciales, el parámetro  $G$  fue disminuido hasta 44 1/s. Este valor de  $G$  fue mantenido constante hasta finalizar el ensayo. El objetivo de esta etapa tal como se mencionó fue alcanzar un 1° equilibrio en la floculación, sólo con el agua de río. La suficiencia de éste tiempo para garantizar el equilibrio fue corroborada previamente en los ensayos preliminares y verificada además en los ensayos correspondientes al sub-tramo 1 aguas arriba de la fuente.

**Agitación constante, mezcla agua río-efluente, tercera etapa: intervalo de tiempo de 210 a 330 min**

Cumplidos los 180 min, de la etapa previa, fue adicionado el volumen de efluente necesario de manera de alcanzar la proporción  $Vol_{Ef}$  correspondiente (Tabla 5.8). Esta etapa tuvo el objetivo (ya mencionado) de evaluar el efecto del efluente sobre la floculación. Luego de la adición del efluente cada ensayo continuó con las mismas condiciones experimentales a lo largo de 120 min, hasta su finalización. Fue comprobado que éste tiempo fue suficiente para alcanzar un nuevo estado de equilibrio en la floculación.

**Extracciones de muestras para determinación de tamaños y mediciones de  $w_s$ .  
Correspondiente al intervalo de tiempo:  $t = 30$  min a  $t = 330$  min**

A lo largo de cada ensayo se efectuaron extracciones de muestras (sin detener el equipo Jar Test) empleando la jeringa y manguera plásticas, según el programa de muestreo de la Tabla 5.5, ubicándolas en cajas de Petri para su observación en el microscopio. Cada muestra, de un volumen de 7 mL, primero fue cuidadosamente observada en el microscopio y luego fotografiada 10 veces en posiciones aleatorias (10 fotos tomadas en posiciones aleatorias en la dirección del plano focal) del microscopio. Seguidamente, fue efectuada la medición de la velocidad de sedimentación, de acuerdo a la técnica explicada en el párrafo 5.2.3, volcando cuidadosamente el contenido de la caja de Petri en uno de los tubos de sedimentación, ubicados a 3 m del microscopio.

**Extracciones de muestras y filtrado para determinaciones de cromo total, particulado y disuelto: intervalo de tiempo  $t = 180$  min a  $t = 330$  min.**

Se demostró en el capítulo 4 que, para el escenario ambiental de Noviembre de 2010, la fracción de cromo sorbido a los sedimentos suspendidos,  $f_{pw}$ , varía en función de la distancia a la fuente de cromo, como consecuencia directa de la dinámica del proceso

de mezcla efluente-agua de río. Se demostró que en los sub-tramos 2 y 3, en general, la  $f_{pw}$  supera al 50 %. Por tal motivo, y con el objetivo de simular las condiciones presentes aguas abajo de la fuente (sub-tramos 2 y 3), resultó necesario verificar que la sorción de cromo ocurriese también en condiciones de laboratorio. Y que tanto la fracción de cromo sorbida ( $f_{pw}$ ) como la escala temporal del proceso de sorción ( $T_{Cr}$ ) fuesen consistentes con los fenómenos observados en campo.

La verificación de la ocurrencia del proceso de sorción de cromo en los sedimentos suspendidos, a partir de la adición de las distintas proporciones del efluente  $Vol_{Ef}$  en el agua de río, se efectuó siguiendo la metodología que se describe a continuación.

*Extracción de muestras, procedimiento ejecutado en los 5 ensayos:*

Previo a la finalización de todos los ensayos, tiempo  $t = 330$  min de la Tabla 5.5, se extrajo una muestra de 10 mL, empleando una jeringa y manguera plásticas, para la determinación de cromo disuelto. Inmediatamente la muestra se trasladó a la batería de filtrado, donde se extrajo la fase disuelta empleando filtro con tamaño de poro de 0.45  $\mu\text{m}$ . Luego se tomó de las jarras una muestra de 50 mL, para la determinación de cromo total. Ésta última muestra, se almacenó directamente en un recipiente de plástico, en frío, sin filtrar. Las muestras de 50 mL (no filtradas) y de 10 mL (filtradas) fueron enviadas al laboratorio Secegrin-CCT para la lectura de cromo total y cromo disuelto, respectivamente. El cromo particulado fue determinado luego por diferencia de masas:

$C_{pw} = C_{Tw} - C_{sw}$  y la fracción particulada a partir del cociente  $f_{pw} = C_{pw} / C_{Tw}$ .

*Extracción de muestras, procedimiento ejecutado durante los ensayos con  $Vol_{Ef} = 1\%$ ,  $10\%$ :*

Para estos 2 ensayos se realizaron extracciones adicionales, con el objetivo de verificar también la escala temporal del equilibrio de sorción del cromo en los sedimentos suspendidos. Luego de adicionar el efluente en las jarras, se realizaron extracciones de

10 mL, según el programa de muestreo de la Tabla 5.9, para registrar la evolución temporal de la  $f_{pw}$ . Se empleó un reloj adicional que contabilizó el tiempo transcurrido desde la adición del efluente, instante que correspondió al tiempo  $t = 0$  (de la Tabla 5.9). Finalizada cada extracción la muestra de 10 mL fue filtrada para obtener su fase disuelta.

**Tabla 5.9.-** Cronograma de extracciones de muestras para determinaciones de cromo disuelto. Válido para los ensayos con  $Vol_{Ef} = 1\%$  y  $10\%$ .

Extracción	Tiempo (min)
1°	2
2°	10
3°	20
4°	30
5°	40
6°	50
7°	60
8°	120

Las muestras de 10 mL (filtradas) también fueron enviadas al laboratorio Secegrin-CCT Santa fe para la determinación de cromo disuelto, mediante Espectrometría de Absorción Atómica con horno de grafito siguiendo la Norma EPA 600/R-94/111.

#### **Fin del ensayo:**

Cumplido el tiempo total del ensayo, el equipo Jar Test fue detenido, y se procedió a la medición de:  $pH$ ,  $CE$  y  $T$  para registrar las condiciones finales de éstas variables y observar algún posible cambio, respecto de las condiciones iniciales.

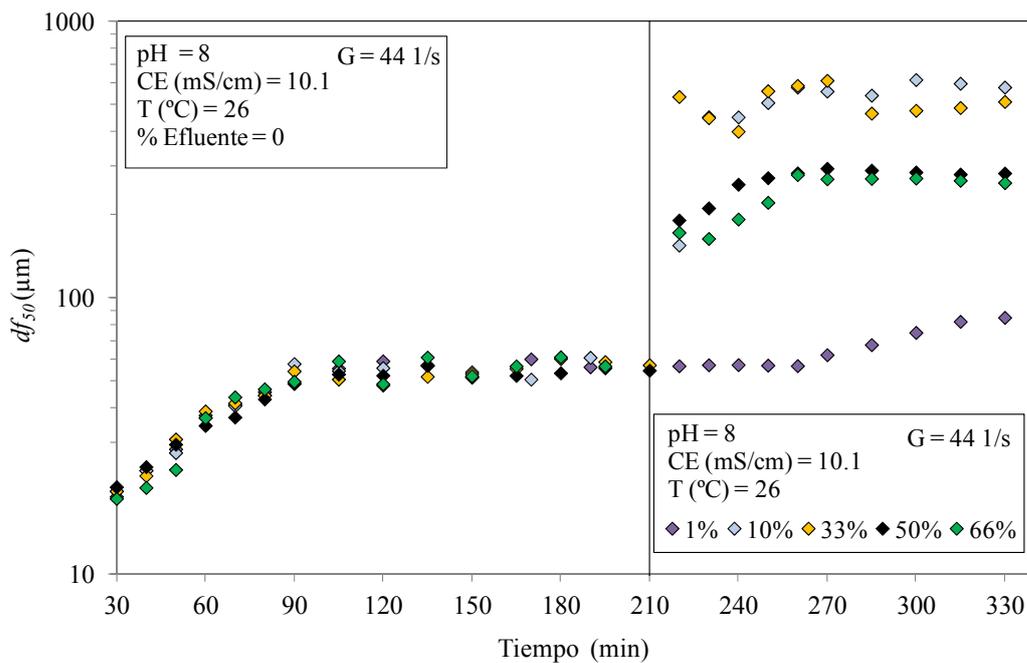
### **5.4.2 Análisis de resultados**

Se presentan los resultados obtenidos a partir de la adición de efluente en proporciones  $Vol_{Ef}$  de  $1\%$ ,  $10\%$ ,  $33\%$ ,  $50\%$  y  $66\%$ , respectivamente.

#### **5.4.2.1 Diámetros de equilibrio y tiempos de equilibrio**

Los diámetros  $df_{50}$  de equilibrio y los  $T_{eq}$  fueron determinados siguiendo el mismo razonamiento que para los ensayos correspondientes al sub-tramo 1 (ver párrafo 5.3.2.1). En la Figura 5.22 se presenta la evolución de los  $df_{50}$  en función del tiempo. La

línea vertical marca el instante en el cual se adiciona la correspondiente cantidad de efluente al agua de río, y marca la separación entre las condiciones experimentales iniciales (1° y 2° etapa) y finales (3° etapa). Se registra un primer estado de equilibrio de floculación durante los primeros 210 min. Los  $df_{50eq}$  coinciden para los 5 ensayos, lo mismo ocurre para los  $T_{eq}$ . Esto es consistente físicamente dado que las condiciones experimentales son iguales durante la primera etapa en los 5 casos. El  $df_{50eq}$  medio de los 5 ensayos, para los primeros 210 min, resulta igual a  $54 \mu\text{m}$  y el  $T_{eq} = 60 \text{ min}$ ; ambos registran similitud respecto del ensayo con  $G = 44 \text{ 1/s}$  efectuado en la serie de ensayos que simulan las condiciones en el sub-tramo 1, aguas arriba de la fuente (párrafo 5.3.2.1).



**Figura 5.22.-** Evolución de los diámetros  $df_{50}$ , en función del tiempo. Los primeros 210 min corresponden al agua del río sin efluente. Ensayos correspondientes a las condiciones observadas en los sub-tramos 2 y 3, aguas abajo de la fuente.

Luego de la adición de efluente, procedimiento que se efectúa en  $t = 210 \text{ min}$ , se produce un crecimiento sustancial en los tamaños de los flóculos en todos los casos, con incrementos que van del 50 % al 850 %. Se alcanzan nuevos estados de equilibrio

caracterizados por  $df_{50eq} = 81 \mu\text{m}$ ,  $579 \mu\text{m}$ ,  $497 \mu\text{m}$ ,  $281 \mu\text{m}$  y  $261 \mu\text{m}$ , para proporciones  $Vol_{Ef}$  de 1 %, 10 %, 33 %, 50 % y 66 %, respectivamente. Se observa que los máximos tamaños ocurren para  $Vol_{Ef} = 10 \%$ . Se destaca además que aún para una proporción de 1 % de efluente, los tamaños de flóculos crecen en un 50 %.

Los  $T_{eq}$  correspondientes para  $Vol_{Ef}$  de 1 %, 10 %, 33 %, 50 % y 66 %, fueron de 90 min, 50 min, 40 min, 50 min y 50 min, respectivamente. En todos los ensayos, con excepción del ensayo asociado a  $Vol_{Ef} = 1\%$ , se observa un crecimiento sustancial de los tamaños ya durante los primeros 10 min posteriores a la adición del efluente. Produciéndose efectivamente el mayor crecimiento relativo en los  $df_{50}$  durante estos 10 min iniciales. Para la proporción 1 % ocurre el proceso de crecimiento más lento en términos relativos, registrando un  $T_{eq}$  de 90 min, aproximadamente el doble que el  $T_{eq}$  del resto de los ensayos. En la Tabla 5.10 se resumen los  $df_{50eq}$ ,  $CVD_{50eq}$  (coeficientes de variación asociados a los  $df_{50}$ ),  $T_{eq}$  y  $T_e$  estimados según la Ec. (5.11) para los 5 ensayos, luego de la adición de efluente. Se incluye también el resultado promedio asociado a los primeros 210 min, antes de la adición del efluente, correspondiente al agua del río sola. Los  $CVD_{50eq}$  tienden a ser mayores para esta serie de ensayos en comparación con la serie de ensayos presentados para la zona aguas arriba de la fuente. Sin embargo en general son inferiores al 8 % con excepción del ensayo 3. Los  $T_e$  estimados con la ecuación (5.11) predicen un incremento en los  $T_e$  a medida que se disminuye  $S_w$  (como ocurre en los presentes ensayos, dado que los incrementos de  $Vol_{Ef}$ , disminuyen la  $S_w$  total, ver Tabla 5.8). Sin embargo esa tendencia en  $T_e$  sólo se verificó para  $Vol_{Ef} = 1 \%$ . Para el resto de los ensayos los  $T_e$  fueron de 50 min o de 40 min para  $Vol_{Ef} = 33 \%$ . Esta contradicción se justifica en el hecho del uso de un  $k_A$  constante en la ecuación (5.11), que producto de la adición de efluente no refleja las condiciones de agregación de la mezcla agua de río-efluente. Dicho de otro modo los resultados

evidencian la necesidad de un  $k_A$  variable para describir adecuadamente las condiciones de agregación, bajo las distintas proporciones  $Vol_{Ef}$ .

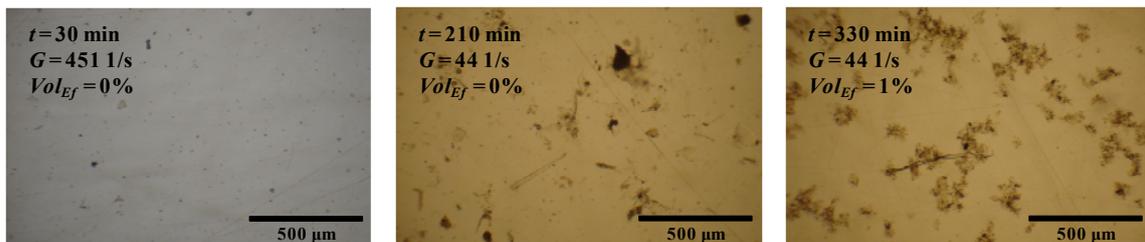
**Tabla 5.10.-** Resumen de resultados:  $df_{50eq}$ ,  $CVdf_{50eq}$  y  $T_e$ . Ensayos correspondientes a las condiciones observadas en los sub-tramos 2 y 3, aguas abajo de la fuente.

Ensayo	$Vol_{Ef}$ (%)	$df_{50eq}$ ( $\mu\text{m}$ )	$CVdf_{50eq}$	$T_e$ (min)	$T_e$ Ec. (5.11) (min)
2a,2b,2c,2d,2e	0	54	0.07	60	45.3
2a	1	81	0.06	90	45.6
2b	10	579	0.05	50	49.1
2c	33	497	0.12	40	51.5
2d	50	281	0.04	50	68.0
2e	66	261	0.07	50	87.9

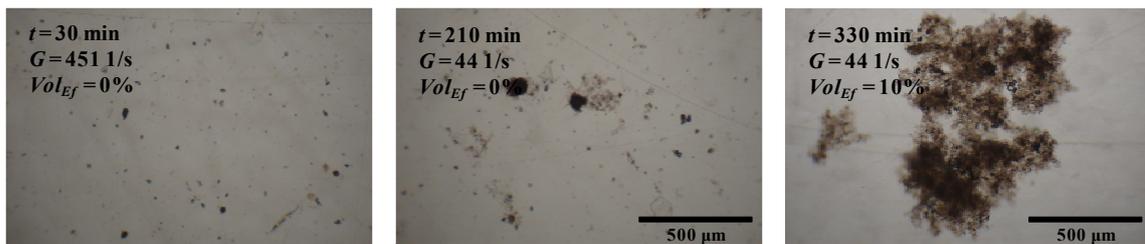
En la Figura 5.23, Figura 5.24 y Figura 5.25, se presenta una comparación entre las fotografías de flóculos tomadas a diferentes tiempos:  $t = 30$  min (fin 1° etapa),  $t = 210$  min (fin 2° etapa) y  $t = 330$  min (fin 3° etapa), para los ensayos con  $Vol_{Ef}$  final = 1%, 10% y 66%, respectivamente. Se puede apreciar, en los 3 casos, el crecimiento en los tamaños de los flóculos alcanzado en los primeros 210 min previo a la adición de efluente. En todas las fotografías correspondientes a  $t = 330$  min se evidencia claramente el efecto que genera el efluente sobre la floculación incrementando sustancialmente los tamaños. Tal como se discutió en el párrafo anterior los mayores tamaños generados para  $Vol_{Ef} = 10\%$ , resultan evidentes en la Figura 5.24. En la Figura 5.25 se puede ver una característica, no mencionada aún, respecto de la mayor transparencia que registraron los flóculos formados con las mayores proporciones de efluente, como fue el caso presentado en dicha figura, para  $Vol_{Ef} = 66\%$ .

En la Figura 5.26 se muestran desde una escala espacial mayor, 2 fotografías del fondo de una de las jarras de floculación. A la izquierda se observa la imagen tomada a  $t = 210$  min, con  $Vol_{Ef} = 0\%$ . A la derecha se presenta la imagen a  $t = 330$  min, luego de la

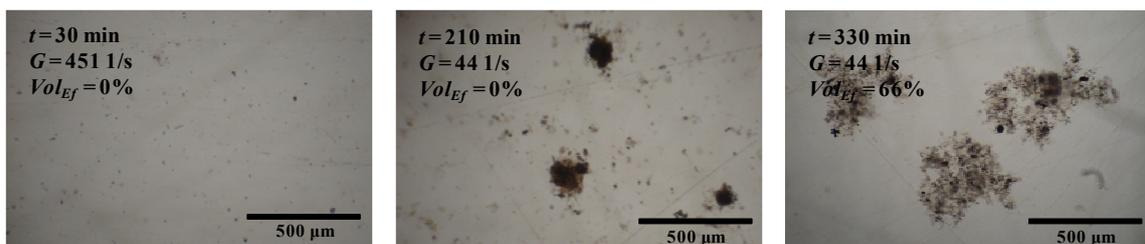
adición de efluente en una proporción  $Vol_{Ef} = 10\%$ ; correspondiente al ensayo donde se observaron los mayores tamaños. Se pueden apreciar fácilmente y a simple vista los flóculos en suspensión generados por el efecto del efluente (ver en el capítulo 4 la fotografía de flóculos en suspensión tomada in situ, Figura 4.22). Si bien la transparencia del agua no fue medida con ningún sensor, se observa también un incremento de la misma.



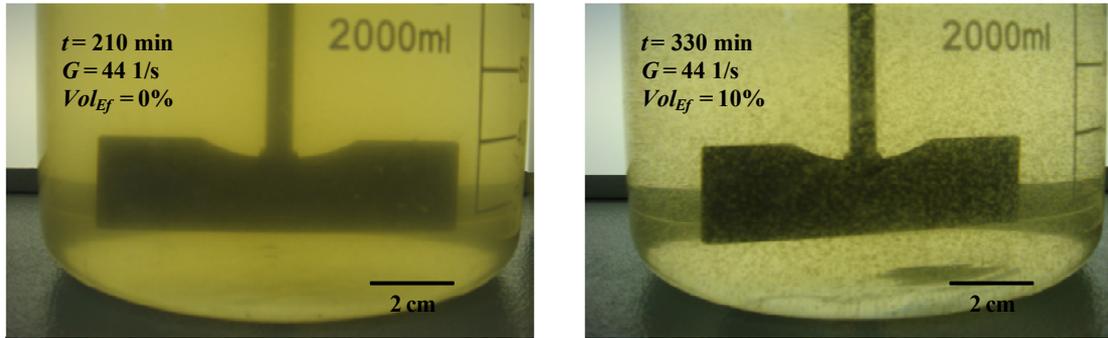
**Figura 5.23.-** Fotografías de flóculos: Izquierda:  $t=30$  min,  $G = 451$  1/s,  $Vol_{Ef} = 0$ ; Centro:  $t = 210$  min,  $G = 44$  1/s,  $Vol_{Ef} = 0$ ; Derecha:  $t = 330$  min,  $G = 44$  1/s,  $Vol_{Ef} = 1\%$ .



**Figura 5.24.-** Fotografías de flóculos: Izquierda:  $t=30$  min,  $G = 451$  1/s,  $Vol_{Ef} = 0$ ; Centro:  $t = 210$  min,  $G = 44$  1/s,  $Vol_{Ef} = 0$ ; Derecha:  $t = 330$  min,  $G = 44$  1/s,  $Vol_{Ef} = 10\%$ .

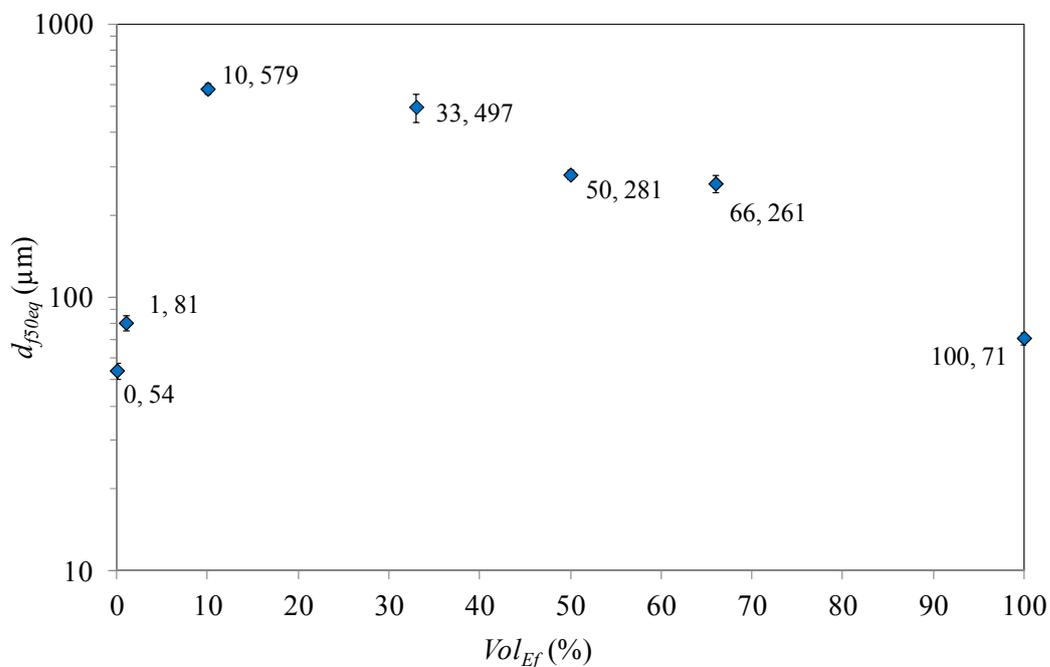


**Figura 5.25.-** Fotografías de flóculos: Izquierda:  $t=30$  min,  $G = 451$  1/s,  $Vol_{Ef} = 0$ ; Centro:  $t = 210$  min,  $G = 44$  1/s,  $Vol_{Ef} = 0$ ; Derecha:  $t = 330$  min,  $G = 44$  1/s,  $Vol_{Ef} = 66\%$ .



**Figura 5.26.-** Fotografías del fondo de una jarra de floculación: Izquierda:  $t = 210$ ,  $G = 44$  1/s,  $Vol_{Ef} = 0\%$ ; Derecha:  $t = 330$  min,  $G = 44$  1/s,  $Vol_{Ef} = 10\%$ .

En la Figura 5.27 se muestran los  $df_{50eq}$  como función de la proporción de efluente  $Vol_{Ef}$ . Se incluye en la gráfica el diámetro de equilibrio correspondiente al 100% de efluente; éste resultado se presenta sólo como referencia, dado que el número de flóculos observados en las fotografías correspondientes fue escaso, y los mismos presentan una coloración prácticamente transparente. Esto generó una dificultad técnica al momento de enfocar los flóculos en el microscopio, por lo cual las distribuciones de tamaños obtenidas no son lo suficientemente representativas y estables.



**Figura 5.27.-** Diámetros  $df_{50eq}$  como función de la proporción de efluente. Ensayos correspondientes a las condiciones observadas en los sub-tramos 2 y 3, aguas abajo de la fuente.

Se presentan en la Figura 5.27 las barras de desvío estándar  $1 \sigma_{df50eq}$  y en cada punto se indica además el par de valores correspondiente:  $(Vol_{Ef}, df_{50eq})$ . Los  $df_{50eq}$  presentan un comportamiento del tipo “campana” como función de  $Vol_{Ef}$ . Se produce un máximo  $df_{50eq}$  para  $Vol_{Ef} = 10 \%$ . Partiendo de ese punto máximo, ante disminuciones o incrementos en  $Vol_{Ef}$  los  $df_{50eq}$  tienden a decrecer.

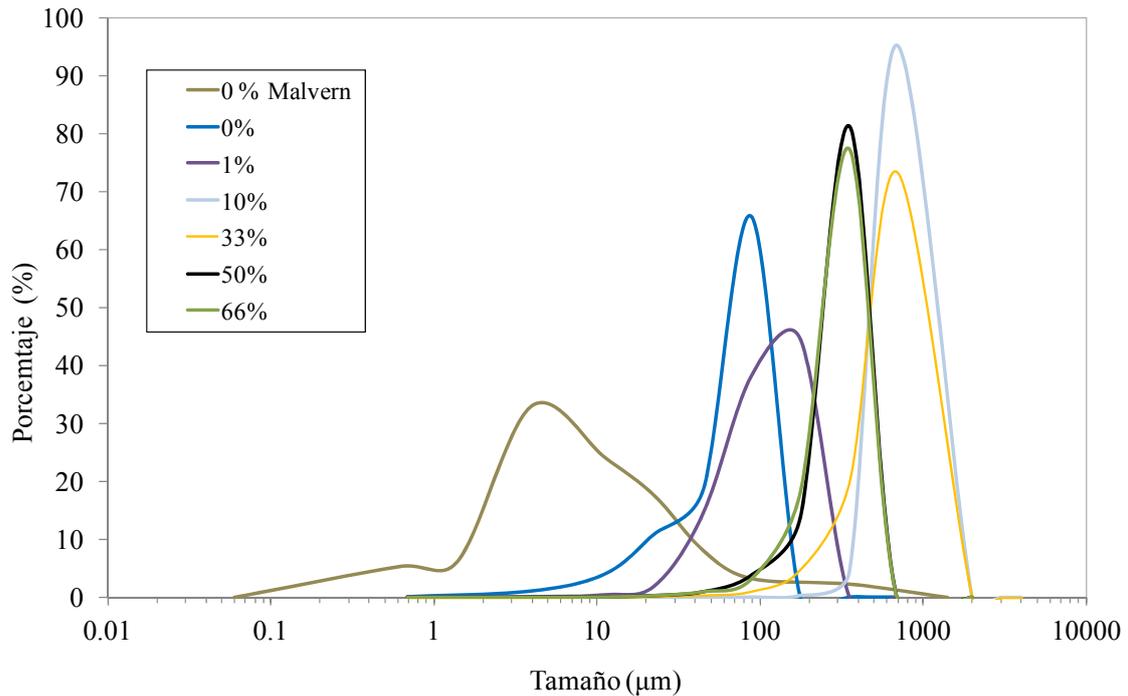
La Figura 5.27 evidencia la existencia de 3 rangos de tamaños  $df_{50eq}$  que podrían considerarse similares, estos son: los asociados a  $Vol_{Ef} = 0 \%$  y  $1 \%$  (de aquí en adelante grupo A), los formados bajo  $Vol_{Ef} = 10 \%$  y  $33 \%$  (de aquí en adelante grupo B) y los correspondientes a  $Vol_{Ef} = 50 \%$  y  $66 \%$  (de aquí en adelante grupo C). Como se verá luego, dentro de estos 3 grupos existen similitudes en otras propiedades físicas importantes, tales como las  $w_s$ , las  $\Delta\rho_f$  y las  $n_f$ .

Las distribuciones de tamaños para el estado de equilibrio se comparan en la Figura 5.28, se incluye también la curva de distribución de la muestra de agua de río sin flocular (obtenida con el difractómetro Malvern, ver Figura 5.8). Se observa una similitud entre las curvas para los ensayos correspondientes al grupo B ( $Vol_{Ef} = 10 \%$  y  $33 \%$ ), y también para los ensayos del grupo C ( $Vol_{Ef} = 50 \%$  y  $66 \%$ ). Se pueden observar además las características unimodales de todas las distribuciones de equilibrio.

#### **5.4.2.2 Discusión**

En cuanto al comportamiento de los diámetros  $df_{50}$ , (ver Figura 5.22, Figura 5.27 y Figura 5.28), se evidencian 4 cuestiones relevantes en términos de los fenómenos observados en campo en el capítulo 4:

- 1) Se produce un incremento sustancial en los tamaños de los agregados en la totalidad de los ensayos, al adicionar el efluente; considerando que el parámetro  $G$  se mantiene siempre constante.



**Figura 5.28.-** Distribuciones de tamaños, estado de equilibrio. Ensayos correspondientes a las condiciones observadas en los sub-tramos 2 y 3, aguas abajo de la fuente. Se incluye la distribución correspondiente al agua de río, sin flocular (rótulo 0% Malvern).

- 2) Los flóculos crecen en un 50 % aún ante la adición de sólo un 1 % de efluente.
- 3) La relación entre la proporción de efluente y los  $df_{50eq}$  no es lineal, sino que evidencia un comportamiento del tipo “campana”, donde el máximo tamaño de flóculo no se produce para la máxima proporción de efluente, sino que ocurre en  $Vol_{Ef} = 10 \%$ .
- 4) Las distribuciones de tamaños de flóculos en el equilibrio son unimodales, para todo el rango evaluado de  $Vol_{Ef}$ .

Estos 4 hechos guardan relación directa con el comportamiento de la floculación observado en el río:

- 1) El incremento de los tamaños con la adición de efluente, es consistente con las mediciones de tamaños de flóculos en campo, a partir de las cuales se midió un marcado incremento en los tamaños de los agregados, en el campo cercano (de 1 m a 4 m) de la fuente y hasta 1500 m aguas abajo de la misma (ver capítulo 4, Figura 4.21).

