

## MESA 1: Dragado y disposición de lodos del Riachuelo

### **DRA. ALICIA FABRIZIO DE IORIO**

Dra. Alicia Fabrizio de Iorio, Prof. Titular de la cátedra de Química Analítica, con más de 30 años de trabajo en la Facultad de Agronomía UBA.

#### **Exposición:**

Desde 1997, venimos trabajando en la Cuenca - Matanza Riachuelo, a partir de una convocatoria que efectuó la Universidad de Buenos. Formamos un equipo interdisciplinario conformado por las cátedras de Química Analítica y de Manejo y Conservación de Suelos de la Facultad de Agronomía de la UBA; de Higiene y Sanidad de la Facultad de Farmacia y Bioquímica de la UBA; el Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia y la Comisión Nacional de Energía Atómica, para realizar un seguimiento integral del proceso de contaminación. Los resultados obtenidos con respecto al comportamiento diferencial del sistema agua-sedimento en las diferentes zonas de este río, debería tenerse en cuenta a la hora de planificar una medida de saneamiento.

El río Matanza-Riachuelo, colector principal de una cuenca de 2240km<sup>2</sup>, atraviesa una de las zonas más densamente pobladas de la Argentina, la ciudad de Buenos y sus alrededores y se encuentra entre los más contaminados de Latinoamérica. En su cuenca alta predomina la actividad agropecuaria, en la media y baja tiende a incrementarse la densidad poblacional e industrial.

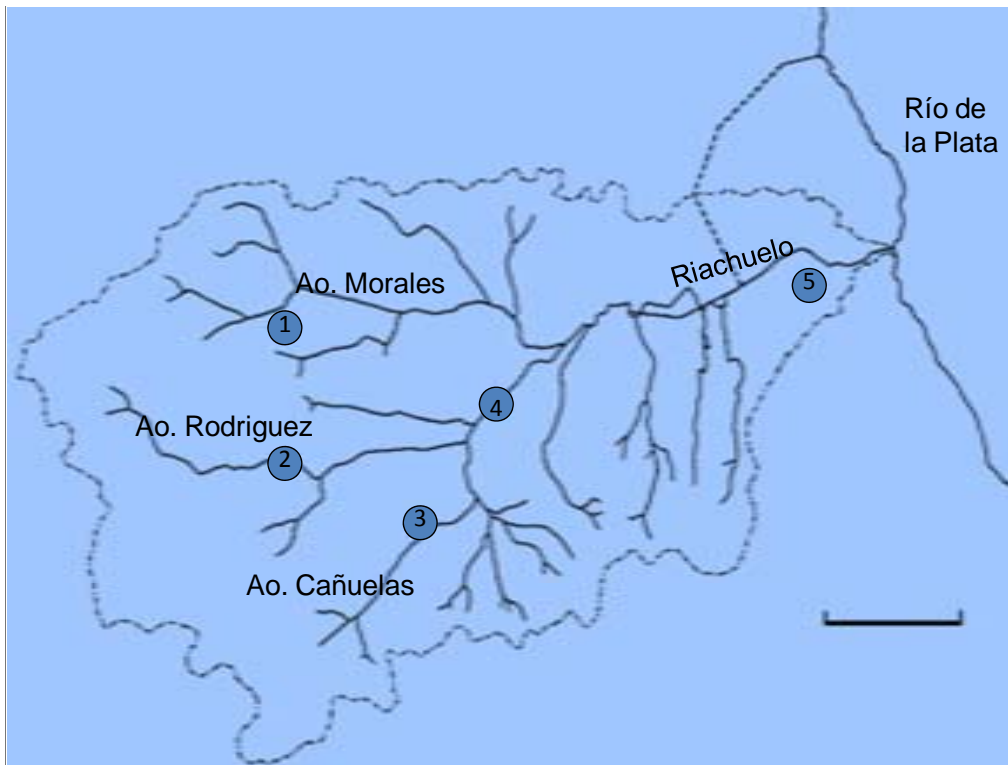
Los principales contaminantes provienen de modelos confinados de producción animal, plantas elaboradoras de productos lácteos, prácticas agrícolas, efluentes cloacales y domésticos, basurales a cielo abierto, aguas pluviales contaminadas y actividades industriales que vierten aguas residuales al río o a sus afluentes. Los últimos 14 km de este río conforman el Riachuelo, que desemboca en el estuario del Río de la Plata. Las aguas del Río de La Plata constituyen la principal fuente de agua de bebida para la ciudad de Buenos Aires y alrededores. El conocimiento de la calidad ambiental resulta uno de los aspectos cruciales para diseñar estrategias sustentables y efectivas de control. Con el objetivo de analizar la influencia del uso de la tierra sobre el sistema agua-sedimento, distinguiendo a nivel de cuenca los componentes urbano, periurbano y rural, se presentan los resultados obtenidos en distintos sitios de muestreo.

Los sitios de muestreo (figura 1) a los que voy a referirme en esta charla, se localizaron sobre el curso principal de Río Matanza y sobre tres de sus principales arroyos afluentes: Morales, Rodríguez y Cañuelas.

Los ubicados sobre el Arroyo Morales (S1) y el Arroyo Rodríguez (S2) representan zonas de la cuenca alta, en donde el uso de la tierra es agropecuario, con parcelas ocupadas en gran parte con pastizales naturales de tipo herbáceo, matorrales y arbustos, y algunas actividades ganaderas intensivas en S1. El sitio S3, también ubicado en la cuenca alta, sobre el arroyo Cañuelas representa una zona periurbana en vías de expansión.

El S4 localizado en el curso principal del Río Matanza (cuenca media), aguas abajo de la desembocadura del Arroyo Cañuelas y del Arroyo Chacón, es receptor de afluentes industriales con tratamiento inadecuado o inexistente. En este sitio, las tierras que bordean la margen izquierda del río son utilizadas clandestinamente para el depósito de desechos.

El S5 está localizado en un área urbana e industrial (cuenca baja). Esta zona corresponde al tramo inferior del río denominado Riachuelo. Desde el punto de vista ambiental, las zonas más críticas ubicadas mayoritariamente en el Riachuelo resultan ser: a) las áreas altamente industrializadas; b) la concentración de asentamientos poblacionales precarios que ocupan un área bastante extensa; y c) los basurales a cielo abierto.



**Figura1:** Ubicación de los sitios de muestreo.

En la siguiente diapositiva se muestra el sitio 1 correspondiente al Arroyo Morales. En esta zona se encuentra ubicado un establecimiento de ganadería intensiva que descarga sus vertidos directamente sobre el curso de agua del arroyo, a través de canales de sedimentación realizados sobre suelos de la cuenca. La ineficiencia de estos canales ya ha sido demostrada (García and Iorio, 2005). Sin embargo, los impactos causados por la actividad agropecuaria sobre los sistemas lóticos de la región no han sido extensamente analizados.