2) El incremento de los tamaños de los flóculos, aún ante una pequeña proporción de efluente  $Vol_{Ef} = 1 \%$ , indica que la fuente es capaz de incrementar la floculación en zonas alejadas de la misma. Particularmente la relación de caudales  $Q_{fuente}/Q_{rio}$ , asumiendo una mezcla completa entre ambos, es del 4 % para Noviembre de 2010. Si se considera la distancia de mezcla completa de 1500 m, determinada en el Capítulo 4, y recordando que aún en esa distancia se observaron flóculos mayores a los presentes aguas arriba de la fuente, se puede concluir que el fenómeno de incremento de la floculación no se produce sólo en el campo cercano, sino que efectivamente tiene un alcance del orden de los 1500 m o superior.

3) La ocurrencia del máximo tamaño para la proporción del 10 % muestra consistencia con las mediciones de campo, puesto que los tamaños máximos no fueron medidos en el campo cercano de la fuente (vertical 7), sino 150 m aguas abajo de la fuente en la vertical 8.1 (ver capítulo 4, Figura 4.21). De acuerdo a los resultados del modelo de partículas (ver capítulo 4, Figura 4.10), a 150 m aguas abajo de la fuente (vertical 8.1), el efluente escurre en su totalidad, sólo por la margen derecha (ésta estimación del modelo de partículas es correcta por 3 motivos: los  $df_{50}$ , las  $C_{Tw}$  y las  $S_w$  en la vertical 8.2, que representa el centro del cauce, ver Capítulo 4, aún presentan valores no influenciados por la fuente, luego el efluente aún no escurre por el centro del cauce en la sección 8). Luego asumimos que  $1/3 Q_{rio} = 562 \text{ L/s}$  escurre sobre la margen derecha del río que, de acuerdo a los resultados del modelo hidrodinámico, resulta una estimación razonable. Finalmente, si calculamos el cociente  $Q_{fuente}/(Q_{rio}/3)$  obtenemos una proporción  $Vol_{Ef} = 17 \%$ , valor que coincide razonablemente con  $Vol_{Ef} = 10 \%$  obtenido en laboratorio.

4) La unimodalidad de las distribuciones de tamaños de flóculos de equilibrio justifica la utilización de un único diámetro, el  $df_{50}$ , como el diámetro representativo tanto en

laboratorio como en el río. Puesto que si las distribuciones de tamaños tuviesen más de una moda no estarían adecuadamente representadas sólo por el valor de la mediana  $df_{50}$ , sino que se necesitarían además todos los valores modales.

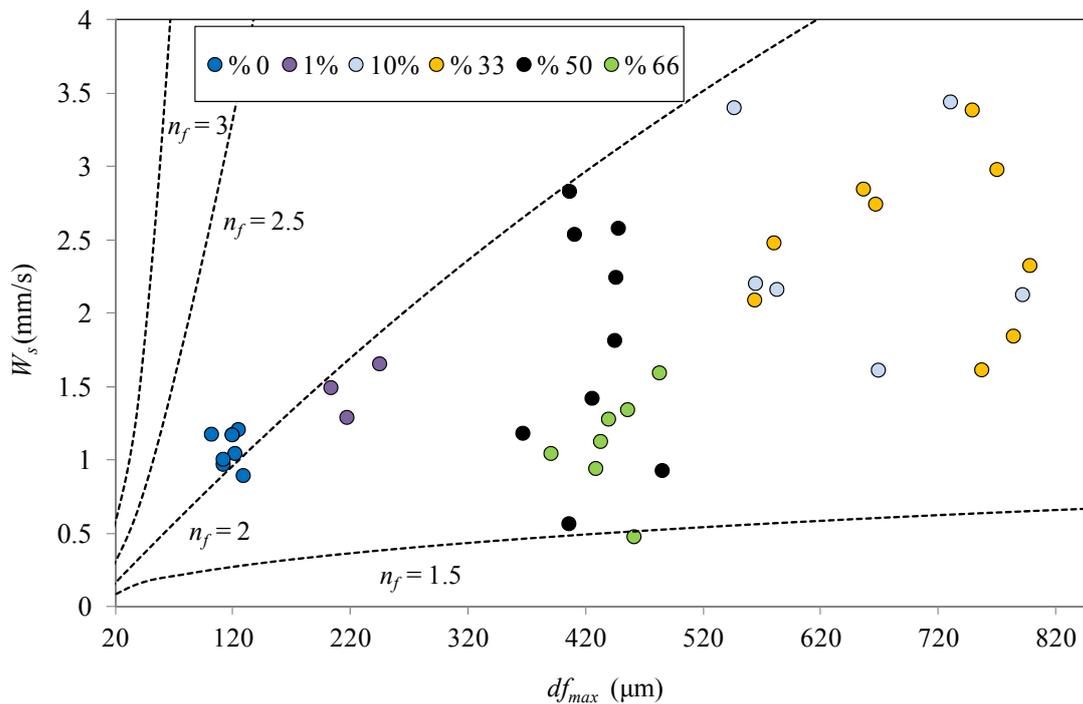
En relación a los tiempos de equilibrio se obtuvieron valores en laboratorio de entre 30 min y 90 min, los cuales tienen un orden de magnitud similar al tiempo de equilibrio asumido para la floculación en el río. En el río se adoptó como hipótesis que la floculación a nivel local (en cada vertical) se encontraba en equilibrio y que entre verticales sucesivas el equilibrio se iba modificando hacia nuevos estados de equilibrio, alcanzados durante el tiempo de viaje entre verticales sucesivas. Por tal motivo se asumió que el  $T_e$  era del orden del tiempo de viaje  $T_v$ . Se asume ahora que los  $T_e$  de laboratorio son representativos de los  $T_e$  del río. Dado que los  $T_e$  de laboratorio efectivamente son del mismo orden que los  $T_v$  entre verticales sucesivas (ver capítulo 4, Tabla 4.4), queda demostrada la relación entre escalas temporales propuesta en el capítulo 4:  $T_e \sim T_v$ . De este modo se demuestra también que a nivel local en cada vertical, la floculación se encuentra en estado de equilibrio o próxima al estado de equilibrio.

Otro hecho relevante en relación al tiempo es el incremento sustancial que se da en los tamaños durante los 10 min posteriores a la adición de efluente en las jarras. Este rápido incremento guarda relación con el rápido crecimiento de tamaños de flóculos ya observado con el equipo LISST-25X en la zona del campo cercano e inclusive observado a simple vista. Por otro lado si se comparan estos 10 min de rápido crecimiento y los tamaños de esta serie de ensayos, con los tiempos de crecimiento y los tamaños obtenidos en los ensayos asociados al sub-tramo 1, donde se evaluó el efecto de la variación de  $G$ , vemos que el efecto del efluente resulta determinante por sobre el efecto de la agitación que induce la turbulencia de la fuente en el río.

Por lo analizado hasta aquí se observa que el efluente en su conjunto se comporta como un floculante importante para los sedimentos suspendidos en el río Salado, bajo una situación de aguas bajas como la aquí evaluada.

### 5.4.2.3 Velocidades de sedimentación

En la Figura 5.29 se presentan las relaciones entre  $w_s$  y  $df_{max}$ , obtenidas a partir de las 5 mezclas de agua río-efluente y a partir del agua de río sin efluente. En la gráfica se muestra cada color asociado a un porcentaje  $Vol_{Ef}$  particular. Se registra una tendencia general de crecimiento en las  $w_s$  a medida que se incrementan los tamaños, produciéndose las máximas  $w_s$  para los mayores tamaños. Al igual que lo mencionado en el párrafo 5.4.2.1, se detectan los 3 grupos de agregados con comportamientos característicos.



**Figura 5.29.-** Relación entre las  $W_s$  y los  $df_{max}$ . En líneas de puntos las  $W_s$  estimadas según la Ec. (5.12) para  $n_f = 1.5, 2, 2.5$  y  $3$ . Ensayos correspondientes a las condiciones observadas en los sub-tramos 2 y 3, aguas abajo de la fuente.

El grupo A presenta similares tamaños entre sí (siendo los menores tamaños de la totalidad de los ensayos) y una clara tendencia creciente en  $w_s$  ante el incremento en

$df_{max}$ , con un rango que va desde 0.8 mm/s a 1.7 mm/s aproximadamente. El grupo B presenta los mayores tamaños, con una tendencia creciente en las  $w_s$  a medida que aumenta  $df_{max}$ , apreciable cuando se observan la totalidad de los ensayos. En esta caso el rango de  $w_s$  es más amplio (aproximadamente 2.3 veces más amplio) que para el grupo A y va desde 1.5 mm/s a 3.6 mm/s.

El grupo C no muestra una tendencia clara en  $w_s$  ante cambios en  $df_{max}$ . El rango de  $w_s$  es el más amplio (aproximadamente 2.7 veces el rango de  $w_s$  de el grupo A) y va desde 0.5 mm/s a 2.9 mm/s. Se observa que algunas  $w_s$  del grupo C son inferiores a las  $w_s$  mínimas del grupo A, lo cual es notable considerando que en promedio los  $df_{max}$  del grupo C son el doble que los  $df_{max}$  de A.

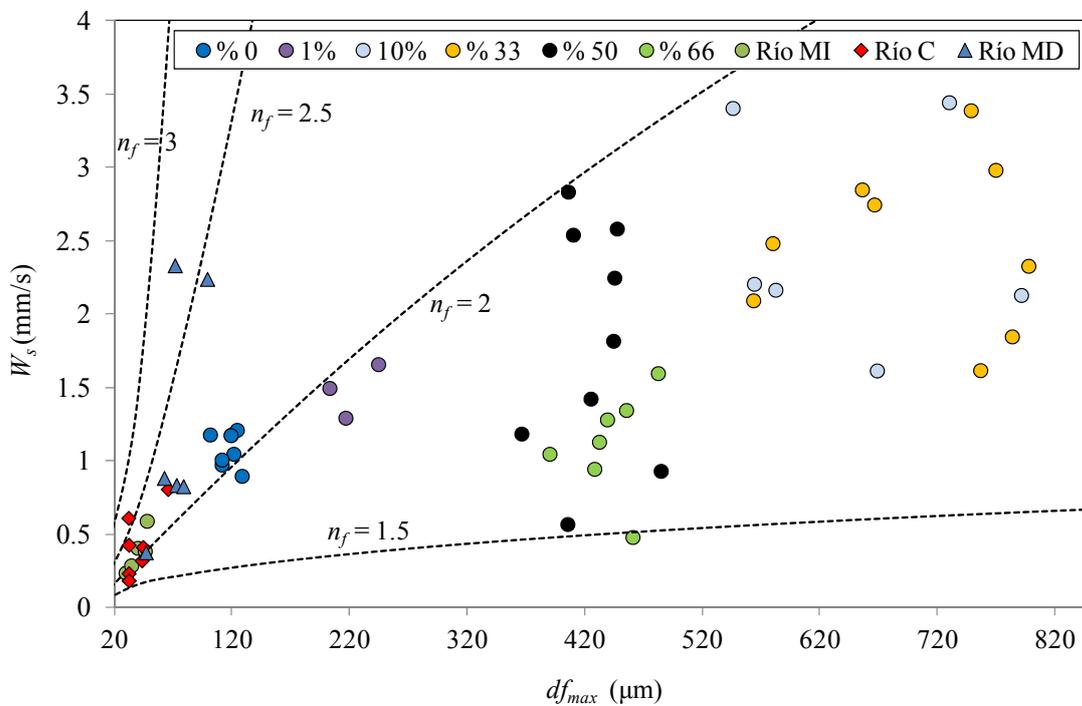
Las  $w_s$  del grupo A son razonablemente representadas por valores de  $n_f$  próximos a 2, similar a lo que se discutió para los ensayos del sub-tramo 1. Mientras que las  $W_s$  de los grupos B y C están representadas por valores de  $n_f$  inferiores a 2, tal como se verá en la Figura 5.32.

#### 5.4.2.4 Discusión

Las  $w_s$  analizadas en el párrafo previo mostraron una relación directa con los tamaños de los agregados, tal como lo establece la bibliografía sobre floculación de sedimentos suspendidos (Van Leussen, 1994, Winterwerp & Van Kersteren 2004). Las  $w_s$  evidenciaron además en su comportamiento una correspondencia clara con el  $Vol_{Ef}$  empleado en cada ensayo, es decir una correspondencia con la composición tanto del agua como de los sedimentos en suspensión. Registrándose un incremento en la amplitud del rango en las  $w_s$  medidas, ante incrementos en el porcentaje del efluente, tal (tal como se anticipara en el párrafo 5.3.2.4).

En la Figura 5.30 se comparan las  $w_s$  presentadas en la Figura 5.29 con las  $W_s$  calculadas para el río Salado en Noviembre de 2010, donde las  $W_s$  son identificadas de acuerdo a la

correspondiente margen: MD (margen derecha), C (centro del cauce) y MI (margen izquierda). Tal como se observara previamente la adición del efluente además de incrementar los tamaños y las  $w_s$ , tiene el efecto de ampliar el rango de las  $w_s$  medidas. Este incremento en la amplitud en el rango, se puede verificar también para las  $W_s$  asociadas a los flóculos formados en el río Salado sobre la MD aguas abajo de la fuente. Dado que las  $W_s$  de campo fueron calculadas en base al  $df_{50}$ , se justifica que en general sean inferiores a las  $w_s$  medidas en laboratorio. Por otro lado se debe recordar que las  $W_s$  de campo no fueron medidas de forma directa sino que fueron calculadas utilizando la Ec. (4.16), que tiene implícita la suposición de un  $n_f$  constante e igual a 2. Tal como se demostrará luego en el párrafo 5.4.2.5 los flóculos formados con un fuerte impacto del efluente, no quedan completamente representados por un único valor de  $n_f$ . Aún con éstas consideraciones las estimaciones de  $W_s$  realizadas en campo con la Ec. (4.16) se consideran válidas para los objetivos de la Tesis.



**Figura 5.30.-** Comparación entre  $w_s$  medidas en laboratorio en los ensayos para el sub-tramo 2-3, con  $W_s$  calculadas para el río Salado en Noviembre de 2010, en todo el tramo bajo estudio.

En el párrafo 5.4.2.2 se demostró que  $Vol_{Ef} = 10 \%$ , representa razonablemente las condiciones en la vertical 8.1, 150 m aguas abajo de la fuente. Siguiendo un razonamiento análogo los porcentajes  $Vol_{Ef}$  superiores al 10 % ( $Vol_{Ef} = 33\%$ , 50 % y 66%), representan condiciones de mezcla presentes entre la fuente y la vertical 8.1. Y los porcentajes  $Vol_{Ef}$  inferiores al 10 %, ( $Vol_{Ef} = 1\%$ ) representan condiciones, alejadas del efecto preponderante de la fuente y próximas a la distancia de mezcla completa ( $L_m = 1500$  m), donde el  $Vol_{Ef}$  (del río) es del 4%, aproximadamente. Asumiendo entonces que las  $w_s$  de los grupos B y C representan razonablemente los rangos de máximas velocidades de sedimentación, que ocurren entre la fuente y la vertical 8.1, luego es posible estimar los tiempos de sedimentación ( $T_{sed}$ ) y las escalas espaciales de sedimentación ( $L_{sed}$ ) para éstos flóculos.

Asumiendo que  $T_{sed} = h / w_s$  y que  $L_{sed} = T_{sed} U_{med}$ , con  $h = 1.3$  m y  $U_{med} = 0.04$  m/s (resultados del modelo hidrodinámico, ver Tabla 4.3, capítulo 4). Se tienen como resultado las escalas de sedimentación máximas y mínimas de la Tabla 5.11:

**Tabla 5.11.-** Escalas de sedimentación aproximadas, para los flóculos formados en los grupos B y C.

Grupo	$Vol_{Ef}$ (%)	$w_s$ min (mm/s)	$w_s$ max (mm/s)	$T_{sed}$ max (min)	$T_{sed}$ min (min)	$L_{sed}$ max (m)	$L_{sed}$ min (m)
C	50	0.57	2.85	38	8	91	18
	66	0.48	1.60	45	14	108	33
B	10	1.62	3.44	13	6	32	15
	33	1.62	3.39	13	6	32	15

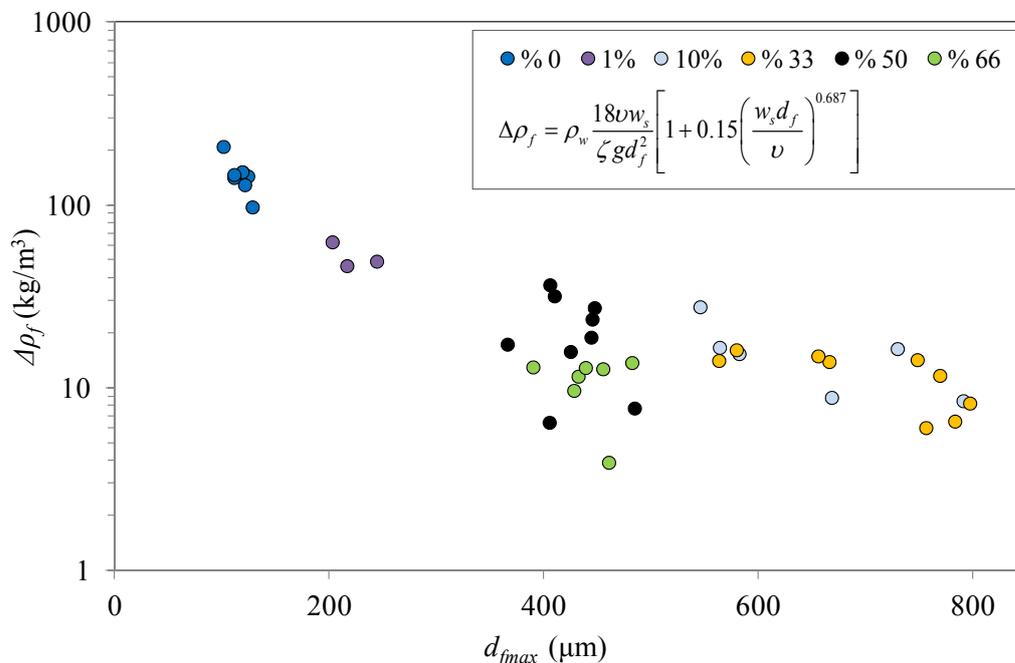
De acuerdo a los resultados de Tabla 5.11 se estimaron escalas  $L_{sed}$  del orden de los 100 m o inferiores. Esto demuestra la rapidez con la que los flóculos formados por el efecto de la fuente pueden incrementarse, sedimentar y depositarse, junto con el cromo sorbido a ellos en una escala espacial del orden de los 100 m o superior (recordar que aquí se evaluaron las máximas  $w_s$ ); en concordancia con lo que se demostró en el capítulo 4.

Los flóculos formados con mayores porcentajes de efluente (grupo C) presentan una escala  $L_{sed}$  comparativamente mayor a la del grupo B. Esta característica es consistente

con la densidad diferencial  $\Delta\rho_f$  de los flóculos del grupo C, que en algunos casos fueron particularmente inferiores a las del grupo B. Este punto se aborda en el próximo párrafo.

#### 5.4.2.5 Densidades diferenciales y dimensiones fractales

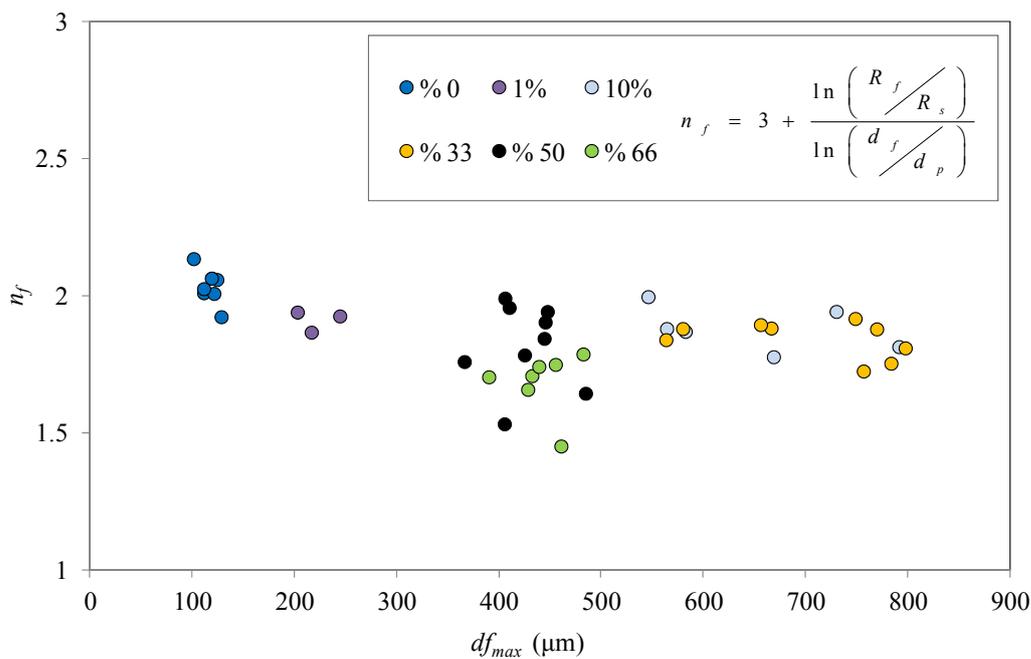
Las densidades diferenciales,  $\Delta\rho_f$ , fueron calculadas según la Ec. (5.14), empleando los pares de valores  $(df_{max}, w_s)$ , considerados en el párrafo previo. Se asumió un factor de forma  $\zeta = 1$ . En la Figura 5.31 se presenta la relación entre  $\Delta\rho_f$  y  $df_{max}$ , obtenida para flóculos en estado de equilibrio. Desde una perspectiva general se aprecia un comportamiento decreciente en las densidades ante el aumento en los  $df_{max}$ , consistente con la tendencia observada para los ensayos del sub-tramo 1. Aquí también se pueden detectar patrones diferenciados entre los grupos A, B y C. El grupo A presenta las mayores densidades siendo más densos los flóculos formados con 0 % de efluente. En el grupo B la tendencia decreciente en las densidades con  $df_{max}$ , es menos apreciable que en el grupo A.



**Figura 5.31.-** Relación entre  $\Delta\rho_f$  y  $df_{max}$ , obtenida para flóculos en estado de equilibrio. Ensayos correspondientes a las condiciones observadas en los sub-tramos 2 y 3, aguas abajo de la fuente.

Para el caso del grupo C, no existe una tendencia clara, más bien evidencia un comportamiento estable de las  $\Delta\rho_f$  con  $df_{max}$ . Se observa que para valores constantes de  $df_{max}$  algunas  $\Delta\rho_f$  presentan variaciones de un orden de magnitud, comportamiento que no se evidencia en los demás grupos. Dentro de éste grupo se puede ver que los ensayos asociados a  $Vol_{Ef} = 66\%$  muestran las menores densidades. Se debe notar además, que en el grupo C se registran algunas  $\Delta\rho_f$  incluso menores a las del grupo B, comportamiento que contradice la tendencia general decreciente de  $\Delta\rho_f$  con  $df_{max}$ .

Las dimensiones fractales fueron calculadas mediante la Ec. (5.15), para los pares de valores  $(df_{max}, \Delta\rho_f)$  presentados en la Figura 5.31. En la Figura 5.32, se presenta la relación entre las  $n_f$  y los  $df_{max}$ .



**Figura 5.32.**-Dimensiones fractales en función del diámetro máximo. Ensayos correspondientes a las condiciones observadas en los sub-tramos 2 y 3, aguas abajo de la fuente.

Tal como se puede observar, el grupo A tiene asociadas las mayores dimensiones fractales, las cuales oscilan entre 1.8 y 2.2 y parecen evidenciar una tendencia decreciente a medida que se incrementa  $df_{max}$ . En este grupo las menores dimensiones fractales corresponden al ensayo realizado con  $Vol_{Ef} = 1\%$ . En el grupo C las  $n_f$  varían

entre 1.4 y 2, y no muestran una tendencia creciente o decreciente con los  $df_{max}$ . Aquí los flóculos formados con  $Vol_{EF} = 66\%$  presentan las menores dimensiones fractales. El grupo B evidencia un leve comportamiento decreciente en las  $n_f$  con el aumento en los  $df_{max}$ . Esta tendencia está presente en los dos ensayos que forman el grupo B. Ambos ensayos presentan  $n_f$  muy similares entre sí, aunque la  $n_f$  mínima ocurre para  $Vol_{Ef} = 33\%$ . En este grupo el rango de variación de  $n_f$  va de 1.6 a 2, aproximadamente.

#### 5.4.2.6 Discusión

El rango de variación general de  $\Delta\rho_f$  va desde 2 hasta 200  $\text{kg/m}^3$ . Se observa entonces que las mínimas  $\Delta\rho_f$  se encuentran un orden de magnitud por debajo del mínimo del rango típico para flóculos formados por sedimentos suspendidos, de 30 a 500  $\text{kg/m}^3$ , mencionado en el párrafo 5.3.2.5.

Los valores mínimos de  $\Delta\rho_f$ , que como se señaló son particularmente bajos, corresponden principalmente a los flóculos del grupo C formados con las mayores proporciones de efluente ensayadas  $Vol_{Ef} = 50\%$  y  $66\%$ . Esto demuestra que el efecto del efluente, además de incrementar los diámetros y las  $W_s$ , genera densidades diferenciales comparativamente bajas. Dado que más del 80% de los sólidos suspendidos erogados por la fuente son de origen orgánico, resulta razonable que su densidad sea menor a la densidad de los sedimentos del río; y consecuentemente que los flóculos formados aguas abajo de la fuente registren densidades comparativamente bajas. Tal como se señaló, llegaron a estimarse  $\Delta\rho_f$  de 2  $\text{kg/m}^3$ , para los flóculos del grupo C. Este dato resulta significativo por lo siguiente: la densidad del agua  $\rho_w$  es aproximadamente igual a 1  $\text{kg/m}^3$ , recordando que  $\Delta\rho_f = \rho_f - \rho_w$ , se tiene que la densidad de ciertos flóculos formados con una elevada proporción de efluente, es del mismo orden que la densidad del agua. Este hecho explica una de las características de algunos perfiles de tamaños de flóculos observados en campo, específicamente en la vertical 8.1

(ver Figura 4.23 en el capítulo 4), donde en contraposición al resto de las verticales, los diámetros resultaron mayores cerca de la superficie del agua, evidenciando flóculos de gran tamaño que se transportaban “flotando”. Aquí se debe hacer hincapié en que se trata de ciertos flóculos formados con alta proporción de efluente, puesto que como se señaló en la Figura 5.31, el rango de  $\Delta\rho_f$  para éste grupo de flóculos presenta además un importante rango de variación, de un orden de magnitud.

Las dimensiones fractales presentan también una clara correspondencia con cada grupo de flóculos. Si bien los flóculos formados en los grupos B y C no evidencian una clara dependencia de las  $n_f$  con los tamaños, ninguno de los dos grupos puede caracterizarse con un único valor de  $n_f$ . Dado que  $n_f$  indica físicamente el grado de compactación de los agregados, es natural que los flóculos menos densos (grupos B y C), presenten el menor grado de compactación, es decir las menores  $n_f$ . Las bajas  $n_f$  para flóculos constituidos con un elevado contenido de materia orgánica, concuerdan con las observaciones hechas por Winterwerp & Van Kersteren (2004). La comparativamente gran amplitud del rango de variación en las  $n_f$ , de los flóculos del grupo C (y del grupo B en menor grado), indica la complejidad del proceso de floculación que genera la fuente. Si bien no nos extenderemos sobre éste punto, queda demostrado que todas las propiedades físicas relevantes de los agregados resultan sustancialmente modificadas y se tornan altamente variables aguas abajo de la fuente.

#### **5.4.2.7 Sorción de cromo en los sedimentos suspendidos**

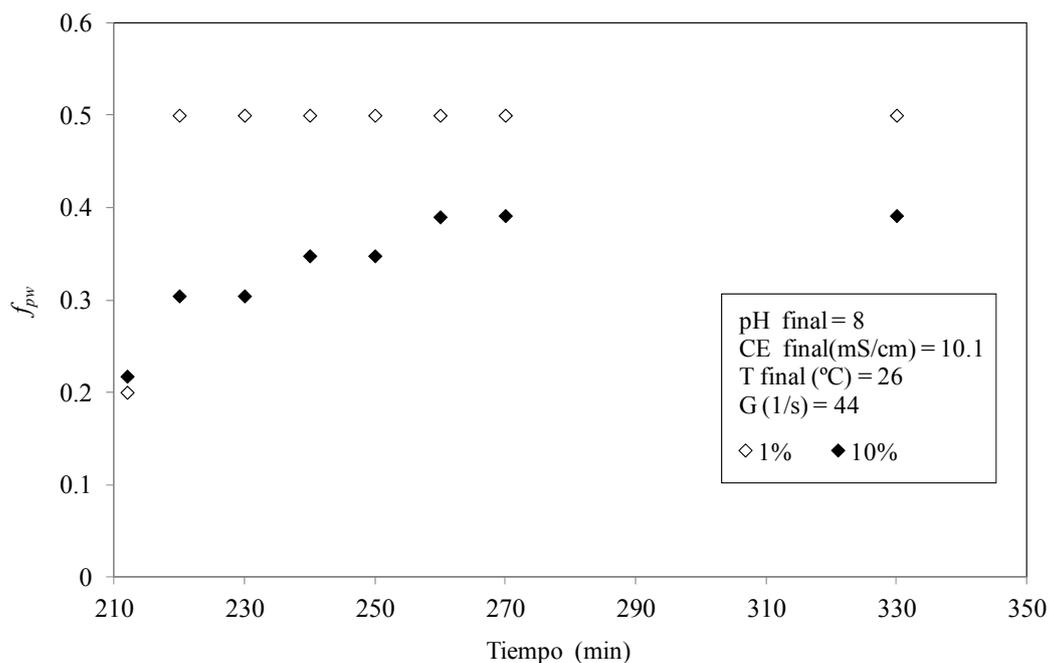
En la Tabla 5.12 se presentan las lecturas de cromo total y fracción particulada de cromo correspondientes al tiempo final de los 5 ensayos. Se presentan también las lecturas de  $C_{Tw}$  previas a la adición del efluente, que en todos los casos se encontraron por debajo del límite detectable ( $ND = 2 \mu\text{g/L}$ ); y los diámetros de equilibrio y tiempos de equilibrio de floculación luego de la adición del efluente.

**Tabla 5.12.-** Resultados de concentraciones de cromo total en agua y fracción particulada en el tiempo final de los ensayos ( $t = 330$  min), luego de la adición de efluente. Se incluyen los valores de  $C_{Tw}$  antes de la adición de efluente, y los  $df_{50eq}$  y  $T_e$ , finales luego de la adición de efluente.

Ensayo	$Vol_{Ef}$ (%)	$df_{50eq}$ ( $\mu\text{m}$ )	$T_{eq}$ (min)	$C_{Tw}(t=210)$ ( $\mu\text{g/L}$ )	$C_{Tw}(t=330 \text{ min})$ ( $\mu\text{g/L}$ )	$f_{pw}(t=330\text{min})$
2a	1	81	90	ND	5	0.50
2b	10	579	50	ND	23	0.39
2c	33	497	40	ND	100	0.28
2d	50	281	50	ND	154	0.25
2e	66	261	50	ND	210	0.34

De acuerdo a los resultados de la Tabla 5.12 queda evidenciada la ocurrencia del proceso de sorción de cromo en los sedimentos suspendidos dentro de las jarras, incrementándose la fracción particulada hasta valores dentro del rango 0.25-0.50, en un lapso de tiempo igual (o menor) a 120 min.

En relación al tiempo de equilibrio de sorción del cromo en los sedimentos suspendidos, en la Figura 5.33, se presenta la evolución temporal de la  $f_{pw}$ , luego de la adición de efluente para  $Vol_{Ef} = 1 \%$  y  $Vol_{Ef} = 10\%$  (donde el efluente produjo el máximo incremento en los tamaños). Se observa en la Figura 5.33 que en ambos ensayos el equilibrio de sorción fue alcanzado antes del tiempo final del ensayo, siendo  $T_{Cr} = 10$  min para  $Vol_{Ef} = 1 \%$  y  $T_{cr} = 50$  min para  $Vol_{Ef} = 10 \%$ . Estos valores de  $T_{cr}$  se encuentran dentro del orden de magnitud de los  $T_{cr} = 20$  a  $25$  min, determinados por Alvarez (2012) en condiciones de laboratorio para sedimentos suspendidos del río Salado. Se debe destacar que en tan sólo 2 min, para ambas proporciones  $Vol_{Ef}$ , la  $f_{pw}$  alcanzó aproximadamente el 50 % de su valor final. Dicho de otro modo, en 2 min ocurrió el 50 % de la sorción del cromo en los sedimentos suspendidos.



**Figura 5.33.-** Evolución temporal de la fracción particulada de cromo,  $f_{pvw}$ . Ensayos correspondientes a  $Vol_{Ef} = 1\%$  y  $10\%$ .

Estos resultados demuestran que la sorción de cromo en los sedimentos suspendidos ocurrió y que los tiempos de sorción son comparables con los  $T_e$  de floculación (Tabla 5.12). Este hecho es un indicio relevante de que el crecimiento en los tamaños de los flóculos luego de la adición de efluente está vinculado al proceso de sorción del cromo. Es decir la sorción del cromo puede ser una causa del incremento en los tamaños de flóculos. Sobre este punto se volverá en el párrafo 5.4.2.8.

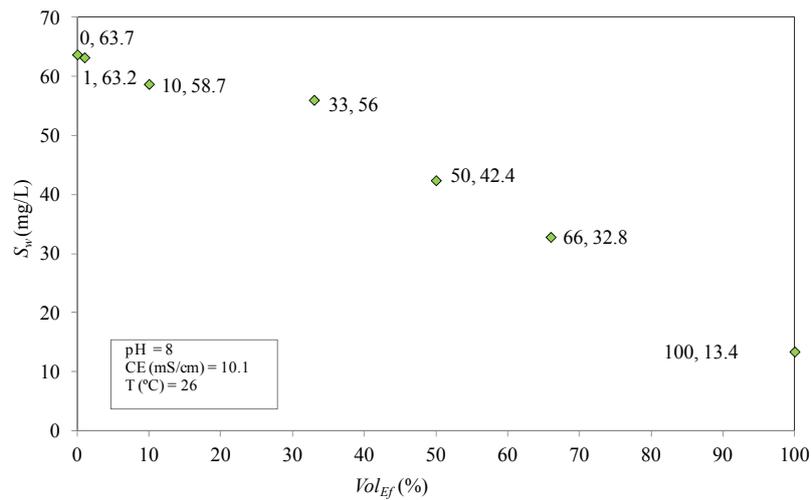
#### 5.4.2.8 Análisis de las causas del incremento en los tamaños

Cabe recordar en éste punto, que no es el objetivo de la Tesis determinar de forma exhaustiva las causas del incremento de la floculación por el efecto de la fuente, sino que el objetivo es determinar cómo la floculación incrementada por la fuente es capaz de modificar el transporte de sedimentos suspendidos y el proceso de depositación, y de este modo determinar la escala espacial del transporte de cromo en la columna de agua.

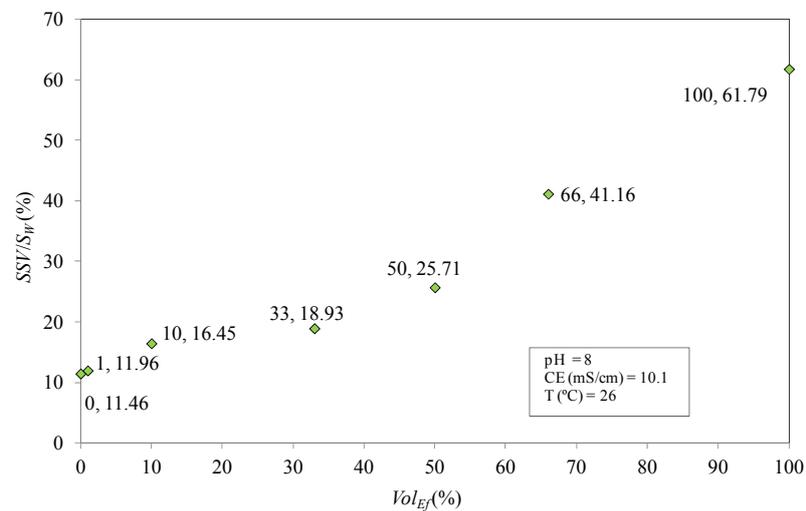
A continuación se presentan las variaciones de las distintas propiedades de la mezcla agua río-efluente que contribuyen a la comprensión de las causas del incremento de los

tamaños, a la comprensión del comportamiento de las propiedades geométricas:  $W_s$ ,  $\Delta\rho_f$ ,  $n_f$ , y a entender las similitudes en bloque o grupos A, B y C que fueron detectadas.

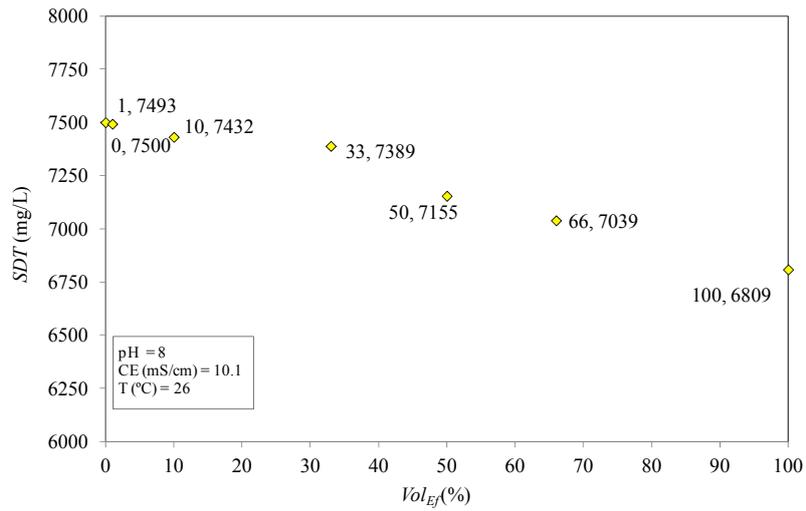
En las Figuras: Figura 5.34, Figura 5.35, Figura 5.36, Figura 5.37, Figura 5.38, Figura 5.39 y Figura 5.40, se presenta la evolución en función de  $Vol_{Ef}$  de las variables:  $S_w$ ,  $SSV/S_w$ ,  $SDT$ ,  $SDV/SDT$ ,  $C_{Tw}$  y  $f_{pw}$ , respectivamente.



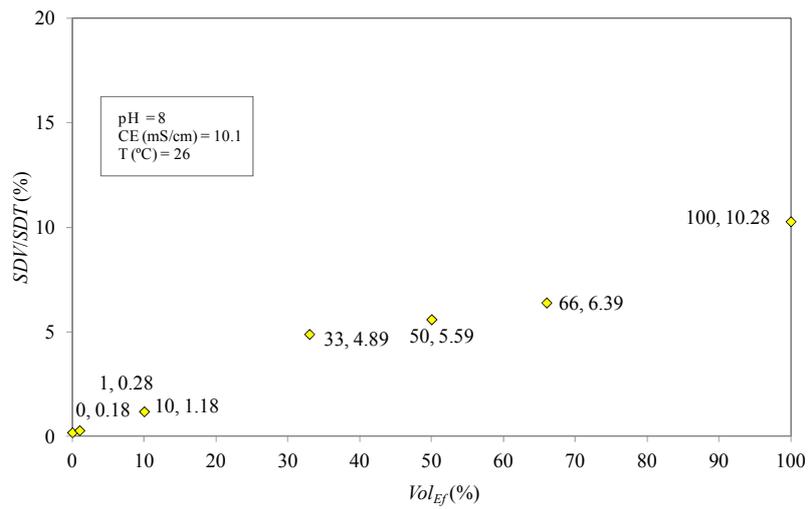
**Figura 5.34.-** Evolución de  $S_w$  como función de  $Vol_{Ef}$ . Los pares de valores indicados junto a los puntos de la gráfica representan el  $Vol_{Ef}$  y su correspondiente  $S_w$ .



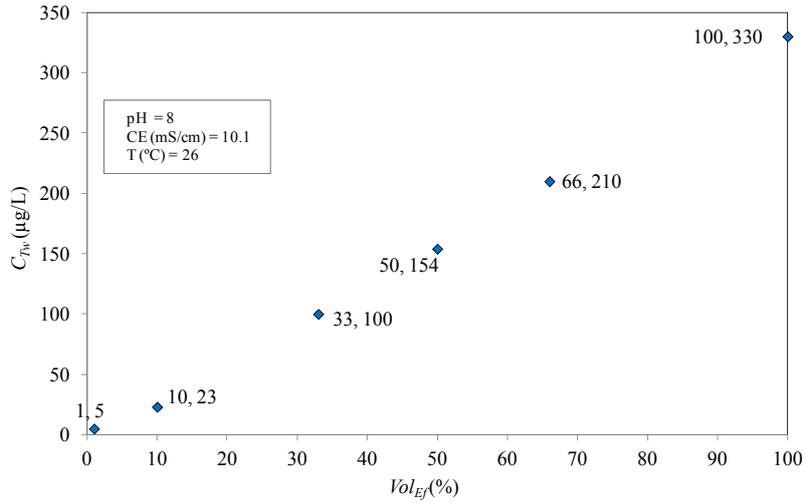
**Figura 5.35.-** Evolución de  $SSV/S_w$  como función de  $Vol_{Ef}$ . Los pares de valores indicados junto a los puntos de la gráfica representan el  $Vol_{Ef}$  y su correspondiente  $SSV/S_w$ .



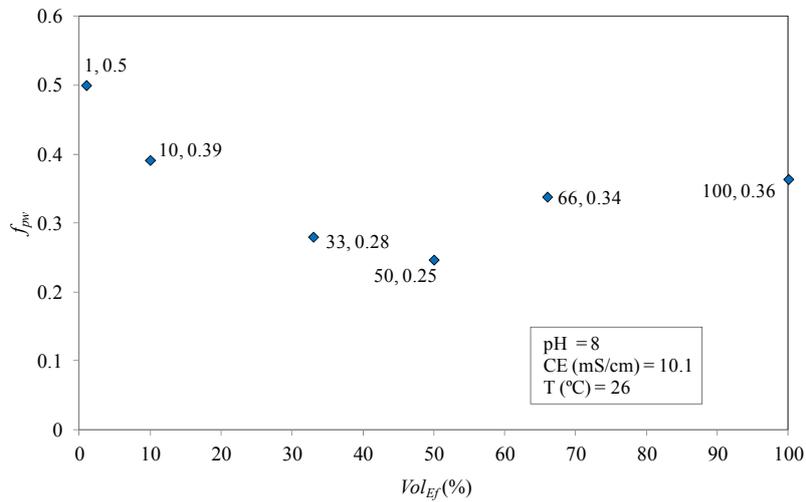
**Figura 5.36.-** Evolución de  $SDT$  como función de  $Vol_{Ef}$ . Los pares de valores indicados junto a los puntos de la gráfica representan el  $Vol_{Ef}$  y su correspondiente  $SDT$ .



**Figura 5.37.-** Evolución de  $SDV/SDT$  como función de  $Vol_{Ef}$ . Los pares de valores indicados junto a los puntos de la gráfica representan el  $Vol_{Ef}$  y su correspondiente  $SDV/SDT$ .



**Figura 5.38.-** Evolución de  $C_{Tw}$  como función de  $Vol_{Ef}$ . Los pares de valores indicados junto a los puntos de la gráfica representan el  $Vol_{Ef}$  y su correspondiente  $C_{Tw}$ .



**Figura 5.39.-** Evolución de  $f_{pw}$  como función de  $Vol_{Ef}$ . Los pares de valores indicados junto a los puntos de la gráfica representan el  $Vol_{Ef}$  y su correspondiente  $f_{pw}$ .

En la Tabla 5.13 se resumen las tendencias de cada variable separadas en rangos de  $Vol_{Ef}$ : rango 1, de 0 a 1 %; rango 2, de 1 a 10%; rango 3, de 10 % a 33 %; rango 4, de 33 % a 50 %, rango 5 de 50 % a 66%. Las tendencias se marcan con un símbolo “+” para denotar crecimiento y un símbolo “-” para denotar decrecimiento.

**Tabla 5.13.-** Tendencias de las variables  $S_w$ ,  $SSV/S_w$ ,  $SDT$ ,  $SDV/SDT$ ,  $C_{Tw}$  y  $f_{pw}$  ante el incremento en  $Vol_{Ef}$  agrupado por rangos.

Rango	$Vol_{Ef}$ (%)	$df_{50eq}$	$S_w$	$SSV/S_w$	$SDT$	$SDV/SDT$	$C_{Tw}$	$f_{pw}$
1	0 - 1	+	-	+	-	+	+	+
2	1 - 10	+	-	+	-	+	+	-
3	10 - 33	-	-	+	-	+	+	-
4	33 - 50	-	-	+	-	+	+	-
5	50 - 66	-	-	+	-	+	+	+

Rangos 1 y 2: dentro de éste rango general se produce un crecimiento en los tamaños de los agregados, registrándose el máximo en  $Vol_{Ef} = 10 \%$ . Aquí las variables  $S_w$  y  $SDT$  registran una tendencia decreciente. De acuerdo a lo que se conoce sobre la influencia de  $S_w$  y  $SDT$  en la floculación (Van Leussen, 1994; Lick 2009) sería esperable que (dentro de los órdenes de  $S_w$  y  $SDT$  evaluados): una disminución de  $S_w$  provoque un decrecimiento en  $df_{50eq}$  y que una disminución en  $SDT$ , disminuya la fuerza iónica y por lo tanto disminuyan los  $df_{50eq}$ . Por el contrario los flóculos crecen, por lo tanto el incremento en la floculación no puede ser atribuido a  $S_w$  ni  $SDT$ . Dentro de este rango las variables  $SSV/S_w$ ,  $SDV/SDT$  y  $C_{Tw}$  registran una tendencia creciente. La  $SSV/S_w$  indica la proporción de sedimentos suspendidos de características volátiles, es decir, es un indicador de la proporción de material orgánico suspendido en relación a la totalidad de los sedimentos suspendidos. La  $SDV/SDT$  indica la proporción de los sólidos disueltos que es de características volátiles, es decir, representa un indicador de la proporción de material orgánico disuelto en relación a la totalidad de los sólidos disueltos. Si bien de acuerdo a nuestro conocimiento de la literatura no existen estudios que indaguen de forma detallada en cursos fluviales el efecto de la materia orgánica en la floculación, se reconoce que tanto el rol de la materia orgánica particulada como la disuelta, dependen del origen de la misma como de la cantidad presente (Wilkinson et al, 1997; Wikilson &

Reinhardt, 2005). En tal sentido Maldiney & Mouchel (1995), mencionan los posibles efectos sobre la floculación que pueden ocasionar los efluentes de plantas de tratamiento biológico, por el elevado aporte de material orgánico biológico al sistema, bajo condiciones propicias. Puesto que la proporción de materia orgánica particulada y disuelta crecen en este rango de  $Vol_{Ef}$ , existe por lo tanto evidencia de que ambas actúan positivamente sobre la floculación. Por otro lado el aumento en la  $C_{Tw}$  estaría indicando que la concentración de cromo total podría actuar positivamente incrementando la floculación. En la bibliografía no se han encontrado vinculaciones específicas entre la presencia del cromo y el aumento de la floculación de sedimentos en cursos fluviales, no obstante se conoce a partir de otras disciplinas como la ingeniería sanitaria que ciertos compuestos químicos que contienen metales como el cobre, aluminio o hierro, son usados como coagulantes en las plantas de potabilización de aguas. El proceso es conocido como coagulación por sorción (Clark, 1996), donde la carga superficial de los sedimentos suspendidos resulta desestabilizada por el proceso de sorción del compuesto químico que contiene al metal. Si bien aquí no estamos demostrando rigurosamente que en efecto el cromo desestabilice a los sedimentos suspendidos, de acuerdo a los resultados de mediciones en estos ensayos sabemos que la sorción del cromo ocurre, que la  $f_{pw}$  es del orden de 0.5 (ver párrafo 5.4.2.6), y que la escala temporal del proceso de sorción es similar o inferior al tiempo de equilibrio de la floculación. En la última serie de ensayos que se describe en el párrafo 5.5, se evalúa la influencia del cromo (III) en la floculación de sedimentos suspendidos.

Rangos 3, 4 y 5: en este rango general los  $df_{50eq}$ , luego de alcanzar su máximo en  $Vol_{Ef} = 10\%$ , presentan una tendencia decreciente. Las variables  $SSV/S_w$ ,  $SDV/SDT$ ,  $C_{Tw}$ , que fueron atribuidas como las responsables del crecimiento de los tamaños en los Rangos 1 y 2, aquí continúan presentando una tendencia creciente, sin embargo ahora los tamaños

decrecen. Por otro lado el decrecimiento de las variables  $S_w$  y  $SDT$  de las cuales se había concluido que para los rangos 1 y 2 su comportamiento decreciente no afectaba a la floculación, continúan su tendencia decreciente. La disminución en los  $df_{50eq}$  se atribuye a la existencia de un valor umbral de  $Vol_{Ef}$  ( $Vol_{Ef}$  10 %), luego del cual el efecto de la disminución en  $S_w$  y  $SDT$  sobre la floculación, predomina por sobre el efecto del incremento en  $SSV/S_w$ ,  $SDV/SDT$  y  $C_{Tw}$ .

Se debe considerar que la composición del agua, de los sedimentos suspendidos y de los sólidos disueltos de la mezcla usada en los ensayos, varía significativamente a lo largo de todo el rango de  $Vol_{Ef}$ , entre una composición del 100% de agua de río y una composición mayoritaria de efluente. La variación en la composición de los sedimentos que forman los flóculos se puede parametrizar con la variable  $SSV/S_w$ . Observando el crecimiento continuo de esta variable, se evidencia el cambio en la composición de los flóculos de, una composición mayoritariamente mineral (para  $Vol_{Ef} = 0\%$ ) a una composición mayoritariamente orgánica (para  $Vol_{Ef} = 66\%$ ). Naturalmente todas las propiedades físicas de los flóculos:  $df_{50}$ ,  $W_s$ ,  $\Delta\rho_f$ ,  $n_f$ , incluso su color (como se mencionó en el párrafo 5.4.2.1) se ven afectadas por el cambio en la composición de los sedimentos suspendidos y también por los cambios en la composición de la fase disuelta. Se demostró que existen 3 grupos A, B y C que comparten características similares, entre ellas la distribución granulométrica. Esto no resulta casual, dado que dentro de cada grupo existe similitud en la proporción  $SSV/S_w$  es decir en la composición de los sedimentos que forman los flóculos, y también en la composición general del agua. Estas similitudes en las composiciones de los sedimentos y el agua, para los grupos A, B y C, justifican luego los patrones de comportamiento similares en las densidades diferenciales, en las dimensiones fractales, en las velocidades sedimentación y en sus distribuciones de tamaños. Resulta razonable que la densidad de

un flóculo y el grado de compactación del mismo respondan a la composición de sus partículas.

Los resultados evidencian que para un  $G$  constante igual a 44 1/s, los flóculos comienzan a decrecer luego de que  $Vol_{Ef}$  supera el 10%. Desde el punto de vista físico, es probable que luego del valor umbral  $Vol_{Ef} = 10 \%$ , la tensión resistente de los flóculos se vea afectada y disminuida por el incremento de su composición orgánica (Sekiou & Kellil, 2009); motivo por el cual no tienen la misma capacidad de resistencia a la agitación del agua, y tienden a presentar menores tamaños.

## **5.5 Efecto del cromo (III) sobre la floculación de sedimentos suspendidos**

A partir de los resultados obtenidos en los ensayos para el sub-tramo 2-3, surgió un interrogante específico: ¿puede el cromo (III) incrementar la floculación de sedimentos suspendidos? En base a este interrogante se realizó la última serie de ensayos experimentales con jarras de floculación, cuyo objetivo principal fue demostrar si la sorción del cromo (III) en los sedimentos suspendidos es capaz de incrementar los tamaños de los flóculos.

Se utilizó para ello agua del río Salado proveniente de aguas arriba de la fuente, a la que se le adicionaron (previa obtención de un 1º estado de equilibrio de floculación) distintas concentraciones de cromo (III), y se analizó la evolución posterior de los tamaños de los agregados.

### **5.5.1 Metodología específica**

#### **5.5.1.1 Características de la muestra de agua**

Se utilizó agua de río proveniente de la misma muestra cuyas características fueron descritas en el párrafo 5.3.1.1.

### 5.5.1.2 Características del cromo (III)

El cromo utilizado provino de una solución de cromo patrón (III) marca Merk, con una concentración original de 1000 mg/L de cromo (III).

### 5.5.1.3 Condiciones experimentales

Los ensayos se diseñaron de forma tal de obtener un primer estado de equilibrio de floculación y luego, manteniendo constante el valor de  $G$ , se adicionaron distintas concentraciones de cromo (III), tal como se indica en la Tabla 5.14. Luego de la agitación inicial durante 30 min a  $G = 451$  1/s (tal como se hizo en todos los ensayos ya descriptos) se utilizó un  $G = 44$  1/s hasta el fin de cada ensayo (se utilizó un  $G = 44$  1/s para que los resultados fuesen comparables con los ya obtenidos para las mezclas agua de río-efluente).

**Tabla 5.14.-** Condiciones experimentales ensayadas. Se presentan los valores de  $G$ ,  $\sigma$ ,  $pH$ ,  $CE$ ,  $S_w$ ,  $SSV$ ,  $SDT$ ,  $C_{Tw}$  y  $f_{pw}$ . Los valores de  $C_{Tw}$  informados aquí corresponden a las lecturas de cromo realizadas en muestras tomadas al final de cada ensayo.

Ensayo	Tiempo (min)	$G$ (s <sup>-1</sup> )	$\sigma$ (N/m <sup>2</sup> )	$C_{Tw}$ (µg/L)	$f_{pw}$	$pH$	$CE$ (mS/cm)	$S_w$ (mg/L)	$SSV$ (mg/L)	$SDT$ (mg/L)	$SDV$ (mg/L)
3a	0 - 30	451	0.2526	ND	-	8	10.1	63.7	7.30	7500	13.80
	30 - 210	44	0.0247	ND	-	8	10.1	63.7	7.30	7500	13.80
	210-330	44	0.0247	100	1	8	10.1	63.7	7.30	7500	13.80
3b	0 - 30	451	0.2526	ND	-	8	10.1	63.7	7.30	7500	13.80
	30 - 210	44	0.0247	ND	-	8	10.1	63.7	7.30	7500	13.80
	210-330	44	0.0247	250	1	8	10.1	63.7	7.30	7500	13.80
3c	0 - 30	451	0.2526	ND	-	8	10.1	63.7	7.30	7500	13.80
	30 - 210	44	0.0247	ND	-	8	10.1	63.7	7.30	7500	13.80
	210-330	44	0.0247	2000	1	8	10.1	63.7	7.30	7500	13.80

### 5.5.1.4 Descripción de los ensayos

Tanto la preparación de la muestra de agua, como la puesta a punto del microscopio y del material accesorio fue similar a lo ya descrito en la metodología específica de los ensayos para los subtramos 1 y 2-3. Por este motivo se procederá directamente a la descripción del desarrollo de los 3 ensayos aquí presentados.

### **5.5.1.5 Desarrollo de los ensayos**

#### **Agitación inicial, primera etapa: intervalo de tiempo 0 – 30 min**

Antes de comenzar cada ensayo, se practicó una agitación inicial durante 30 minutos, a la máxima velocidad de giro del equipo: 300 rpm, equivalente a  $G = 450$  1/s. El objetivo de esta etapa fue garantizar condiciones iniciales uniformes para todos los ensayos y minimizar el tamaño de los flóculos antes del comienzo de los ensayos.

#### **Agitación constante, segunda etapa, sólo con agua de río: intervalo de tiempo de 30 a 210 min**

Cumplidos los 30 minutos iniciales, el parámetro  $G$  fue disminuido hasta 44 1/s. Este valor de  $G$  fue mantenido constante hasta finalizar el ensayo. El objetivo de esta etapa tal como se mencionó fue alcanzar un 1° equilibrio en la floculación, sólo con el agua de río. La suficiencia de éste tiempo para garantizar el equilibrio fue corroborada previamente en los ensayos preliminares y verificada además en los ensayos correspondientes al sub-tramo 1 y sub-tramo 2-3.

#### **Agitación constante, adición de cromo (III), tercera etapa: intervalo de tiempo de 210 a 330 min**

Cumplidos los 180 min, de la etapa previa, fue adicionado el volumen de cromo (III) necesario de manera de alcanzar la  $C_{Tw}$  correspondiente (Tabla 5.14). Esta etapa tuvo el objetivo (ya mencionado) de evaluar el efecto del cromo (III) sobre la floculación. Luego de la adición de cromo cada ensayo continuó con las mismas condiciones experimentales a lo largo de 120 min, hasta su finalización. Fue comprobado que éste tiempo fue suficiente para alcanzar un nuevo estado de equilibrio en la floculación.

### **Extracciones de muestras para determinación de tamaños y mediciones de $w_s$ .**

#### **Correspondiente al intervalo de tiempo: $t = 30 \text{ min}$ a $t = 330 \text{ min}$**

A lo largo de cada ensayo se efectuaron extracciones de muestras (sin detener el equipo Jar Test) empleando la jeringa y manguera plásticas, según el programa de muestreo de la Tabla 5.5, ubicándolas en cajas de Petri para su observación en el microscopio. Cada muestra, de un volumen de 7 mL, primero fue cuidadosamente observada en el microscopio y luego fotografiada 10 veces en posiciones aleatorias (10 fotos tomadas en posiciones aleatorias en la dirección del plano focal) del microscopio.

Seguidamente, fue efectuada la medición de la velocidad de sedimentación, de acuerdo a la técnica explicada en el párrafo 5.2.3, volcando cuidadosamente el contenido de la caja de Petri en uno de los tubos de sedimentación, ubicados a 3 m del microscopio.

#### **Extracciones de muestras y filtrado para determinaciones de cromo total, particulado y disuelto: intervalo de tiempo $t = 180 \text{ min}$ a $t = 330 \text{ min}$ .**

Luego de adicionar el cromo (III) en las jarras, se realizaron extracciones de 10 mL, según el cronograma de la Tabla 5.9, para registrar la evolución temporal de la  $f_{pw}$ . Se empleó un reloj adicional que contabilizó el tiempo transcurrido desde la adición del cromo(III), instante que correspondió al tiempo  $t = 0$  (de la Tabla 5.9). Finalizada cada extracción la muestra de 10 mL fue filtrada para obtener su fase disuelta, empleando filtro con tamaño de poro = 0.45  $\mu\text{m}$ .

Previo a la finalización de cada ensayo se tomó de las jarras una muestra de 50 mL, para la determinación de cromo total. Ésta última muestra, se almacenó directamente en un recipiente de plástico, en frío, sin filtrar.

Las muestras de 50 mL (no filtradas) y de 10 mL (filtradas) fueron enviadas al laboratorio LC de la FIQ para la lectura de cromo total y cromo disuelto, respectivamente, mediante Espectrometría de Absorción Atómica con horno de llama.

El cromo particulado fue determinado luego por diferencia de masas:  $C_{pw} = C_{Tw} - C_{sw}$  y la fracción particulada a partir del cociente  $f_{pw} = C_{pw}/C_{Tw}$ .