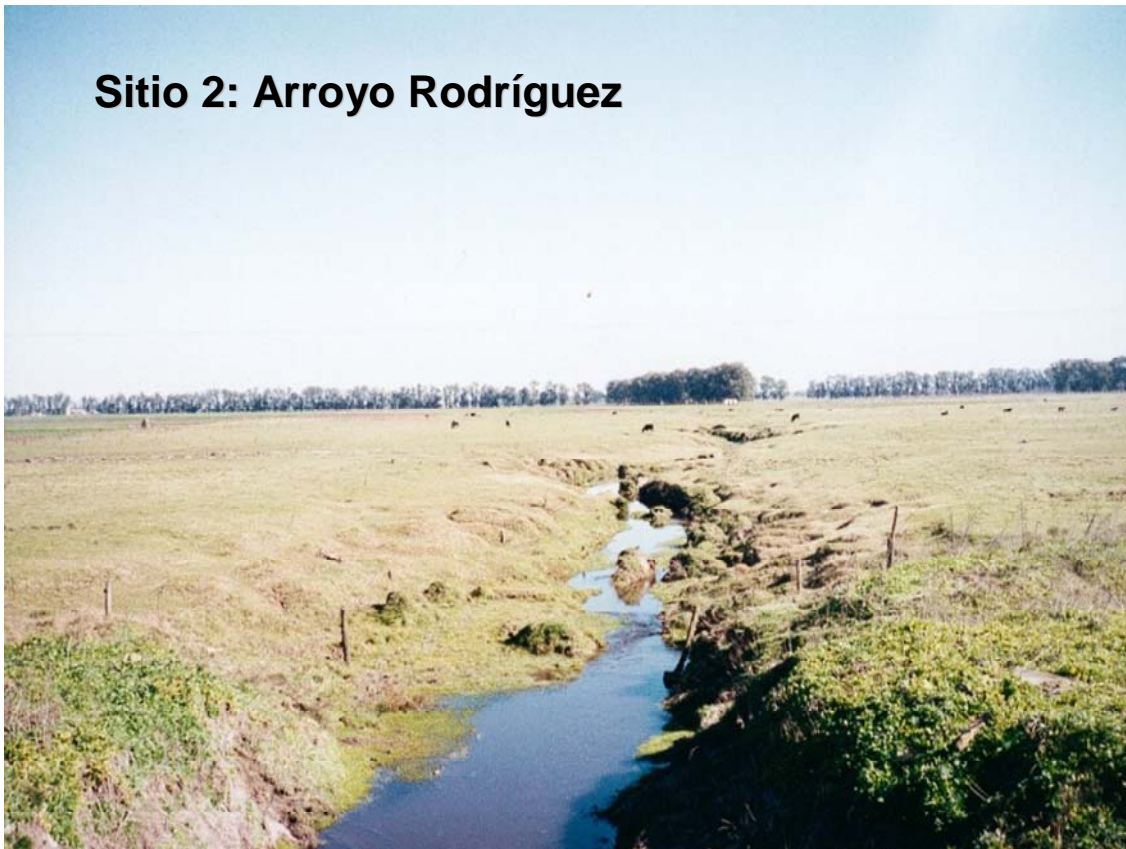
En los *feedlots* se generan grandes volúmenes de excretas, tanto líquidas como sólidas y una alta concentración de nutrientes, sales, materia orgánica, patógenos y demanda de oxígeno. La escorrentía proveniente de establecimientos de engorde intensivo presenta concentraciones de nitrógeno y fósforo hasta cien veces superiores a las encontradas en escorrentías de campos de pastoreo y agrícolas. Estas altas cargas de nitrógeno y fósforo que alcanzan los cuerpos de agua superficiales estimulan la producción primaria llevando a la aparición de floraciones algales, crecimiento de perifiton y de macrófitas acuáticas.

## Sitio1 : Arroyo Morales



El sitio 2 está ubicado en el Arroyo Rodríguez, representa una zona donde la actividad principal es la agropecuaria, como puede apreciarse en la diapositiva.

## Sitio 2: Arroyo Rodríguez



El sitio 3 está ubicado en el arroyo Cañuelas, como mencionamos anteriormente. El 4 ya corresponde a la cuenca media, en esta zona hemos localizado un basural a cielo abierto.



El sitio 5 está ubicado en el Riachuelo.



Esta zona del Riachuelo (S5) corresponde a un meandro, que continúa a un tramo rectificad. En el meandro se produce una reducción en la velocidad de la corriente que

favorece el desarrollo de vegetación acuática flotante. Este sitio recibe además la descarga cloacal directa de un asentamiento poblacional precario.

Primero analizaremos algunas propiedades físico-químicas del **agua**, correspondientes a cada área de muestreo.

Tabla1: Propiedades físico-químicas del agua

Parámetros	S1	S2	S3	S4	S5
pH	7.00	7.50	7.50	7.60	7.15
T°C	20.5	22.1	20.1	16.7	21.4
C. E. $\mu\text{mho/cm}$	700	1400	1100	1600	1620
Oxíg. Dis. $\text{mg.L}^{-1}$	2.6	4.4	6.7	0.1	0.0
Sól. Susp $\text{mg.L}^{-1}$	153	86.7	70	119.7	161
COT( $\text{mg.L}^{-1}$ )	17.3	22.0	6.0	58.6	25
COP ( $\text{mg.L}^{-1}$ )	1.83	1.52	1.29	2.12	4.0

Como puede observarse en la tabla 1 la concentración de carbono orgánico (COT), es mayor en el sitio S4 producto de los vertidos de la zona, descargas de frigoríficos por ejemplo, que dan como resultado una alta carga orgánica. En ese sitio también se detecta una baja concentración de oxígeno disuelto (oxígeno disuelto OD:  $0,1\text{mg. L}^{-1}$ ). En determinadas fechas de muestreo esta área presentó mayor contaminación que S5. Con respecto al Riachuelo (S5) también se observa una alta concentración de carbono orgánico total, con una concentración de oxígeno disuelto igual a  $0\text{mg.L}^{-1}$ . Recordemos que en esta zona se localiza una descarga cloacal proveniente de asentamientos precarios y, además, contaminación de origen industrial. El S3 es el que presenta menor concentración de carbono orgánico total con una alta concentración de oxígeno disuelto. Si bien el COT es alto en S1 y S2, la concentración de oxígeno disuelto es mayor que en S4 y S5, resultado que podría ser explicado por una mayor actividad fotosintética en S1 y S2.

Ahora pasaremos a analizar **los sedimentos** del fondo del cauce en los distintos sitios y su asociación con los siguientes metales: Plomo, Zinc, Cromo y Cadmio.

Podemos considerar al sedimento como una mezcla heterogénea de compuestos minerales y orgánicos. Los metales pueden asociarse a esos componentes en forma intercambiable, unidos a sólidos amorfos o incorporados en redes cristalinas. La **sorción** de los metales a los sedimentos puede ser física, cuando los enlaces entre la molécula sorbida y la superficie sólida son débiles (fuerzas de Vander Waals y bipolares: **Fracción intercambiable**) y puede ser química cuando los enlaces de sorción son iónicos o covalentes.

En resumen un sedimento es una mezcla de componentes o fases geoquímicas a la cual pueden unirse los metales según la afinidad que estos presenten por esas fases.