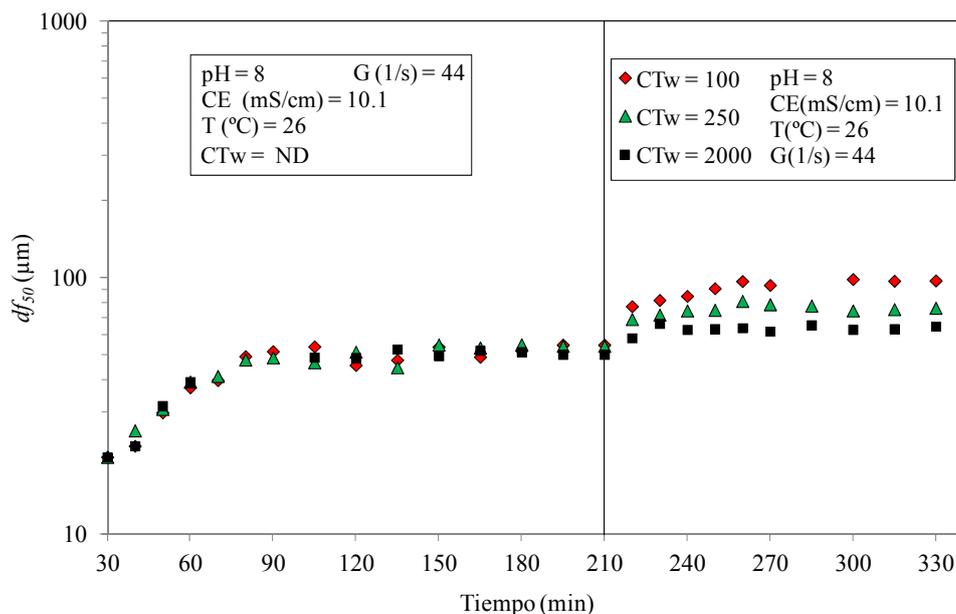
### Fin del ensayo:

Cumplido el tiempo total del ensayo, el equipo Jar Test fue detenido, y se procedió a la medición de:  $pH$ ,  $CE$  y  $T$  para registrar las condiciones finales de éstas variables y observar algún posible cambio, respecto de las condiciones iniciales.

## 5.5.2 Análisis de resultados

### 5.5.2.1 Diámetros de equilibrio y tiempos de equilibrio

En la Figura 5.40 se muestra la evolución temporal de los diámetros  $df_{50}$  para las 3 condiciones ensayadas.



**Figura 5.40.-** Evolución temporal de los diámetros  $df_{50}$ . Ensayos evaluación del efecto del cromo (III) en la floculación de sedimentos suspendidos.

La línea vertical separa la 2ª de la 3ª etapa, y marca el instante en que fue adicionada la correspondiente concentración de cromo (III). Los flóculos comienzan con un tamaño  $df_{50} = 20 \mu\text{m}$ , similar a lo observado para los ensayos correspondientes a los subtramos 1 y 2-3. Luego comienzan a crecer hasta alcanzar un 1º estado de equilibrio de

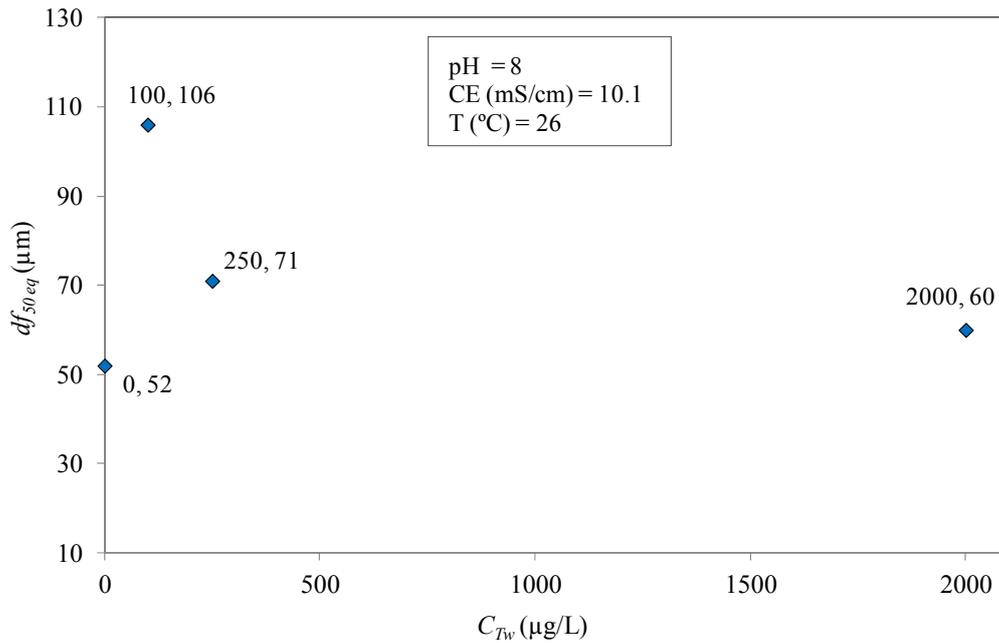
floculación, con un  $T_e = 60$  min, y un  $df_{50eq}$  promedio para los 3 ensayos de 52  $\mu\text{m}$ . Ambas magnitudes resultan comparables con los resultados obtenidos para el sub-tramo 2-3 y para el sub-tramo 1, con  $G = 44$  1/s y agua de río sin efluente.

Luego de la adición de cromo (III), los flóculos registraron un claro incremento en sus tamaños hasta alcanzar nuevos estados de equilibrio de floculación, caracterizados por  $df_{50eq} = 106$   $\mu\text{m}$ , 71  $\mu\text{m}$  y 60  $\mu\text{m}$ , para  $C_{Tw} = 100$ , 250 y 2000  $\mu\text{g/L}$ , respectivamente, con  $T_e = 50$ , 30 y 20 min, en ese mismo orden. Estos resultados se resumen en la Tabla 5.15.

**Tabla 5.15.-** Resumen de resultados:  $df_{50eq}$ ,  $CVd_{50eq}$  y  $T_e$ . Ensayos evaluación del efecto del cromo (III) en la floculación de sedimentos suspendidos. Se informan las concentraciones de cromo total adicionadas (y verificadas luego) y las  $f_{pw}$  correspondientes al tiempo final.

<b>Ensayo</b>	<b><math>C_{Tw}</math> (<math>\mu\text{g/L}</math>)</b>	<b><math>f_{pw}</math></b>	<b><math>df_{50eq}</math> (<math>\mu\text{m}</math>)</b>	<b><math>CVd_{50eq}</math></b>	<b><math>T_e</math> (min)</b>
<b>3a, 3b, 3c</b> (antes de la adición de cromo(III))	ND	-	52	0.10	60
<b>3a</b>	100	1	106	0.20	50
<b>3b</b>	250	1	71	0.16	30
<b>3c</b>	2000	1	60	0.13	20

En la Figura 5.41 se representan los  $df_{50eq}$  como función de la concentración de cromo total. Allí se aprecia de forma gráfica la tendencia ya indicada en los resultados de la Tabla 5.15. La adición de cromo (III) generó un claro incremento en los tamaños. Los mayores tamaños ocurrieron para la menor concentración de cromo. No obstante los incrementos registrados no se asemejan a lo ocurrido para los ensayos donde se adicionó efluente; cabe recordar que los  $df_{50eq}$  (luego de la adición de efluente) para dichos ensayos se ubicaron entre 81 y 579  $\mu\text{m}$  para concentraciones de cromo total entre 5 y 210  $\mu\text{g/L}$ .



**Figura 5.41.-** Diámetros de equilibrio  $df_{50eq}$  en función de la concentración de cromo total. Ensayos evaluación del efecto del cromo (III) en la floculación de sedimentos suspendidos.

### 5.5.2.2 Sorción del cromo en los sedimentos suspendidos

A partir de las lecturas de cromo efectuadas sobre las muestras extraídas de acuerdo al cronograma de la Tabla 5.9, fue verificado que: las  $C_{Tw}$  en cada uno de los ensayos fueron de 100, 250 y 2000  $\mu\text{g/L}$ . En cuanto a la evolución de la fracción particulada, para los 3 ensayos ocurrió que a partir de los 2 min de la adición de cromo todas las lecturas de cromo disuelto, dieron un valor no detectable. Es decir en cada uno de los ensayos a los 2 min, ya había ocurrido la sorción de cromo en los sedimentos suspendidos. Siendo la  $f_{pw}$  aproximadamente igual a 1.

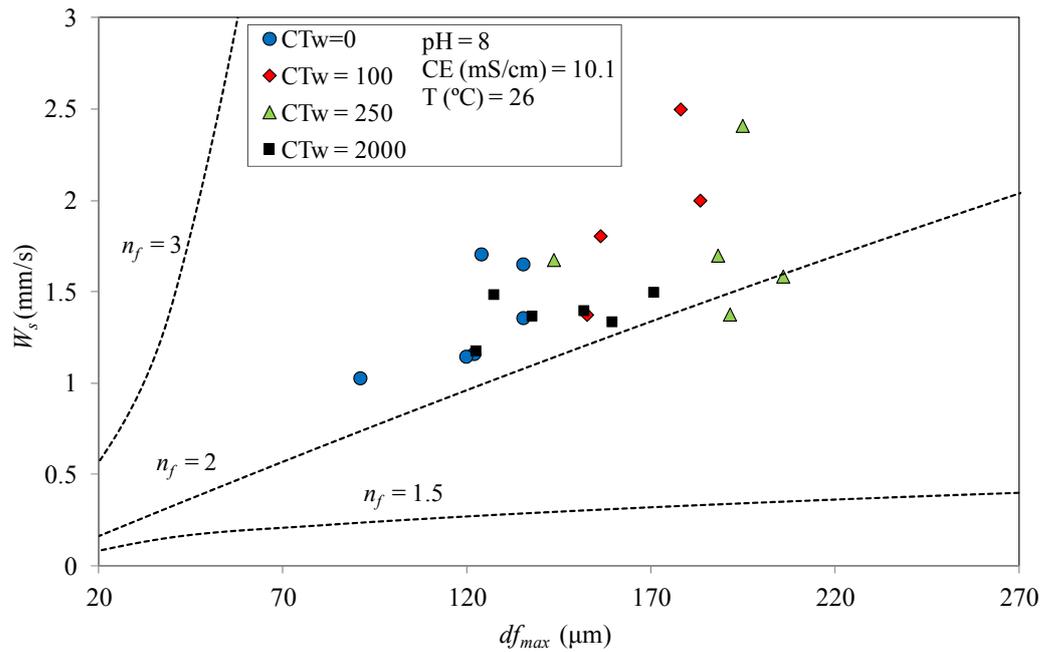
Al respecto de esta singularidad en las  $f_{pw}$  se puede argumentar que las lecturas de cromo para esta serie de ensayos fueron realizadas en otro laboratorio cuya tecnología (absorción atómica con horno de llama) permite un límite de detección de: 30  $\mu\text{g/L}$ . Por este motivo es posible que las lecturas de cromo disuelto hayan devuelto valores ND, lo que no implica ausencia de cromo en la fase disuelta. No obstante más allá de este argumento, no se debe perder de vista que estos resultados evidencian una rápida

sorción del cromo en los sedimentos suspendidos en los 3 ensayos, con niveles de  $f_{pw}$  medidos a los 2 min que, aunque discutibles, se encuentran próximos a la unidad.

Dado que la mayor parte del cromo fue sorbido en los sedimentos suspendidos en tiempos cercanos a los 2 min, y puesto que los  $T_e$  de floculación para los 3 ensayos, fueron de 50, 40 y 30 min, y dado que el resto de las condiciones experimentales se mantuvieron constantes, se puede afirmar que: la sorción de cromo en los sedimentos suspendidos es la causa del incremento de los tamaños de los flóculos para las condiciones experimentales aquí ensayadas. Este proceso de crecimiento en los tamaños de los agregados a causa de la sorción, se conoce en la bibliografía como coagulación por sorción (Clark, 1996).

### 5.5.2.3 Velocidades de sedimentación

Las  $w_s$  medidas en función de los  $df_{max}$  se representan en la Figura 5.42. Como valores referenciales se indican las  $w_s$  estimadas con la Ec. (5.12) para  $n_f = 1.5, 2$  y  $3$ , respectivamente. También se incluyen las  $w_s$  medidas antes de la adición de cromo (III). Se observa una tendencia general creciente en las  $w_s$  con los  $df_{max}$ . Los ensayos que presentan los mayores tamaños,  $C_{Tw} = 100$  y  $250 \mu\text{g/L}$ , evidencian las mayores velocidades. El rango general va desde 1 a 2.5 mm/s, y queda representado por dimensiones fractales levemente superiores a  $n_f = 2$ .



**Figura 5.42.-** Velocidades de sedimentación,  $W_s$ , en función del diámetro máximo. En líneas de puntos las  $W_s$  estimadas según la Ec. (5.12) para  $n_f = 1.5, 2$  y  $3$ . Ensayos evaluación del efecto del cromo (III) en la floculación de sedimentos suspendidos.

## 5.6 Conclusiones

Mediante el empleo de la tecnología Jar Test se simularon condiciones hidroambientales similares a las observadas durante el escenario de Noviembre de 2010, tanto para aguas arriba (sub-tramo 1) como para aguas abajo de la fuente de cromo (sub-tramos 2 y 3). Se evaluó además el efecto del cromo III sobre la floculación de sedimentos en suspensión.

A partir de los resultados relacionados al sub-tramo 1 (agua de río sin adición de efluente) se concluyó que:

1) El rango de variación de diámetros de equilibrio para valores de  $G$  entre 15 1/s y 100 1/s ( $\sigma$  entre 0.0084 N/m<sup>2</sup> y 0.0561 N/m<sup>2</sup>, respectivamente) va desde 39 a 58  $\mu\text{m}$ . El orden de magnitud de este rango de tamaños coincide con el orden de los tamaños observados en campo para el sub-tramo 1 (33  $\mu\text{m}$ , ver Capítulo 4). En el río Salado,

tanto en el sub-tramo 1 como en el resto del dominio, los valores de  $\tau$  medio en la vertical no exceden los  $0.015 \text{ N/m}^2$ . Por lo cual los valores de  $G$  aquí evaluados que mejor representan lo ocurrido en campo son  $G = 15$  y  $44 \text{ 1/s}$  ( $\sigma$  entre  $0.0084 \text{ N/m}^2$  y  $0.0247 \text{ N/m}^2$ ). Estos  $G$  tienen asociados diámetros  $df_{50eq}$  de laboratorio de  $46$  y  $55 \mu\text{m}$ , respectivamente. Resulta interesante notar que ante un incremento en la tensión  $\sigma$  de  $0.0084$  a  $0.0247 \text{ N/m}^2$  (del 194 %) los tamaños sólo se incrementan de  $46$  a  $55 \mu\text{m}$  (sólo el 20 %). Luego la escasa variación entre los  $df_{50eq}$  permite afirmar que los flóculos para el sub-tramo 1 presentan una baja sensibilidad a las condiciones hidrodinámicas.

2) Las  $w_s$  presentaron la tendencia creciente con los tamaños, propia de los flóculos formados por sedimentos en ambientes naturales, observándose las mayores  $w_s$  para los mayores tamaños. Las  $w_s$  máximas variaron entre  $0.25$  y  $1.25 \text{ mm/s}$  y no mostraron sensibilidad a los valores de  $G$  evaluados. Las  $w_s$  de laboratorio en general tienden a ser mayores a las medidas en campo. Esto se debe a que las  $w_s$  de laboratorio corresponden a los diámetros máximos medidos, que en general representan entre 2 veces  $df_{50eq}$  y 5 veces  $df_{50eq}$ . Mientras que las  $W_s$  de campo corresponden a la mediana de los diámetros in situ,  $df_{50}$ , que naturalmente son inferiores a los  $df_{max}$ .

3) Las densidades diferenciales  $\Delta\rho_f$  mostraron la conocida tendencia general decreciente con los diámetros, con un rango de variación general entre  $50$  y  $200 \text{ kg/m}^3$ , rango que coincide con los valores reportados por otros investigadores. Las  $\Delta\rho_f$  tampoco evidenciaron sensibilidad a los valores de  $G$  evaluados.

4) Las dimensiones fractales  $n_f$  se ubicaron entre  $1.5$  y  $2.5$ , con la mayor proporción de valores concentrados entre  $1.75$  y  $2.25$ , rango cercano al reportado por otros autores en la bibliografía. No se registró evidencia suficiente para justificar el empleo de una  $n_f$  variable con los tamaños.

5) La fracción floculada varió entre 0.88 y 0.99, para el rango de  $G$  entre 451 1/s y 15 1/s. Esto demostró que la mayoría de los sedimentos en suspensión se encuentran floculados, en el subtramo 1 aguas arriba de la fuente, para el escenario aquí evaluado.

En síntesis se concluyó que para el sub-tramo 1, para el escenario ambiental de la Tesis la hidrodinámica presenta escasa influencia sobre las propiedades físicas relevantes de los flóculos. Esto significa que la adopción de un diámetro característico y una distribución de tamaños características, son suficientes para describir el comportamiento de los tamaños aguas arriba de la fuente.

A partir de los resultados de los ensayos correspondientes al sub-tramo 2-3 (agua de río con adición de efluente), se concluyó que:

1) Se produce un incremento sustancial en los tamaños de los agregados en la totalidad de los ensayos, al adicionar el efluente. El efluente, para condiciones hidrodinámicas constantes, incrementa sustancialmente los tamaños de los agregados entre un 50% y un 850%, con valores  $df_{50eq}$  entre 81 y 597  $\mu\text{m}$ . Esto indica que es el efluente y no la agitación inducida por la fuente la causa determinante del incremento en los tamaños de los flóculos. El incremento sustancial en los tamaños obtenido en laboratorio es consistente con las mediciones de tamaños de flóculos en campo, a partir de las cuales se midió un marcado crecimiento en los diámetros de los agregados, en el campo cercano de la fuente y hasta 1500 m aguas abajo de la misma.

2) Los diámetros de los flóculos crecen en un 50 % aún ante la adición de sólo un 1 % de efluente. Esto indica que el efluente es capaz de incrementar los diámetros de los flóculos en zonas alejadas de la fuente. Se puede concluir entonces que el fenómeno de incremento en los tamaños no se produce sólo en el campo cercano de la fuente, sino que efectivamente tiene un alcance del orden de los 1500 m (donde  $Vol_{Ef} = 4\%$  para Noviembre de 2010), o superior.

- 3) La relación entre la proporción de efluente y los  $df_{50eq}$  no es lineal, sino que evidencia un comportamiento del tipo “campana”, donde el máximo tamaño de flóculo no se produce para la máxima proporción de efluente, sino que ocurre en  $Vol_{Ef} = 10 \%$ . La ocurrencia del máximo tamaño para la proporción del 10 % muestra consistencia con las mediciones de campo, puesto que los tamaños máximos no fueron medidos en el campo cercano de la fuente (vertical 7), sino 150 m aguas abajo de la fuente en la vertical 8.1. De acuerdo a los resultados del modelo de partículas, a 150 m aguas abajo de la fuente, el efluente escurre en su totalidad, sólo por la margen derecha, con una proporción  $Vol_{Ef} = 17 \%$ , valor que coincide razonablemente con  $Vol_{Ef} = 10 \%$  obtenido en laboratorio.
- 4) Las distribuciones de tamaños de flóculos en el equilibrio son unimodales, para todo el rango evaluado de  $Vol_{Ef}$ . La unimodalidad de las distribuciones de tamaños de flóculos de equilibrio justifica la utilización de un único diámetro, el  $df_{50}$ , como el diámetro representativo tanto en laboratorio como en el río.
- 5) El incremento en la concentración de la materia orgánica particulada y disuelta, así como el incremento en las concentraciones de cromo total que genera el efluente, mostraron evidencias de ser las causas principales del incremento en los tamaños de los flóculos que genera el efluente.
- 6) Las propiedades físicas de los flóculos:  $w_s$ ,  $\Delta\rho_f$  y  $n_f$  mostraron en general las tendencias ya conocidas en relación a su evolución con los tamaños. Sin embargo se demostró que estas propiedades están fuertemente vinculadas con la composición del agua y los sedimentos suspendidos, la cual varía espacialmente como consecuencia del efluente.
- 7) Las velocidades máximas de sedimentación, dependientes de los tamaños y densidades mostraron una gran variabilidad en el rango de 0.50 a 3.45 mm/s. Estas velocidades máximas se relacionan con tiempos de sedimentación en la columna de

agua de 5 a 45 min y con longitudes de sedimentación de entre 15 y 100 m. Estas longitudes de sedimentación son consistentes con la distancia entre la fuente y la vertical 8.1, donde se produce la mayor depositación de sedimentos y cromo particulado, según datos de campo.

8) El rango de variación general de  $\Delta\rho_f$  fue de 2 hasta 200 kg/m<sup>3</sup>, donde las mínimas  $\Delta\rho_f$  se encuentran un orden de magnitud por debajo del mínimo del rango típico para flóculos formados por sedimentos suspendidos, de 30 a 500 kg/m<sup>3</sup>. Las mínimas  $\Delta\rho_f$  estuvieron asociadas a los flóculos formados con la mayor proporción de efluente. Esto demuestra que el efecto del efluente, además de incrementar los diámetros y las  $W_s$ , genera densidades diferenciales comparativamente bajas. Dado que más del 80% de los sólidos suspendidos erogados por la fuente son de origen orgánico, resulta razonable que su densidad sea menor a la densidad de los sedimentos del río; y consecuentemente que los flóculos formados aguas abajo de la fuente registren densidades comparativamente bajas. Este hecho explica una de las características de algunos perfiles de tamaños de flóculos observados en campo, específicamente en la vertical 8.1, donde en contraposición al resto de las verticales, los diámetros resultaron mayores cerca de la superficie del agua, evidenciando flóculos de gran tamaño que se transportaban “flotando”.

9) Las dimensiones fractales variaron entre 1.4 y 2.3, y presentaron también una clara correspondencia con la proporción de efluente ensayado, siendo comparativamente más bajas las  $n_f$  para los flóculos formados con la mayor proporción de efluente. Las bajas  $n_f$  asociadas a los flóculos formados con un elevado contenido de *MO* coincide con lo reportado por otros autores.

En base a los resultados de la evaluación del efecto del cromo (III) sobre la floculación se concluyó que:

1) El cromo (III), para las concentraciones  $C_{Tw}$  y las condiciones hidro-sedimentológicas aquí ensayadas, incrementa los tamaños de los flóculos, bajo el proceso conocido como coagulación por sorción. Los mayores incrementos en los tamaños de los agregados (100% de incremento) se midieron para la menor concentración de cromo ensayada,  $C_{Tw} = 100 \mu\text{g/L}$ . Mientras que para la mayor concentración  $C_{Tw} = 2000 \mu\text{g/L}$  se registró el menor incremento en los tamaños. No obstante, éste incremento no explica la totalidad del incremento generado en los tamaños, a partir de la adición del efluente.

2) Luego, se concluye que las causas del incremento en los tamaños de los agregados aguas abajo de la fuente son: el aporte de materia orgánica particulada y disuelta del efluente, y la sorción de cromo (III) en los sedimentos suspendidos, también proveniente del efluente.

## 6 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

### 6.1 Consideraciones generales

A lo largo de la presente Tesis se evaluaron de manera simultánea 3 procesos naturales en un tramo del río Salado de 7 km de extensión, durante un escenario hidro-ambiental de aguas bajas. Ellos son: la floculación, el transporte de sedimentos, y el transporte de cromo, los cuales fueron considerados de forma conjunta en el modelo conceptual, presentado en el capítulo 3.

Dentro de éste contexto de análisis, se evaluó específicamente la dinámica de la floculación y su relación con el transporte de cromo en la columna de agua. Este tramo del río, que para aguas bajas se encuentra sujeto a un considerable impacto del cromo proveniente del efluente de una curtiembre, presenta un fenómeno particular de floculación muy poco abordado aún en la literatura específica sobre el transporte de sedimentos. Donde los tamaños de los agregados se incrementan considerablemente a causa del efluente.

El abordaje de la problemática se realizó desde la perspectiva de campo y de laboratorio, siguiendo el enfoque mecanicista de la hidráulica fluvial, con énfasis en la interpretación física de los fenómenos abordados.

Desde el inicio de la Tesis se planteó la complejidad de las escalas espaciales y temporales involucradas. Hacia el final del capítulo 4 se demostró que ciertas escalas temporales, particularmente  $T_e$ ,  $T_{cr}$  y  $T_{sed}$ , presentan el mismo orden de magnitud. Ello demostró el estrecho grado de interrelación entre la floculación de los sedimentos suspendidos, la sorción del cromo en los sedimentos suspendidos floculados y la sedimentación-depositación en el lecho de los flóculos con cromo sorbido a ellos; de

ésta manera se justificó la necesidad del tratamiento simultáneo de los 3 procesos mencionados.

Los 3 objetivos particulares de la Tesis, evaluar: 1) El grado de relevancia de la dinámica de la floculación en el transporte de cromo en la columna de agua, 2) El grado de importancia del efluente en la dinámica de la floculación 3) Las propiedades físicas de los agregados y su relación con el transporte de cromo en la columna de agua; fueron abordados en los estudios de campo y laboratorio. Mediante los trabajos de campo se abordaron con mayor profundidad los objetivos 1 y 2, y en los trabajos de laboratorio los objetivos 2 y 3.

A partir de la integración de los resultados de campo y laboratorio se demostró que la floculación, a partir del incremento en los tamaños de los flóculos, las  $W_s$  y las  $m_d$ , no sólo es capaz de determinar la escala espacial del transporte de cromo erogado por la fuente, sino que además la misma fuente determina la dinámica de la floculación en todo el tramo que recibe su impacto. Consecuentemente la fuente determina la escala espacial del transporte de cromo en la columna de agua.

## **6.2 Trabajos de campo**

A partir de los datos de la simulación hidrodinámica se calculó la distribución espacial y vertical del parámetro que  $G$  cuyos valores medios variaron entre 0.27 a 0.81 1/s. Se demostró luego que el parámetro  $G$ , presenta escasa influencia sobre la evolución de los  $df_{50}$  de los flóculos en todo el tramo, para este escenario ambiental.

Mediante el análisis de la distribución espacial de las concentraciones de sedimentos suspendidos  $S_w$  y del flujo de sedimentos suspendidos  $F_{S_w}$ , fue posible concluir que: la fuente genera un considerable impacto en la carga de sedimentos suspendidos, debido al aporte de cantidades importantes de sólidos suspendidos, incrementando el  $F_{S_w}$  en un 45

%; aguas abajo de la fuente se produce una rápida disminución del  $F_{Sw}$  del 25 % en una escala espacial de 150 m, evidenciándose de esta manera un importante fenómeno local de sedimentación-depositación. Este fenómeno de depositación generado aguas abajo de la fuente continúa luego de los 150 m, de forma paulatina hacia aguas abajo, extendiéndose hasta una escala espacial del orden de la distancia de mezcla completa  $L_m \sim 1500$  m o superior.

La composición granulométrica de los sedimentos en suspensión evidenció que en la mayoría del tramo el porcentaje de finos es superior al 90%. Se demostró además que los sedimentos cohesivos ( $d < 16 \mu\text{m}$ ), representan una proporción relevante en todo el tramo, lo cual justifica los fenómenos de floculación observados.

La distribución de  $df_{50}$  demostró el impacto sustancial que genera la fuente en la floculación de sedimentos suspendidos. Los tamaños de los flóculos se incrementan hasta en un 200 % aguas abajo de la fuente, disminuyendo paulatinamente hacia aguas abajo a medida que ocurre el proceso de depositación de sedimentos suspendidos, y a medida que el agua recupera sus características propias de aguas arriba.

Se demostró que las  $W_s$ , producto del incremento en los  $df_{50}$  se incrementan aguas abajo de la fuente hasta en un orden de magnitud, presentando una relación directa con el patrón de distribución de tamaños en todo el tramo.

La tasa de depositación de sedimentos  $m_d$  reflejó un sustancial crecimiento aguas abajo de la fuente, siguiendo un patrón análogo al de las  $W_s$ , con incrementos de hasta un orden de magnitud. Se concluyó que el efecto de las  $W_s$  resulta determinante en el crecimiento de las  $m_d$  puesto que las  $W_s$  se incrementan en un orden de magnitud, mientras que las  $S_w$  se incrementan aproximadamente en un 50%.

Se demostró que el flujo de cromo total  $F_{CTw}$ , está determinado por el flujo de cromo particulado  $F_{CPw}$ , particularmente sobre la MD en los primeros 300 m aguas abajo de la

fuelle. Esto indica que el comportamiento de los sedimentos suspendidos floculados con cromo sorbido a ellos, determina el comportamiento del  $F_{CTw}$  aguas abajo de la fuente. Este hecho sumado a la estrecha relación demostrada entre la floculación, las  $m_d$ , y el contenido de cromo en el lecho  $r$ , completa la demostración de la hipótesis central de la Tesis: La escala espacial del transporte de cromo en la columna de agua está gobernada por la dinámica de la floculación, inducida por la fuente de cromo, en el tramo evaluado.

### 6.3 Trabajos de laboratorio

Mediante el empleo de la tecnología Jar Test se simularon condiciones hidroambientales similares a las observadas durante el escenario de Noviembre de 2010, tanto para aguas arriba (sub-tramo 1) como para aguas abajo de la fuente de cromo (sub-tramos 2 y 3). Se evaluó además el efecto del cromo III sobre la floculación de sedimentos en suspensión.

A partir de los resultados relacionados al sub-tramo 1 (agua de río sin adición de efluente) se concluyó que:

Para el escenario ambiental de la Tesis la hidrodinámica presenta escasa influencia sobre las propiedades físicas relevantes de los flóculos ( $df_{50}$ ,  $w_s$ ,  $\Delta\rho_f$  y  $n_f$ ). Esto significa que la adopción de un diámetro característico y una distribución de tamaños características, son suficientes para describir el comportamiento de los tamaños aguas arriba de la fuente.

La fracción floculada varía entre 0.88 y 0.99, para el rango de  $G$  entre 451 1/s y 15 1/s. Esto demostró que la mayoría de los sedimentos en suspensión se encuentran floculados, en el subtramo 1 aguas arriba de la fuente, para el escenario aquí evaluado.

A partir de los resultados de los ensayos correspondientes al sub-tramo 2-3 (agua de río con adición de efluente), se concluyó que:

El efluente, para condiciones hidrodinámicas constantes, incrementa sustancialmente los tamaños de los agregados entre un 50% y un 850%, con valores  $df_{50eq}$  entre 81 y 597  $\mu\text{m}$ . Esto indica que es el efluente y no la agitación inducida por la fuente la causa determinante del incremento en los tamaños de los flóculos.