La determinación directa de la asociación específica del metal en el sedimento es muy difícil, debido a la gran variedad de fases del sólido que pueden unir metales. El material sólido puede ser particionado en fracciones, las cuales son extractadas selectivamente con el uso de agentes químicos apropiados. Para efectuar esta determinación nosotros hemos utilizado la extracción secuencial propuesta por Tessier.

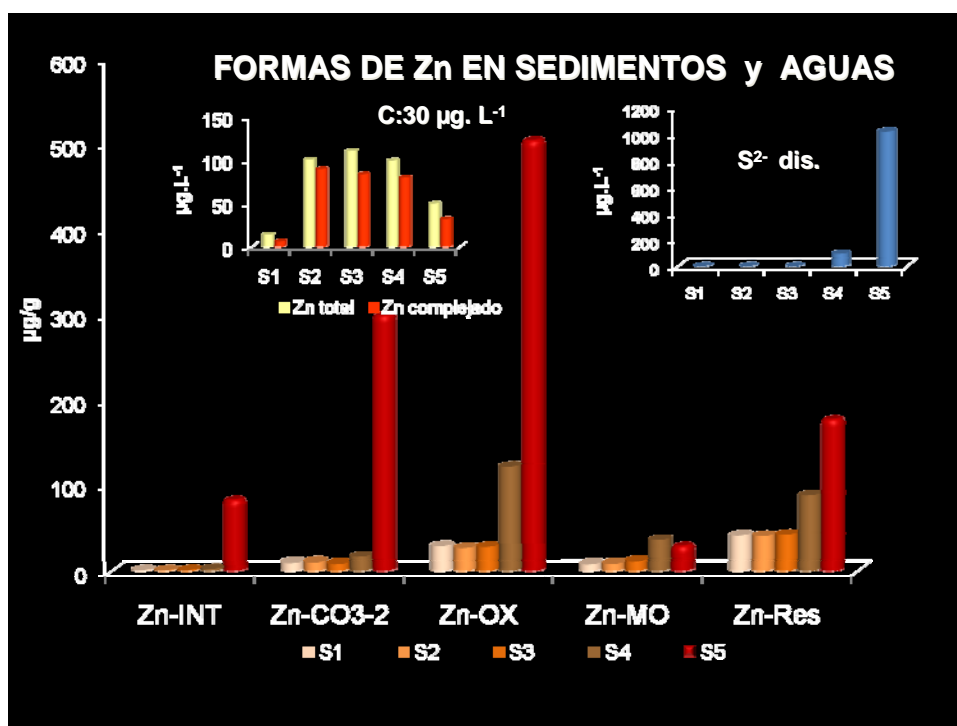
El fraccionamiento de Tessier tiene en cuenta cinco fracciones: Intercambiable, carbonato, óxidos de hierro y manganeso, materia orgánica/sulfuros cristalinos y residual. Los metales extractados en la fracción residual, se consideran altamente resistentes, mientras que los metales extractados en las primeras cuatro fracciones representan metales en las fases potencialmente móviles (fracción no residual).

En la siguiente diapositiva se presenta el Zn asociado a las distintas fracciones de los sedimentos.

La fracción intercambiable corresponde al metal que se une al sedimento mediante fuerzas más débiles, por lo tanto constituye el metal que puede ser liberado más fácilmente a la columna de agua, y por ende está más disponible para la biota.

Al analizar las fracciones de **zinc** en los sedimentos de cada sitio (figura 2), se detecta que la mayor concentración de este metal se encuentra en el Riachuelo (S5). En este mismo sitio la concentración de zinc en fracción intercambiable (Zn-INT) es mayor que en las restantes zonas de muestreo; recordemos que el zinc unido a esta fracción es el más disponible para la biota, el que puede ser fácilmente liberado a la columna de agua. El zinc en los sedimentos del Riachuelo se encuentra mayoritariamente en la

fracción carbonato, luego le sigue en importancia la fracción óxidos de hierro y manganeso (Zn-OX). El aumento en la concentración de sulfuro en S5 como puede apreciarse en la figura ubicada a la derecha, podría ser responsable de la precipitación del metal disminuyendo su concentración en el agua con respecto a los restantes sitios (figura de la izquierda). La presencia de sulfuro disuelto, además de indicar el estado anóxico del sistema está regulando la dinámica del zinc.



**Figura 2.** Concentración de zinc en las fracciones de los sedimentos de los distintos sitios.

La figura ubicada a la derecha representa la concentración de Zn en el agua y la de la izquierda la concentración de sulfuro disuelto.

La concentración de Zn total en los sedimentos del Riachuelo supera el nivel guía de calidad de sedimentos para la protección de la vida acuática propuesto por el Ministerio del Ambiente de Canadá ( $124 \mu\text{g.g}^{-1}$ , CCME) y el nivel base de referencia para sedimentos no poluidos ( $95 \mu\text{g.g}^{-1}$ , Salomón & Forstner).

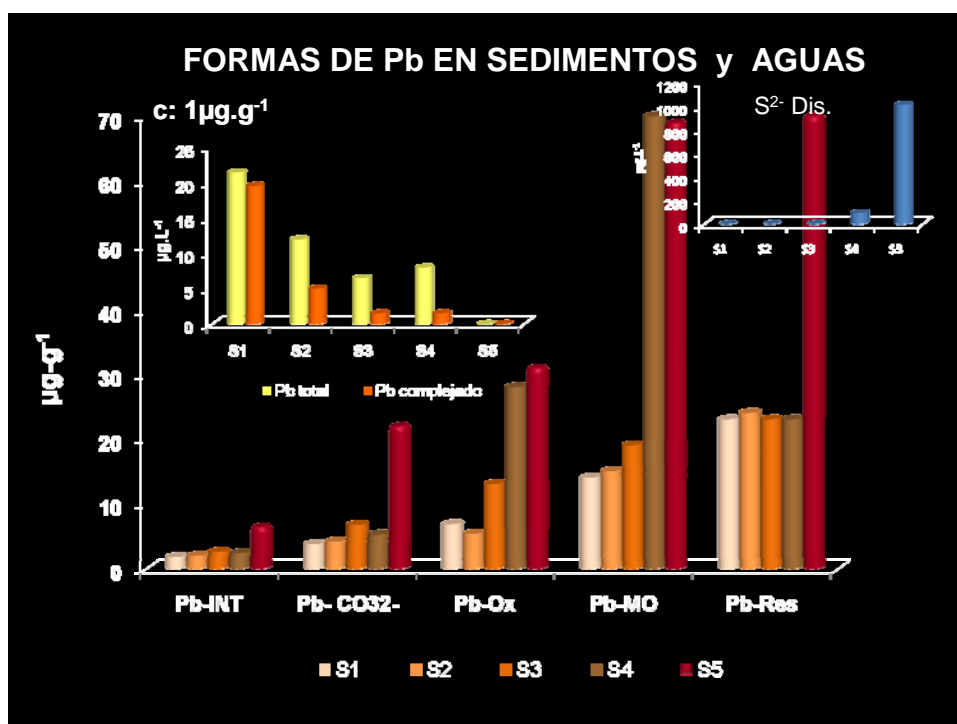
En los sitios analizados excepto en S1, la concentración de zinc en agua supera el nivel guía de calidad ( $30 \mu\text{g.L}^{-1}$ ) para la protección de la vida acuática, agua dulce superficial (Ley Nacional de Residuos Peligrosos N° 24051, Decreto 831/93).



Quisiera aclarar que la concentración de metal en el agua, al igual que la de sulfuro disuelto, es dependiente de las precipitaciones acumuladas los días previos a la toma de muestra.

Al analizar la concentración de **plomo** en el sistema agua-sedimento (figura 3); es en los sedimentos del Riachuelo donde se detecta la mayor concentración de Pb total (suma de fracciones). A su vez en este sitio se observa la mayor concentración de plomo intercambiable (Pb-INT). En estos sedimentos el metal se encontró asociado principalmente a la materia orgánica (Pb-MO) y a la fracción residual (Pb-RES). En esta última fracción el metal está ocluido en minerales primarios o secundarios, lo que implica que, ante cambios en el sistema, el plomo correspondiente a dicha fase geoquímica no está disponible para ser liberado a la columna de agua.

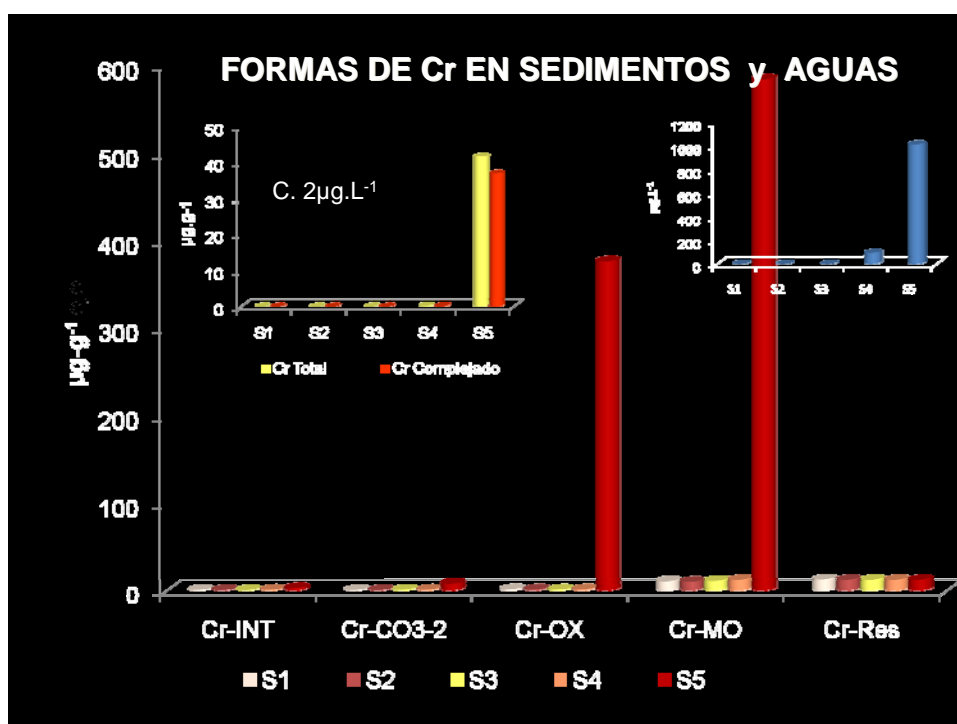
El sitio S4 ubicado en una zona con influencia urbana e industrial, presenta también concentraciones elevadas de Pb. Teniendo en cuenta la baja movilidad del Pb en ambientes acuáticos y la ausencia de rutas cercanas al curso del río en este sitio, probablemente la principal ruta de ingreso al ecosistema se produzca vía deposición atmosférica por la quema de residuos.



**Figura 3.** Concentración de plomo en las fracciones de los sedimentos de los distintos sitios. La figura ubicada a la derecha representa la concentración de Pb en el agua y la de la izquierda la concentración de sulfuro disuelto.

En todos los sitios de muestreo la concentración de este metal en los sedimentos se encuentra por encima del nivel a partir del cual pueden esperarse efectos adversos sobre los organismos acuáticos ( $35 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , CCME).

Con respecto a la concentración de Pb en aguas, la mayor concentración se registra en S1. En cambio en S5 este metal no es detectado, probablemente se deba a la alta concentración de sulfuro presente que permite la precipitación del metal. En todos los sitios se supera el límite máximo permitido por la Ley Nacional de Residuos Peligrosos N° 24051, para la protección de la vida acuática.



**Figura 4.** Concentración de cromo en las fracciones de los sedimentos de los distintos sitios. izquierda la concentración de sulfuro disuelto.

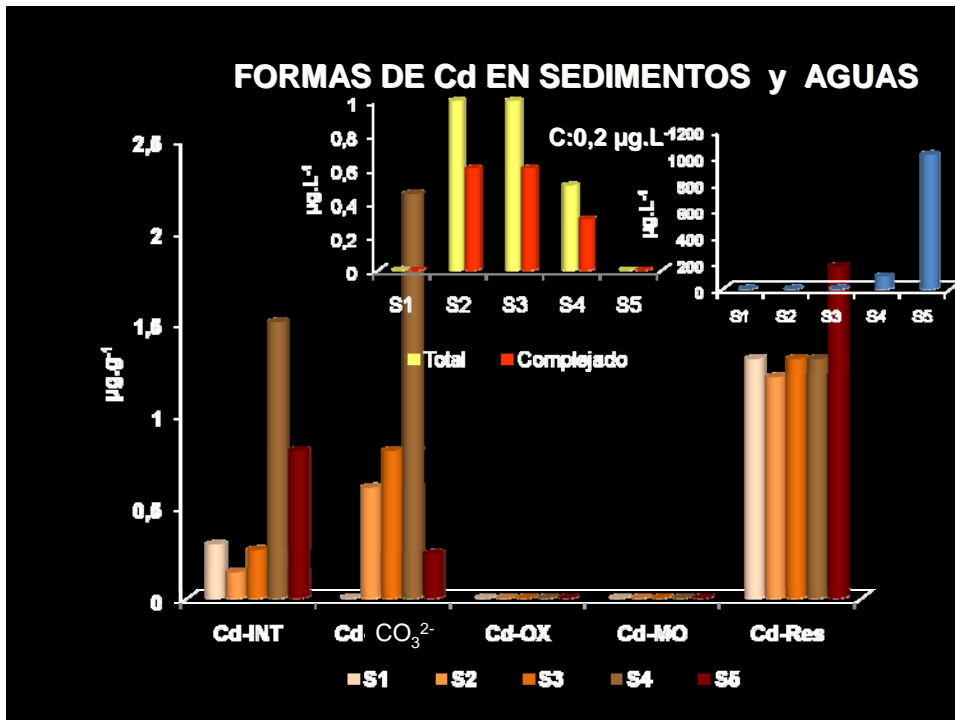
La figura ubicada a la derecha representa la concentración de cromo en el agua y la de la En la figura 4 se observa la concentración de **cromo** en el sedimento y en el agua de los distintos ambientes estudiados. El metal es detectado mayoritariamente en el sistema agua-sedimento del Riachuelo, producto de las curtiembres de la zona. En el sedimento se encuentra principalmente asociado a las fracciones óxidos de hierro y manganeso y materia orgánica/sulfuros cristalinos. En estas fracciones el metal está potencialmente disponible. No se detecta cromo intercambiable (Cr-INT), indicando que no se encuentra inmediatamente disponible. En el agua sólo es detectado en el Riachuelo, a