Los diámetros de los flóculos crecen en un 50 % aún ante la adición de sólo un 1 % de efluente. Se puede concluir entonces que el fenómeno de incremento en los tamaños no se produce sólo en el campo cercano de la fuente, sino que efectivamente tiene un alcance del orden de los 1500 m (donde  $Vol_{Ef} = 4 \%$  para Noviembre de 2010), o superior.

La relación entre la proporción de efluente y los  $df_{50eq}$  evidencia un comportamiento del tipo “campana”, donde el máximo tamaño de flóculo no se produce para la máxima proporción de efluente, sino que ocurre en  $Vol_{Ef} = 10 \%$ . La ocurrencia del máximo tamaño para la proporción del 10 % muestra consistencia con las mediciones de campo, puesto que los tamaños máximos no fueron medidos en el campo cercano de la fuente (vertical 7), sino 150 m aguas abajo de la fuente en la vertical 8.1, donde  $Vol_{Ef} \sim 17\%$ .

El incremento en la concentración de la materia orgánica particulada y disuelta, así como el incremento en las concentraciones de cromo total que genera el efluente, mostraron evidencias de ser las causas principales del incremento en los tamaños de los flóculos.

Las propiedades físicas de los flóculos:  $w_s$ ,  $\Delta\rho_f$  y  $n_f$  mostraron en general las tendencias ya conocidas en relación a su evolución con los tamaños. Sin embargo se demostró que estas propiedades están fuertemente vinculadas con la composición del agua y los sedimentos suspendidos, la cual varía espacialmente como consecuencia del efluente.

Las velocidades máximas de sedimentación, dependientes de los tamaños y densidades mostraron una gran variabilidad en el rango de 0.50 a 3.45 mm/s. Estas velocidades máximas se relacionan con tiempos de sedimentación en la columna de agua de 5 a 45 min y con longitudes de sedimentación de entre 15 y 100 m. Estas longitudes de sedimentación son consistentes con la distancia entre la fuente y la vertical  $\delta.I$ , donde se produce la mayor depositación de sedimentos y cromo particulado, según datos de campo.

El rango de variación general de  $\Delta\rho_f$  fue de 2 hasta 200 kg/m<sup>3</sup>, donde las mínimas  $\Delta\rho_f$  se encuentran un orden de magnitud por debajo del mínimo del rango típico para flóculos formados por sedimentos suspendidos, de 30 a 500 kg/m<sup>3</sup>. Las mínimas  $\Delta\rho_f$  estuvieron asociadas a los flóculos formados con la mayor proporción de efluente. Esto demuestra que el efecto del efluente, además de incrementar los diámetros y las  $W_s$ , genera densidades diferenciales comparativamente bajas.

En base a los resultados de la evaluación del efecto del cromo (III) sobre la floculación se concluyó que:

El cromo (III), para las concentraciones  $C_{T_w}$  y las condiciones hidro-sedimentológicas aquí ensayadas, incrementa los tamaños de los flóculos, bajo el proceso conocido como coagulación por sorción. No obstante éste incremento no explica la totalidad del incremento generado en los tamaños, a partir de la adición del efluente.

Luego se concluye que las causas del incremento en los tamaños de los agregados aguas abajo de la fuente son: el aporte de materia orgánica particulada y disuelta del efluente, y la sorción de cromo (III) en los sedimentos suspendidos, también proveniente del efluente.

## 6.4 Recomendaciones

La presente Tesis se desarrolló específicamente para un escenario hidro-ambiental de aguas bajas. Desde la perspectiva de la hidráulica fluvial naturalmente surgen diversos interrogantes. Algunos de ellos podrían ser: ¿Cuál es el rol de la floculación en el transporte de cromo para el río en aguas medias y altas? ¿Cómo es la dinámica de la floculación en aguas altas cuando el río desborda y escurre por las planicies de inundación? ¿Cuál es el rol de la floculación en el proceso de depositación del cromo en las planicies? ¿Cuál es el impacto que tiene el efluente en la floculación de sedimentos del río Salado para otros estados hidrométricos? ¿Otros efluentes industriales son capaces de incrementar la floculación de sedimentos suspendidos?

Tales interrogantes podrían ser abordados con un enfoque metodológico similar al empleado en esta Tesis. En tal sentido se resalta la importancia del abordaje de la problemática desde la doble perspectiva de campo y laboratorio, dado que en general con la tecnología actual disponible, las propiedades físicas de los agregados sólo son adecuadamente comprendidas luego del estudio experimental de las mismas.

En relación a lo que sucede en términos del cromo para otros estados del río, en Diciembre de 2010 durante una crecida donde  $Q$  fue de  $34.7 \text{ m}^3/\text{s}$  (recordar que en Noviembre de 2010,  $Q$  fue igual a  $2.23 \text{ m}^3/\text{s}$ ), se midieron flujos de cromo total  $F_{CTw} = 520 \text{ mg/s}$ , valor que se mantuvo prácticamente constante entre las secciones 6 y 9. Este  $F_{CTw}$  resulta aproximadamente 2 veces mayor al  $F_{CTw}$  máximo =  $293 \text{ mg/s}$  medido en Noviembre de 2010. Tal magnitud de  $F_{CTw}$  registrado durante la crecida de Diciembre de 2010, tiene su origen en la resuspensión del cromo depositado en el lecho (durante el estado hidrométrico previo de aguas bajas). Este hecho da sentido a la importancia que

tiene el cromo depositado en el lecho, como fuente secundaria de cromo ante eventuales crecidas.

En relación al rol del efluente en la floculación y a las causas específicas del incremento en los tamaños de los flóculos, resultaría esclarecedor un estudio experimental de carácter fisicoquímico y sedimentológico que determine cual es la causa mayoritaria del incremento en los tamaños de los agregados, puesto que si bien se postuló que son la materia orgánica y el cromo las causas principales, no se ha determinado si es la materia orgánica particulada o la disuelta la responsable de este incremento. Este nuevo estudio experimental debiera abordar además el impacto del efluente sobre el río en otros estados hidrométricos y además sería razonable evaluar el efecto del efluente en la floculación bajo condiciones de agitación variables.

En cuanto a la metodología de laboratorio, específicamente sobre la técnica de microscopía óptica, si bien se trata de una herramienta precisa para la determinación de tamaños, el tiempo necesario para el análisis de las imágenes es considerable y puede presentar una limitante en el caso de que se necesite disponer rápidamente de los resultados de los tamaños de flóculos. En tal sentido se recomienda el empleo de otras tecnologías acopladas al dispositivo Jar Test, tales como un difractómetro de laboratorio, ya empleado por otros autores como Mietta et al. (2009).

La modelación numérica de los fenómenos de floculación, transporte de sedimentos y transporte de cromo es una alternativa deseable y sumamente potente a los fines del conocimiento de la dinámica general de los mencionados procesos, sirviendo además como herramienta fundamental a los fines predictivos y preventivos. No obstante es fundamental el conocimiento de la física de los procesos involucrados previo a cualquier intento de modelación. En tal sentido la presente Tesis aporta al conocimiento de los aspectos físicos de la floculación y el transporte de cromo que potencialmente

pueden ocurrir en las cercanías de una fuente de cromo, y demuestra que el conocimiento de los mismos es esencial para la correcta interpretación del sistema. En este sentido la presente Tesis representa un aporte al modelo conceptual del transporte de sedimentos y cromo (presentado en el capítulo 3).

Desde la perspectiva del efluente entendido como un floculante de los sedimentos suspendidos, dado el considerable incremento en las velocidades de depositación que éste genera producto del incremento en los tamaños de los agregados, sería interesante no sólo desde el plano académico sino desde su aplicación al ámbito productivo, evaluar la posibilidad de implementar este concepto de rápida floculación, en el tramo final del proceso de tratamiento de efluentes de la empresa que eroga el mismo al río, de manera tal de disminuir el flujo de cromo erogado.

## LISTADO DE SÍMBOLOS

$A_\tau$  [N/m<sup>2</sup>]: factor de proporcionalidad en la Ecuación de Kranunberg para el cálculo de la tensión  $\tau_f$ .

$B$  [m]: ancho del río.

$C_{pb}$  [μg/L]: concentración de cromo sorbido a los sedimentos del lecho.

$C_{pw}$  [μg/L]: concentración de cromo sorbido a los sedimentos suspendidos.

$C_{sb}$  [μg/L]: concentración de cromo disuelto en los poros del lecho.

$C_{sw}$  [μg/L]: concentración de cromo disuelto en la columna de agua.

$C_{Tw}$  [μg/L]: concentración total de cromo en la columna de agua.

$d_a$  [m]: espesor de la capa activa de los sedimentos del lecho.

$d_f$  [μm]: diámetro de un flóculo.

$d_e$  [μm]: diámetro de equilibrio de un flóculo en la Ecuación de Winterwerp.

$D_f$  [m]: escala del diámetro de los flóculos originados en la columna de agua.

$df_{50}$  [μm]: mediana de la distribución de tamaños de flóculos en suspensión.

$df_{50eq}$  [μm]: diámetro mediano en el equilibrio, de la distribución de tamaños de flóculos en suspensión.

$df_{90}$  [μm]: percentil 90 de la distribución de tamaños de flóculos en suspensión.

$df_{max}$  [μm]: diámetro máximo en la distribución de tamaños de flóculos en suspensión.

$df_{mod}$  [μm]: moda de la distribución de tamaños de flóculos en suspensión.

$d_p$  [μm]: diámetro de una partícula suspendida, sin flocular.

$d_{p50}$  [μm]: mediana de la distribución de tamaños de partículas suspendidas, sin flocular.

$d_{p50L}$  [μm]: mediana de la distribución de tamaños de partículas del lecho, sin flocular.

$E$  [m]:  $2E$  altura de rugosidad equivalente.

$E_F$  [μm/pixel]: escala de las fotografías, técnica de microscopía óptica.

$f$ : fracción másica floculada.

$f_{pw}$ : fracción particulada de cromo en la columna de agua,  $f_{pw} = C_{pw}/C_{Tw}$ .

$F_{dif}$  [mg/s]: flujo difusivo entre la columna de agua y el lecho.

$F_{Csw}$  [mg/s]: flujo de cromo disuelto en la columna de agua.

$F_{Cpw}$  [mg/s]: flujo de cromo particulado en la columna de agua.

$F_{CTw}$  [mg/s]: flujo de cromo total en la columna de agua.

$F_{Sw}$  [g/s]: flujo de sedimentos suspendidos.

$G$  [1/s]: parámetro de disipación.

$G_{med}$  [1/s]: parámetro de disipación medio en la vertical.

$h_T$  [m]: profundidad promedio del escurrimiento.

$h$  [m]: profundidad total local del escurrimiento.

$k_A$  [m<sup>2</sup>/kg]: parámetro de agregación en el modelo de floclación de Winterwerp.

$k_B$  [s<sup>1/2</sup>/m<sup>2</sup>]: parámetro de desagregación en el modelo de floclación de Winterwerp.

$k_L$  [m/s]: coeficiente de difusión.

$K_{pb}$  [m<sup>3</sup>/kg]: constante de partición de cromo en el lecho.

$K_{pw}$  [m<sup>3</sup>/kg]: constante de partición de cromo en la columna de agua.

$k_s$  [1/s]: tasa de depositación.

$L$  [m]: longitud total del tramo en estudio.

$L_A$  [m]: longitud de impacto ambiental del cromo en la columna de agua.

$L_f$  [μm]: tamaño de un agregado en la definición de dimensión fractal.

$L_m$  [m]: longitud de mezcla completa en la dirección transversal.

$L_{sed}$  [m]: escala espacial de sedimentación/depositación de un flóculo.

$m_d$  [kg/(m<sup>2</sup> s)]: tasa de depositación de sedimentos.

$M_f$  [mg]: masa de un flóculo.

$n_f$ : dimensión fractal.

$N$ : número de partículas primarias que forman un agregado.

$Q$  [ $\text{m}^3/\text{s}$ ]: caudal del río.

$Q_f$  [ $\text{m}^3/\text{s}$ ]: caudal de la fuente.

$r$  [ $\mu\text{g}/\text{g}$ ]: concentración de cromo en los sedimentos del lecho por unidad de masa de sedimento del lecho,  $r = C_{pb}/S_b$ .

$R_e$ : número de Reynolds.

$R_f$ : densidad específica de un flóculo.

$R_s$ : densidad específica de los sedimentos.

$S$  [ $\text{m}^2$ ]: área aproximada de la superficie del lecho situada entre dos verticales sucesivas.

$SD$  [ $\mu\text{m}$ ]: diámetro Sauter.

$SDT$  [ $\text{mg}/\text{L}$ ]: sólidos disueltos totales.

$SMD$  [ $\mu\text{m}$ ]: diámetro medio Sauter.

$SDV$  [ $\text{mg}/\text{L}$ ]: sólidos disueltos volátiles.

$Sfloc_w$  [ $\text{mg}/\text{L}$ ]: concentración de flóculos en suspensión.

$SSV$  [ $\text{mg}/\text{L}$ ]: sólidos suspendidos volátiles.

$S_b$  [ $\text{mg}/\text{L}$ ]: concentración de sedimentos en el volumen ambiental del lecho.

$S_w$  [ $\text{mg}/\text{L}$ ]: concentración total de sólidos suspendidos.

$T_e$  [ $\text{min}$ ]: tiempo de equilibrio de floculación.

$T_{cr}$  [ $\text{h}$ ]: tiempo de equilibrio de sorción del cromo en la columna de agua.

$T_{CTw}$  [ $\text{h}$ ]: tiempo de estabilización de la concentración de cromo total en la columna de agua, a partir de una perturbación/es en los factores externos.

$T_r$  [ $\text{h}$ ]: tiempo de estabilización de las concentraciones de cromo en el lecho.

$T_k$  [ $\text{s}$ ]: microescala de Kolmogorov para la escala temporal de los remolinos de tamaño

$\eta$ .

$T_{sed}$  [ $\text{h}$ ]: tiempo de sedimentación de un flóculo en la columna de agua.

$T_T$  [h]: tiempo de mezcla del efluente en la dirección transversal.

$T_v$  [h]: escala del tiempo de viaje entre el inicio y el fin del tramo de estudio.

$u_*$  [m/s]: velocidad de corte.

$U_{cr}$  [m/s]: velocidad umbral del escurrimiento por debajo de la cual ocurre depositación de los sedimentos suspendidos.

$U_{med}$  [m/s]: velocidad del escurrimiento media en la vertical.

$Vol_{Ef}$  [%]: porcentaje volumétrico de efluente, en relación al volumen total de agua empleado en una jarra de floculación.

$v_k$  [ $\mu\text{m}$ ]: microescala de Kolmogorov para la velocidad  $v_k$  de los remolinos de tamaño  $\eta$ .

$w_s$  [mm/s]: velocidad de sedimentación de un flóculo.

$W_s$  [mm/s]: velocidad de sedimentación media en la vertical de los flóculos en suspensión.

$W_{s,e}$  [mm/s]: velocidad de sedimentación del flóculo de diámetro  $d_e$  en la Ecuación de Winterwerp.

$W_{s,p}$  [mm/s]: velocidad de sedimentación de una partícula.

$\alpha$  [1/s]: tasa de resuspensión.

$\alpha'$  : factor de forma del sedimento.

$\Delta$  : esfericidad de las partículas.

$\Delta\rho_f$  [kg/m<sup>3</sup>]: densidad diferencial de un flóculo.

$\varepsilon$  [m<sup>2</sup>/s<sup>3</sup>]: tasa de disipación de la energía cinética de la turbulencia.

$\varepsilon_t$  [m<sup>2</sup>/s]: coeficiente de mezcla en la dirección transversal.

$\eta$  [ $\mu\text{m}$ ]: microescala de Kolmogorov representativa de los menores tamaños de remolinos generados por la turbulencia del escurrimiento.

$\lambda$  : coeficiente adimensional de depositación de sedimentos.

$\mu$  [kg/(m s)]: viscosidad dinámica del agua.

$\nu$  [ $\text{m}^2/\text{s}$ ]: viscosidad cinemática del agua.

$\rho_f$  [ $\text{kg}/\text{m}^3$ ]: densidad de un flóculo.

$\rho_s$  [ $\text{kg}/\text{m}^3$ ]: densidad de los sedimentos sin flocular.

$\rho_w$  [ $\text{kg}/\text{m}^3$ ]: densidad del agua.

$\sigma$  [ $\text{N}/\text{m}^2$ ]: tensión hidrodinámica efectiva dentro de una jarra de floculación.

$\tau$  [ $\text{N}/\text{m}^2$ ]: tensión de corte en la vertical.

$\tau_b$  [ $\text{N}/\text{m}^2$ ]: tensión de corte en el lecho del río.

$\tau_f$  [ $\text{N}/\text{m}^2$ ]: tensión resistente de un flóculo.

## REFERENCIAS

- Abbot, M.B. and Basco, D.R. (1989).** *Computational Fluid Dynamics, an Introduction for Engineers*, Longan Group, UK Limited.
- Alvarez, A. M. T. (2012).** Modelación numérica del transporte de metales pesados y sedimentos finos en cursos fluviales. Caso de estudio: cromo en el río Salado (Santa fe-Argentina). Tesis de Maestría en Ingeniería de los Recursos Hídricos, Facultad de Ingeniería y Cs. Hídricas, Universidad Nacional del Litoral.
- Ariathurai, R. and Krone, R.B., (1976).** “Finite Element Model for Cohesive Sediment Transport”, *Journal of Hydraulics Division*, v. 102, n. HY3 , pp. 323-378.
- Bini, C., Maleci, L. and Romanin, A. (2008).** “The chromium issue in soils of the leather tannery district in Italy”, *Journal of geochemical exploration*, v. 96, 194-202.
- Bodoira, F., Graciani, S. and Trento, A. (2009).** “Determination of roughness coefficient in floodplains using Landsat images: the case of the Salado River lower basin (Argentina)”, *6th Symposium on River, Coastal and Estuarine Morphodynamics*, Santa Fe Argentina.
- Bouyer, D., Coufort, C., Liné, A. and Zdravka, D. (2005a).** “Experimental analysis of floc size distributions in a 1-L jar under different hydrodynamics and physicochemical conditions”, *Journal of Colloid and Interface Science*, vol. 292, pp. 413-428.
- Bouyer, D., Escudié, R. and Liné, A. (2005b).** “Experimental analysis of hydrodynamics in a jar-test”, *Institution of Chemical Engineers, Process Safety and Environmental Protection*, v.83 (B1), pp. 22-30.

- Bruner, G. (2008).** “HEC RAS, River Analysis System User’s Manual, Versión 4.0”, U.S. Army Corps of Engineers. (<http://www.hec.usace.army.mil>).
- Carvalho, C., Salomao, M., Molisani, M., Rezende, C. and Lacerda, L., (2002).** Contribution of a medium-sized tropical river to the particulate heavy-metal load for the South Atlantic Ocean, *The Science of the Total Environment*, v. 284, pp.85-93.
- CCME (1999).** Canadian Council of Ministers of the Environment, Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: Total Chromium, Chromium-Hexavalent chromium and trivalent chromium, Winnipeg. <http://stts.ccme.ca/>. Ultimo acceso 25/11/2013.
- Chapra (1997).** *Surface Water-Quality Modelling*, W.O.B., Mc Graw Hill.
- Clark, M.M. (1996).** *Transport Modeling for Environmental Engineers and Scientists*, John Wiley and Sons, 1996.
- Coufort, C., Bouyer, D. and Liné, A. (2005).** “Flocculation related to local hydrodynamics in a Taylor–Couette reactor and in a jar”, *Chemical Engineering Science*, v. 60, pp. 2179-2192.
- Coufort, C., Dumas, C., Bouyer, D. and Liné, A. (2008).** “Analysis of floc size distributions in a mixing tank”, *Chemical Engineering and Processing*, v. 47, pp. 287-294.
- EPA (1993).** Users Manual for CORMIX 2.10. United States Environmental Protection Agency, Technical bulletin N° 624.
- Ferrerira, C. G. (2005).** “La crecida extraordinaria del Río Salado en Abril - Mayo de 2003. (Provincia de Santa Fe - Argentina) – Aspectos hidrológicos”, *XX Congreso Nacional del Agua*. Mendoza- Argentina.

- Fairbrother, A., Wenstel, R., Sappington, K. and Wood, W. (2007).** “Framework for metals risk assessment”. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Vol. 68, pp. 145-227.
- Filippa, L., Freyre, L., Trento, A., Alvarez, A., Gallo, M. and Vinzon, S. (2011).** “Laboratory Evaluation of two LISST-25X using river sediments”, *Sedimentary Geology*, v. 238, pp. 268-276.
- Filippa, L., Trento, A. and Alvarez, A. (2012).** “Sauter mean diameter determination for the fine fraction of suspended sediments using a LISST-25X diffractometer”, *Measurement*, v.45, pp. 364-368.
- Fischer, H.B., List, E.J., Koh, R.C., Imberger, J., and Brooks, N.H. (1979).** *Mixing in inland and coastal waters*, Academy Press, New York, USA, 1979.
- Fox, J., Hill, P., Milligan, T., Ogston, A. and Boldrin, A. (2004):** “Floc fraction in the waters of the Po River Delta”, *Continental Shelf Research*, Vol. 24, pp. 1699-1715.
- Gagneten, M., S. Gervasio and J. Paggi (2007).** “Heavy Metal Pollution and Eutrophication in the Lower Salado River Basin (Argentina)”. *Water, Air and Soil Pollution*, Vol. 178, pp. 335-349.
- Gallo, M., Trento, A., Alvarez, A.M., Beldoménico, H. and Campagnoli, D. (2006).** “Dissolved and particulate heavy metals in the Salado River ( Santa Fe, Argentina)”, *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 174, pp. 367-384.
- George, D., Hill, P. and Milligan, T. (2007).** Flocculation, heavy metals (Cu, Pb, Zn) and the sand-mud transition on the Adriatic continental shelf, Italy, *Continental Shelf Research*, v.27, pp.475-488.
- Gibbs, R. (1983).** “Effect of Natural Organic Coatings on the Coagulation of Particles”, *Environmental Sciences and Technoogies*, v. 17, No. 4, pp. 237-240.

- Gimp (2013).** GNU Image Manipulation Program. <http://www.gimp.org>.
- Guo, Q. (2006).** Correlation of Total Suspended Solids (TSS) and Suspended Sediment Concentration (SSC) Test Methods, New Jersey Department of Environmental Protection, Division of Science, Research, and Technology, Contract No. SR05-005.
- Guo, L. and Qing, H. (2011).** “Freshwater flocculation of suspended sediments in the Yangtze River, China”, *Ocean Dynamics*, Vol 61, 2001, pp. 2371-386.
- Igari, Y., Tamura, T., Ohono, M., Susuki, K., Kose, T., and Kawata, K. (2012).** “Distribution of Metals in Surface Sediments from a Small River Flowing Through Urban and Agricultural Areas”, *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 89, pp. 770-774.
- Iriondo, M. (2011).** *Aguas subterráneas y superficiales de la provincia de Santa Fe*, Museo Provincial de Ciencias Naturales Florentino Ameghino, Santa Fe.
- Ji, Z.H. (2008).** *Hydrodynamics and water quality*, John Wiley & Sons, Inc., New Jersey, US.
- Jordao, C.P., Pereira, J.L and Jam, G.N. (1997).** “Chromium contamination in sediment, vegetation and fish caused by tanneries in the State of Minas Gerais, Brazil”, *The science of total environment*, v. 207, pp 1-11.
- Karbassi, A. and Nadjafpour, Sh. (1996).** “Flocculation of dissolved Pb, Cu, Zn and Mn during estuarine mixing of river water with the Caspian sea”, *Environmental Pollution*, v. 93, pp.257-260.
- Kranenburg, C. (1994).** “The fractal structure of cohesive sediment aggregates”, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 39, pp. 451-460.

- Kumar, R., Strom, K. and Keyvani, A. (2010).** “Floc properties and settling velocity of San Jacinto estuary mud under variable shear and salinity conditions”, *Continental Shelf Research*, v. 30, pp. 2067–2081.
- Leppard, G. and Droppo, I. (2005).** Overview of flocculation processes in freshwater ecosystems. In: Droppo, I., Leppard, G., Liss, S., Milligan, T., editors. *Flocculation in Natural and Engineered environmental Systems*, Boca Raton, US: CRC Press. p. 25-46.
- Lick, W. (2009).** *Sediment and Contaminant Transport in Surface Waters*, CRC Press, Boca Raton, US.
- Logan, B. and Kilps, J. (1994).** “Fractal dimensions of aggregates formed in different fluid mechanical environments”, *Water Research*, Vol. 29, No. 2, pp. 443-453.
- Maggi (2005).** *Flocculation dynamics of cohesive sediments*, Ph.D. Dissertation, Faculty of Civil Engineering and Geosciences, Delft University of Technology, The Netherlands.
- Maldiney, M.A. and Mouchel, J.M. (1995).** “In situ observation of suspended solid aggregates in rivers”, *Hydrobiologia*, v. 300/301, pp. 365-373.
- McAnally, W.H. and Metha A.J. (2002).** “Significance of Aggregation of Fine Sediment Particles in Their Deposition”, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 54, pp. 643–653.
- Mehta, A.J., Hayter, E., Parker, W.R., et al., (1989).** “Cohesive Sediment Transport. I: Process Description”, *Journal of Hydraulic Engineering*, v. 115, n. 8, pp. 1076-1093.
- Mehta, A. and McAnally, W. (2009).** Fine-Grained Sediment Transport. In: *Sedimentation Engineering*, ASCE; p. 253-306.

- Mietta, F., Chassagne, C. and Winterwerp, J. (2009).** “Shear-induced flocculation of a suspension of kaolinite as function of pH and salt concentration”, *Journal of Colloid and Interface Science*, v. 336, pp. 134-141.
- Mietta, F. (2010).** *Evolution of the floc size distribution of cohesive sediments*, Ph.D. Dissertation, Delft University of Technology, The Netherlands.
- Nagata, S. (1975).** *Mixing: Principles and Applications*, Halsted Press Wiley, Chichester.
- Nezu, I. and Nakagawa, H. (1993).** “Turbulence in open-channel flows”, International Association for Hydraulic Research, Monograph Series, Balkema, Rotterdam.
- Nicholas, A.P and Walling, D.E. (1996).** “ The significance of particle aggregation in the overbank deposition of suspended sediment on river floodplains”, *Journal of Hydrology*, v. 186, 1996, pp. 275-293.
- Nicholas, A., Walling, D., Sweet, R., and Fang, X. (2006).** “New strategies for upscaling high-resolution flow and overbank sedimentation models to quantify floodplain sediment storage at the catchment scale”, *Journal of Hydrology*, v. 329, pp. 577-594.
- Pazos-Capeáns, P., Barciela-Alonso, M., Herbello-Hermelo, P. and Bermejo-Barrera, P. (2010).** “Estuarine increase of chromium surface sediments: Distribution, transport and time evolution”, *Microchemical Journal*, v. 96, pp.362-370.
- Puig, P., Palenques, A., Sanchez-Cabeza, J. and Masqué, P. (1999).** “Heavy metals in particulate matter and sediments in the southern Barcelona sedimentation system (North-western Mediterranean)”, *Marine Geochemistry*, v. 63, pp. 311-329.

- Rasband, W. (1997-2013).** ImageJ, /<http://rsb.info.nih.gov/ij/S>. U.S.NationalInstitutes of Health, Bethesda, Maryland, USA.
- Reible, D. (2008).** Contaminant Process in Sediments. In: *Sedimentation Engineering*, ASCE; p. 959-981.
- Rosman, P. C. C. (1987).** Modeling Shallow Water Bodies via Filtering Techniques, Ph.D. Thesis, Dept. of Civil Engineering, Massachusetts Institute of Technology, Massachusetts, USA.
- Rosman, P. C. C. (2008).** SisBAHIA – Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental, Documentação de Referência Técnica, Área de Engenharia Costeira e Oceanográfica, Universidade Federal do Rio de Janeiro (COPPE-PEnO/UFRJ), Rio de Janeiro. <http://www.sisbahia.coppe.ufrj.br>.
- Santos Bermejo, J.C., Beltrán, R. and Gómez Ariza, J.L. (2003).** Spatial variations of heavy metals contamination in sediments from Odiel river (Southwest Spain), *Environmental International*, v.29, pp. 69-77.
- Schnoor, J. (1996).** *Modelling trace metals. In: Environ. modelling-fate and transport of pollutants in waterair and soil.* John Wiley & Sons Inc, Iowa , USA.
- Sekiou, F. and Kellil, A. (2009).** “Effect of organic and mineral matters on kinetic and performance of flocculation”, *Desalination*, v. 249 (2), pp. 891-894.
- Serra, T., Colomer, J. and Logan, B. (2008).** Efficiency of different shear devices on flocculation. *Water Research*, v. 42, pp. 1113-1121.
- Shanker, A. K., Cervantes, C., Loza-Tavera, H. and Avudainayagam, S. (2005).** “Chromium toxicity in plants”, *Environment International*, v. 31, pp. 739– 753.
- Shrestha, P. and Orlob, G. (1996).** “Multiphase Distribution of Cohesive Sediments and Heavy Metals in Estuarine Systems”, *Journal of Environmental Engineering*, v. 122, pp. 730-740.

- Song, Y., Ji, j., Mao, Ch., Yang, Zh., Yuan, X., Ayoko, G. and Frost, R. (2010).** “Heavy metal contamination in suspended solids of Changjiang River - environmental implications”, *Geoderma*, v. 159, (3-4), pp. 286-295.
- Spearman, J. R. and Roberts, W. (2002).** “Comparison of flocculation models for applied sediment transport modelling”, In: Proceedings. Fine Sediment Dynamics in the Marine Environment In *Marine Science*, v. 5, Ed. J. Winterwerp & C. Kranenburg, Elsevier, pp. 277-293.
- SSRH (2009).** Subsecretaría de Recursos Hídricos, Estadística Hidrológica de la República Argentina. Presidencia de la Nación, Rep. Argentina, 2009.
- Szalinska, E., Dominik, J., Vignati, D., Bobrowski, A. and Bas, B. (2010).** “Seasonal transport pattern of chromium (III and VI) in a stream receiving wastewater from tanneries”, *Applied Geochemistry*, v. 25, pp. 116-122.
- Taylor K.G., Owens P.N., Batalla R.J. and Garcia C. (2008).** “Sediment and contaminant sources and transfers in river basins”. In: Owens PN, editor. Sustainable management of sediment resources: Sediment management at the river basin scale, Oxford, UK: Elsevier; p. 83-135.
- Tennekes, H., and Lumley, J. L. (1972).** *A First Course in Turbulence*, Harper Collins Publishers.
- Tombácz, E., and Szekeres, M. (2006).** “Surface charge heterogeneity of kaolinite in aqueous suspension in comparison with montmorillonite”, *Applied Clay Science*, v. 34, pp. 105–124.
- Trento, A. (2005).** Dinâmica da floculação no transporte de sedimentos finos. Tesis de doctorado en Ingeniería Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE.