pesar de la alta concentración de sulfuro disuelto, resultado que indica que la dinámica del cromo es diferente a la de los metales anteriormente mencionados. La concentración de cromo en los sedimentos de S5 alcanzan valores muy altos que superan el nivel guía de calidad propuesto por el Ministerio del Ambiente de Canadá, para sedimentos de agua dulce, el cual es de  $37,3 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (CCME), caracterizándose por lo tanto como concentraciones asociadas a efectos biológicos adversos, ya que los valores superan el nivel de efecto probable ( $90 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ ) (CCME).

Estos sedimentos son importantes sumideros de cromo y, ante algún cambio en el sistema, se podrían convertir en fuente de este metal, liberándolo a la columna de agua.

En el agua del Riachuelo la concentración de cromo supera el límite máximo permitido para la protección de la vida acuática en agua dulce superficial ( $2, \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , Ley Nacional de Residuos Peligrosos N° 24051),

En la figura 5 se observa que la concentración total de **cadmio** en los sedimentos varió entre  $1,6$  y  $4,0 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  valores que se encuentran por encima del nivel base para sedimentos de ríos no poluidos  $0,2 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (Salomón & Förstner). En S4, zona con influencia urbana e industrial, superó el nivel de efecto probable sugerido por el Ministerio del Ambiente de Canadá para sedimentos de agua dulce  $3,5 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (CCME). El sedimento en esta zona tiene una concentración muy alta de Cd en la fracción intercambiable, indicando que ante una perturbación en el sistema puede ser liberado fácilmente a la columna de agua. En el agua de los sitios S2, S3 y S4 se detectan concentraciones de Cd superiores al nivel guía de calidad para la protección de la vida acuática, agua dulce superficial (Ley Nacional de Residuos Peligrosos N° 24051). En cambio, en el agua de S5 no se detecta cadmio. Este resultado podría deberse a la precipitación del metal como sulfuro.



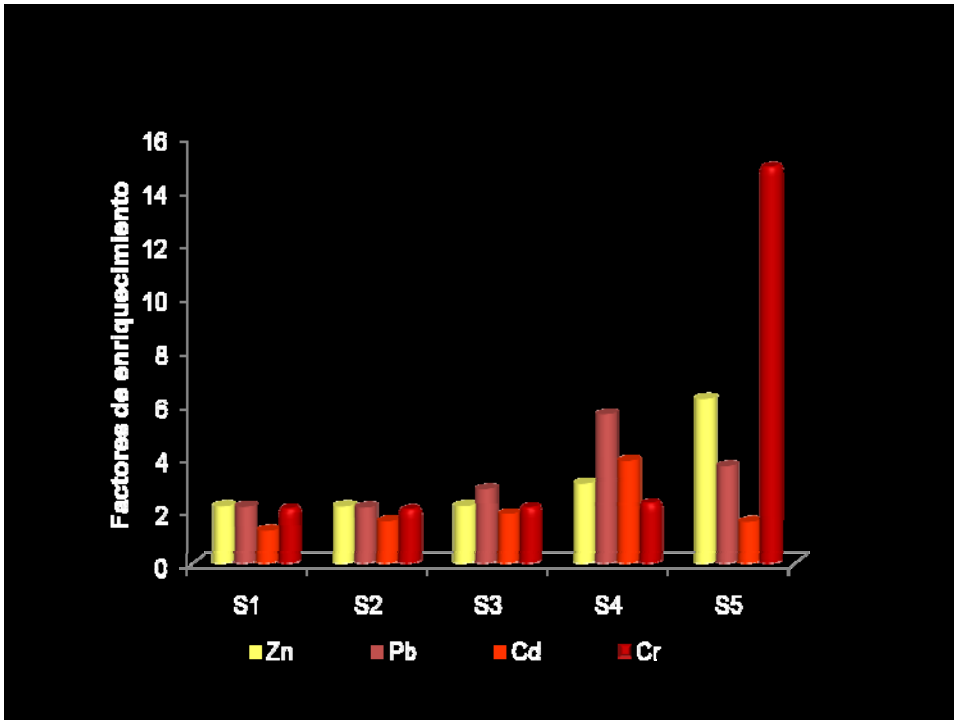
**Figura 5.** Concentración de cadmio en las fracciones de los sedimentos de los distintos sitios. La figura ubicada a la derecha representa la concentración de cadmio en el agua y la de la izquierda la concentración de sulfuro disuelto.

La mayor concentración de metal total en un sedimento no es suficiente para determinar que el mismo está contaminado por actividades antrópicas. Se han utilizados una serie de factores para determinar el enriquecimiento de los sedimentos por metales, con el objetivo de distinguir sitios con contaminación antropogénica por metales de aquellos con elevados valores atribuibles a su litología. Un factor que utilizamos es el propuesto por Lesmes

$$f = \frac{[Me]_{total}}{[Me]_{residual}}$$

Esta factor también expresa la movilidad del metal ya que si la  $[Me]_{total} > [Me]_{residual}$  se cuenta con formas potencialmente móviles.

En la figura 6 se observan los factores de enriquecimiento en los distintos sitios de muestreo. Como puede observarse el mayor factor corresponde al cromo en el sitio S5, con formas química potencialmente móviles, le sigue en importancia el Zn en ese mismo sitio y el plomo en S4.



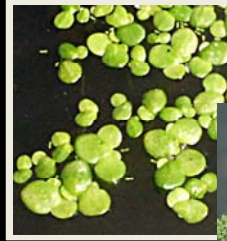
**Figura 6.** Factores de enriquecimiento de los sedimentos por los metales en los distintos sitios. Hicimos también un relevamiento de las plantas acuáticas nativas de la Cuenca Matanza-Riachuelo en dos puntos de la Cuenca: río Matanza-Ruta 3 (MR3) y Riachuelo (meandro)

Plantas acuáticas presentes en el sitio  
Matanza-R3

## PLANTAS FLOTANTES



*Alternanthera philoxeroides*  
Nombre común: Lagunilla



*Lemna gibba*  
Nombre común: Lenteja de agua



## PLANTAS EMERGENTES



*Schoenoplectus americanus*  
Nombre común: Junco



*Hydrocotyle ranunculoides*  
Nombre común: Redondita de agua



## Plantas acuáticas presentes en el Riachuelo (meandro)



### PLANTAS FLOTANTES

*Eichhornia crassipes*

**Nombre común: Camalote**

*Panicum elephantipes*

**Nombre común: Canutillo**



## PLANTAS EMERGENTES



*Sagittaria montevidensis*

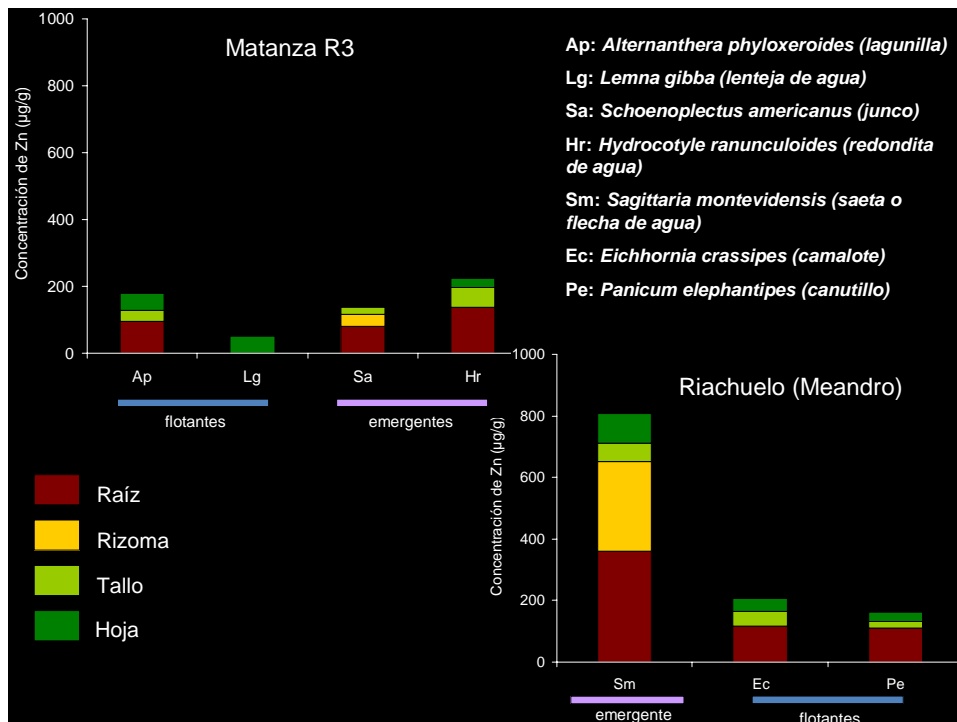
**Nombre común: Saeta o Flecha de agua**

El tramo final del río Matanza-Riachuelo se encuentra severamente contaminado por acción del hombre. Sin embargo, las elevadas concentraciones totales de metales pesados registradas no han impedido el asentamiento de plantas acuáticas emergentes o flotantes.

Se han identificado las estructuras subterráneas de plantas acuáticas (raíz y/o rizoma) como los principales órganos de acumulación de metales pesados y se ha propuesto que esta inmovilización representa una de las estrategias más frecuentes de detoxificación y tolerancia al prevenir su traslocación a la biomasa aérea y el consiguiente daño a las estructuras fotosintéticas. Sin embargo, también se admite que las elevadas tasas de traslocación a la biomasa aérea pueden sugerir la existencia de eficaces mecanismos de detoxificación como los que caracterizan a las especies hiperacumuladoras.

Si bien suele considerarse que las plantas acuáticas típicamente acumulan más metales que las plantas terrestres, las grandes diferencias entre especies en cuanto a su habilidad para incorporarlos y la elevada heterogeneidad de los ambientes acuáticos, fundamentalmente en relación con la biodisponibilidad de estos contaminantes, son considerados los principales factores que condicionan la captación.



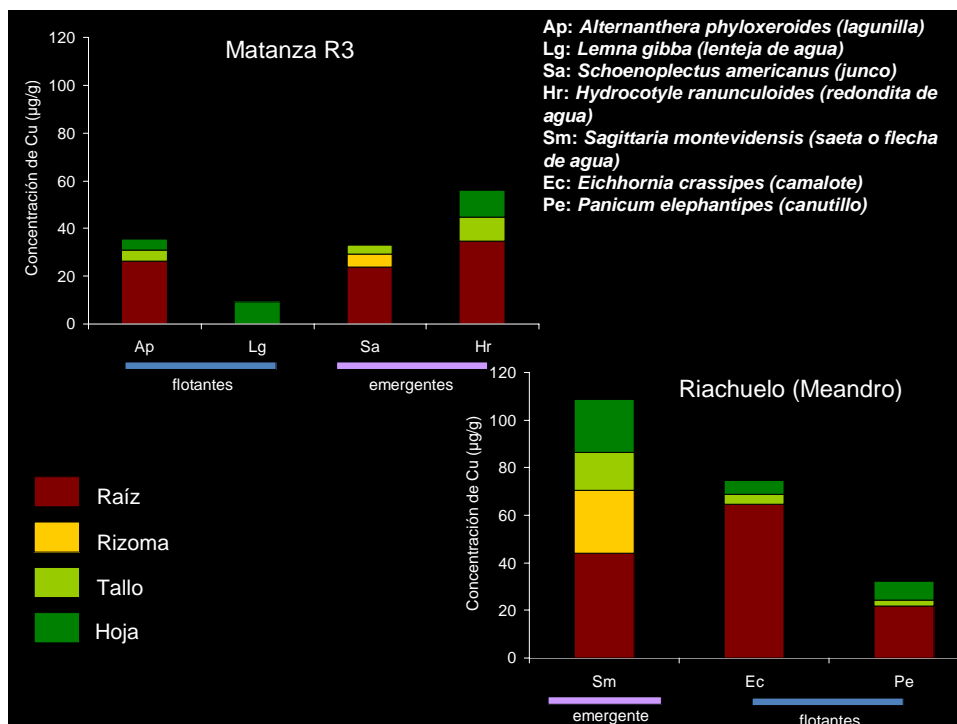


**Figura 7.** Concentración de zinc en los distintos órganos de las plantas flotantes y emergentes. Sitios MR3 y Riachuelo (meandro).

El sitio ubicado en el Riachuelo presenta mayor contaminación que MR3.

En la figura 7 se observa que la planta que acumuló mayor concentración de Zn es la *Sagittaria montevidensis*, en el sitio Riachuelo, siendo muy alta la concentración de Zn en raíz y rizoma, permitiendo la estabilización del metal en el sistema. La concentración de metales en las plantas emergentes se produce principalmente desde el sedimento, por lo tanto se detecta en esta planta que no existe restricción a la captación de este metal unido al sedimento y además que la traslocación hacia la biomasa aérea es baja. Excepto *Lemna gibba* (lenteja de agua) todas las plantas tanto las flotantes como las emergentes muestran una mayor concentración en los órganos subterráneos.