- Trento, A. and Alvarez, A. (2011).** “A Numerical Model for the Transport of Chromium and Fine Sediments”, *Environmental Modeling & Assessment*, v. 16 (6), pp. 551-564.
- Van Leussen, W. (1994).** Estuarine macroflocs and their role in fine-grained sediment transport, The Netherlands: Ministry of Transport, Public Works and Water Management.
- Westrich, B., and Förstner, U. (2007).** Sediment dynamics and pollutant mobility in rivers. An interdisciplinary approach, Springer, Germany.
- Wilkinson, K. J., Nègre, J.C. and Buffle, J. (1997).** “Coagulation of colloidal material in surface waters: the role of natural organic matter”, *Journal of Contaminant Hydrology*, v. 26, pp. 229-243.
- Wikilson, J. and Reinhardt, A. (2005).** “Contrasting Roles of Natural Organic Matter on Colloidal Stabilization and Flocculation in Freshwaters”. In: Droppo, I., Leppard, G., Liss, S., Milligan, T., editors. *Flocculation in Natural and Engineered environmental Systems*, Boca Raton, US: CRC Press. p. 25-46.
- Williams, N.D., Walling, D.E. and Leeks, G.J.L. (2007).** “High temporal resolution in situ measurement of effective particle size characteristics of fluvial suspended sediment“, *Water Research*, Vol. 21, 2007, pp. 1081-1093.
- Winterwerp, J.C. (1998).** “A simple model for turbulence induced flocculation of cohesive sediment”, *Journal of Hydraulic Research*, v. 36 (3), pp. 309-326.
- Winterwerp, J.C. (2000).** On the dynamics of highconcentrated mud suspension, Ph.D. dissertation , Technische Universiteit Delft.
- Winterwerp, J. C. and Van Kesteren, W. G. M. (2004).** Introduction to the Physics of Cohesive Sediment in the Marine Environment, Editor T. Van Loon, Elsevier.

- Woitke, P., Wellnitz, J., Helm, D., Kube, P., Lepom, P. and Litheraty, P. (2003).** “Analysis and assessment of heavy metal pollution in suspended solids and sediments of the river Danube”, *Chemosphere*, v. 51, pp. 633–642.
- Woddward, J. C., Porter, P. R., Lowe, A. T., Walling, D. E. and Evans, A. J. (2002).** “Composite suspended sediment particles and flocculation in glacial meltwaters: preliminary evidence from Alpine and Himalayan basins”, *Hydrological Processes*, v. 16, pp. 1735–1744.
- Woddward, J. C. and Walling, D. E. (2007).** “Composite suspended sediment particles in river systems: their incidence, dynamics and physical characteristics”, *Hydrological Processes*, v. 21, pp. 3601–3614.
- Zhang, J. (1999).** Heavy metal compositions of suspended sediments in the Chang jiang (Yangtze River) estuary: significance of riverine transport to the ocean, *Continental Shelf Research*, v. 19, pp. 1521-1543.
- Zhang, M., Chen, Z., Chen, Q., Zou, H., Lou, J. and He, J. (2008).** “Investigating DNA damage in tannery workers occupationally exposed to trivalent chromium using comet assay”, *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, v. 654 (1), pp. 45-51.

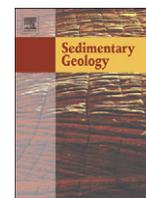
## ANEXO 1: PUBLICACIONES

**Filippa, L., Freyre, L., Trento, A., Alvarez, A., Gallo, M. and Vinzon, S. (2011).**

“Laboratory Evaluation of two LISST-25X using river sediments”, *Sedimentary Geology*, v. 238, pp. 268-276.

**Filippa, L., Trento, A. and Alvarez, A. (2012).** “Sauter mean diameter determination

for the fine fraction of suspended sediments using a LISST-25X diffractometer”, *Measurement*, v.45, pp. 364-368.



## Laboratory evaluation of two LISST-25X using river sediments

Leonardo Filippa <sup>a,\*</sup>, Luana Freire <sup>b</sup>, Alfredo Trento <sup>a</sup>, Ana M. Álvarez <sup>a</sup>, Marcos Gallo <sup>b</sup>, Susana Vinzón <sup>b</sup>

<sup>a</sup> Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas, Universidad Nacional del Litoral (FICH-UNL), CC 217, (3000) Santa Fe, Argentina

<sup>b</sup> Área de Engenharia Costeira e Oceanográfica, Programa de Engenharia Oceânica (PEO)/COPPE, Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), CT C-209 Cx Po 68508-21945-970 Rio de Janeiro, RJ, Brazil

### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 4 October 2010

Received in revised form 15 April 2011

Accepted 27 April 2011

Available online 6 May 2011

Editor: G.J. Weltje

#### Keywords:

LISST-25X

Sauter Mean Diameter (SMD)

Sediments

Granulometric distribution

### ABSTRACT

There are different methods to determine particle size, most of them are only applicable in the laboratory. In order to describe the suspended fine sediment sizes where flocs may be part of the suspension, in situ measurements are essential. This work shows the results of sediment size measurements done in the laboratory using two LISST-25X diffractometers, developed for in-situ measurements, and a Malvern Mastersizer 2000 diffractometer for laboratory use. The two LISST-25X models characterize the sample size through the Sauter Mean Diameter (SMD). Besides the SMD, the Malvern diffractometer determines the granulometric distributions of the samples.

The tested samples are from different fluvial and estuarine environments (Paraná, Salado and the Amazon Rivers) and their sizes (SMD) range from 4 to 300  $\mu\text{m}$ .

The relationship between SMD obtained with the two LISST-25X and the Malvern diffractometers gave a determination coefficient of  $R^2 = 0.98$ . Compared to the Malvern instrument, used as a reference, it was observed that the LISST instruments tend to overestimate the measured SMD for diameters lower than 20  $\mu\text{m}$ , and to underestimate the values of samples with larger diameters (>20  $\mu\text{m}$ ). Aiming to obtain other characteristic diameters of the granulometric distribution from SMD measurements obtained with LISST-25X diffractometers, correlations between SMD and  $d_{10}$ ,  $d_{50}$  and  $d_{90}$ , were established. The dependency of the measurement of sediment mass concentration obtained with LISST instruments, with the particle size, is also addressed.

© 2011 Elsevier B.V. All rights reserved.

### 1. Introduction

Different methods have been developed to determine particle size (Rawle, 2010), most of them are only applicable under laboratory conditions. However, for the size characterization of suspended fine sediments with formation or presence of flocs, in situ measurements are essential. The instruments available for field particle measurements include, among others, the series of LISST (Laser In-Situ Scattering and Transmissometry) sensors: LISST-25X, LISST-100, LISST-SL and LISST-ST, Sequoia Scientific Inc. Few comparisons between in situ laser diffraction methods and other techniques are available in the literature. For instance, Eisma et al. (1996) used a Malvern field-adapted instrument deployed along with submersible video and photographic devices. It was found that Malvern underestimates sizes when compared to the other devices, due to its tendency to break the aggregates. A comparison between LISST-100 and acoustical and optical sensors made by Lynch et al. (1993) showed positive correlations between the LISST and the other instruments. Stramski (2006) also compared LISST-100 and a photographic sensor. It was found that LISST-100 is more accurate than

the photographic sensor particularly for measuring small particles, because of sensor resolution limitations. The main limitation of LISST-100 mentioned in those works is the lack of accuracy when the particle size reaches the detection limits of the instrument.

Agrawal and Pottsmith (1994), Traykovski et al. (1999), Gartner et al. (2001), Agrawal et al. (2008), among others, report field and laboratory projects with more advanced equipment, LISST-100 and LISST-ST. With regard to LISST-25X, used in this project, Agrawal and Mikkelsen (2009) explained the operating principle of the equipment, and Topping et al. (2006) used this instrument to determine suspended sediment concentrations and sediment sizes in a reach of Colorado River (USA).

The operating principle of the LISST-25X instrument is based on a low angle laser light scattering proposed by Lorenz–Mie (Sequoia, 2008). According to this principle, the small particles scatter most light at big angles, whereas big particles scatter light at very small angles. The LISST-25X instrument determines the Sauter Mean Diameter of the complete sample (SMD), the Sauter Mean Diameter of the coarse fraction, >63  $\mu\text{m}$  ( $SMD_g$ ), the total suspended sediment volume concentration (SSC), the coarse suspended sediment volume concentration ( $SSC_g$ ), the optical transmission level (OT), and the instrument operating depth.

The SMD (also called  $d_{32}$  or  $D[3,2]$ ) is used to characterize the sizes of the suspended sediment. It is defined as the diameter of a sphere

\* Corresponding author.

E-mail address: [leofi2004@yahoo.com.ar](mailto:leofi2004@yahoo.com.ar) (L. Filippa).

that has the same volume/surface area ratio as the particle of interest. Mathematically, it is defined according to the following equation (Pacek et al., 1998):

$$SMD = d_{32} = \frac{\int_{d_{min}}^{d_{max}} d^3 p(d) dd}{\int_{d_{min}}^{d_{max}} d^2 p(d) dd} \quad (1)$$

where  $d$  indicates the particle diameter,  $d_{max}$  and  $d_{min}$  indicate the maximum and minimum diameters of particle distribution, respectively, and  $p(d)$  indicates the probability density function of  $d$ . The LISST-25X instrument mathematically transforms the scattering intensity into the following two variables: particle volume concentration,  $SSC^{vol}$ , and particle area concentration,  $SSC^{sup}$ . It then determines the sample  $SMD$  based on the following relationship between the concentrations (Agrawal and Mikkelsen, 2009):

$$SMD = 1.5 \frac{SSC^{vol}}{SSC^{sup}} \quad (2)$$

The coefficient 1.5 results from considering the surface area projected. More detailed information about the operating principle of the LISST-25X sensors as well as an introduction to the equations to calculate the output variables can be found in Agrawal and Mikkelsen (2009).

According to Sequoia Scientific Inc. (Sequoia, 2009), LISST-25X can measure:  $SMD$  between 2.50  $\mu\text{m}$  and 500  $\mu\text{m}$ ;  $SMD_g$  between 63  $\mu\text{m}$  and 500  $\mu\text{m}$ ;  $SSC$  and  $SSC_g$  from 0.10 to 1000 mg/L, approximately, for an optical path length of 2.50 cm;  $OT$  varies at the 0–100%, with an optimum interval of 30–98%. The optical path length is the product of the geometric length of the path that the light follows through the system, and the index of refraction of the medium through which it propagates. The  $SMD$  and  $SSC$  vary linearly according to the optical path length of the instrument. The  $SMD$  variation is directly proportional to the path length, whereas for  $SSC$  the relation is inverted. The instrument resolution is 0.025% for  $SSC$  and  $SSC_g$ , 1.0  $\mu\text{m}$  for  $SMD$  and  $SMD_g$  and 0.10% for  $OT$ .

Malvern Mastersizer 2000 is broadly used in laboratory work. There are a variety of applications within Malvern to measure particle

sizes, including measuring emulsions, suspensions and dry powders. Some applications for sediment size determinations can be found in Murray and Holtum (1996), Dyer and Manning (1999), Miatta et al. (2009), Manning et al. (2009) and Kumar et al. (2010). Thus, the Malvern measurements will be considered in the following comparisons as a reference device.

The aim of this project was to compare the sediment sizes recorded by two LISST-25X instruments (here called “model 1” and “model 2”) with the sediment sizes measured by a Malvern Mastersizer 2000 instrument (Malvern Instruments Ltd.). The in situ devices are meant for floc size measurements. However, due to the uncertainties of creating a uniform suspension and sampling for floc size measurement, the comparison was based on single particle determinations. This comparison aims to highlight the main limitations of the in situ instruments, and their operational conditions regarding the size and concentration ranges.

Different samples of natural sediments collected in fluvial and estuarine environments were used. From this comparison correlations between  $SMD$  and diameters widely used in fluvial and maritime engineering, such as  $d_{50}$ , were also established.

## 2. Methodology

The tests were carried out with a LISST-25X optical path length of 2.50 cm (model 1) in FICH/UNL (Argentina) and LISST-25X optical path length of 0.30 cm (model 2) in LDSC/COPPE/UFRJ (Brazil). Both instruments were immersed in an acrylic prismatic testing chamber (14.50 cm  $\times$  11.50 cm  $\times$  12 cm and a total volume of 1.35 L) provided by the manufacturer, and the equipment was mounted horizontally to avoid particle sedimentation on the sensor (Sequoia, 2009). Fig. 1 shows the experimental set up.

Thirty seven sediment samples with different size distribution and origin were tested: glass micro-spheres Whitehouse Scientific (E), brick dust (B) and sediment samples from the Paraná River, Argentina (PR); the Salado River, Argentina (S), and the Amazon River, Brazil (AM). Sodium hexametaphosphate (13.50 mL, 4%) was added as a dispersant in order to avoid flocculation. The granulometric composition and the  $SMD$  of the samples were previously determined by Malvern from the average of three consecutive measurements. The source, the sizes of the samples and the granulometric classification

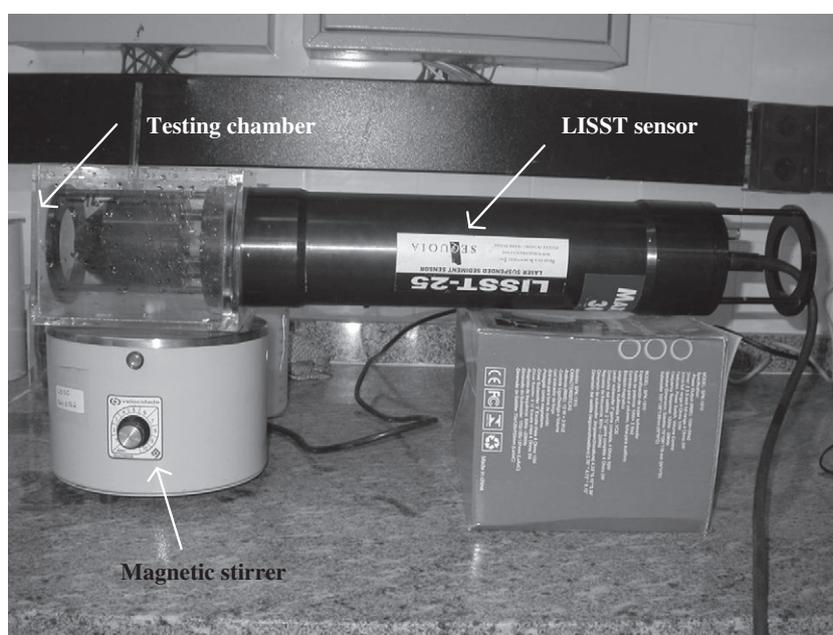


Fig. 1. Experiment set up using LISST-25X (testing chamber and magnetic stirrer).

**Table 1**  
List of tested samples, source and granulometric composition obtained with Malvern Mastersizer. Thick-stroke lines are used to separate the three groups: Group 1, samples with prevalence of fine sediments; Group 2, samples composed of medium and coarse silt particles; Group 3, samples with a higher content of sand.

#	Sample	Source	Clay	Very fine silt	Fine silt	Mean silt	Coarse silt	Very fine sand	Fine to very coarse sand
			$\phi < 9$ (%)	$9 < \phi < 7$ (%)	$7 < \phi < 6$ (%)	$6 < \phi < 5$ (%)	$5 < \phi < 4$ (%)	$4 < \phi < 3$ (%)	$3 < \phi < 2$ (%)
1	AMP5H3G1	Suspended sediments, Amazon river mouth	7.4	28.1	21.4	29.4	8.0	5.3	0.4
2	B41	Brick dust (<41.5 $\mu\text{m}$ )	0.9	34.1	24.0	34.4	6.0	0.6	0.0
3	B35	Brick dust (<35 $\mu\text{m}$ )	0.9	34.9	25.8	35.0	3.1	0.3	0.0
4	B49	Brick dust (<49 $\mu\text{m}$ )	0.8	36.4	25.9	30.9	5.0	1.0	0.0
5	B28	Brick dust (<28 $\mu\text{m}$ )	0.9	36.6	27.3	33.2	1.7	0.3	0.0
6	AMP5H1G4	Suspended sediments, Amazon river mouth	9.6	38.9	21.0	12.9	2.4	3.5	11.7
7	B22	Brick dust (<22.5 $\mu\text{m}$ )	1.2	47.3	28.2	19.2	1.5	1.9	0.7
8	B58	Brick dust (<58 $\mu\text{m}$ )	2.2	35.9	26.8	26.7	6.2	2.2	0.0
9	S25b	Suspended sediments, Salado river	3.8	9.7	9.6	23.2	15.5	22.1	16.1
10	S19F	Suspended sediments, Salado river	3.7	19.7	16.4	32.3	17.1	10.8	0.0
11	AMP5H3G4	Suspended sediments, Amazon river mouth	5.0	17.9	19.5	41.1	9.9	6.4	0.2
12	S25bF	Suspended sediments, Salado river	6.0	13.1	12.8	32.3	21.5	14.3	0.0
13	PRF	Bed sediments, Parana river	1.4	4.6	5.4	25.6	29.2	33.6	0.2
14	S36F	Suspended sediments, Salado river	1.6	13.1	14.7	33.2	21.9	15.4	0.1
15	S37F	Suspended sediments, Salado river	2.2	9.5	9.6	29.7	25.6	23.4	0.0
16	AMP5H1G1	Suspended sediments, Amazon river mouth	4.9	15.3	15.1	41.4	16.8	6.4	0.1
17	S28bF	Suspended sediments, Salado river	4.9	8.6	9.5	33.2	26.2	17.6	0.0
18	S28aF	Suspended sediments, Salado river	1.2	7.2	7.6	31.5	29.7	22.8	0.0
19	S24CF	Suspended sediments, Salado river	1.7	8.2	9.8	35.5	27.5	17.3	0.0
20	S29F	Suspended sediments, Salado river	1.0	4.7	5.1	32.4	32.8	23.9	0.1
21	E2	Glass (25 to 32 $\mu\text{m}$ )	0.0	0.0	0.0	98.0	2.0	0.0	0.0
22	S29	Suspended sediments, Salado river	0.6	3.1	4.5	24.7	21.1	24.6	21.4
23	S36	Suspended sediments, Salado river	0.8	5.8	7.5	22.7	15.6	26.4	21.2
24	S23	Suspended sediments, Salado river	3.1	4.9	5.3	20.3	16.8	28.7	20.9
25	S28a	Suspended sediments, Salado river	0.6	3.2	4.4	20.9	21.2	35.0	14.7
26	S28b	Suspended sediments, Salado river	0.6	3.3	4.6	20.9	19.3	31.7	19.6
27	S37OR	Suspended sediments, Salado river	1.4	6.7	6.1	17.2	15.0	38.1	15.5
28	SP1	Bed sediments, Parana river (75% PR); suspended sediments, Salado river (25% S37F)	0.6	3.3	3.2	9.9	8.7	10.3	64.0
29	S37G	Suspended sediments, Salado river	0.5	3.5	2.3	5.7	6.8	52.1	29.1
30	AM76	Bed sediments, Amazon tidal flats	0.0	0.0	0.0	0.0	16.4	81.9	1.7
31	SP2	Bed sediments, Parana river; (90% PR) suspended sediments, Salado river (10% S37F)	0.3	2.1	1.9	5.6	5.0	7.4	77.7
32	AM107	Bed sediments, Amazon tidal flats	0.0	0.8	0.6	2.4	10.7	76.0	9.5
33	AM137	Bed sediments, Amazon tidal flats	0.0	0.7	0.6	1.6	2.5	17.2	77.4
34	AM165	Bed sediments, Amazon tidal flats	0.0	0.1	0.4	1.3	1.3	5.9	91.0
35	AM215	Bed sediments, Amazon tidal flats	0.0	0.0	0.2	0.9	0.7	3.9	94.3
36	PR	Bed sediments, Parana river	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	3.4	96.6
37	E1	Glass (72 to 90 $\mu\text{m}$ )	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0

Note: The samples labeled with the letter F were previously sieved using an ASTM 230 sieve.

based on the  $\phi$  ( $\phi$ ) scale (Shen and Julien, 1993) are presented in Table 1. Fig. 2 shows a comparison of the tested samples.

The samples were classified into three major groups, according to the predominant fractions (see Table 1): Group 1 (sample #1 to #8), with prevalence of fine sediments; Group 2 (sample #9 to #21), composed of medium and coarse silt particles; and Group 3 (sample #22 to #37), samples with a higher content of sand. Fig. 3 shows granulometric cumulative distribution for a typical sample of each group, AMP5H3G1 (Group 1), PRF (Group 2) and S37G (Group 3).

The samples whose measurements were made using LISST instruments were diluted in distilled water filling the testing chamber. During measurements, the water–sediment mixture was stirred continuously using a magnetic stirrer (see Fig. 1). As the coarse particle concentration increased, the mixture was also manually stirred. The sediment samples with high content of coarse material (E1, SP1, SP2, PR, AM137, AM165 and AM215) were gradually dumped on the sensor lenses, according to Traykovski et al. (1999). All tests were performed at constant environment light and temperature (25 °C) conditions, and under homogeneous mixture conditions, avoiding density gradients in the suspension.

In every test,  $SMD$ ,  $SMD_g$ ,  $SSC$ ,  $SSC_g$  and  $OT$  values were obtained at fixed intervals.

Model 1 was set to make a total of 40 measurements per sample at a sampling rate of 5 s, and model 2 to make a total of 20 measurements per sample at a sampling rate of 2 s. For each sediment sample, the mean values and the  $SMD$  variation coefficient ( $CV$ ) were determined ( $CV$  is defined as the ratio between the standard deviation of the  $SMD$  measurement and the  $SMD$  mean value). Four samples, E1, E2, B41 and B58, were tested with both LISST equipments (models 1 and 2).

### 3. Results

#### 3.1. Comparison between $SMD$ obtained with LISST and Malvern instruments

Table 2 summarizes the major results of the tested samples. It shows the corresponding mean sizes ( $SMD$ ,  $SMD_g$ ), variation coefficients ( $CV_{SMD}$ ) and mean concentration values ( $SSC$ ,  $SSC_g/SSC$ ,  $OT$ ) measured with the LISST-25X instruments, as well as the  $d_{10}$ ,  $d_{50}$ ,  $d_{90}$  and  $SMD$  measured with Malvern.

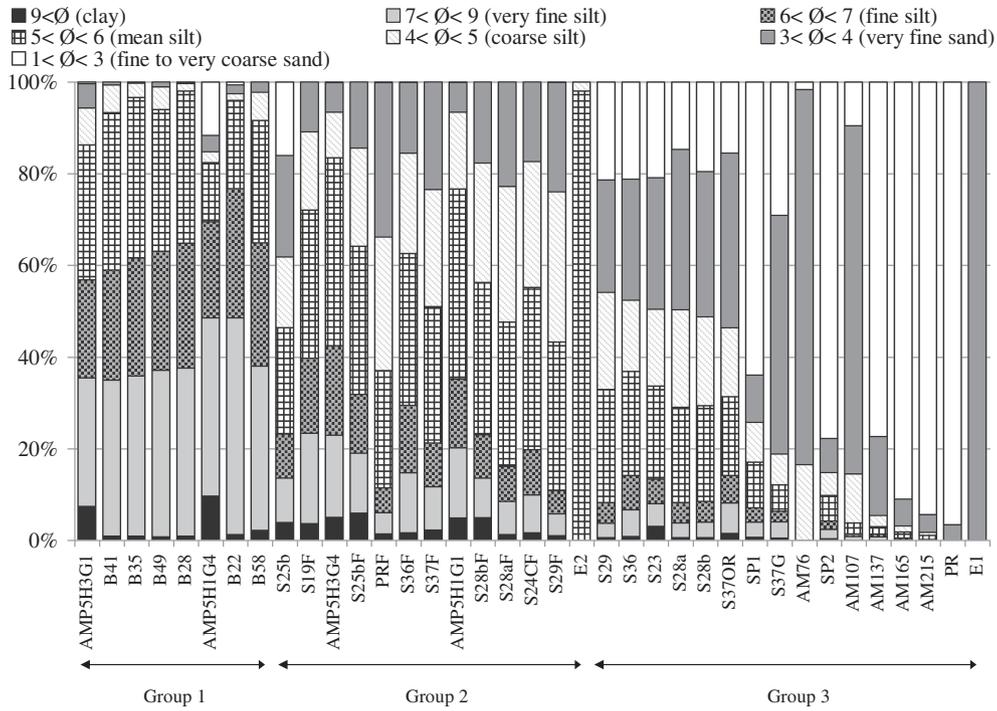


Fig. 2. Granulometric composition of samples obtained with Malvern Mastersizer. Percentages of clay, very fine silt, fine silt, mean silt, coarse silt, very fine sand, fine and coarse sand.

Fig. 4 compares the SMD measured using the two LISST-25X sensors to the SMD measured with the Malvern diffractometer. The SMD ranged from 4 to 300  $\mu\text{m}$ , approximately. The correlation coefficient was  $R^2 = 0.98$ . The PR sample was excluded from this correlation due to its high sand content (Fig. 2).

From the comparison shown in Fig. 4, it is possible to note that for smaller sizes ( $SMD < 20 \mu\text{m}$ ) the diameters measured with LISST tend

to be larger than those measured with Malvern. For instance, this was the case with B49, B41, S25bF and S28bF samples (Groups 1 and 2) because they had a high percentage of fine material, 99, 99, 85 and 82%, respectively. The maximum relative difference observed between the measured SMD was 80% (5.9  $\mu\text{m}$ , for the S25bF sample). For larger sizes, the SMD measured with LISST showed lower results than those measured with Malvern. Belonging to this group (Group 3) are

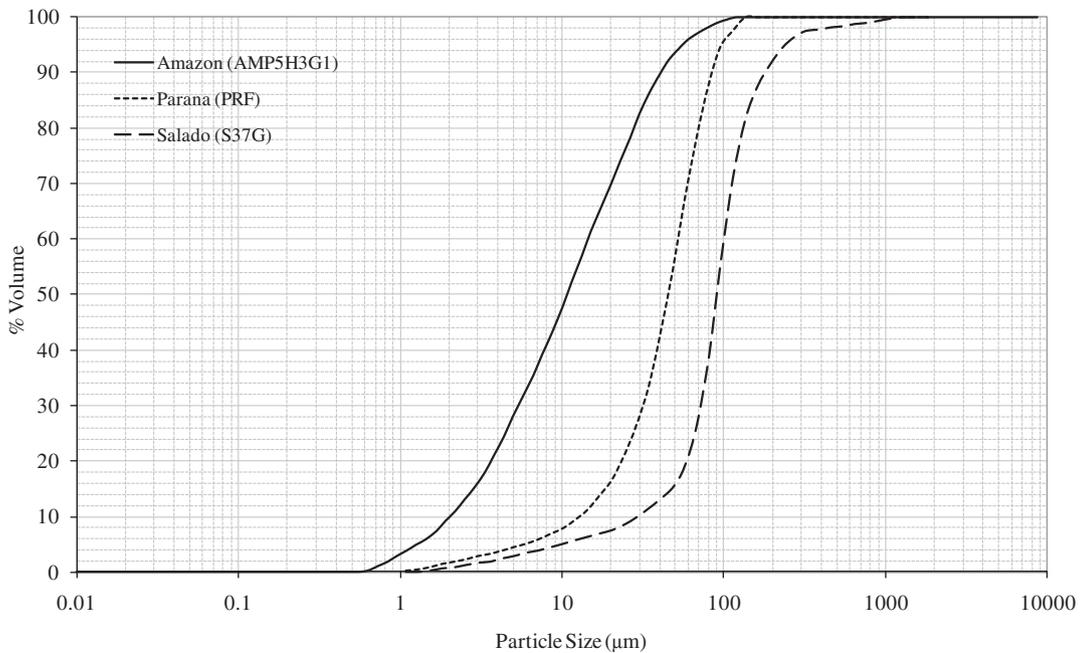


Fig. 3. Granulometric curves corresponding to indicative samples of each subgroup: AMP5H3G1 (Group 1), PRF (Group 2) and S37G (Group 3).

**Table 2**

List of results using LISST-25X and Malvern Mastersizer: mean sizes ( $SMD$ ,  $SMD_g$ ), variation coefficients ( $CV$   $SMD$ ), and mean concentration values ( $SSC$ ,  $SSC_g/SSC$ ,  $TO$ ) measured with the LISST-25X sensors, and  $d_{10}$ ,  $d_{50}$ ,  $d_{90}$  and  $SMD$ , measured with Malvern. Models 1 and 2 are identified by optical paths – 2.5 cm and 0.3 cm, respectively. Measured and prepared concentrations are also reported (N/D: no data).