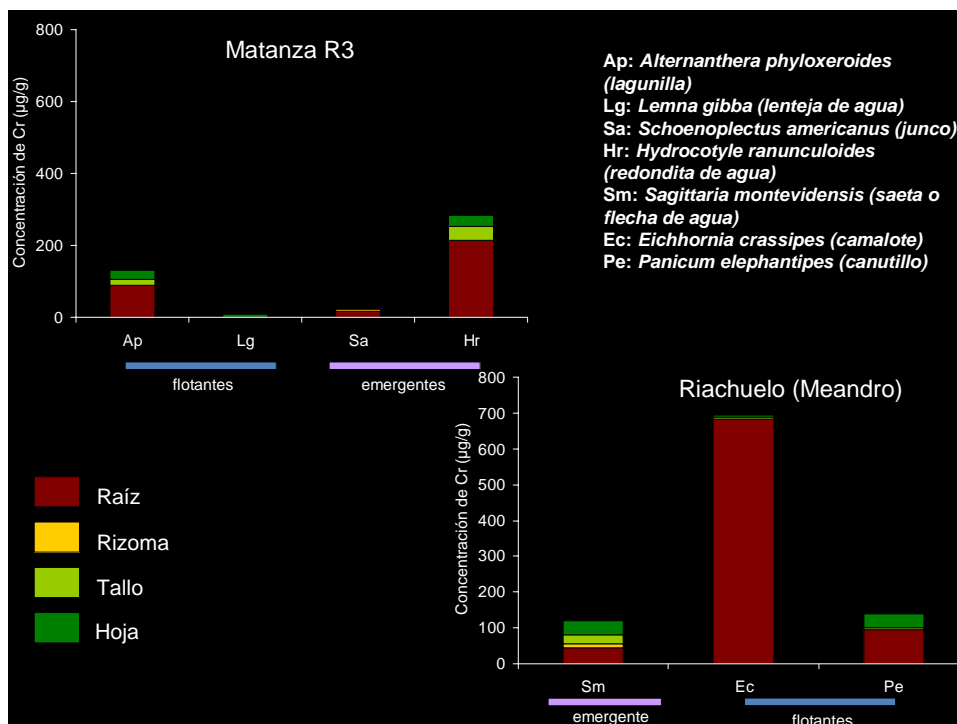
Seguidamente analizaremos la absorción de Cu por las plantas acuáticas nativas de los dos sitios seleccionados para esta presentación.



**Figura 8.** Concentración de cobre en los distintos órganos de las plantas flotantes y emergentes. Sitios MR3 y Riachuelo (meandro).

La concentración de cobre en los órganos de las plantas sigue igual patrón de distribución que la del zinc, pero nótese que las plantas absorbieron menos cobre. Probablemente se deba a que este último metal en los dos sitios, tanto en el agua como en el sedimento, se encuentra en menor concentración que el Zn. En ambos ambientes la concentración de Zn es aproximadamente 3 veces mayor que la de Cu. En el Riachuelo *Sagittaria montevidensis* es la planta que absorbe mayor concentración de cobre, considerando todos los órganos de la planta. Este metal se encuentra principalmente concentrado en los órganos subterráneos. En *Eichhornia crassipes* se observa una elevada concentración de cobre en la biomasa subterránea y una traslocación a la biomasa aérea proporcionalmente menor que para el zinc.

Con respecto al cromo (figura 9), es notoria la retención de cromo en las raíces de *Eichhornia crassipes* (camalote)



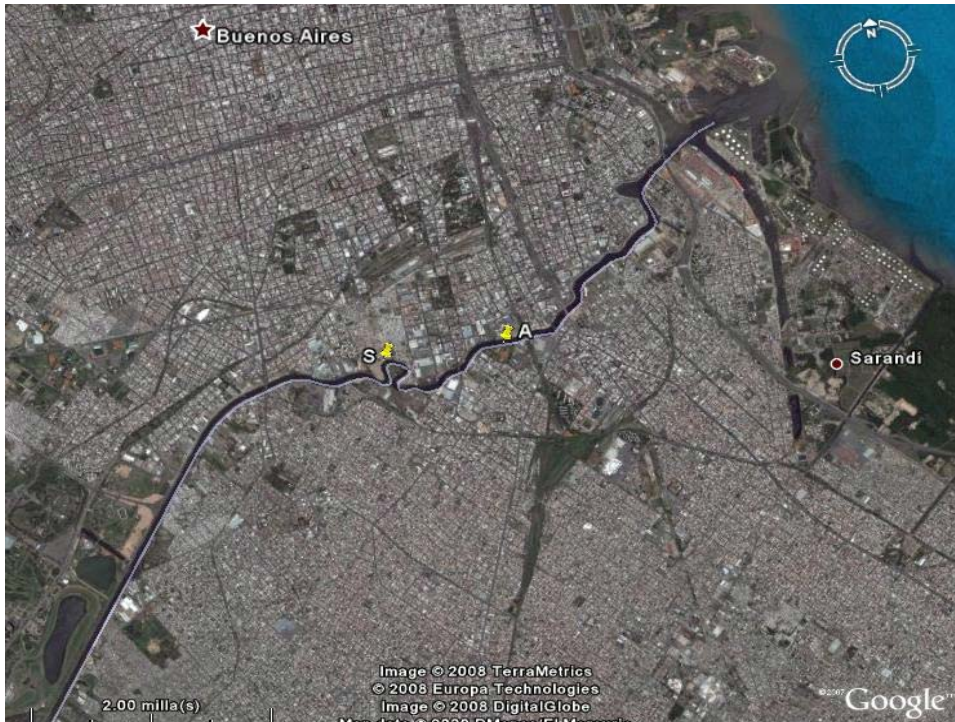
**Figura 9.** Concentración de cromo en los distintos órganos de las plantas flotantes y emergentes.

Sitios MR3 y Riachuelo (meandro).

Diversos estudios realizados por nuestro equipo de trabajo han mostrado la capacidad de *Eichhornia crassipes* de acumular altas concentraciones del metal sin detectar daño alguno.

**Los metales son acumulados en general, en la biomasa subterránea, de las especies vegetales. Sería importante tener en cuenta esta estrategia de tolerancia que desarrollan las plantas al planificar el saneamiento del sistema.**

Por otra parte se presentan algunos datos correspondientes a un estudio de sorción-desorción simultánea de iones metálicos (cromo, plomo, zinc y cobre) sobre sedimentos de dos sitios ubicados en el Riachuelo (figura 10), simulando así las complejas mezclas contaminantes vertidas. El objetivo de este estudio fue analizar en qué medida los sedimentos actúan como fuente o sumidero de estos iones metálicos.



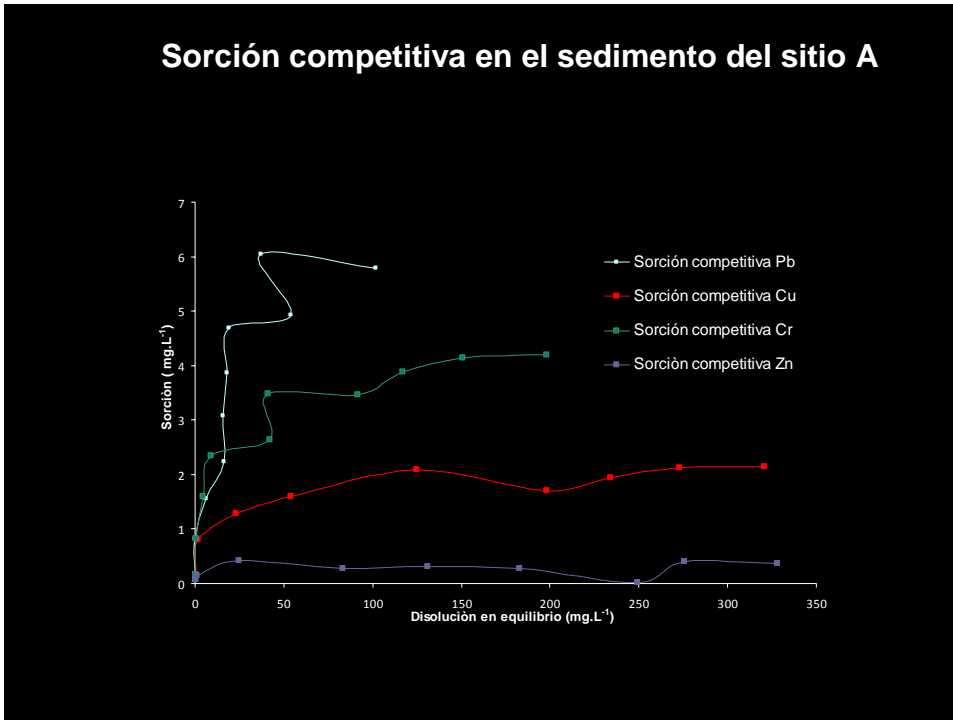
**Figura 10.** Ubicación de los sitios del Riachuelo de donde se tomaron muestras de sedimentos para ensayos de sorción. S (Meandro), A (Club de Regatas Avellaneda).

A continuación se presenta la caracterización físico-química de los sedimentos

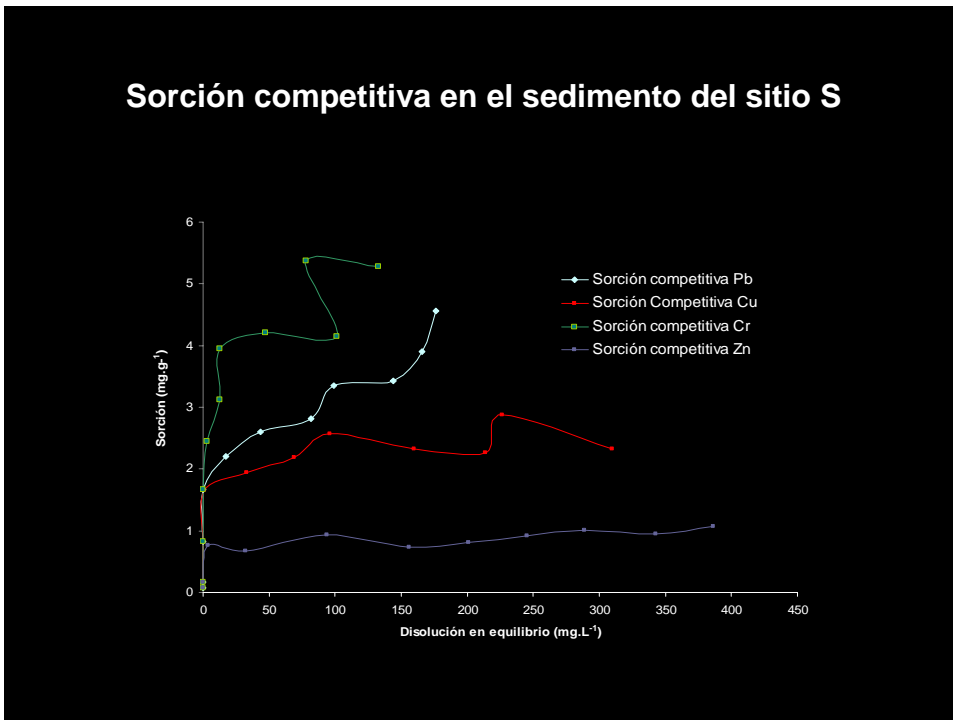
<b>Datos Físicoquímicos</b>	<b>A</b>	<b>S</b>
pH	6,14a	6,76b
CE (dS.m <sup>-1</sup> )	3,58a	1,83b
M.O (%)	15,15a	11,88b
E <sub>H</sub> (mv)	-210 a	-400b
Ca <sup>2+</sup> inter (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	28,01a	27,13a
Mg <sup>2+</sup> inter (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	9,15a	7,40b
Na <sup>+</sup> inter (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	18,41a	13,08b
K <sup>+</sup> inter (cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup> )	1,16a	0,97a
Arcillas %	10,50a	23,00b
Limo %	62,50a	70,80b
Arenas %	27,00a	6,20b

Como puede observarse los sedimentos difieren principalmente en la textura (relación limo, arena, arcilla), porcentaje de materia orgánica (MO), conductividad eléctrica (CE), EH (potencial redox).

Al realizar la sorción simultánea de cromo, plomo, zinc y cobre en estos sedimentos se obtienen las siguientes isothermas de sorción (figuras 11 y 12).



**Figura 11.** Sorción competitiva de plomo, cromo, cobre y zinc en el sedimento del sitio A



**Figura 12.** Sorción competitiva de plomo, cromo, cobre y zinc en el sedimento del sitio S.

En la figura 11 se observa que en el sedimento A, el metal con mayor capacidad de sorción es el plomo, seguido por cromo, cobre y zinc. En cambio en el sedimento S es el cromo el que presenta mayor capacidad de sorción (Figura 12).

Es evidente que las diferencias en las propiedades fisicoquímicas de ambos sedimentos dan lugar a diferencias en la sorción.

Analizando la desorción simultánea se detecta que el metal con mayor capacidad de retención en ambos sedimentos es el cromo, o sea este es el metal con menor posibilidad de ser liberado a la columna de agua. En cambio del zinc sorbido sólo es retenido un 10% en el sedimento del sitio A y un 30% en el otro sedimento analizado.

Tabla 1: Porcentaje de retención promedio de todas las concentraciones

	<b>% de Retención</b>			
	Plomo	Zinc	Cromo	Cobre
A	77	10	94	64
S	58	30	98	78

Por lo tanto, el comportamiento diferencial de los sedimentos en cuanto a la posible liberación o retención de los metales a la columna de agua debería tenerse en cuenta a la hora de planificar una medida de saneamiento.

## **Conclusiones**

**La influencia del uso de la tierra es notoria en la calidad de las aguas y sedimentos del río, los diferentes vertidos influyen marcadamente sobre la afinidad de los metales pesados por los sedimentos.**

**En las plantas acuáticas nativas los metales son acumulados en general, en la biomasa subterránea. Esta estrategia de tolerancia que desarrollan las especies vegetales y el comportamiento diferencial de los sedimentos en cuanto a la posible liberación o retención de los metales a la columna de agua deberían tenerse en cuenta a la hora de planificar el saneamiento del sistema.**