#	Sample	LISST-25X						Malvern Mastersizer					SSC (mg/L)	Source
		$SMD$ ( $\mu\text{m}$ )	$CV$ $SMD$	$SMD_g$ ( $\mu\text{m}$ )	SSC (mg/L)	$SSC_g/SSC$	$TO$	Optical path (cm)	$SMD$ ( $\mu\text{m}$ )	$d_{10}$ ( $\mu\text{m}$ )	$d_{50}$ ( $\mu\text{m}$ )	$d_{90}$ ( $\mu\text{m}$ )		
1	AMP5H3G1	6.9	0.1	-17.7	186.6	0.0	0.84	0.3	5.8	2.3	12.3	46.7	N/D	Amazon
2	B41	10.5	0.1	180.9	358.0	0.0	0.79	0.3	7.2	2.7	11.93	35.3	N/D	Brick dust
		9.8	0.0	-15.9	88.2	0.0	0.35	2.5					200	
3	B35	8.5	0.0	103.0	288.3	0.0	0.77	0.3	7.0	2.7	11.39	30.6	N/D	Brick
4	B49	11.2	0.0	-184.8	612.1	0.0	0.70	0.3	6.9	2.7	10.93	33.2	N/D	Brick
5	B28	7.1	0.0	143.0	374.9	0.0	0.63	0.3	6.8	2.6	10.70	27.5	N/D	Brick
6	AMP5H1G4	3.8	0.1	3.0	28.5	0.0	0.98	0.3	4.8	1.9	7.9	167.0	N/D	Amazon
7	B22	6.6	0.0	-70.5	485.6	0.0	0.53	0.3	5.7	2.4	7.89	24.2	N/D	Brick
8	B58	8.7	0.0	8.4	270.8	0.0	0.27	2.5	7.6	2.7	9.8	30.7	200	Brick dust
		8.7	0.0	-235.1	1020.2	0.0	0.49	0.3					N/D	
9	S25b	16.2	0.1	92.7	118.2	0.2	0.75	2.5	10.6	5.6	44.3	172.0	100	Salado
10	S19F	7.8	0.2	4.3	326.0	0.0	0.33	2.5	6.5	2.8	20.3	57.7	200	Salado
11	AMP5H3G4	9.7	0.1	16.8	278.2	0.0	0.83	0.3	7.8	3.3	18.1	50.4	N/D	Amazon
12	S25bF	13.4	0.0	53.5	139.9	0.1	0.68	2.5	7.4	3.6	28.9	69.1	100	Salado
13	PRF	11.3	0.1	-181.5	7.1	0.0	0.98	2.5	12.8	10.8	47.9	87.1	200	Paraná
14	S36F	12.9	0.1	59.1	107.6	0.1	0.71	2.5	13.7	5.8	29.8	70.6	100	Salado
15	S37F	9.3	0.0	24.9	270.7	0.0	0.41	2.5	8.4	4.3	36.6	75.6	200	Salado
16	AMP5H1G1	9.8	0.1	-12.1	173.8	0.0	0.89	0.3	8.4	3.5	23.5	53.7	N/D	Amazon
17	S28bF	14.7	0.0	62.1	263.6	0.1	0.53	2.5	9.1	5.3	35.6	72.9	200	Salado
18	S28aF	16.8	0.0	70.9	256.4	0.1	0.57	2.5	19.0	9.6	41.6	77.2	200	Salado
19	S24CF	9.9	0.0	10.6	282.6	0.0	0.43	2.5	8.9	5.4	34.5	67.3	200	Salado
20	S29F	18.8	0.1	75.4	210.2	0.2	0.65	2.5	22.9	14.8	43.9	79.2	200	Salado
21	E2	26.3	0.1	315.2	94.6	0.1	0.84	2.5	29.0	24.0	29.4	33.6	226	Glass spheres
		30.1	0.0	416.2	196.2	0.0	0.98	0.3					N/D	
22	S29	26.9	0.1	111.1	211.6	0.3	0.72	2.5	31.2	18.4	56.6	347.3	200	Salado
23	S36	16.4	0.1	109.8	191.4	0.3	0.66	2.5	24.2	11.6	57.9	206.5	200	Salado
24	S23	14.1	0.1	93.1	150.7	0.2	0.68	2.5	14.1	11.0	61.0	213.4	100	Salado
25	S28a	20.2	0.1	97.2	172.0	0.3	0.71	2.5	31.3	18.7	61.4	144.7	200	Salado
26	S28b	21.5	0.1	133.3	121.4	0.3	0.79	2.5	31.4	18.2	63.4	201.0	100	Salado
27	S37OR	16.2	0.1	85.9	156.4	0.3	0.69	2.5	12.2	7.4	63.9	148.4	200	Salado
28	SP1	36.8	0.2	233.9	983.4	0.8	0.39	2.5	42.3	23.3	247.8	641.9	N/D	Paraná
29	S37G	33.6	0.1	115.1	89.9	0.7	0.89	2.5	40.3	32.0	90.1	195.9	100	Salado
30	AM76	89.0	0.1	107.5	2787.0	0.8	0.78	0.3	74.4	56.1	76.8	104.2	N/D	Amazon
31	SP2	57.1	0.3	235.2	154.4	0.9	0.89	2.5	66.9	40.7	307.2	659.9	250	Paraná
32	AM107	102.0	0.1	110.3	2682.2	0.8	0.78	0.3	65.3	55.5	84.2	119.4	N/D	Amazon
33	AM137	128.4	0.3	164.2	10299.0	0.9	0.52	0.3	100.5	96.0	151.9	211.7	N/D	Amazon
34	AM165	158.8	0.3	183.3	11964.0	0.9	0.57	0.3	149.3	125.3	192.5	263.2	N/D	Amazon
35	AM215	247.7	0.2	246.2	3158.0	1.0	0.83	0.3	204.7	167.9	250.1	346.3	N/D	Amazon
36	PR	19.0	0.1	292.4	62.5	1.0	0.86	2.5	301.6	175.4	346.3	726.9	N/D	Paraná
37	E1	86.3	0.0	99.4	54.8	0.9	0.96	2.5	81.9	74.1	82.1	91.7	500	Glass spheres
		92.5	0.4	97.2	25.1	1.0	0.98	0.3					N/D	

the S36, S28a, S28b, S37G, SP1 and SP2 samples with high percentages of sand, 48, 49, 51, 81, 74 and 85%, respectively. The maximum difference in this case was -56% (36.7  $\mu\text{m}$ , for the AM107 sample).

For the four samples tested using the two LISST-25X models (B41, B58, E2 and E1) a positive correlation was observed between the resulting  $SMD$ , with differences of 7% (0.7  $\mu\text{m}$ ), 1% (0.1  $\mu\text{m}$ ), 14% (3.8  $\mu\text{m}$ ) and 7% (6.2  $\mu\text{m}$ ), respectively.

The measurements were done within or close (samples PRF, E1 and B58) to the optimum optical transmission ( $OT$ ) levels, from 30% to 98%. When these limits were exceeded the size measurement was not good and thus discarded.

The variability in the  $SMD$  measurements using LISST instruments was quantified. Fig. 5 shows the  $CV$  as a function of  $SMD$ . It is possible to observe that the  $CV$  increases as the sample  $SMD$  increases. The minimum and maximum  $CV$  were 0.02 (B28) and 0.43 (E1), respectively.

Regarding the coarse fraction analysis, given by LISST instruments through  $SMD_g$  values, Fig. 6 shows the comparison between the  $SMD_g$  and  $d_{90}$  (obtained with Malvern), indicating a good consistency in the results. However, as shown in Table 2,  $SMD_g$  is calculated even without the presence of coarse particles (see for instance samples in

Group 1), when  $SSC_g$  equals zero, and consequently  $SMD_g$  recordings must be discarded.

### 3.2. Sediment concentrations measured with LISST instruments

The expected inverse relationship between the  $SSC$  measurements and the optical transmission level is observed for the tested samples (Table 2). Fig. 7 presents the relationship between the  $SSC$  measured with LISST and the corresponding sizes,  $SMD$ , for each suspension concentration (actual  $SSC$ ). For natural sediments, the volume concentrations obtained by LISST ( $\mu\text{L/L}$ ) were multiplied by the density, 2.65  $\text{mg}/\mu\text{L}$ , in order to get the mass concentration in  $\text{mg/L}$ . As  $SMD$  increased, a decreasing trend in the LISST  $SSC$  values was observed.

### 3.3. Correlations between $SMD$ and granulometric percentiles ( $d_{50}$ , $d_{10}$ and $d_{90}$ )

In fluvial and maritime hydraulics studies the median diameter,  $d_{50}$ , is mostly used as the characteristic diameter of the size distribution. Other diameters normally used are  $d_{10}$  and  $d_{90}$ . Empirical

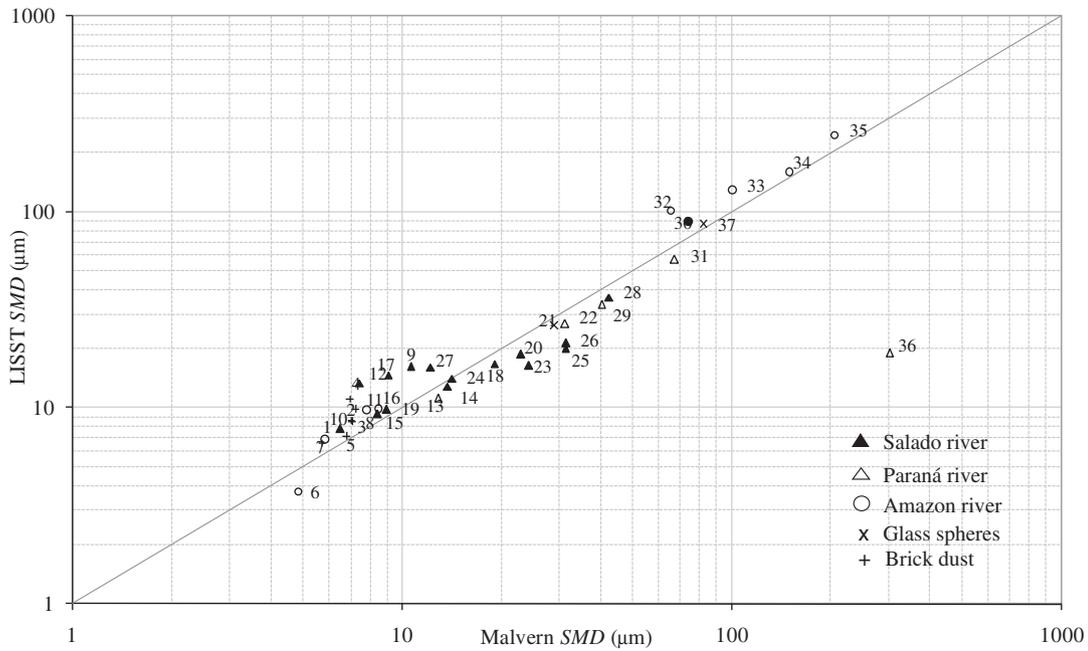


Fig. 4. SMD comparison: SMD measured with LISST and SMD obtained with Malvern. For samples tested with the two LISST models (B41, B58, E2 and E1), it is shown the SMD measured with model 1.

relationships between Malvern SMD and  $d_{50}$ ,  $d_{10}$  and  $d_{90}$ , also measured with Malvern, were established and shown in Figs. 8, 9 and 10. The observed correlations between the SMD versus  $d_{50}$  and  $d_{10}$ , showed  $R^2 \sim 0.79$  and  $0.98$ , respectively. However for  $d_{90}$  a weak correlation was observed, resulting in  $R^2$  being lower than 0.5.

Once the agreement between SMD measurements using LISST instruments and Malvern was verified, it was possible to use the former relationships, displayed in Figs. 8, 9 and 10, in order to estimate the percentiles of the size distribution from the SMD measured with LISST.

When the samples with bi-modal distributions, 15 of 37, are removed from the correlations above, the SMD vs  $d_{50}$  correlation improves, with

an increase of  $R^2$  from 0.79 to 0.86, SMD vs  $d_{10}$  correlation does not change, and SMD vs  $d_{90}$  correlation also improves with an increase of  $R^2$  from 0.48 to 0.66.

#### 4. Discussion

A high correlation was observed between LISST SMD and Malvern SMD, with a determination coefficient of  $R^2 = 0.98$ , in spite of the difference between the instruments and the experimental conditions. LISST 25X is a field instrument whereas Malvern is mostly used in

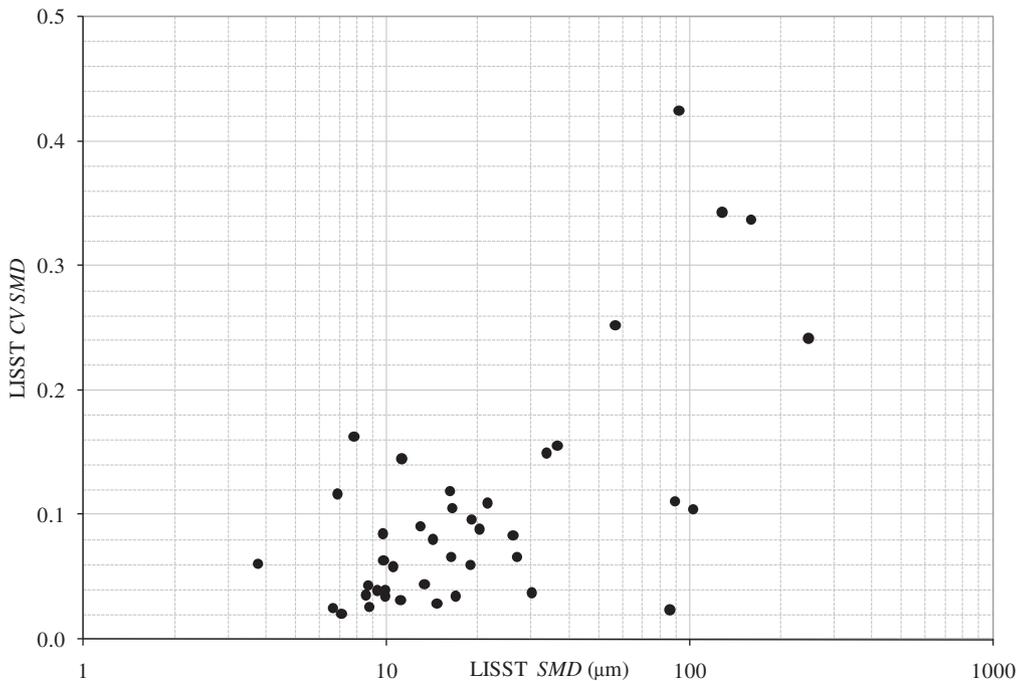


Fig. 5. Relationship between SMD (measured with LISST) vs CV.

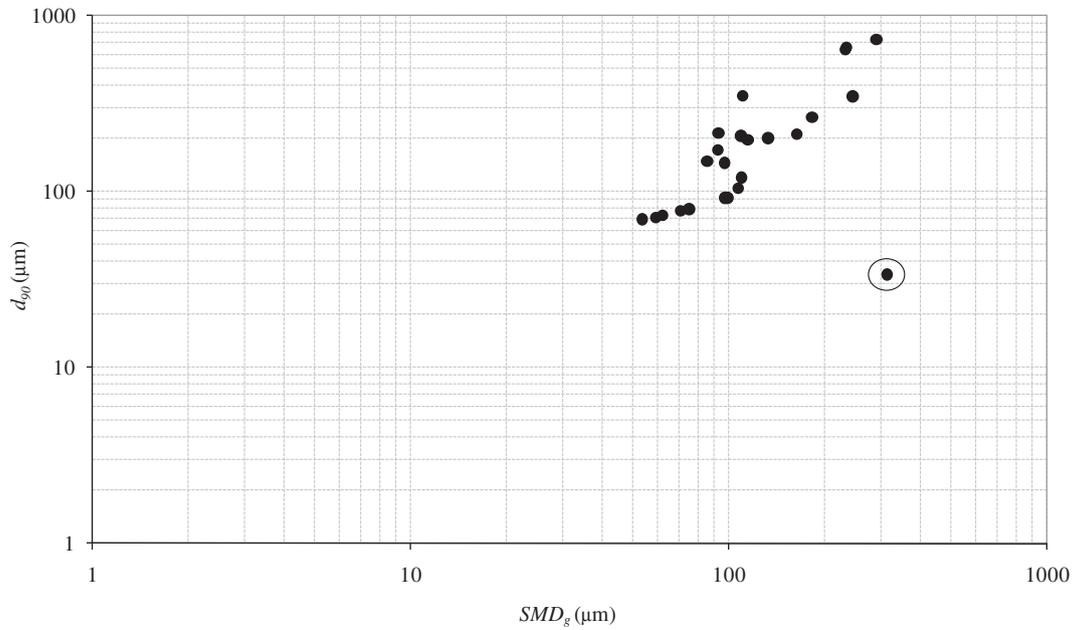


Fig. 6. Relationship between  $SMD_g$  (measured with LISST) and  $d_{90}$  (measured with Malvern).

laboratory work, and the size range measured by LISST runs from 2 to 500  $\mu\text{m}$  and by Malvern from 0.02 to 2000  $\mu\text{m}$ .

The tendency of LISST 25X to underestimate  $SMD$  in the coarser samples could be related to the agitation conditions of the water inside the test chamber as a result of the sedimentation of the coarser particles, or due to the reduced sampling volume. While Malvern pumps a considerable amount of sample through the sensor, LISST sample volume depends on the established sampling time and external agitation conditions. These sampling conditions were assessed through the variability coefficient, which in fact showed larger variability associated with the coarse samples ( $CV > 0.15$ ). The better mixture for finer sediments in the testing chamber would, therefore, generate less

variability. However, high CV values were also detected for finer samples, such as AMP5H3G1, S19F, AMP5H3G4 and S36F (see Table 2). However in these cases, low uniformity ( $d_{90}/d_{10} > 10$ ) was observed, which may be attributed to the influence of the coarse fraction on the low sampling volume.

A large influence of the particle size in the LISST SSC was observed, decreasing SSC as the  $SMD$  increases (Fig. 7), which can be explained by resulting volume concentrations from surface measurements by optical instruments.

The available experimental conditions did not allow for testing the floc measurement capabilities. Floc size measurements are expected to be correctly determined by diffractometer instruments since the

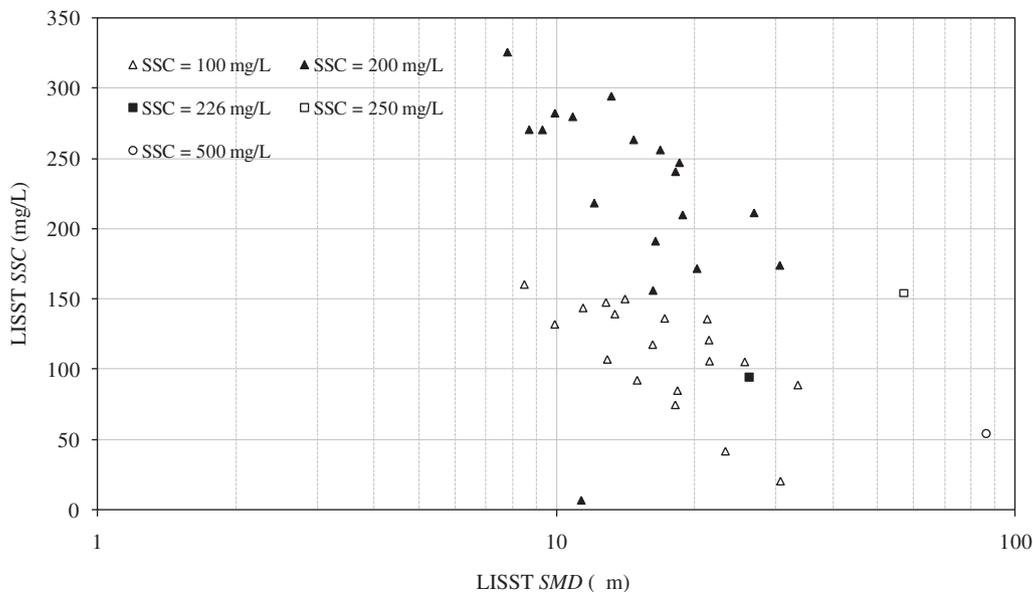


Fig. 7. Relationship between LISST SSC (measured with LISST model 1) and LISST  $SMD$  and actual SSC.

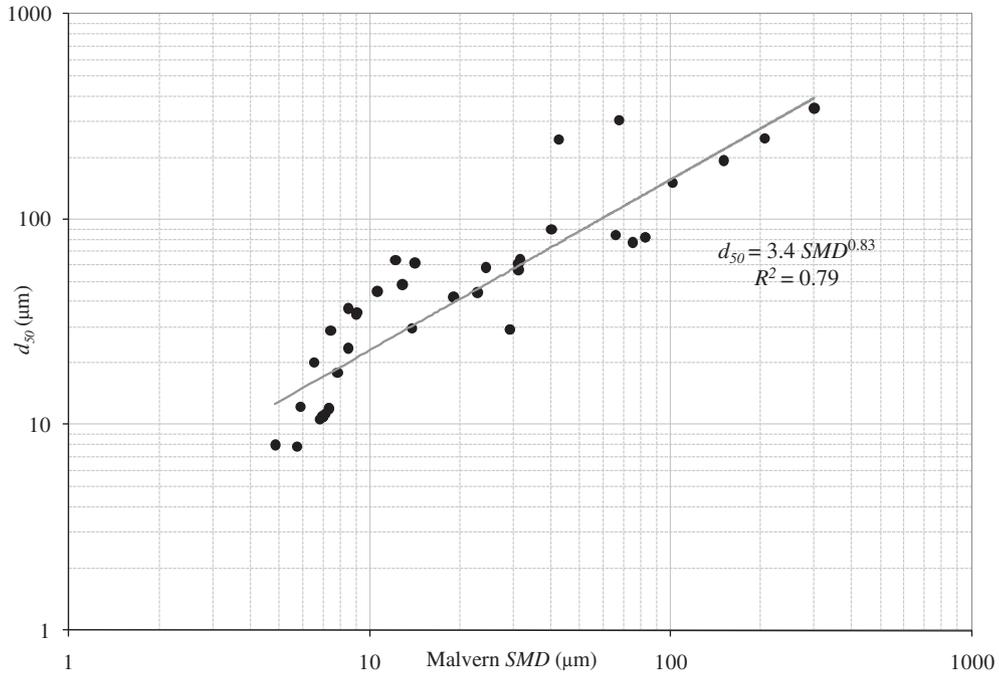


Fig. 8. Relationship between SMD and  $d_{50}$ , both measured with Malvern.

density of the particles will not interfere with the measurements. However, for suspended sediment concentration measurements, flocculation can be an extra factor limiting their usage.

### 5. Conclusions

The comparison between the SMD obtained with the LISST-25X (models 1 and 2) and the Malvern diffractometers showed that in samples bigger than 20 µm, the LISST instrument underestimated the values measured with the Malvern instrument; whereas, in samples

smaller than 20 µm, the LISST instrument overestimated the values measured with the Malvern instrument. However, the relationship between the diffractometers was highly satisfactory, with a determination coefficient of  $R^2 = 0.98$ .

The observed results may indicate that where the mentioned sampling constraints do not appear, LISST-25X particle size measurements in natural water bodies improve. It is important to emphasize the need for following the recommended optical transmission, within the optimum levels: 30% to 98%, which can be restrictive for many natural environments.

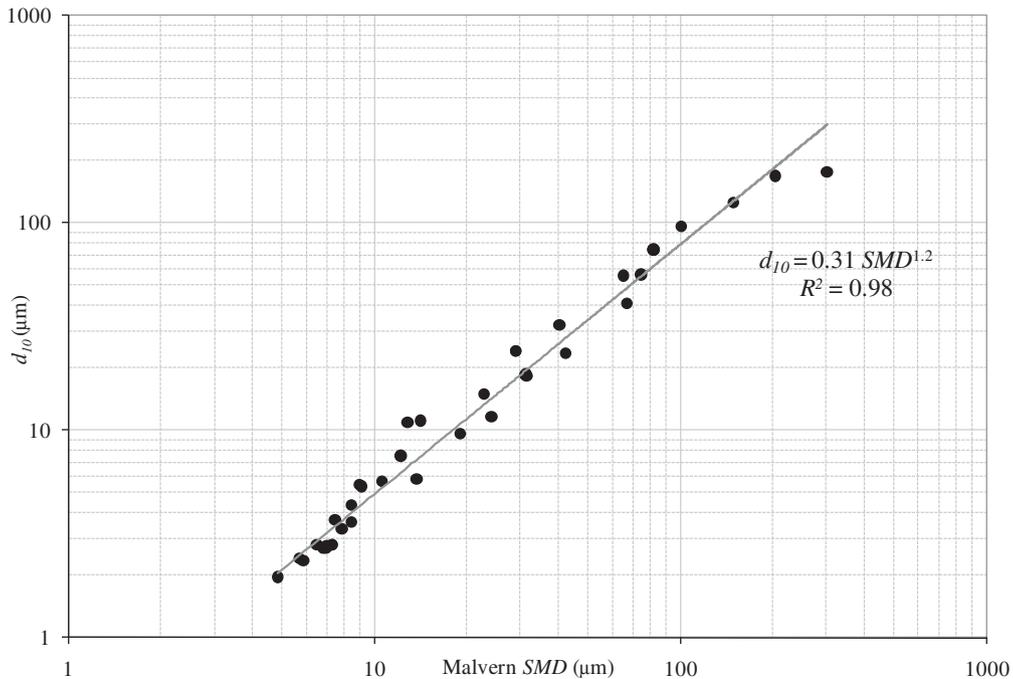


Fig. 9. Relationship between SMD and  $d_{10}$ , both measured with Malvern.

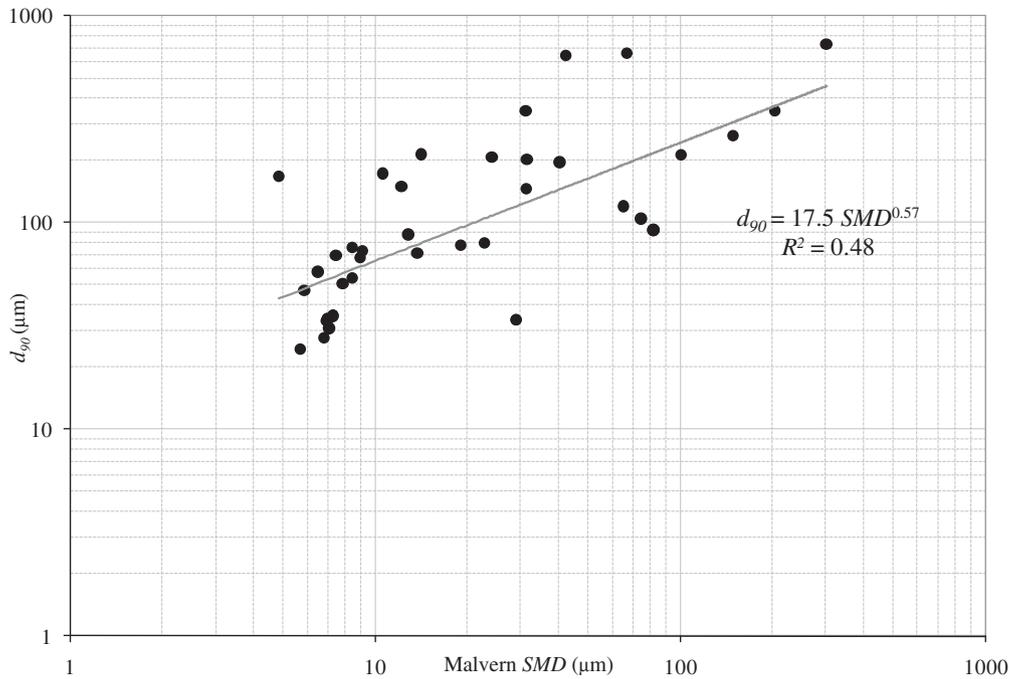


Fig. 10. Relationship between SMD and  $d_{90}$ , both measured with Malvern.

Satisfactory correlations were established between SMD and other characteristic diameters of the granulometric distribution, such as with  $d_{10}$ ,  $d_{50}$  and  $d_{90}$ , all measured with Malvern. Therefore, it is possible to extend these correlations to the SMD obtained with LISST-25X and to use them to calculate the granulometric parameters of samples.

#### Acknowledgments

This work was supported by the Universidad Nacional del Litoral (UNL) and the Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPyCT) grant PICT 35885 to Dr. Alfredo Trento. Leonardo Filippa and Luana Freire receive PhD scholarships from ANPyCT, Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica, Argentina, and FAPERJ, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro, Brazil, respectively. Marcos Gallo is supported through the Pos-doc program PNPD/CAPES, Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, Brazil. The authors are also grateful to the Laboratório de Geofísica Marinha (UERJ, Universidade Estadual do Rio de Janeiro, Brazil) for the use of the Malvern instrument.

#### References

- Agrawal, Y.C., Mikkelsen, O.A., 2009. Shaped focal plane detectors for particle concentration and mean size observations. *Optics Express*, Optical Society of America 17, 23066–23077.
- Agrawal, Y.C., Pottsmith, H.C., 1994. Laser diffraction particle sizing in STRESS. *Continental Shelf Research* 14, 1101–1112.
- Agrawal, Y.C., Whitmire, A., Mikkelsen, O.A., Pottsmith, H.C., 2008. Light scattering by random shaped particles and consequences on measuring suspended sediments by laser diffraction. *Journal of Geophysical Research* 113, 1–11.
- Dyer, K.R., Manning, A.J., 1999. Observation of the size, settling velocity and effective density of flocs, and their fractal dimensions. *Journal of Sea Research* 41, 87–95.
- Eisma, D., Bale, A.J., Dearnaley, M.P., Fennessy, M.J., Van, Leussen, W., Maldiney, M.A., Pfeiffer, A., Wells, J.T., 1996. Intercomparison of in situ suspended matter (floc) size measurements. *Journal of Sea Research* 36 (1/2), 3–14.
- Gartner, J., Cheng, R., Wang, P., Richter, K., 2001. Laboratory and field evaluations of the LISST-100 instrument for suspended particles size determinations. *International Journal of Marine Geology, Geochemistry and Geophysics* 175, 199–219.
- Kumar, R.G., Strom, K.B., Keyvani, A., 2010. Floc properties and settling velocity of San Jacinto estuary mud under variable shear and salinity conditions. *Continental Shelf Research* 30, 2067–2081.
- Lynch, J.F., Irish, J.D., Sherwood, C.R., Agrawal, Y.C., 1993. Determining suspended sediment particle size information from acoustical and optical backscatter measurements. *Continental Shelf Research* 14 (10/11), 1139–1165.
- Manning, A. J., Mietta, F., & Winterwerp, J.C., 2009. An examination of the flocculation properties of natural cohesive sediment from the Scheldt estuary. In *Proc. of 10th International Conference on Cohesive Sediment Transport Processes (INTERCOH 09)*. Rio de Janeiro, Brasil.
- Mietta, F., Chassagne, C., Winterwerp, J.C., 2009. Shear-induced flocculation of a suspension of kaolinite as function of pH and salt concentration. *Journal of Colloid and Interface Science* 336, 134–141.
- Murray, D.M., Holtum, D.A., 1996. Inter-conversion of Malvern and sieve size distributions. *Minerals Engineering* 9 (12), 1263–1268.
- Pacek, A.W., Man, C.C., Nienow, A.W., 1998. On the Sauter mean diameter and size distribution in turbulent liquid/liquid dispersions in a stirred vessel. *Chemical Engineering Science* 53, 2005–2011.
- Rawle, A., 2010. Basic principles of particle size analysis. Technical report, <[http://www.malvern.com/malvern/kbase.nsf/allbyno/KB000021/\\$file/Basic\\_principles\\_of\\_particle\\_size\\_analysis\\_MRK034-low\\_res.pdf](http://www.malvern.com/malvern/kbase.nsf/allbyno/KB000021/$file/Basic_principles_of_particle_size_analysis_MRK034-low_res.pdf)>.
- Sequoia, 2008. Operating principle of the LISST-25 constant calibration sediment sensor, <<http://sequoiasci.com/Articles>>.
- Sequoia, 2009. LISST - 25 User's Guide, <<http://sequoiasci.com>>.
- Shen, H.W., Julien, P.Y., 1993. Erosion and sediment transport. In: Maidment, D. (Ed.), *Handbook of Hydrology*. McGraw-Hill Inc.
- Stramski, D., 2006. Parallel Measurements of Light Scattering and Characterization of Marine Particles in Water: An Evaluation of Methodology, <http://www.mpl.ucsd.edu/people/stramski>.
- Topping, D., Wright, S. A., Melis, T. S., & Rubin, D. M., 2006. High resolution monitoring of suspended sediment concentration and grain size in the Colorado river using laser diffraction instruments and a three-frequency acoustic system. Final Proc. of 5th Symposium, Federal Interagency Sedimentation Comm., Reno, NV.
- Traykovski, P., Latter, R., Irish, J., 1999. A laboratory evaluation of the laser in situ scattering and transmissometry instrument using natural sediments. *International Journal of Marine Geology, Geochemistry and Geophysics* 159, 355–367.



# Sauter mean diameter determination for the fine fraction of suspended sediments using a LISST-25X diffractometer

Leonardo Filippa\*, Alfredo Trento, Ana M. Álvarez

Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas, Universidad Nacional del Litoral, CC 217, 3000 Santa Fe, Argentina

## ARTICLE INFO

### Article history:

Received 12 July 2011  
Received in revised form 4 November 2011  
Accepted 15 November 2011  
Available online 22 November 2011

### Keywords:

Sauter mean diameter  
Fine fraction  
LISST-25X  
Granulometric composition

## ABSTRACT

The LISST-25X ability for measuring the Sauter mean diameter of the fine fraction of sediment samples,  $SMD_f$  is evaluated. A simple algorithm to determine the  $SMD_f$  is proposed. The algorithm is based on the standard output variables from the LISST-25X diffractometer: Sauter mean diameter of the complete sample,  $SMD_t$ ; Sauter mean diameter of the coarse fraction,  $SMD_g$ ; total suspended sediment concentration,  $SSC_t$ , and coarse suspended sediment concentration,  $SSC_g$ . Validation is performed in the laboratory by contrasting algorithm results from complete sediment samples against LISST  $SMD_t$  measurements made on the fine fraction of the samples. A second validation is performed by comparison between algorithm results and Malvern measurements on the same samples. The samples are from the Salado River (Argentina) and the Paraná River (Argentina). Their  $SMD_t$  range from 10  $\mu\text{m}$  to 70  $\mu\text{m}$ .

Results indicate that the algorithm determines the Sauter mean diameter of the fine fraction in a reliable way, with average differences of 1.4  $\mu\text{m}$  (algorithm-LISST comparison) and 3.4  $\mu\text{m}$  (algorithm-Malvern comparison). The observed differences are attributed to operational conditions rather than to algorithm limitations. A correlation between calculated  $SMD_f$  and  $d_{50}$  of the fine fraction is also established, with a determination coefficient of  $R^2 = 0.46$ .

© 2011 Elsevier Ltd. All rights reserved.

## 1. Introduction

The Sauter mean diameter ( $SMD$ ), also known as Surface Area Moment Mean,  $D(3,2)$  [1], or  $d_{32}$ , estimates the mean size of a given particle distribution. It is defined as the diameter of a sphere that has the same volume/surface area ratio as the particle of interest. Mathematically,  $SMD$  is defined according to Eq. (1) [2]:

$$SMD = d_{32} = \frac{\int_{d_{min}}^{d_{max}} d^3 p(d) dd}{\int_{d_{min}}^{d_{max}} d^2 p(d) dd} \quad (1)$$

where  $d$  indicates the particle diameter,  $d_{max}$  and  $d_{min}$  indicates the maximum and minimum diameters of the particle

distribution,  $p(d)$  indicates the probability density function of  $d$  size.

The LISST-25X is a diffractometer from the LISST series of instruments developed by Sequoia Scientific, Inc. It features a submersible laser sensor designed for *in situ* as well as laboratory measurements of  $SMD$  of the complete (i.e. original) sample ( $SMD_t$ ),  $SMD$  of the coarse fraction ( $SMD_g$ ), total suspended sediment concentration ( $SSC_t$ ), coarse suspended sediment concentration ( $SSC_g$ ), optical transmission level ( $TO$ ), and operating depth. The LISST-25X operates within a concentration range of 0.10–1000 mg/L; it detects mean diameters at the 2.50–500  $\mu\text{m}$  interval, and from 63 to 500  $\mu\text{m}$  for coarse sediments, with a  $TO$  range between 30% and 98%. Its optical sensor includes a 670 nm wavelength laser, with optical path length of 2.50 cm [3]. Its operating principle is based on the small-angle forward laser light scattering theory proposed by Lorenz–Mie [4]. More detailed information about the optical sensor operating

\* Corresponding author.

E-mail address: [leofi2004@yahoo.com.ar](mailto:leofi2004@yahoo.com.ar) (L. Filippa).

principle and the equations that connect this theory to the concentration and diameter determinations can be found in [5].

The Malvern Mastersizer 2000 is a diffractometer broadly used in laboratory work. The size range measured by Malvern runs from 0.02 to 2000 μm. Besides measuring SMD, it determines the granulometric composition of the samples. Some applications for sediment size determinations using this diffractometer can be found elsewhere [6,7].

Determination of suspended sediment sizes is a basic concern in any study of sediment transport. LISST-25X, by means of  $SMD_t$  and  $SMD_g$ , provides information about mean size of the total and the coarse fraction of suspended sediments, respectively. Nevertheless, no direct determination is made on the fine fraction of sediments. Several studies have shown the fine sediments to be responsible for the transport of pollutants in water bodies [8–10]. Thus, to have an estimation of the size of fine fraction might be critical in such cases.

In a previous work [11] a laboratory evaluation of LISST-25X has been made. A comparison between LISST-25X  $SMD_t$  and Malvern SMD determinations was presented. Those results indicated good agreement between SMD determinations from both diffractometers (being the determination coefficient  $R^2 = 0.98$ ). It has also been established a correlation between LISST  $SMD_t$  and  $d_{50}$  (median diameter) of the samples, which is the most commonly used diameter in hydraulic and maritime engineering. However, LISST-25X determinations of the fine fraction had not yet been evaluated.

The aim of this work is to evaluate the ability of the LISST-25X diffractometer for measuring the Sauter mean diameter of the fine fraction of sediments. As stated above,  $SMD_f$  is not an output variable from LISST-25X, therefore a simple algorithm for its calculation is validated here. The algorithm is based on the output variables from the LISST-25X:  $SMD_t$ ,  $SMD_g$ ,  $SSC_t$  and  $SSC_g$ . The second objective of this work is to establish a correlation between  $SMD_f$  and  $d_{50}$  of the fine fraction.

Different samples of natural sediments from the Salado River and the Paraná River (both Rivers from Argentina) are tested. Validation is made by comparison between algorithm results from the complete samples and LISST and Malvern measurements made on the fine fraction of the samples.

The results of this work aim to broaden LISST-25X capabilities, enabling the instrument to provide, also, explicit information on the fine fraction of suspended sediments.

## 2. Materials and methods

### 2.1. Algorithm for the $SMD_f$ estimation

The LISST-25X instrument estimates the  $SMD_t$  based on Eq. (2) [5]:

$$SMD_t = 1.5 \frac{SSC_t^V}{SSC_t^{sup}} \quad (2)$$

where  $SSC_t^V$  is the total particle volume concentration, and  $SSC_t^{sup}$  represents the total particle surface area concentration. Considering that for coarse and fine fractions, the ratio

of Eq. (2) can be applied, the following relations may be obtained:  $SSC_g^{sup} = 1.5SSC_g^V/SMD_g$  and  $SSC_f^{sup} = 1.5SSC_f^V/SMD_f$ ; where  $SSC_g^{sup}$  and  $SSC_f^{sup}$  indicate the coarse and fine particle surface area concentrations;  $SSC_g^V$  and  $SSC_f^V$  indicate the coarse and fine particle volume concentrations;  $SMD_g$  and  $SMD_f$  indicate Sauter mean diameters for coarse and fine fractions, respectively. Assuming that  $SSC_t^{sup} = SSC_g^{sup} + SSC_f^{sup}$ , the following equation for the  $SMD_f$  may be obtained:

$$SMD_f = \frac{SSC_f^V}{\frac{SSC_t^V}{SMD_t} - \frac{SSC_g^V}{SMD_g}} = \frac{SSC_t^V - SSC_g^V}{\frac{SSC_t^V}{SMD_t} - \frac{SSC_g^V}{SMD_g}} \quad (3)$$

Note that  $SSC_t^V$ ,  $SMD_t$ ,  $SSC_g^V$ ,  $SMD_g$  are all output variables from the LISST-25X instrument. Eq. (3) may be expressed as:

$$\begin{aligned} SMD_f &= 1.5SSC_f^V / (SSC_t^{sup} - SSC_g^{sup}) \\ &= 1.5(SSC_t^V - SSC_g^V) / (SSC_t^{sup} - SSC_g^{sup}) \end{aligned}$$

It should be noted that in case of absence of coarse sediments in the suspension, both  $SSC_g^V$  and  $SSC_g^{sup}$  are equal zero, then  $SMD_f = SMD_t$ .

### 2.2. Propagation of error in algorithm results

The error propagation in Eq. (3) will be approached following Eq. (4) for the uncertainty in a function of several variables [12]:

$$\Delta SMD_f = \sqrt{\left(\frac{\partial SMD_f}{\partial SSC_t^V} \Delta SSC_t^V\right)^2 + \left(\frac{\partial SMD_f}{\partial SSC_g^V} \Delta SSC_g^V\right)^2 + \left(\frac{\partial SMD_f}{\partial SMD_t} \Delta SMD_t\right)^2 + \left(\frac{\partial SMD_f}{\partial SMD_g} \Delta SMD_g\right)^2} \quad (4)$$

where  $\Delta SMD_f$  is the error propagation in the  $SMD_f$  equation;  $\Delta SSC_t^V$ ,  $\Delta SSC_g^V$ ,  $\Delta SMD_t$  and  $\Delta SMD_g$  are the errors for  $SSC_t^V$ ,  $SSC_g^V$ ,  $SMD_t$  and  $SMD_g$ , respectively (all of them approximated by the corresponding standard deviations); and the partial derivatives of  $SMD_f$ :  $\frac{\partial SMD_f}{\partial SSC_t^V}$ ,  $\frac{\partial SMD_f}{\partial SSC_g^V}$ ,  $\frac{\partial SMD_f}{\partial SMD_t}$  and  $\frac{\partial SMD_f}{\partial SMD_g}$ , being obtained from Eq. (3). For the sake of simplicity the development of derivatives is not presented here.

### 2.3. Granulometric composition of the samples and laboratory tests

Field samples were collected from the Salado and Paraná Rivers; once in the laboratory, the samples were air dried and then homogenized in a mortar. Finally, they were sieved using a 2 mm plastic sieve in order to remove major detritus. The fine fraction was then obtained by dry sieving of the complete samples using an ASTM 230 sieve.

The tested samples, their source and granulometric composition are presented in Table 1. The granulometric composition was obtained with a Malvern Mastersizer 2000 diffractometer. The samples are divided into two groups (see Table 1): complete samples (samples #1–8), mainly composed of coarser material with a significant proportion of medium and coarse silt particles; and fine fraction (samples #9–15) corresponding to the fine fraction of the complete samples. Further information about

**Table 1**

List of tested samples, source and granulometric composition obtained with Malvern Mastersizer. E1 (sample #16), not belonging to the defined groups, is shown as a reference.

#	Sample	Source	Clay $d < 2$ (%)	Very fine silt $2 < d < 8$ (%)	Fine silt $8 < d < 16$ (%)	Mean silt $16 < d < 32$ (%)	Coarse silt $32 < d < 63$ (%)	Very fine sand $63 < d < 125$ (%)	Fine to very coarse sand $125 < d < 250$ (%)	Bi-modal
1	S25b	Suspended sediments, Salado River	3.8	9.7	9.6	23.2	15.5	22.1	16.1	Yes
2	S29	Suspended sediments, Salado River	0.6	3.1	4.5	24.7	21.1	24.6	21.4	Yes
3	S36	Suspended sediments, Salado River	0.8	5.8	7.5	22.7	15.6	26.4	21.2	Yes
4	S28a	Suspended sediments, Salado River	0.6	3.2	4.4	20.9	21.2	35.0	14.7	Yes
5	S28b	Suspended sediments, Salado River	0.6	3.3	4.6	20.9	19.3	31.7	19.6	Yes
6	S37OR	Suspended sediments, Salado River	1.4	6.7	6.1	17.2	15.0	38.1	15.5	No
7	SP1	Bed sediments, Parana River (75% PR); suspended sediments, Salado River (25% S37F)	0.6	3.3	3.2	9.9	8.7	10.3	64.0	Yes - S
8	SP2	Bed sediments, Parana River (90% PR); suspended sediments, Salado River (10% S37F)	0.3	2.1	1.9	5.6	5.0	7.4	77.7	Yes - S
9	S25bF	Suspended sediments, Salado River	6.0	13.1	12.8	32.3	21.5	14.3	0.0	No
10	S36F	Suspended sediments, Salado River	1.6	13.1	14.7	33.2	21.9	15.4	0.1	No
11	S37F	Suspended sediments, Salado River	2.2	9.5	9.6	29.7	25.6	23.4	0.0	No
12	S28bF	Suspended sediments, Salado River	4.9	8.6	9.5	33.2	26.2	17.6	0.0	No
13	S28aF	Suspended sediments, Salado River	1.2	7.2	7.6	31.5	29.7	22.8	0.0	No
14	S29F	Suspended sediments, Salado River	1.0	4.7	5.1	32.4	32.8	23.9	0.1	No
15	E2	Glass (25–32 $\mu\text{m}$ )	0.0	0.0	0.0	98.0	2.0	0.0	0.0	No
16	E1	Glass (72–90 $\mu\text{m}$ )	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	0.0	No

Note: The d letter represents the size in microns. The samples labeled with the F letter were previously sieved using an ASTM 230 sieve. Yes-S: means strongly bi-modal.

the tested samples can be found in [11]. The granulometric distribution of E12 sample (being composed of 50% from E1 +50% from E2) was not determined. Instead the composition of E1 (sample #16) and E2 are shown in Table 1.

All the tests with LISST-25X were performed using the following measurement protocol:

- Preparation of 100 mg/L and 200 mg/L concentrations for each sample in the tests chamber of the LISST instrument, with 1336.50 mL of distilled water and 13.50 mL of 4% sodium hexametaphosphate as a dispersant agent [13].
- Forty measurements of  $SMD_t$ ,  $SMD_g$ ,  $SSC_t$ ,  $SSC_g$ ,  $TO$  per every concentration at 5-s intervals.
- Continuous stirring of the water using a manual stirrer.
- All tests were performed at constant environment light and temperature (25 °C) conditions.

### 3. Results

Table 2 summarizes the major results of the tested samples. It shows the corresponding LISST-25X determinations: mean sizes ( $SMD_t$ ,  $SMD_g$ ), mean concentration values ( $SSC_t$ ,  $SSC_g$ ,  $SSC_g/SSC_t$ ) and variation coefficients (VC); the algorithm results: calculated  $SMD_f$  (for complete samples) and error propagation of  $SMD_f$ ; and the results using Malvern Mastersizer:  $SMD$ , coarse particle content. The coarse particle content is obtained from Table 1 by adding the sand percentages and converting them to relative units (i.e. from 0 to 1).

A comparison between calculated  $SMD_f$  and LISST  $SMD_t$  measurements made on the fine fraction is presented in

Fig. 1. Most samples show good agreement between the calculated values and those measured in the fine fraction. The average difference was 1.4  $\mu\text{m}$ . In general, a slight tendency to underestimations in the algorithm results can be observed.

Fig. 2 contrasts the calculated  $SMD_f$  with the measured  $SMD$  using the Malvern diffractometer in the fine fraction of the samples. The average observed difference was 3.4  $\mu\text{m}$ . There is also some trend to underestimations in algorithm results when compared to Malvern results.

It must be noted that LISST instrument values are informed using an integer number considering its corresponding resolution (1  $\mu\text{m}$ ), whereas Malvern results are informed with two decimals according to its resolution (0.01  $\mu\text{m}$ ).

Regarding error propagation, Table 2 shows that it is of the same order than the errors for the rest of the variables and approximately homogeneous for the majority of the samples, except for the SP1 and SP2 samples, where it is an order of magnitude higher. In general the relative error for each measured variable, (being represented by the variation coefficient VC) is the biggest for  $SSC_g$  being followed by the errors associated to  $SMD_f$ ,  $SMD_g$ ,  $SSC_t$  and  $SMD_t$ , respectively.

A correlation between algorithm  $SMD_f$  and Malvern  $d_{50}$  of the fine fraction is presented in Fig. 3. The determination coefficient was  $R^2 = 0.46$ , being  $d_{50} = 2.47 SMD_f$ .

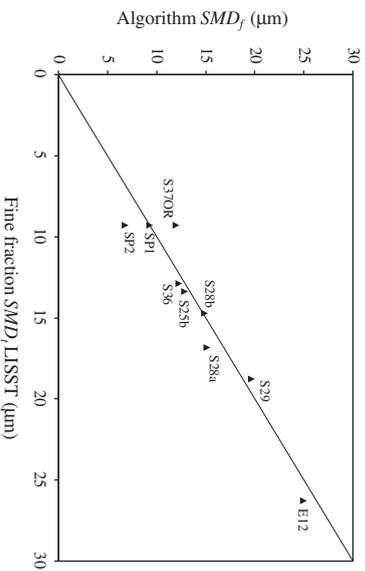
As regards the three samples presenting strong bimodality: SP1, SP2 and E12, it is expected that the  $d_{50}$  will not be representative of the characteristic size, because for bimodal populations the two modes will be better parameters than the median diameter. Therefore those samples were excluded from the correlation. Besides when including them the correlation was considerably weak.

**Table 2**

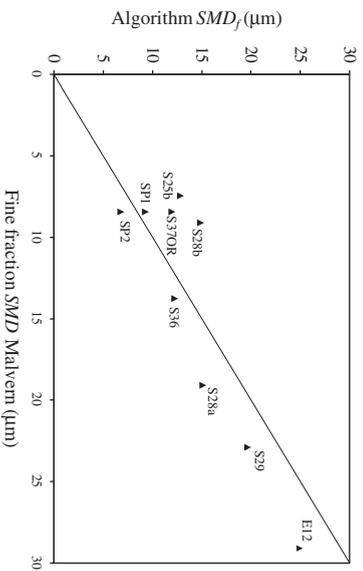
List of results using LISST-25X: mean sizes ( $SMD_t$ ,  $SMD_g$ ), mean concentration values ( $SSC_t$ ,  $SSC_g$ ,  $SSC_g/SSC_t$ ), variation coefficients (VC), calculated  $SMD_f$  (for complete samples) and error propagation of  $SMD_f$ ; and results using Malvern Mastersizer:  $SMD$ , coarse particle content.

Sample	LISST-25X											Malvern Mastersizer		
	$SMD_t$ ( $\mu\text{m}$ )	$VCSMD_t$	$SSC_t$ (mg/L)	$VCSSC_t$	$SMD_g$ ( $\mu\text{m}$ )	$VCSMD_g$	$SSC_g$	$VCSSC_g$	$SSC_g/SSC_t$	$SMD_f$ ( $\mu\text{m}$ )	$\Delta SMD_f$ Eq. (4) ( $\mu\text{m}$ )	$\Delta SMD_f / SMD_f$	$SMD$ ( $\mu\text{m}$ )	Coarse particle content
S25b	16	0.07	118.1	0.07	93	0.16	28.6	0.31	0.24	13	1.4	0.11	10.64	0.38
S29	27	0.07	211.6	0.08	111	0.11	69.0	0.21	0.32	20	2.2	0.11	31.28	0.46
S36	16	0.11	191.5	0.11	110	0.18	54.5	0.38	0.28	12	2.2	0.18	24.20	0.48
S28a	20	0.09	172.0	0.11	97	0.14	51.0	0.31	0.29	15	2.3	0.15	31.34	0.50
S28b	21	0.11	121.4	0.14	113	0.19	42.7	0.41	0.34	15	3.5	0.23	31.48	0.51
S37OR	16	0.12	156.4	0.16	86	0.28	46.6	0.30	0.29	12	2.1	0.18	12.24	0.54
SP1	37	0.16	983.4	0.26	234	0.08	754.5	0.25	0.77	9	11.2	1.21	42.37	0.74
SP2	57	0.25	154.4	0.34	235	0.11	138.6	0.37	0.89	7	32.1	4.71	66.96	0.85
E12	46	0.07	58.8	0.10	137	0.08	32.8	0.19	0.55	25	5.9	0.24	N/D	N/D
S25bF	13	0.05	139.9	0.06	53	0.42	11.0	0.61	0.08	-	-	-	7.45	0.14
S36F	13	0.09	107.6	0.11	59	0.57	7.6	0.63	0.07	-	-	-	13.78	0.15
S37F	9	0.04	270.7	0.05	25	0.36	10.2	0.44	0.04	-	-	-	8.43	0.23
S28bF	15	0.03	263.6	0.03	62	0.16	27.8	0.21	0.11	-	-	-	9.10	0.17
S28aF	17	0.03	256.4	0.05	71	0.13	35.3	0.21	0.14	-	-	-	19.09	0.22
S29F	19	0.06	210.2	0.08	75	0.13	32.4	0.27	0.15	-	-	-	22.91	0.24
E2	26	0.08	94.6	0.14	315	2.92	7.0	1.46	0.07	-	-	-	29.00	0.00

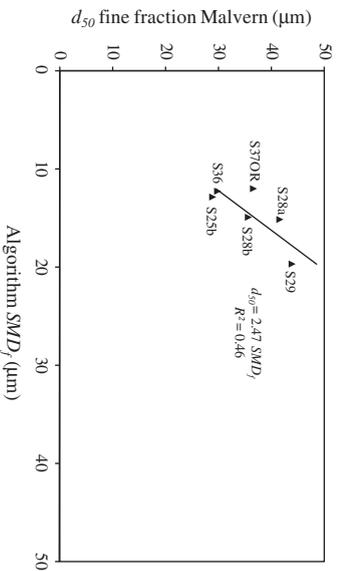
Note: N/D means no data.



**Fig. 1.** Calculated  $SMD_f$  for complete samples vs.  $SMD_f$  measured (LISST instrument in fine fraction).



**Fig. 2.** Calculated  $SMD_f$  for complete samples vs.  $SMD$  measured (Malvern diffractometer in fine fraction).



**Fig. 3.** Algorithm  $SMD_f$  – Malvern  $d_{50}$  correlation.

**4. Discussion**

Results show good agreement between algorithm results and measurements made on the fine fraction by LISST and Malvern diffractometers. A slight trend to underestimations in the algorithm calculations is observed, being the differences higher when comparing with Malvern results. Some considerations should be highlighted, when interpreting those differences:

- All of the fine samples had a considerable amount (see Tables 1 and 2) of coarse material: from 14% to 24% for Malvern data and from 4% to 15% for LISST data. Therefore LISST and Malvern measurements were made on fine samples that were not actually “fine samples”. Hence both diffractometers were measuring coarse particles (in the fine samples) that generated some deviations in the measured  $SMD$ .
- Malvern instrument stirs the water at much higher velocities than the ones that could be achieved in the tests chamber of the LISST. Hence the possibility of measuring coarse particles is higher for the Malvern instrument (note that the average coarse particle content recorded by Malvern for the fine samples were twice the ones reported by LISST). This could explain why deviations in algorithm results are more pronounced in the comparison with Malvern results.
- In the other hand, algorithm results (see Eq. (3)) are sensitive to all the measured variables:  $SMD_t$ ,  $SMD_g$ ,  $SSC_t$  and  $SSC_g$ ; which are strongly influenced by agitation conditions and the amount of sample being detected by the sensor. This may yield some additional dispersion in the measured data.

The error propagation shows that the errors in the algorithm are approximately homogeneous and of the same order than the errors for the rest of the variables, being all the VC less than unity. The exception occurs for SP1 and SP2 samples where the error becomes considerably higher. These samples have comparatively higher VC for  $SMD_t$  and  $SSC_t$  which then propagate to the  $SMD_f$  results. Those higher VC could be attributed to the high content of coarse material in SP1 and SP2 samples (see Table 1), whose influence on VC had been assessed in [11].

In spite of the differences between algorithm results and the measured data, it is noteworthy the algorithm capability to correctly estimate the  $SMD_f$ .

As regards the correlation between  $SMD_f$  and  $d_{50}$ , it should be pointed out that it is only applicable to sediment samples presenting similar size distributions to those of the tested samples.

## 5. Conclusions

The results indicate that it has been possible to develop a simple algorithm to determine, in a reliable way, the Sauter mean diameter for the fine fraction of suspended sediments using the information obtained from a LISST-25X sensor. A correlation between algorithm  $SMD_f$  and  $d_{50}$  of the fine fraction was established, allowing the algorithm results to be implemented in a first estimation of a  $d_{50}$  of the fine fraction. This correlation is only applicable

to sediment samples presenting similar size distributions to those of the tested samples.

The average difference observed between the calculated  $SMD_f$  for the complete samples and the  $SMD_t$  measured with LISST for the fine samples was 1.4  $\mu\text{m}$ . In addition, the average difference observed between the calculated  $SMD_f$  and the  $SMD$  measured with Malvern was 3.4  $\mu\text{m}$ . Those differences were attributed to the presence of coarse particles in the fine samples and the agitation and sampling conditions, which are considered as operational factors rather than algorithm limitations.

New laboratory tests will be addressed in order to broaden the  $SMD_t$  and concentration intervals under which the algorithm is validated.

## Acknowledgments

This work was financed by Universidad Nacional del Litoral (UNL) and Agencia Nacional de Promoción Científica y Tecnológica (ANPyCT), grant PICT 35885 to Dr. Alfredo Trento.

## References

- [1] A. Rawle, Basic Principles of Particle Size Analysis, Malvern Instruments Online Applications Library, 2010. <[http://www.malvern.com/malvern/kbase.nsf/allbyno/KB000021/\\$file/Basic\\_principles\\_of\\_particle\\_size\\_analysis\\_MRK034-low\\_res.pdf](http://www.malvern.com/malvern/kbase.nsf/allbyno/KB000021/$file/Basic_principles_of_particle_size_analysis_MRK034-low_res.pdf)>.
- [2] A.W. Pacek, C.C. Man, A.W. Nienow, On the Sauter mean diameter and size distribution in turbulent liquid/liquid dispersions in a stirred vessel, Chem. Eng. Sci. 53 (11) (1998) 2005–2011.
- [3] Sequoia Scientific Inc., LISST-25X Suspended Sediment Sensor Operating Manual, Sequoia Sci Inc, Bellevue (WA), 2008, p. 31.
- [4] Sequoia Scientific, Operating Principle of the LISST-25 Constant Calibration Sediment Sensor, Sequoia Scientific's Online Library, 2008. <<http://sequoiasci.com/Articles/ArticlePage.aspx?pagel=129>>.
- [5] Y.C. Agrawal, O.A. Mikkelsen, Shaped focal plane detectors for particle concentration and mean size observations, Opt. Express 17 (25) (2009) 23066–23077.
- [6] K.R. Dyer, A.J. Manning, Observation of the size, settling velocity and effective density of flocs, and their fractal dimensions, J. Sea Res. 41 (1999) 87–95.
- [7] F. Mietta, C. Chassagne, J.C. Winterwerp, Shear-induced flocculation of a suspension of kaolinite as function of pH and salt concentration, J. Colloid Interface Sci. 336 (2009) 134–141.
- [8] R.J. Gibbs, Effect of natural organic coatings on the coagulation of particles, Environ. Sci. Technol. 17 (4) (1983) 237–240.
- [9] K.G. Taylor, P.N. Owens, R.J. Batalla, C. Garcia, Sediment and contaminant sources and transfers in river basins, in: P.N. Owens (Ed.), Sustainable Management of Sediment Resources: Sediment Management at the River Basin Scale, Elsevier, Oxford, UK, 2008, pp. 83–135.
- [10] W. Lick, Sediment and Contaminant Transport in Surface Waters, CRC Press, Boca Raton, US, 2009.
- [11] L. Filippa, L. Freyre, A. Trento, A. Alvarez, M. Gallo, S. Vinzon, Laboratory evaluation of two LISST-25X using river sediments, Sediment. Geol. 238 (2011) 268–276.
- [12] J.R. Taylor, An Introduction to Error Analysis, the Study of Uncertainties in Physical Measurements, University Science Books, Sausalito, US, 1997.
- [13] H.P. Guy, Laboratory procedures, in: V. Vanoni (Ed.), Sedimentation Engineering, ASCE, New York, 1975, pp. 401–428.